



HAL
open science

Biodiversité et caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins associatifs urbains français

Sophie Joimel

► **To cite this version:**

Sophie Joimel. Biodiversité et caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins associatifs urbains français. Sciences agricoles. Université de Lorraine, 2015. Français. NNT : 2015LORR0037 . tel-01751521

HAL Id: tel-01751521

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01751521>

Submitted on 29 Mar 2018

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

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



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

Université de Lorraine
Ecole doctorale Ressources, Procédés, Produits et Environnement
Laboratoire Sols et Environnement UL-INRA UMR 1120

Thèse

présentée en vue de l'obtention du titre de Docteur de l'Université de Lorraine

Spécialité : Sciences Agronomiques

**Biodiversité et caractéristiques physicochimiques
des sols de jardins associatifs urbains français**

par Sophie JOIMEL

Soutenue publiquement le 9 mars 2015

Composition du jury :

Jérôme CORTET, Maître de Conférences, Université de Montpellier III	Co-Directeur
Philippe CLERGEAU, Professeur, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris	Examineur
Thibaud DECAENS, Professeur, Université de Montpellier II	Rapporteur
Camille DUMAT, Professeur, ENSAT, Toulouse	Rapporteur
Thierry DUTOIT, Directeur de Recherche, CNRS, Avignon	Examineur
Jean Louis MOREL, Professeur, Université de Lorraine, Nancy	Examineur
Johanne NAHMANI, Chargée de recherche, CNRS, Montpellier	Examineur
Christophe SCHWARTZ, Professeur, Université de Lorraine, Nancy	Co-Directeur

Remerciements

« On ne se souvient pas des jours, on se souvient des instants. »

Cesare Pavese

Et voilà venu le moment de porter la touche finale à ce manuscrit : les remerciements. Il me semble que c'est la partie la plus dure à écrire. Ces pages ne concluent pas seulement un travail de plus de trois ans mais aussi toute une aventure humaine. Nostalgie, joie et espoir se mêlent dans ces quelques pages. Nostalgie des moments passés en compagnie de toutes ces personnes qui m'ont aidé, joie de pouvoir enfin prendre le temps de les remercier, et espoir de pouvoir un jour les recroiser avec la fierté d'avoir mis en application leurs précieux conseils.

Je remercie mes directeurs de thèse, **Christophe Schwartz** et **Jérôme Cortet**, pour m'avoir donné l'opportunité de travailler sur ce projet (j'en avais d'ailleurs perdu la parole quand vous m'aviez appelé !). La liberté que vous m'avez laissée pour mener à bien cette thèse m'a permis de prendre mon envol et je vous en remercie sincèrement. Tout au long de ces trois ans, j'ai progressé grâce à la confiance que vous m'avez portée tout en me poussant à faire toujours mieux. Telle une éponge (pour reprendre l'expression de Jérôme) j'ai tenté d'absorber, Christophe, ta grande rigueur et tes capacités de communications, et Jérôme, ton esprit critique et ta sérénité. C'est avec plaisir que je vais continuer à travailler avec vous afin de faire en sorte que ces résultats deviennent de « supers publiés », comme vous l'avez si souvent dit ces dernières semaines.

C'est avec beaucoup de plaisir que j'ai vécu ma journée de soutenance. Je voudrais ainsi remercier l'ensemble des membres de mon jury, **Camille Dumat**, **Thibaud Decaëns**, **Johanne Nahmani**, **Jean Louis Morel**, **Thierry Dutoit** et **Philippe Clergeau**, pour avoir accepté d'échanger sur ces travaux, me donnant ainsi de nombreuses pistes de réflexions pour valoriser au mieux ces résultats et me poussant à continuer dans la recherche en prenant confiance dans mon travail.

Merci à mon comité de pilotage bienveillant auquel j'adresse mes remerciements pour leurs idées : **Bernard Amiaud**, **Mickael Hedde** et **Nathalie Machon**.

Je voudrais remercier l'ensemble des membres du laboratoire Sols et Environnement, qui fut mon refuge entre deux missions et dont les membres m'ont chaleureusement, accueilli soutenu et conseillé. Merci à Jean Louis Morel et Christophe Schwartz, les directeurs successifs et enthousiastes de cette troupe dynamique.

A **Alain Rakoto**, je veux t'exprimer ma reconnaissance pour m'avoir accompagnée aux quatre coins de la France. Je ne pouvais pas rêver meilleur équipier sur le terrain avec ton enthousiasme et ton engagement à mener à bien ces échantillonnages. J'ai appris beaucoup de choses de ton expertise, même si j'oublie toujours ma crème solaire ! Que de souvenirs pendant ces missions (Droit Au But,

South On Fire), accompagnée de musique (avec The Artist !), où nous allions à la découverte des jardins et de toutes ces villes. Jamais avare de conseils, d'encouragements et de félicitations. De collègue, tu es devenu un véritable ami. Je te souhaite le meilleur.

Merci aux deux stagiaires de M2 que j'ai encadré : **Benjamin Magnus**, pour ta bonne humeur et ta sérénité ainsi que tes talents de botaniste, et **Jérémie Bel** pour ta motivation, ton perfectionnisme (trop parfois !) et pour le respect que tu m'as accordé. La Dream Team !

A **Elodie Chenot**, tu as été mon coach pendant ces trois ans, merci d'avoir pris un temps fou pour regarder les plannings (tu es la reine de l'organisation !) ou encore des power points pour les présentations. Surtout, tu as su trouver les paroles pour me reconforter lorsque je ne savais plus où j'en étais avec tout ce qui m'arrivait et je t'en suis très reconnaissante. Béée (Merci amie mouton) !

Merci à **Apolline Auclerc**. Contrepèteries, blagues, chansons, tant d'activités pour égayer ces journées de boulots dans les couloirs ou dans la minuscule salle de microscopie. Tu es une chercheuse entreprenante et une enseignante motivée. Je souhaite que l'on continue à travailler ensemble pour en apprendre toujours plus sur le monde merveilleux de Super Collembole et de son ami Quentin.

A **Françoise Watteau**, je te remercie pour la gentillesse et les conseils que tu m'as prodigués au labo ou pendant les congrès. Je ne suis pas la seule à bénéficier de ta prévenance et j'éprouve beaucoup d'admiration pour ton travail et surtout la façon dont tu le mènes.

Merci à **Hermine Huot** pour m'avoir accueillie lors de mon premier jour, pour tous ces moments joyeux passés au labo (Dark Vador, le retour), en congrès (SUITMA, miss Vodka et sa devise by le G !), à Nancy où nous avons pu échanger sur la recherche ou sur les sujets d'actualités. Tu as aussi été présente quand ça n'allait pas et même aujourd'hui à des milliers de km, tu prends soin de t'assurer que je vais bien. J'ai hâte de te voir à New-York !

Merci à l'équipe technique d'enfer que nous avons la chance d'avoir au LSE. A **Romain Goudon** et **Adeline Bouchard**, les animateurs qualité grâce à qui on est sûr d'avoir des résultats de qualité dans un environnement propre, à **Lucas Charrois** pour les centaines d'analyses sur la manip en phytotron et pour sa précieuse carte de cantine, à **Stéphane Colin** pour les centaines de pots et son humour caustique, à **Jean-Claude Béguin** pour tous les petits coups de mains à différents moments et les mails d'humour, à **Séverine Bonenberger**, **Sylvia L'Huillier** et **Laetitia Despouy** pour toute la gestion des bons de commandes et surtout de toutes ces missions toujours avec le sourire.

Je remercie **Rémi Baldo**, **Mélanie Malacarne** et **Lucas Charrois** pour leur accueil à Homécourt et les barbecues humides.

Merci à **Yannick Cazes** pour être présent et toujours enthousiaste pour des sorties cinés, un bon repas, voire partir à la découverte de la République Tchèque !

Merci à mes collègues de cantine pour toutes ces discussions (sans boulot !) à refaire le monde ou à discuter du dernier film : **Thibault** (la Manche et son Mont), **Jean-Claude** (vive l'ASNL !), **Alain** (label moutarde forte), **Pierre** (artisan pâtissier), **Noële**, **Sophie**, **Geoffroy** (Maître Piketty), **Yannick**, **Stéphanie** et **Christophe**.

Merci à **Sophie Leguédois** pour son franc-parler et sa bonne humeur, à **Emile Beniziri**, le maître des phytotrons, à **Catherine Sirguez** et le monde magique des enseignants, à **Stéphanie Ouvrard** pour la centaine d'HAPs. Merci à **Marie-Laure Bonis** pour sa joie de vivre et ses nombreuses attentions à mon égard (prends confiance et ne te laisse pas faire !) et à **Marie Stas**, une fois, pour accepter de venir tester ma cuisine. Merci à **Noële Raoult** pour ses conseils et son optimisme (d'une voix grave !). Au sein du LSE, et plus largement de Nancy, il existe des doctorants toujours prêts à discuter, à sortir se changer les idées ou tout simplement à déconner lorsque la fin de journée approche donnant parfois au labo un petit air de colonie de vacances. A **Childos** pour tous ces soirs et samedis où ta présence rendait le labo moins fantôme (et surtout notre présence plus légale !) ; tu es le boute-en-train du labo, armé de ton marteau et du repose poignet bleu. A **Robin** pour avoir partagé la tribune dans la bonne humeur, pour les mails SOS, pour nos batailles parfois épiques et pour les surnoms que j'espère oublier. A **Nicolas et Lucia** (rencontre arrangée !) pour tous ces délires souvent inattendus et ses soirées mémorables. A **Audrey** pour nos discussions sur tout et rien, autour d'un verre ou des légumes. A **Cédric** pour nos discussions enthousiastes autour de R et d'une taupe mignonne. A **Marie** pour son énergie communicative et ses capacités d'écoutes. A **Joan et Dimitri** pour notre amour commun des lapins. A **Sarah** pour son « t'es sérieuse là ! ». A **Ryad** pour ses fabuleux « boureks ». A **Amina**, la force tranquille. A **Jérémy** pour son amour des questions. A **Quentin**, pour sa gentillesse et pour partager avec moi la passion des collemboles. Aux petits nouveaux (pas si nouveaux que ça parfois), **Ali**, **Ramez**, **Khaled** et **Ghani**, je vous souhaite bon vent pour mener à bien votre barque. Aux anciens, **Fabien**, **Jean-Marc**, **Lucie**, **Nouhou**, merci pour votre accueil.

A peine 15 jours après le début de ma thèse, j'étais déjà partie en séminaire BETSI. Cela allait être le point de départ de six autres séminaires qui rythmèrent ma thèse où, pendant une semaine, il fallait essayer de suivre tant bien que mal parfois les discussions animées de ces grands chercheurs de la faune du sol autour de définitions sur les traits. Aussi, je tiens à remercier vivement **Mickaël Hedde** et **Benjamin Pey** pour cette organisation ainsi que tous les membres enthousiastes de cette épopée : **Apolline Auclerc**, **Johanne Nahmani**, **Daniel Cluzeau**, **Muriel Guernion**, **Céline Pelosi**, **Céline Pernin**, **Lucia Santorufo**, **Fabien Grumiaux**, **Jérôme Cortet**, **Florence Dubs**, **Yvan Capoviez**, **Alain Pasquet**, **Sandrine Salmon**, **Baptiste Laporte**, **Jean-François Ponge**, **Thibaud Decaëns**. Merci aussi à **Céline** de m'avoir encadré de manière enthousiaste pendant mon stage de M2 et encouragé à poursuivre en Thèse.

Grâce au programme JASSUR, j'ai eu le plaisir de travailler avec de nombreux collaborateurs. A **Jean Noel Consalès**, je te remercie de m'avoir fait découvrir Marseille, ses jardins et surtout les jardiniers chaleureux (avec les cigales chantantes et le pastis du midi !). Toujours disponible et de bonne humeur, tu m'as aussi initié aux techniques d'enquêtes, ce qui fut une expérience des plus enrichissantes. Merci à tous les autres membres lors des échanges pendant les séminaires, au sein de la tâche 4 ou sur Nantes (frigo et jardinière récalcitrante au menu !): **Armelle Braud, Hervé Capiaux, Pierre Gaudin, Thierry Lebeau, Alice Biczysko, Cécile Le Guern, Béatrice Béchet, Liliane Jean-Soro**. Merci à **Caroline Joly** et **Marie France Ringard** pour leur aide respective au sein du Grand Nancy et de la ville de Nantes. Un gigantesque Merci aux **jardiniers** rencontrés dans toutes les villes pour avoir ouvert leur porte, pris le temps de répondre à mes questions et offert leurs plus beaux légumes avec fierté.

Pendant la thèse, j'ai aussi passé du temps à Montpellier et je remercie l'équipe du CEFE pour leur accueil. Merci à **Eric De Stordeur** pour m'avoir laissé une partie de son bureau, à **Pierre Jay Robert** pour les petits-déjeuners, à **Fred** et **Céline** pour les repas et sorties à la plage, à **Michel Bertrand** et **Lise Roy** pour m'avoir fait découvrir les acariens.

A **Christine Fivet**, j'adresse mes remerciements pour son réconfort autour des pauses thé et bonbons.

Merci aux élus RP2E avec qui j'ai effectué mon mandat : **Billy, Fanny, Nicolas, François** pour nos réunions gouters et hamacs.

Merci à **Sandrine Chauchard** et **Pierrick Priault** pour m'avoir accompagné pendant je faisais mes premières armes en tant qu'enseignante.

Merci à **Noélie Maurel** pour son soutien botanique et d'encadrement de Benjamin.

Merci à **Florian** pour la mascotte Super Collembole.

Merci à tous mes amis qui m'accompagnent (parfois depuis mon plus jeune âge) et qui m'ont apporté leur soutien pendant ces trois ans autour de repas, breuvages et autres activités ludiques : **Amélie, Delphine, Aurélie, Clément, Romain, Vincent, Eloïse**.

Je remercie ma famille et je dédie en particulier ce travail à **ma mère**, elle qui n'a pas eu la chance d'aller à l'école et qui a tout fait malgré les difficultés pour que je puisse faire des études aussi loin que je le désirais. Merci à **ma belle-famille** pour leur soutien infaillible, la confiance et les nouveaux horizons qu'ils m'ont ouverts. Enfin je ne remerciais jamais assez **mon mari** de me suivre dans toutes mes péripéties et d'apporter son soutien sans faille.

Mille Mercis !

Le Meilleur est à venir !

Sommaire

Remerciements	- 3 -
Sommaire	- 7 -
Liste des figures	- 11 -
Liste des tableaux	- 21 -
Glossaire	- 25 -
Préambule	- 27 -
Introduction	- 29 -
PARTIE 1 : Investiguer la qualité des sols de jardins associatifs	- 33 -
Chapitre 1 : Les traits fonctionnels, un outil pour comprendre les règles d’assemblages des communautés d’organismes au sein des écosystèmes très anthropisés	- 35 -
1. Les agroécosystèmes urbains : des écosystèmes anthropisés modèles	- 35 -
2. La qualité biologique des écosystèmes, relations entre structure, fonctionnement et services écosystémiques	- 41 -
3. Développer l’approche fonctionnelle dans les agrosystèmes urbains grâce à l’étude croisée de la faune du sol et de la végétation	- 53 -
4. Objectifs de la thèse	- 56 -
Chapitre 2 : Développement d’une méthode pour l’étude des composantes abiotiques, biotiques et sociales des jardins familiaux	- 59 -
1. Démarche générale et cadre d’étude.....	- 59 -
2. Comment sélectionner les jardins ?	- 60 -
3. Les sites de jardins familiaux et leur implantation géographique	- 67 -
4. Investigations des jardins lors de la phase terrain I	- 78 -
5. Investigations des jardins lors de la phase terrain II	- 81 -
6. Investigation du jardin des Eglantiers lors de la phase terrain III	- 87 -
7. Analyses statistiques	- 89 -
PARTIE 2 : Facteurs d’influence et typologie des sols de jardins	- 91 -
Introduction	- 91 -

**Chapitre 3 : Les sols de jardins français, une forte variabilité de caractéristiques physico-chimiques-
93 -**

1. Introduction.....	- 93 -
2. Les propriétés physiques des sols de jardins	- 93 -
3. La fertilité chimique des sols de jardins	- 95 -
4. La contamination des sols de jardins	- 97 -
5. De multiples facteurs de variabilité des paramètres physico-chimiques des terres de jardins... 104 -	
6. Discussion : typologie des sols de jardins.....	- 117 -
7. Conclusion	- 121 -

**Chapitre 4 : Les caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins comme reflet du
positionnement des jardins à l'interface d'usages variés.....- 123 -**

1. Introduction.....	- 123 -
2. Le gradient d'anthropisation	- 125 -
3. Distribution des paramètres édaphiques le long du gradient d'anthropisation.....	- 126 -
4. Discussion	- 130 -
5. Conclusion	- 133 -
Conclusion de la partie	- 135 -

PARTIE 3 : Les jardins, réservoirs de biodiversité taxonomique et fonctionnelle- 137 -

Introduction.....- 137 -

Introduction méthodologique :- 139 -

Sélection de jardins modèles pour investiguer la biodiversité- 139 -

sur la base de critères physico-chimiques et de pratiques de jardinage- 139 -

1. Trois contextes pédoclimatiques.....	- 139 -
2. Des pratiques graduelles selon les trois groupes de jardiniers.....	- 139 -
3. La taille des jardins : un critère de variabilité.....	- 141 -

**Chapitre 5 : La biodiversité des jardins est influencée par le climat et les pratiques de jardinage
143 -**

1. Introduction.....	- 143 -
----------------------	---------

2.	La flore.....	- 143 -
3.	Les microarthropodes des jardins	- 150 -
4.	Interactions entre la faune et la flore	- 166 -
5.	Discussion	- 167 -
6.	Conclusion	- 174 -
Chapitre 6 : Les microarthropodes, indicateurs de la qualité biologique des sols de jardins.....		- 177 -
1.	Introduction.....	- 177 -
2.	Les jardins, réservoirs de microarthropodes.....	- 178 -
3.	Distribution des paramètres biologiques le long du gradient d’anthropisation.....	- 179 -
4.	L’indice BSQc confirme la qualité biologique des sols de jardins.....	- 183 -
5.	Discussion	- 184 -
6.	Conclusion	- 187 -
Chapitre 7 : Les traits fonctionnels, outils de compréhension des réponses des communautés de microarthropodes face à une contamination et à sa remédiation.....		- 189 -
1.	Introduction.....	- 189 -
2.	Propriétés du sol de la parcelle expérimentale.....	- 190 -
3.	La communauté de microarthropodes au printemps avant la mise en place de la phytoremédiation.....	- 191 -
4.	Effets des différentes modalités de phytoremédiation sur les communautés de collemboles... -	193 -
5.	Effet du gradient de contamination au plomb sur les communautés de collemboles	- 198 -
6.	Discussion	- 199 -
7.	Conclusion	- 202 -
Conclusion de partie.....		- 203 -
PARTIE 4 : Discussion.....		- 205 -
Introduction.....		- 205 -
Chapitre 8 : La qualité des sols de jardins : caractérisation et facteurs d’influence		- 207 -
1.	La qualité des sols de jardins associatifs : des sols à haut potentiel en milieu urbain.....	- 207 -

2. Les traits fonctionnels, des outils de compréhension.....	- 212 -
Chapitre 9 : Implications en termes de gestion des sols de jardins.....	- 217 -
1. A l'échelle du jardinier.....	- 217 -
2. A l'échelle des gestionnaires	- 218 -
Conclusion Générale.....	- 223 -
Perspectives.....	- 225 -
Bibliographie.....	- 227 -
Annexes	- 257 -

Liste des figures

Figure 1 : Les jardins potagers urbains à l'interface d'usages variés	- 30 -
Figure 2: Profil de Technosol résultant de la décantation d'apports successifs de boues sidérurgiques (couches visibles) (Huot, 2011) (a) et d'anthrosol hortique résultat d'une fertilisation intense (horizon superficiel organique profond) (b) (photographies C Schwartz).....	- 36 -
Figure 3: Classification des SUTMAs selon leur capacité à assurer des services écosystémiques...	- 40 -
Figure 4: Interprétation schématique de la diversité fonctionnelle à travers trois composantes (d'après Villéger, 2008). Les figures représentent la même communauté de 15 espèces (points) ayant différentes valeurs pour deux traits. L'abondance de l'espèce est proportionnelle à la surface du point.	- 44 -
Figure 5 : Règles d'assemblage d'une communauté (d'après Lortie <i>et al.</i> , 2004).....	- 50 -
Figure 6: Rôle des traits dans l'assemblage des communautés (d'après Garnier et Navas, 2013). Une espèce est représentée par trois ensembles de traits (même symbole avec des couleurs différentes). -	51 -
Figure 7: Les différents types de métacommunautés selon Leibold <i>et al.</i> (2004) ; (a) tri d'espèces (b) effet de masse (c) dynamique de tache (d) vue neutre	- 53 -
Figure 8: Place de la faune du sol en fonction du nombre d'espèces au sein de la biodiversité globale (d'après Deacens <i>et al.</i> , 2006)	- 54 -
Figure 9: Schéma conceptuel de la qualité des sols de jardin et du questionnement scientifique associé	- 57 -
Figure 10 : Les jardins familiaux de Montolivet (Marseille) : (a) site et (b) parcelle de jardin (Joimel, 2012).....	- 59 -
Figure 11: Démarche d'investigation des sols de jardins potagers	- 60 -
Figure 12 : Classement des facteurs d'influence de l'écosystème jardin en fonction de leurs indices de pertinence. En vert, les indices les plus fiables (Chenot <i>et al.</i> 2012).	- 61 -
Figure 13: Localisation des trois villes investiguées en vue d'investiguer des jardins familiaux situées sous les trois grands climats français (meteonature.com).....	- 62 -
Figure 14: Représentation des zones tampon autour des sites de Nantes (rayon de 500m) (Google earth, 2013)	- 64 -
Figure 15: Carte de l'occupation des sols de Marseille (Corine Land Cover, 2006). Les cercles représentent les aires de rayon 500m autour des sites de jardins; en noir, les sites artificiels - industries, en orange, les sites artificiels –habitations et en vert, les sites semi-naturels.	- 65 -
Figure 16 : Exemple de différents sites de jardins familiaux (a) site de Seichamps (agglomération de Nancy), (b) site de la Crapaudine (ville de Nantes), (c) site de Coder (ville de Marseille).	- 66 -

Figure 17: Diagramme ombrothermique (température minimale et maximale et pluviométrie) de Marseille (d'après Météofrance).....	- 69 -
Figure 18 : Diagramme ombrothermique (température minimale et maximale et pluviométrie) du Grand Nancy (d'après Météofrance).....	- 69 -
Figure 19 : Diagramme ombrothermique (température minimale et maximale et pluviométrie) de Nantes (d'après Météofrance)	- 70 -
Figure 20 : Localisation des jardins familiaux sur Marseille (Google Earth) (en rouge, les sites investigués, en noir les autres sites de jardins familiaux de la zone d'étude.	- 71 -
Figure 21 : Les dix sites de jardins familiaux investigués sur Marseille.....	- 72 -
Figure 22 : Les sites de jardins familiaux de Nancy (Google Earth) (en rouge, les sites investigués, en noir les autres sites de jardins familiaux de la zone d'étude)	- 73 -
Figure 23 : Les six sites de jardins familiaux investigués sur le Grand Nancy (a) Heillecourt (b) Jarville-La-Malgrange (c) Laneuveville-Devant-Nancy (d) Malzéville (e) Maxéville (f) Seichamps (Joimel 2012) -	74 -
Figure 24 : Localisation des jardins familiaux de Nantes (Google Earth) (en rouge, les sites investigués, en noir les autres sites de jardins familiaux de la zone d'étude)	- 75 -
Figure 25 : Les dix sites de jardins familiaux investigués sur Nantes (a) Angle-Chaillou (b) Batignolles (c) Chaupière (d) Contrie (e) Crapaudine (f) Eglantiers (g) Lait de Mai (h) La Roche (i) Moutonnerie (j) Vertais (Joimel 2012).....	- 77 -
Figure 26: Exemples de gestion des espaces verts à Nantes. (a) pelouse rase (Crapaudine), (b) pelouse haute (Chaupières) (Joimel 2012)	- 77 -
Figure 27: (a) Prélèvements de sols à la tarière (Montolivet, Marseille) et (b) mélange des échantillons élémentaires (Font-Obscur, Marseille) (Joimel 2012)	- 78 -
Figure 28: Entretien dans un jardin (Magali-Aiguier, Marseille) (Rakoto, 2012)	- 80 -
Figure 29: Mesure des dimensions d'un jardin à l'aide d'une roue de mesure (Eglantiers, Nantes) (Rakoto, 2012).....	- 81 -
Figure 30: Quadrats de 30cm de côté et quadrat de 1m ² (Joimel, 2013)	- 82 -
Figure 31: Identification <i>in-situ</i> de la végétation des jardins potagers (Crapaudine, Nantes) (Joimel, 2013).....	- 83 -
Figure 32: Prélèvements dans un jardin potager (Crapaudine et Chaupières, Nantes) (a,b) à l'aide des cylindres (c) et extraction de microarthropodes (d) (Joimel et Rakoto, 2013)	- 84 -
Figure 33: Dispositif expérimental du jardin des Eglantiers (parcelle 67 et 68) ; Surface totale : 279 m ²	- 88 -
Figure 34: Exemple de placettes au sein de la parcelle expérimentale des Eglantiers à Nantes.....	- 88 -

Figure 35: Distribution des pourcentages d'éléments grossiers des terres de surface des jardins en fonction des villes (M : Marseille, n=36 ; GN : Grand Nancy, n=33 ; N : Nantes, n=35). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).....	- 94 -
Figure 36 : Distribution pondérale des tailles de particules des terres de surface des 104 jardins selon 3 fractions (argile, A ; limon, L ; sable, S) sur le diagramme triangulaire des classes texturales de sols .	- 94 -
Figure 37: Représentation des ratios des teneurs en 9 métaux totaux de terres de jardins par rapport au fond géochimique local (vibrisse RMQS).....	- 98 -
Figure 38: Relations (linéaires) entre le logarithme des concentrations totales en métaux totaux en fonction du logarithme de la concentration totale en Fe dans les horizons superficiels des sols de jardins (n=104).	- 100 -
Figure 39 : Analyse en composantes principales sur les paramètres physico-chimiques (28 variables) des terres de surface de 104 jardins. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonctions des villes (cercle de confiance et barycentre)	- 105 -
Figure 40: Analyse en composantes principales sur les ratios des teneurs en métaux totaux par rapport au fond géochimique (vibrisse RMQS) (9 variables) des terres de surface de 104 jardins. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonctions des villes (cercle de confiance et barycentre) (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes).....	- 106 -
Figure 41 : Représentation graphique de la distribution des ratios (teneurs totales en métaux / vibrisse locale) dans les terres de surface de jardins selon leurs villes d'origine (Marseille : n=36, Grand Nancy : n=33, Nantes : n=35). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$). (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)	- 107 -
Figure 42: Pourcentage de jardiniers utilisant des produits phytosanitaires, engrais et amendements dans leur jardin en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes).....	- 107 -
Figure 43: Pourcentage de jardiniers utilisant les différents types de traitement pour lutter contre les maladies en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)	- 108 -
Figure 44 : Teneurs en Cu dans les terres de surface de jardins selon l'utilisation (n=63) ou non (n=34) de bouillie bordelaise. Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$) ..	- 108 -
Figure 45: Teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon l'utilisation de traitements chimiques (n=9), de traitements biologiques (n=59) ou d'autre modes de lutte contre les maladies (n=28). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$) ..	- 109 -

Figure 46: Nombre d'années de jardinage en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)	- 109 -
Figure 47: CEC et teneurs en P_{Olsen} , Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon la durée de culture de la parcelle par le jardinier : <5 ans (n=34), entre 5 et 10 (n=33) et supérieure à 10 ans (n=29). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)	- 110 -
Figure 48: Teneurs en As, Co, Cu, Ni, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon la durée d'exploitation du jardin : <10 ans (n=14), entre 10 et 50 (n=53), entre 51 et 100 (n=15) et >100 ans (n=22). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).....	- 111 -
Figure 49: Pourcentage de jardiniers produisant les 10 légumes les plus cultivés (a) en automne et hiver et (b) au printemps et à l'été dans les jardins familiaux	- 112 -
Figure 50: Pourcentage de jardiniers produisant les 11 fruits les plus cultivés dans les jardins familiaux	- 112 -
Figure 51: Teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon le nombre de types de fruits cultivés dans le jardin : un à deux (n=38), entre 3 et 4 (n=35), et au moins 5 (n=23). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)	- 113 -
Figure 52: Importance accordée par les jardiniers aux différents types de production dans le jardin ...	- 113 -
Figure 53 : Teneurs en matière organique (MO), P_{Olsen} , Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon la présence (n=55) ou l'absence d'arbres (n=41). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)	- 114 -
Figure 54 : Pyramide des âges des jardiniers en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes).....	- 114 -
Figure 55 : Teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon l'âge du jardinier : moins de 60 ans (n=34), entre 60 et 70 ans (n=31) et supérieur à 70 ans (n=31). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)	- 115 -
Figure 56 : Teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon le genre du jardinier : femme (n=19) et homme (n=77). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)	- 116 -
Figure 57 : Relation entre la qualité physico-chimique des sols de jardins et les pratiques de jardinage	- 121 -
Figure 58: Analyse en composantes principales sur le logarithme des données géochimiques (9 variables)	- 125 -
Figure 59 : Analyse en composantes principales sur le logarithme des teneurs en éléments traces métalliques (5 variables) de 2451 terres de surface. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation	

montrant la répartition des observations (d) en fonctions des usages (cercle de confiance et barycentre).....	- 126 -
Figure 60 : Distribution des teneurs en carbone, azote, pH et phosphore _{Olsen} des terres de surface en fonction des usages : forêts (F) (n=582), prairies (P) (n=623), terres arables (TA) (n=820), vignes et vergers (VV) (n=48), jardins potagers (JP) (n=104), SUITMAs hors jardins (S) (n=274). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).....	- 128 -
Figure 61 : Distribution des teneurs en métaux totaux des terres de surface en fonction des usages : forêts (n=582), prairies (n=623), terres arables (n=820), vignes et vergers (n=48), jardins potagers (n=104), SUITMAs hors jardins (n=274). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)	- 129 -
Figure 62 : Le gradient d'anthropisation des sols de différents usages de la couverture pédologique française selon leurs caractéristiques physico-chimiques de surface.....	- 134 -
Figure 63 : Critères de classification des jardins en fonction des pratiques pour investiguer la biodiversité.....	- 141 -
Figure 64: Représentation de la taille des jardins en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes).....	- 141 -
Figure 65 : Fréquence (nombre de jardins) des six espèces spontanées les plus souvent rencontrées dans les jardins (n=15).....	- 144 -
Figure 66: Courbes d'accumulation des espèces en fonction du nombre de quadrats échantillonnés dans les deux zones des jardins de (a) Marseille, (b) Grand Nancy et (c) Nantes ainsi que dans l'ensemble des jardins où l'intensité des pratiques est (d) faible, (e) moyenne et (f) forte. La zone colorée autour de la ligne centrale représente l'intervalle de confiance.	- 145 -
Figure 67: Analyse des COordonnées Principales sur la présence-absence des espèces végétales des 15 jardins (n= 12) (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des jardins en fonction de l'intensité des pratiques (c) et de leur origine pédoclimatique au sein de la zone cultivée et (d), (e), (f) pour la zone non cultivée. Les étiquettes sont au centre de la répartition des observations (barycentre). (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes ; 1 : intensité faible, 2 : intensité moyenne, 3 : intensité forte)	- 147 -
Figure 68 : Distribution des traits au sein de la communauté floristiques des jardins en fonction de 5 traits fonctionnels : (a) vecteur de pollinisation, (b) forme de vie (c) type de stratégie (C, compétitrice ; S, tolérante au stress ; R, rudérale) (d) mode de reproduction (S, par graines; V = végétativement)) et (e) type de fruits.....	- 149 -
Figure 69 : Analyse en composantes principales des 15 jardins sur la base de 25 variables (Fric : richesse fonctionnelle, FDiv : diversité fonctionnelle, FDis : dissimilarité fonctionnelle, FEve : équitabilité et 20 CWM) (a) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux	

premiers axes (b) pourcentages d'inertie des axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonction de l'intensité des pratiques (d) en fonctions des villes cercle de confiance et barycentre	- 150 -
Figure 70 : Proportions des différents groupes de microarthropodes et plus précisément d'acariens au sein des jardins (n=360).....	- 151 -
Figure 71 : Fréquence (nombre de jardins) des huit taxons de collemboles les plus souvent rencontrés dans les jardins (n=15).....	- 152 -
Figure 72 : Analyse en composantes principales des 15 jardins (zone cultivée, n=12, deux saisons) sur la base de onze variables : richesse spécifique des collemboles (S), les indices de diversité (H) et d'équitabilité (E) de Shannon-Weaver, l'abondance au sein des groupes écomorphologiques (épi, hémi et eu-édaphique), l'abondance des acariens selon leur famille (Acaridida, Actinididae, Gamasida et Oribatida) et l'abondance des autres microarthropodes. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonction de l'intensité des pratiques (d) en fonctions des villes (cercle de confiance et barycentre)	- 153 -
Figure 73 : Part relative des différents constituants des microarthropodes (collemboles, acariens, et autres arthropodes) (a), part relative des différents groupes d'acariens (b), densité de collemboles (c), part relative des différents groupes écomorphologiques des collemboles dans un échantillon moyen (d) en fonction de l'origine pédoclimatique (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes). Les lettres indiquent les différences significatives entre villes (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).....	- 154 -
Figure 74 : Analyse des COordonnées Principales sur la présence-absence des espèces de collemboles au sein des 15 jardins (n= 12) (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des jardins en fonction de leur origine pédoclimatique (c) et de l'intensité des pratiques. Les étiquettes sont au centre de la répartition des observations (barycentre). (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes ; 1 : intensité faible, 2 : intensité moyenne, 3 : intensité forte).....	- 156 -
Figure 75 : Distribution du Community Weighted Mean (CWM) des communautés de collemboles en fonction de 8 traits fonctionnels (a) forme du corps (b) taille du corps (c) locomotion (d) pigmentation (e) organe visuel (f) type de reproduction (g) habitat (h) micro-habitat.	- 158 -
Figure 76 : Analyse en composantes principales des 15 jardins sur la base de 25 variables (Fric : richesse fonctionnelle, FDiv : diversité fonctionnelle, FDis : dissimilarité fonctionnelle, FEve : équitabilité et 21 CWM) (a) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (b) pourcentages d'inertie des axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonctions des villes (cercle de confiance et barycentre) (d) en fonction de l'intensité des pratiques	- 159 -

Figure 77 : Densité de collemboles moyenne par réplicat en fonction de l'origine pédoclimatique (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes) et de la saison de prélèvement. Les lettres indiquent les différences significatives entre villes (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$). - 163 -

Figure 78 : Analyse des COordonnées Principales sur la présence-absence des espèces de collemboles au sein des 15 jardins en fonction de la saison et de leur origine pédoclimatique (a) cercle de corrélation et (b) pourcentages d'inertie des axes pour Marseille, (c) et (d) pour Grand Nancy, (e) et (f) pour Nantes. Les étiquettes sont au centre de la répartition des observations (barycentre)... - 164 -

Figure 79 : Densité de collemboles moyenne par réplicat en fonction de l'origine pédoclimatique (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes) et de la saison de prélèvements. Les lettres indiquent les différences significatives entre villes (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$). - 165 -

Figure 80 : Analyse des COordonnées Principales sur la présence-absence des espèces de collemboles au sein des 15 jardins en fonction de la zone de prélèvement et de leur origine pédoclimatique (a) cercle de corrélation et (b) pourcentages d'inertie des axes pour Marseille, (c) et (d) pour Grand Nancy, (e) et (f) pour Nantes. Les étiquettes sont au centre de la répartition des observations (barycentre). - 166 -

Figure 81 : Corrélation entre la richesse spécifique moyenne de la flore, la richesse spécifique des collemboles et l'abondance des collemboles dans la zone cultivée (a,c) et non cultivée (b,d) des 15 jardins. * indique une corrélation significative (0,05) - 166 -

Figure 82 : Conclusions sur les règles d'assemblages des espèces de collemboles et végétales dans les jardins selon une approche taxonomique (a) et fonctionnelle (b) (en bleu, la richesse spécifique totale ; en rouge, la richesse spécifique moyenne par jardin) - 175 -

Figure 83 : Analyse en composantes principales de 3460 échantillon de terres sur la base de neuf variables : richesse spécifique des collemboles (S), les indices de diversité (H) et d'équitabilité (E) de Shannon-Weaver, le logarithme des abondances au sein des groupes écomorphologiques (épi, héli et eu-édaphique), le logarithme de l'abondance des acariens selon leur famille (Acaridia, Actinida, Gamasida et Oribatida) et le logarithme de l'abondance des autres microarthropodes. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations (d) en fonctions des usages (cercle de confiance et barycentre) - 179 -

Figure 84: Part relative des différents groupes constitutifs des microarthropodes (collemboles, acariens, et autres arthropodes) dans un échantillon moyen de terre en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA) - 180 -

Figure 85 : Distribution du rapport de l'abondance des collemboles sur celle des acariens en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$). - 180 -

Figure 86 : Distribution de quatre indices de diversité et d'abondance des collemboles (richesse spécifique, S ; indices de diversité, H et d'équitabilité, E de Shannon-Weaver ; densité, D) en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA).....	181 -
Figure 87 : Parts relatives des différents groupes écomorphologiques des collemboles (épi, hémi et eu édaphique) dans un échantillon moyen de terres en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA).....	182 -
Figure 88 : Parts relatives des différents groupes d'Acariens dans un échantillon moyen de terres en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA)	183 -
Figure 89 : Distribution de l'indice BSQ pour les collemboles en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).	183 -
Figure 90 : Gradient de qualité biologique au sein de la couverture pédologique française	188 -
Figure 91: Positionnement des placettes au sein de la parcelle expérimentale et leur classement par quartile des analyses de Pb (Lebeau, 2013- ANR JASSUR).....	190 -
Figure 92 : Proportions des différents groupes de microarthropodes et d'acariens au sein du jardin (n=25) avant la phytoremédiation (a) et après la phytoremédiation (b).....	192 -
Figure 93 : Nombre d'espèces (a) et abondance (b) des collemboles avant et après la phytoremédiation.....	192 -
Figure 94 : Analyse des COordonnées Principales sur l'abondance relative des espèces présentes au sein des 25 placettes du jardin des églantiers (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des placettes en fonction du traitement (BH : bande enherbée ; T1 : blé ; T2 : Blé + bactéries ; T3 : blé + complexant ; T4 : témoin sans plante).	194 -
Figure 95: Analyse factorielle des correspondances sur la présence/absence des espèces de collemboles (23 espèces) dans les placettes de la parcelle expérimentale (n=25) après la récolte des cultures de blé utilisée dans le cadre d'une phytoremédiation. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des réplicats sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des espèces (BH : bande enherbée ; T1 : blé ; T2 : Blé + bactéries ; T3 : blé + complexant ; T4 : témoin sans plante).	195 -
Figure 96 : Distribution du Community Weighted Mean (CWM) de la communauté de collemboles en fonction de 5 traits fonctionnels : (a) taille du corps, (b) reproduction, (c) pigmentation, (d) habitat, (e) micro-habitat	197 -
Figure 97 : Analyse en composantes principales de 25 échantillons sur la base de 20 variables (Fric : richesse fonctionnelle, FDiv : diversité fonctionnelle, FDis : dissimilarité fonctionnelle, FEve : équitabilité, RaoQ : divergence fonctionnelle et 15 CWM) (a) pourcentages d'inertie des axes (b)	

cercle de corrélation montrant la répartition des observation en fonction des pratiques (c) cercle de corrélation montrant la répartition des variables..... - 198 -

Figure 98 : Relations linéaires entre la concentration totale en Pb en fonction des valeurs de CWM des modalités pigmentée (PIG), d'habitat de type végétation (Veg), de dissimilarité fonctionnel (FDis) et d'indice de RaoQ pour les différentes communautés de collemboles des placettes de la parcelle expérimentales (n=25) après récolte du blé. * : corrélation significative (seuil de 0,05) - 199 -

Figure 99: Conclusion sur les règles d'assemblages montrant l'effet des différents filtres de sélection des espèces de collemboles dans un jardin contaminé au plomb à Nantes..... - 202 -

Figure 100 : Sélection des pools d'espèces en fonction de l'intervention des différents facteurs d'influence des communautés de collemboles au sein de la couverture pédologique Française.. - 210 -

Liste des tableaux

Tableau 1 : Définitions et exemples des principaux termes utilisés dans l'approche par les traits fonctionnels des communautés végétales.....	- 43 -
Tableau 2 : Définitions et exemples des principaux termes utilisés dans l'approche par les traits fonctionnels des communautés d'invertébrés du sol.....	- 56 -
Tableau 3: Répartition des différents types d'occupation des sols selon la légende de Corine Land Cover (2006) en trois grands types d'occupation des sols.....	- 65 -
Tableau 4: Population des agglomérations de Marseille, Nancy et Nantes (INSEE, 2009).....	- 68 -
Tableau 5 : Valeurs annuelles normales de température minimale et maximale, de précipitations (en quantité et nombre de jours) et de durée d'ensoleillement.	- 68 -
Tableau 6 : Informations sur les sites de jardins familiaux marseillais investigués portant sur leur milieu environnant (I : industriel, M, mixte, H : habitation), leur âge (ans), le nombre de jardins, la surface moyenne d'un jardin (m ²) et le mode de gestion du site.....	- 71 -
Tableau 7 : Informations sur les sites de jardins familiaux nancéens investigués portant sur leur milieu environnant (I : industriel, M, mixte, H : habitation), leur âge, le nombre de jardins, la surface moyenne d'un jardin et le mode de gestion du site.	- 74 -
Tableau 8 : Informations sur les sites de jardins familiaux nantais investigués portant sur leur milieu environnant (I : industriel, M, mixte, H : habitation), leur âge, le nombre de jardins, la surface moyenne d'un jardin et le mode de gestion du site.	- 76 -
Tableau 9 : Les sites de jardins familiaux sélectionnés par ville et par groupe (le chiffre indique le nombre de jardins investigués au sein du site).....	- 78 -
Tableau 10: Codes et significations des valeurs de l'échelle d'abondance-dominance de Braun-Blanquet.	- 82 -
Tableau 11 : Distribution des teneurs en éléments majeurs, matière organique, P _{01sen} , carbonates, de la CEC et du pH des sols de jardins (horizons de surface ; n=104).....	- 95 -
Tableau 12 : Interprétation agronomique des valeurs de fertilité des sols selon Martin et al. (1991), Remy et Marin-Lafèche (1974), Baize et Girard (2009), NF ISO 10390 et 10693 (Programme SITERRE) -	96 -
Tableau 13: Distribution (en %) des sols de jardins (n=104) selon le niveau de fertilité décrit pour 5 paramètres.....	- 97 -
Tableau 14 : Concentrations et coefficients de variation (cv) des métaux dans l'horizon superficiel des sols de jardins (n=104).....	- 97 -
Tableau 15 : Composition élémentaire de la croûte continentale et des terres de surface de jardins en mg.kg ⁻¹	- 101 -

Tableau 16 : Facteurs d'enrichissement lithologique des terres de surface de jardins en fonction de trois références de valeurs en composition élémentaire de la croûte continentale.....	102 -
Tableau 17: Matrice de corrélation des concentrations en métaux totaux dans les terres de jardins (n=104). * : significativité de la corrélation (seuil de 0,01).....	102 -
Tableau 18: Pourcentages des sites dont les teneurs en métaux totaux dans les terres de surfaces excèdent les valeurs limites pour l'épandage de boues urbaines en agriculture (Cd=2, Cr= 150, Cu=100, Ni=50, Pb=100, Zn=300 mg.kg ⁻¹) et les seuils d'investigations proposés par le programme ASPITET (Cd=0,70, Co=30, Cr= 100, Cu=35, Ni=70, Pb=60, Zn=150 mg.kg ⁻¹).....	103 -
Tableau 19: Métaux extractibles au CaCl ₂ (0,01 mol.l ⁻¹) dans les terres de surfaces de jardins (n=104) -	104 -
Tableau 20: Concentrations moyenne en métaux des terres de surface de jardins selon leurs villes d'origine (Marseille : 36, Grand Nancy : 33, Nantes : 35). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)	105 -
Tableau 21 : Teneurs en éléments traces métalliques totaux des terres de surface de jardin et des terres agricoles dans l'Est de le France (105 jardins) (Schwartz 1993), en Allemagne (Crößman et Wüsteman 1992) et au Royaume-Uni (Alloway 2004)	118 -
Tableau 22: Les différentes bases de données utilisées pour l'étude comparée des sols.....	124 -
Tableau 23: Les paramètres discriminants des terres de surfaces en fonction des usages. Les symboles - et + indiquent si les terres de surface sont discriminés par des valeurs faibles (-) ou fortes (+) de ces paramètres. Le symbole +/- indique un paramètre peu discriminant.....	132 -
Tableau 24 : Les sites de jardins familiaux sélectionnés par ville et par niveau d'intensité des pratiques (le chiffre indique le nombre de jardins investigués au sein du site)	141 -
Tableau 25 : Diversité taxonomique (richesse spécifique et nombre de familles) détectée par l'inventaire complet de la flore spontanée des jardins au sein des trois villes.....	143 -
Tableau 26 : Richesse spécifique moyenne (S), diversité (H) et équitabilité (E) de la flore des jardins en fonction de leur localisation pédoclimatique ou de l'intensité des pratiques. Les lettres indiquent les différences significatives (0,05).	146 -
Tableau 27 : Modalités et abréviations des cinq traits fonctionnels ou performance utilisées pour caractériser la structure fonctionnelle des communautés végétales des jardins.....	148 -
Tableau 28 : Diversité taxonomique (richesse spécifique minimale, moyenne, maximale et totale) des collemboles à l'échelle du jardin au printemps et à l'automne et au total	151 -
Tableau 29 : Richesse spécifique moyenne par réplikat et par jardin en zone cultivée (diversité α), indice de similitude de Sørensen entre les jardins (diversité β) et richesse spécifique totale (diversité γ) en fonction des trois villes.....	155 -

Tableau 30 : Indice de similitude (Sørensen) entre les jardins de Marseille en fonction de l'intensité des pratiques (I1 : intensité faible, I2 : intensité moyenne, I3 : intensité forte).....	155 -
Tableau 31 : Indice de similitude (Sørensen) entre les jardins du Grand Nancy en fonction de l'intensité des pratiques (I1 : intensité faible, I2 : intensité moyenne, I3 : intensité forte)	155 -
Tableau 32 : Indice de similitude (Sørensen) entre les jardins de Nantes en fonction de l'intensité des pratiques (I1 : intensité faible, I2 : intensité moyenne, I3 : intensité forte)	156 -
Tableau 33 : Modalités et abréviations des 8 traits fonctionnels utilisés pour caractériser la structure fonctionnelle des communautés de collemboles des jardins	157 -
Tableau 34 : Corrélations entre les teneurs en neuf métaux traces et deux majeurs des sols de jardins, la richesse spécifique (S) et l'abondance des collemboles (D). Les chiffres en gras indiquent des différences significatives (0,05).....	160 -
Tableau 35 : Corrélations entre les paramètres agronomiques des sols de jardins, la richesse spécifique (S) et l'abondance des collemboles (D) au printemps et à l'automne. Les chiffres en gras indiquent des différences significatives (0,05).....	160 -
Tableau 36: Corrélations entre les teneurs en métaux totaux des sols de jardins, les indices fonctionnels et les CWM. Les chiffres en gras indiquent des différences significatives (0,05).	161 -
Tableau 37 : Corrélations entre les paramètres agronomiques des sols de jardins, le NDVI, les indices fonctionnels et les CWM. Les chiffres en gras indiquent des différences significatives (0,05).	162 -
Tableau 38 : Richesse spécifique moyenne par réplicat et par jardin (diversité α), indice de similitude de Sørensen entre les jardins (diversité β) et richesse spécifique totale (diversité γ) au printemps (P) et à l'automne (A) en fonction de l'origine pédoclimatique	164 -
Tableau 39 : Richesse spécifique moyenne par réplicat et par jardin (diversité α), indice de similitude de Sørensen entre les jardins (diversité β) et richesse spécifique totale (diversité γ) en zone cultivée (C) et non cultivée (NC) en fonction des trois villes	165 -
Tableau 40 : Les différentes bases de données de la biodiversité des sols (microarthropodes).....	178 -
Tableau 41: Concentrations (en mg.kg^{-1}) et coefficients de variation (cv) des métaux totaux ainsi que du pH dans l'horizon superficiel des placettes (n=32) du jardin des Eglantiers.....	190 -
Tableau 42 : Abondance en ind.m^{-2} (D), Richesse spécifique moyenne (S), diversité (H) et équitabilité (E) en fonction de leur modalité de traitement (BH : bande enherbée ; T1 : blé ; T2 : Blé + bactéries ; T3 : blé + complexant ; T4 : témoin sans plante). Aucune différence significative n'est observée (0,05).	194 -
Tableau 43 : Modalités et abréviations des 8 traits fonctionnels utilisés pour caractériser la structure fonctionnelle des communautés de collemboles du jardin des Eglantiers.....	196 -
Tableau 44: Classement des neuf premiers facteurs d'influence de l'écosystème jardin	208 -
Tableau 45: Classement des quatre facteurs d'influence de l'écosystème jardin	209 -

Tableau 46: Pourcentage de sites dont les teneurs totales en métaux dans les terres de surfaces excèdent les valeurs limites d'épandage des boues en agriculture (Cd=2, Cu=100, Ni=50, Pb=100, Zn=300 mg.kg-1) en fonction de l'usage - 220 -

Tableau 47 : Pourcentage de sites dont les teneurs totales en métaux dans les terres de surfaces excèdent les valeurs moyennes du fond géochimique propre à chaque région définies par le RMQS .. - 220 -

Glossaire

Certains termes utilisés de manière régulière dans le manuscrit sont définis ci-dessous. Il s'agit de clarifier de manière synthétique les significations d'objets et de concepts. Les définitions sont donc une synthèse de définitions habituellement proposées.

Agriculture écologiquement intensive : Système de production agricole visant à diminuer les pressions sur l'environnement et à préserver les ressources naturelles

Agriculture urbaine : Type d'agriculture ayant la particularité d'être pratiquée en zone urbaine. Elle peut prendre différentes formes telles que les terrasses potagères ou les jardins familiaux

Anthropisation : Processus au sein d'un écosystème naturel résultant des activités humaines qui entraîne par exemple une modification des propriétés bio-physico-chimiques des sols

Artificialisation : Processus au sein d'un écosystème naturel résultant de l'urbanisation qui peut, par exemple, entraîner une imperméabilisation du sol ou une incorporation de matériaux technogéniques

Biodisponibilité : Pour un élément minéral d'un sol, sa capacité à être présent sous une ou plusieurs formes assimilables par des organismes vivants

Jardin : Parcelle cultivée par un jardinier amateur au sein d'un site de jardins associatifs

Occupation du sol : Couverture bio-physique de la surface terrestre précisant par exemple les zones de végétation (arbres, buissons, herbe), les sols nus, les surfaces dures (roches, surfaces bâties) et les surfaces humides

Qualité d'un sol : Capacité d'un sol à remplir des fonctions et à assurer des services

Services écosystémiques : Bienfaits, directs et indirects, que retire l'Homme de la nature

Site : Ensemble de jardins familiaux localisés au sein d'un même lieu et gérés par une même association

Sols de jardins : Tous les sols supports de la pratique du jardinage

Sols très anthropisés : Sols intensément utilisés et perturbés par l'Homme

Sols urbains : Concept terminologique regroupant les sols localisés en zone urbaine

SUITMA : Classification des sols très anthropisés en « Sols des zones urbaines, industrielles, de trafics routiers, miniers et militaires » définis par W. Burghardt (1998)

Trait fonctionnel : Caractéristique morphologique, physiologique, phénologique et comportementale mesurable au niveau de l'organisme, de la cellule jusqu'à l'organisme entier, sans référence à son environnement ou à un quelconque niveau d'organisation

Unité urbaine : Commune ou ensemble de communes qui comporte sur son territoire une zone bâtie d'au moins 2 000 habitants où aucune habitation n'est séparée de la plus proche de plus de 200 mètres

Urbanisation : Processus consistant à la mise en place de structure anthropiques (habitations, industries, voiries) aux dépens des milieux naturels ou agricoles

Usage d'un sol: Usage anthropique, contemporain et dominant, d'un sol sur une zone étudiée

Végétation spontanée : Flore spontanée ou « sauvage », qui provient de la colonisation du milieu par les plantes environnantes, principalement indigènes mais parfois exotiques, provenant d'autres jardins ou zones végétalisées

Végétation cultivée : Flore choisie et plantée par les jardiniers

Zone cultivée : Partie d'un jardin préparée par le jardinier afin de pouvoir cultiver des végétaux alimentaires et/ou ornementaux

Zone non cultivée : Partie d'un jardin où le jardinier n'exerce pas d'action spécifique en vue d'effectuer des plantations (p.ex. haie, chemin)

Zone urbaine : Zone appartenant à l'unité urbaine

Préambule

Cette Thèse s'est déroulée au sein de l'équipe « fonctionnement et évolution des sols très anthropisés – Technosols » du Laboratoire Sols et Environnement (UMR 1120 UL-INRA) et a bénéficié d'un adossement scientifique pluridisciplinaire grâce à des collaborations fortes au sein de l'équipe « Ecologie des Arthropodes et Changements Globaux » du Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (UMR 5175 UM3- CNRS), du programme JASSUR (Jardins Associatifs Urbains et villes durables : pratiques, fonctions et risques– ANR12-VBDU-0011) et des interactions avec le projet BETSI (Biological and Ecological functional Traits of Soil Invertebrates – CESAB/FRB). Les travaux ont été soutenus par le Ministère de l'Education Nationale, de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche finançant l'allocation de recherche de Thèse de Doctorat.

Introduction

En 2050, les modèles montrent qu'il faudra nourrir 2,3 milliards de personnes de plus à l'échelle planétaire (Guillou et Matheron 2011). Ce défi paraît être de taille. Afin d'y parvenir, la production alimentaire devrait en effet augmenter de 70% en seulement quelques décennies tout en préservant une qualité environnementale compatible avec la vie. L'enjeu de la sécurité alimentaire apparaît alors être un problème critique du XXI^{ème} siècle, et ce d'autant plus dans les zones urbaines dans lesquelles l'accroissement de la population ne cesse de s'intensifier (Maxwell et al, 2000). Outre l'accroissement naturel de la population, la hausse de la population urbaine est due à un exode rural suite aux développements d'une société tournée vers l'industrie et les services qui font des centres urbains la source principale d'emplois salariés. Ainsi, dans les pays développés, 75% de la population réside en milieu urbain. Alors comment nourrir toujours plus de monde avec de moins en moins de ressources naturelles (p.ex. eau, énergie) ? Mais surtout, comment augmenter la production alimentaire alors que les surfaces agricoles diminuent au profit des surfaces urbaines (Pointereau et Coulon 2009) ?

Nous assistons à une prise de conscience croissante des risques encourus en termes de santé humaine en raison du transfert potentiel de polluants (via l'air, l'eau, les sols) vers les biomasses à vocation alimentaire. Les populations urbaines ont alors une volonté de plus en plus forte de réintégrer la nature en ville (Cheverry et Gascuel 2009) et souhaitent cultiver leurs propres aliments. L'écosystème urbain fait donc aujourd'hui l'objet de nouvelles attentes sociétales. C'est dans ce contexte que l'« agriculture urbaine » s'est développée. Cette nouvelle forme d'agriculture regroupe différents systèmes horticoles qui ont pour but de produire des biens alimentaires au sein des villes (Zezza et Tasciotti 2010). L'agriculture urbaine est, selon la FAO, un début de solution aux problèmes de sécurité alimentaire, grâce à l'augmentation de la production alimentaire et à l'amélioration de la qualité des aliments consommés (FAO, 2005). Cependant, l'agriculture urbaine doit faire face aux questionnements actuels de l'agriculture sur l'utilisation des intrants, la pollution et l'érosion des sols, ou encore la perte de biodiversité. A ces problématiques s'ajoutent celles liées à l'urbanisation. L'anthropisation des terres modifie les propriétés physiques, chimiques et/ou biologiques des sols urbains (pollution, imperméabilisation, apports de matériaux technogéniques ou altération des horizons des profils de sols) (Séré 2007).

Malgré tout, les connaissances sur l'agriculture urbaine restent lacunaires et nécessitent des approfondissements (Zezza et Tasciotti 2010). Le support de cette agriculture, à savoir le sol urbain, a surtout été étudié par le génie civil (p.ex. constructions de bâtiments) aux dépens d'études sur la qualité des sols au sens de la fertilité. En effet on peut se demander quelle est la conséquence des modifications bio-physico-chimiques induites par l'anthropisation sur la capacité des sols urbains à

assurer des fonctions et services. Des modifications dans la biodiversité taxonomique de la faune du sol sont souvent considérées comme un indicateur d'altération des propriétés physico-chimiques d'un sol (p.ex. pollution) liée à l'anthropisation (Cortet *et al.* 1999; Santorufo *et al.* 2012). De plus, la faune du sol joue un rôle dans le recyclage de la matière organique et des nutriments nécessaires à la croissance des plantes (Coleman et Whitman 2005; Huhta 2007). Parallèlement, le développement de l'approche fonctionnelle de la biodiversité à travers l'étude des traits fonctionnels dans les milieux anthropisés permettrait d'acquérir des connaissances supplémentaires sur la qualité de ces milieux et de contribuer ainsi à répondre aux questions scientifiques actuelles en écologie.

Afin de mener à bien ces travaux, les jardins potagers urbains apparaissent comme des agroécosystèmes urbains modèles, lieux de production alimentaire et d'interactions fortes entre le milieu physique, biologique et les différentes pratiques des jardiniers pouvant induire des modifications dans la qualité des sols (bio-physico-chimique) et des végétaux produits (Figure 1).



Figure 1 : Les jardins potagers urbains à l'interface d'usages variés (jardins familiaux du Montolivet, Marseille) (Joimel, 2012)

La Thèse a ainsi pour objectif de caractériser la qualité physico-chimique et biologique des sols de jardins potagers et d'analyser l'effet des facteurs environnementaux et sociaux sur la variabilité de cette qualité. Une meilleure connaissance des interactions entre les différents acteurs et facteurs de la qualité des sols de jardins permettra de dégager des perspectives appliquées dans le cadre de la gestion des sols urbains et plus particulièrement des sols de jardins, notamment dans une optique de production alimentaire.

Il s'agit d'abord de dresser un état des lieux des connaissances disponibles sur les agroécosystèmes urbains. C'est l'objet du premier chapitre de la partie 1, qui présente une synthèse focalisée notamment sur l'estimation de la qualité des sols d'un point de vue physico-chimique et biologique. Le second chapitre présente la démarche retenue pour investiguer la qualité des sols de jardins. Il présente l'ensemble des sites choisis, les dispositifs d'étude ainsi que l'ensemble des techniques analytiques et statistiques utilisées. Les chapitres suivants, structurés en deux parties, vont présenter

les acquis sur la qualité des sols de jardins, les interactions entre les acteurs de cette qualité, ainsi que leurs facteurs d'évolution. La partie 2 s'attachera à caractériser la qualité abiotique des sols de jardins. Ensuite, à partir des propriétés physico-chimiques des terres de surface de jardins et des pratiques de jardinage, il a été possible de sélectionner des jardins représentatifs pour investiguer la biodiversité des sols de jardins potagers. C'est l'objet de la partie 3. Enfin, dans une 4^{ème} partie, un premier chapitre de discussion analysera les acquis sur la qualité des sols de jardins et l'évolution de celle-ci en fonction des principaux facteurs d'influence. Puis, dans un second chapitre, les acquis viendront appuyer une discussion autour des implications des résultats obtenus en termes de gestion des sols de jardins urbains.

PARTIE 1 : Investiguer la qualité des sols de jardins associatifs

Chapitre 1 : Les traits fonctionnels, un outil pour comprendre les règles d'assemblages des communautés d'organismes au sein des écosystèmes très anthropisés

Utilisée dès 1977, l'expression « qualité du sol » pour les sols agricoles (Warkentin et Fletcher 1977) conduira à des études sur ce thème seulement à partir des années 1990 (Doran *et al.* 1994). La définition a ensuite évolué progressivement d'une approche centrée sur la productivité à une vision multifonctionnelle des sols (Blanchart 2012). La qualité d'un sol prend alors en compte non seulement la productivité, mais aussi les effets de gestion d'un sol sur la qualité de l'environnement, la santé humaine et animale et sur la qualité et sécurité alimentaire (Karlen *et al.* 2003). La qualité d'un sol est définie comme étant sa capacité à fournir des biens et services écosystémiques (Morel *et al.* 2014; Walter *et al.* 2015) Cette définition est aussi liée au maintien de cette qualité dans le temps voire à son amélioration (Blanchart 2012). Pour mesurer cette qualité, il est nécessaire de mesurer les dégradations (baisse fertilité, réduction de la biodiversité) et de s'intéresser aux fonctions et aux processus à l'origine de ces dégradations (Blanchart 2012). Dans le cadre du sol de jardin, la qualité d'un sol passe donc par ses propriétés physico-chimiques et biologiques, leurs interactions, mais aussi les facteurs d'influence de cette qualité sur ces propriétés et la fourniture de services écosystémiques comme par exemple le support d'alimentation. Quelles sont les altérations possibles des propriétés physico-chimiques des sols ? Que sait-on de la biodiversité des sols de jardins ? Comment faire pour relier les propriétés de ces sols à des services écosystémiques ? Les traits fonctionnels apparaissent de plus en plus comme le « St Graal » pour évaluer la biodiversité et relier les communautés aux services écosystémiques. Ce chapitre se propose de dresser un état des lieux des connaissances sur les sols urbains, et plus particulièrement les sols de jardins sous l'angle de leur fonctionnement. Il s'agit ensuite de s'intéresser aux moyens d'évaluer la qualité de la biodiversité des écosystèmes à travers une approche taxonomique et/ou fonctionnelle. Enfin, la dernière partie permettra de recentrer ces problématiques au sein des jardins potagers.

1. Les agroécosystèmes urbains : des écosystèmes anthropisés modèles

1.1. Le sol des agroécosystèmes urbains

Il est difficile de définir un sol urbain car celui-ci ne possède pas des caractéristiques archéologiques particulières qui permettraient de le distinguer comme étant urbain (Barles *et al.* 1999). Pourtant ce terme est souvent employé pour définir l'ensemble des sols modifiés par les activités humaines

(Scharenbroch *et al.* 2005; Pouyat *et al.* 2010). Or le terme urbain désigne seulement « ce qui est relatif à la ville » (TLFI¹). Ainsi le terme de « sols urbains » doit plutôt être considéré comme un concept terminologique qu'un ensemble de sols partageant des caractéristiques communes (Sobocka 2003). En revanche, les sols anthropisés désignent tous les sols intensément utilisés et perturbés par l'Homme (Béchet *et al.* 2009) et ont été classés selon leur genèse liée à leur degré de perturbation anthropique : influencé, transformé, construit (Lehmann et Stahr 2007). Deux classifications principales sont à retenir. Dans le référentiel pédologique français, les sols anthropisés sont regroupés sous le terme d'Anthrosols (Rossignol *et al.* 2008). Ce sont des sols fortement modifiés ou fabriqués par l'Homme, souvent en milieu urbain, mais aussi, dans des conditions particulières en milieu rural. La WRB-BMR (2006) distingue quant à elle deux types de solum anthropisés : les Anthrosols et les Technosols (Figure 2). Les Technosols sont des sols dont les propriétés et la pédogénèse sont dominées par leur origine technique. Les Anthrosols sont des sols dans lesquels les activités humaines ont causé de profondes modifications des caractéristiques originelles, telles que l'enlèvement ou la perturbation des horizons de surface, déblais ou remblais, apports séculaires de matière organique et/ou une irrigation de longue durée.



Figure 2: Profil de Technosol résultant de la décantation d'apports successifs de boues sidérurgiques (couches visibles) (Huot, 2011) (a) et d'anthrosol hortique résultat d'une fertilisation intense (horizon superficiel organique profond) (b) (photographies C Schwartz)

Les sols de jardins sont classés dans les Anthrosols hortiques dans le cas de solum ayant subi une fertilisation intense et ancienne (jardinage, maraîchage). Cette définition très restrictive ne correspondrait qu'aux jardins de couvents ou de monastères vieux de plusieurs siècles par exemple (Chenot *et al.* 2012). Schwartz (1993) généralise et englobe sous le terme de « sols de jardins », tous

¹ Trésor de la Langue Française Informatisée (<http://www.cnrtl.fr>)

les sols supports de la pratique du jardinage. Les sols de jardins sont des sols anthropisés, urbains, péri-urbains ou industriels, voire ruraux, ayant une vocation de production végétale ornementale ou alimentaire (Chenot *et al.* 2012). En relation directe avec les activités humaines, les sols de jardins appartiendraient donc aux SUITMAs qui regroupent les sols des zones urbaines, industrielles, de trafic routier, minières et militaires, dont la définition a été proposée par W. Burghardt en 1998 (Morel *et al.* 2014). Cette définition est en lien avec le type d'activité humaine et les caractéristiques qui en découlent. Néanmoins, certains travaux (McDonald et Balasko 2003, par exemple) estiment que les sols de jardins sont des sols agricoles gérés de façon intensive.

La multifonctionnalité des jardins

L'augmentation de la population globale a deux conséquences : une augmentation des besoins en nourriture et une disparition des surfaces agricoles au profit des zones urbaines (Cheverry *et al.* 2009). Pour pallier cette problématique, de nouveaux modes de production alimentaire ont été développés, tels que l'agriculture urbaine pratiquée par plus de 800 millions de personnes dans le monde (Duchemin *et al.* 2009; De Zeeuw *et al.* 2011). L'agriculture urbaine est définie comme la production de biens alimentaires au sein des zones urbaines (Zezza et Tasciotti 2010). Au sein de ces pratiques, les jardins occupent une place majeure dans les pays en développement (p.ex. jardin d'agroforesterie) (Wezel et Bender 2003; Kumar et Nair 2004; Kehlenbeck et Maass 2004; Albuquerque *et al.* 2005; Goulart *et al.* 2011) et dans les pays industrialisés en prenant d'autres formes (p.ex. jardins collectifs) (Kim *et al.* 2014; Mitchell *et al.* 2014). Tandis que 80 000 personnes pratiquent l'agriculture urbaine à Berlin, Montréal compte 42 jardins collectifs et on trouve jusqu'à 1000 jardins communautaires sur des terrains publics à New-York (Duchemin *et al.* 2009). En France, la surface totale des jardins familiaux est estimée aux environs de 183 727 hectares (Enquête Teruti-Lucas²). Les jardins familiaux ne sont toutefois pas les seuls jardins présents en milieu urbain. De vocations ornementales, potagères ou mixtes, les jardins peuvent être privés ou collectifs. Ces derniers jardins ont une définition qui a évolué avec la Société en partant des jardins ouvriers, définis comme étant des « Terrains mis à la disposition d'un père de famille dans le cadre d'une œuvre sociale ou d'une initiative privée pour subvenir aux seuls besoins du foyer (TLFI) », pour devenir plus tard les jardins familiaux. De même, avec la crise économique, les jardins changent de vocation et deviennent des jardins d'insertion ou partagés. Si les jardins collectifs ont un cadre précis, grâce à la proposition de Loi du 14.10.2003, les jardins privatifs ne disposent pas de définition réglementaire.

² Enquête Teruti-Lucas, Agreste, 2007

1.2. Propriétés des sols des agroécosystèmes urbains

L'écosystème urbain apparaît différent des écosystèmes naturels sur plusieurs aspects comme par exemple le climat, les sols, la biodiversité, les flux d'énergie ou l'hydrologie (Alberti 2009). Les SUTMAs sont profondément altérés par l'activité humaine, ce qui les distingue des sols de systèmes naturels (El Khalil *et al.* 2008, 2013). Les sols naturels deviennent des sols anthropisés à différents degrés jusqu'à devenir des Technosols. Ainsi, il est possible, sur la base de certains paramètres physico-chimiques, d'établir des distinctions entre les sols très anthropisés, moyennement anthropisés et peu ou pas anthropisés. Ces paramètres sont notamment la capacité d'échange cationique, le pH et la texture (Lefort 2009). Le plomb (Pb), les carbonates et le rapport carbone/azote (C/N) sont des variables prioritaires à prendre en compte. Des tendances de l'effet de l'anthropisation sur les paramètres physico-chimiques sont observables au sein des sols anthropisés bien qu'ils présentent une forte hétérogénéité spatiale (Séré 2007; Lefort 2009). Ceci est dû notamment aux teneurs en fractions technogéniques (Nehls *et al.* 2013) (ou « artefacts » dans la WRB) qui augmentent des zones rurales vers le cœur des villes (El Khalil *et al.* 2008). Les sols anthropisés peuvent être caractérisés par une réduction du couvert végétal voire même par sa disparition (Séré 2007), pouvant aller jusqu'à l'imperméabilisation des sols (Morel *et al.* 2005). Les sols anthropisés présentent de fortes densités apparentes et un pH élevé (Morel *et al.* 2005; Lorenz et Kandeler 2005). Les activités humaines menées sur ces sols peuvent aussi conduire à des pollutions inorganiques ou organiques provenant des industries ou du trafic routier par exemple (Chen *et al.* 1997, 2005; Möller *et al.* 2005; El Hamiani *et al.* 2010; El Khalil *et al.* 2013; Huot *et al.* 2013). En ce qui concerne la matière organique et les nutriments, les sols industriels et miniers présentent des déficits (Tordoff *et al.* 2000), tandis que les teneurs sont élevées dans certains sols urbains (p.ex. parcs) (Takahashi *et al.* 2008).

Cette altération des propriétés physico-chimiques est aussi observée dans les sols de jardins. Ils présentent, en général, un horizon de surface de 20 à 40 cm d'épaisseur et de couleur sombre. Leur teneur en matière organique est en moyenne de plus de 4% en comparaison aux teneurs en matière organique des sols agricoles cultivés qui varient entre 1 et 3%. Les teneurs en éléments nutritifs sont aussi, dans 70% des jardins, plus élevées que dans les sols agricoles, jusqu'à 10 fois supérieures pour le phosphore (P) (Chenot *et al.* 2012). De même, les teneurs en métaux totaux sont, en moyenne, deux fois supérieures à celles mesurées dans les sols agricoles (Schwartz 1993), ce qui pourrait confirmer leur position de sols intermédiaires entre les sols agricoles et les sols très anthropisés.

Les contaminations des jardins peuvent résulter de plusieurs sources : naturelles, industrielles, urbaines ou liées aux pratiques de jardinage (El Hamiani *et al.* 2010; Chenot *et al.* 2012). Elles peuvent découler d'émissions de polluants actuelles ou historiques (Douay *et al.* 2007). Des

pesticides contiennent notamment du zinc (Zn), du Pb, ou du cuivre (Cu) (Belon *et al.* 2012). Ces contaminations posent des questions par rapport aux risques de transferts des éléments traces métalliques vers les plantes cultivées et consommées. Les transferts vont dépendre de nombreux facteurs en interactions (Kabata-Pendias 2004) : concentrations totales, nature des métaux et caractéristiques physico-chimiques de sols (Twining *et al.* 2004) tel que le pH (Alloway 2004) et les teneurs en matières organiques (Dumat *et al.* 2006). Les transferts vont aussi dépendre de l'espèce végétale (Wang *et al.* 2006). En conclusion, de par ces ensembles de facteurs et de la diversité de populations et de pratiques qui en découlent, il est difficile de déterminer des seuils de pollutions induisant un risque sanitaire pour les jardiniers.

1.3. Les services écosystémiques rendus des sols des agroécosystèmes urbains

L'altération des caractéristiques physico-chimiques va modifier la capacité des sols à remplir leurs fonctions et services écosystémiques. Afin d'évaluer ces capacités, Morel *et al.* (2014) proposent d'attribuer un qualificatif supplémentaire permettant de renseigner sur les fonctions et les services attendus de ces sols. Ces qualificatifs permettent de classer les SUTMAs en 4 groupes le long d'un gradient d'anthropisation et en fonction de leur capacité à servir de support à la végétation (Figure 3) :

- SUTMAs pseudo-naturels végétalisés (p.ex. jardins potagers) (Chenot *et al.* 2012) ;
- SUTMAs végétalisés construits (p.ex. toitures végétalisés) (Séré *et al.* 2008; Bouzouidja *et al.* 2013; Rokia *et al.* 2014) ;
- SUTMAs des sites de déchets (p.ex. bassin de décantation de boue sidérurgique) (Huot 2013)
- SUTMAs nus (Nehls *et al.* 2008) ;

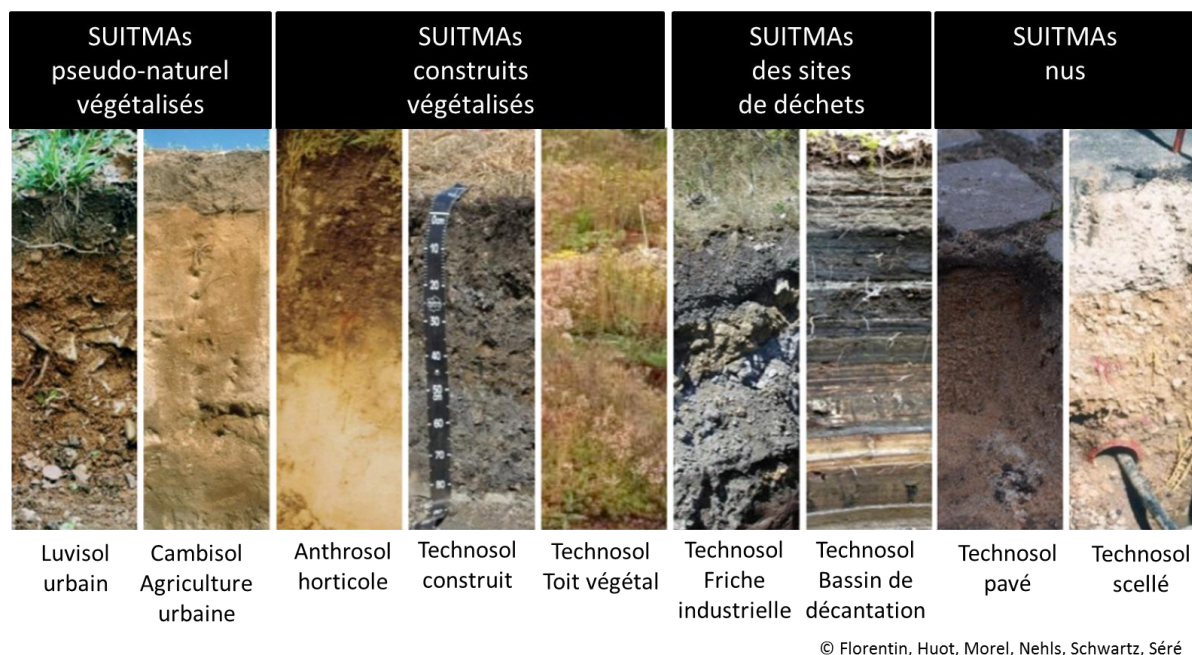


Figure 3: Classification des SUITMAs selon leur capacité à assurer des services écosystémiques (d'après Morel *et al.* 2014)

Les services écosystémiques

En plus de la valeur intrinsèque de la biodiversité, celle-ci joue un rôle majeur aux travers de ses fonctions. La valeur fonctionnelle de la biodiversité et plus généralement des écosystèmes est appelée « Services Ecosystémiques » (Costanza *et al.* 1997; Breure *et al.* 2012). Cette notion a été développée dans le but de favoriser la protection des écosystèmes. Popularisés par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), les services écosystémiques représentent les bienfaits, directs et indirects, que retire l'Homme de la nature. Ces services découlent des fonctions assurées par les écosystèmes, eux même influencés par de nombreux facteurs abiotiques (p.ex. climat) et biotiques (p.ex. composition des communautés).

1.4. Sept facteurs d'influence des sols de jardins

Parmi les SUITMAs, les sols de jardins semblent fournir de hauts niveaux de services écosystémiques. Pourtant, de nombreuses questions demeurent en suspens sur l'état et le fonctionnement des jardins. Les travaux menés sur les sols de jardins français concernent surtout leur pollution, et leur contamination possible (Programme SACARTOM-Ademe) dans le cas des cultures à vocation alimentaires (Morel et Schwartz 1999; Fismes *et al.* 2004; Douay *et al.* 2008). La mise en place d'un réseau de mesure de qualité des sols de jardins permettrait d'acquérir des données génériques sur la variabilité des jardins dans l'ensemble du territoire français. C'est dans cette optique que le

programme SOJA³ (Caractérisation des **SO**ls, des usages et des productions potagères dans les **JA**rdins français) a été mené. Il a permis de définir 7 facteurs influents de la « filière jardin » : le milieu actuel, l'âge et le sexe du jardinier, les pratiques, la catégorie socioprofessionnelle du jardinier, les types et parts relatives des productions, le climat, l'âge du jardin. Parmi ces critères, deux facteurs sont indépendants du jardin : le climat et le milieu.

La qualité physico-chimique des sols de jardins semble être altérée au même titre que celle des autres sols urbains. Cependant les études actuelles se sont surtout centrées sur les contaminations et peu d'informations sont disponibles sur la fertilité des sols de jardins ayant pourtant déjà démontrée sa valeur indicatrice d'altération des propriétés en lien avec les activités humaines.

2. La qualité biologique des écosystèmes, relations entre structure, fonctionnement et services écosystémiques

2.1. Définitions

La seconde dimension de la qualité d'un sol est sa qualité biologique. Elle fait référence à l'abondance, la diversité et l'activité des organismes vivants qui participent au fonctionnement du sol (Chaussod 1996). En effet, un écosystème est une unité écologique formée d'une biocénose, ensemble des organismes qui y vivent, et d'un biotope, ensemble de paramètres abiotiques, ainsi que des interactions établies entre les êtres vivants et avec leur milieu (Frontier *et al.* 2008). La composante biotique, ou biocénose, est souvent définie comme étant la diversité biologique, ou biodiversité, d'un écosystème. Faisant ses premières apparitions durant les années 1970, le terme néologique de « biodiversité » a été popularisé lors du Sommet de la Terre de Rio en 1992. La biodiversité représente la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Convention pour la diversité biologique) (Le Roux 2012). Cette définition englobe les trois niveaux d'organisation du vivants : la diversité écologique (ou diversité des écosystèmes), la diversité spécifique (diversité des espèces ou interspécifique) et la diversité génétique (ou intra-spécifique) (Le Roux 2012). Cette diversité biologique forme des assemblages d'espèces qui interagissent entre elles par exemple par des actions de prédation, de compétition ou de facilitation. La complexité des liens qui unissent ces espèces est souvent décrite au sein d'un réseau. Chaque espèce est alors un nœud de ce réseau, uni par des liens trophiques avec d'autres

³ Programme SOJA - ADEME (2010)

nœuds. Ces différents nœuds appartiennent à des compartiments des réseaux trophiques : producteurs, herbivores, prédateurs.

2.2. Estimer la biodiversité

Pour évaluer la qualité biologique, il faut auparavant caractériser la biodiversité. Plusieurs logiques d'estimation ont été développées.

2.2.1. Approche taxonomique

L'approche taxonomique, centrée sur la notion d'espèce, est la plus répandue dans la littérature. Plusieurs mesures sont ainsi couramment déterminées : la richesse spécifique qui représente le nombre d'espèces présentes, l'abondance relative de ces différentes espèces, la composition en espèces d'une communauté d'organismes ou bien encore leur distribution spatiale (Diaz *et al.* 2006).

2.2.2. Approche fonctionnelle

Une autre logique d'étude de la biodiversité se base sur sa dimension fonctionnelle. Même si les premières approches non taxonomiques sont très anciennes (Garnier et Navas 2013), la prise en compte de la dimension fonctionnelle de la diversité a réellement pris de l'essor au cours des vingt dernières années. Si ces travaux se sont d'abord focalisés sur les végétaux terrestres (Lavorel et Garnier 2002; Lavorel *et al.* 2002, 2011a; b; Gaucherand et Lavorel 2007; Michaud *et al.* 2012; de Bello *et al.* 2013), la dimension fonctionnelle de la faune benthique marine et dulcicole a par la suite été étudiée (Usseglio-Polatera *et al.* 2000; Pausas *et al.* 2004; Dolédec et Statzner 2008; Archaimbault *et al.* 2010; Alves *et al.* 2014; Bolam et Eggleton 2014). La prise en compte de la dimension fonctionnelle repose en premier lieu sur la création d'une classification du vivant selon des groupes fonctionnels (p.ex. classification écomorphologique des vers de terre, types fonctionnels) basés sur des critères éco-morphologiques tels que la taille, la couleur ou les formes de vies (Gisin 1943; Bouché 1993; Gitay et Noble 1997; Lavorel *et al.* 1997; Petchey et Gaston 2006). Ces groupes rassemblent des organismes qui répondent de manières similaires à une série de contraintes environnementales (Gitay *et al.* 1997). Cette approche basée sur les groupes fonctionnels est un « dire d'expert » basé avant tout sur des observations et qui ne permet pas l'obtention de résultats robustes et génériques (Wright *et al.* 2006).

Pour pallier ces limites, une approche fonctionnelle basée sur les traits (« trait-based ecology ») s'est développée (Lavorel *et al.* 2002; McGill *et al.* 2006). Un trait est une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable au niveau de l'organisme, de la cellule jusqu'à l'organisme entier, sans référence à son environnement ou à un quelconque niveau d'organisation (Violle *et al.* 2007) (Tableau 1). Par ailleurs, certains traits peuvent influencer les performances des organismes

(survie, croissance, reproduction). Pour les plantes, on distingue 3 principaux traits de performance : la biomasse, les traits liés à la reproduction et la survie (Violle *et al.* 2007). Certaines performances sont parfois appelées des « traits de vie » et font référence à l’environnement.

Tableau 1 : Définitions et exemples des principaux termes utilisés dans l’approche par les traits fonctionnels des communautés végétales

terme	définition	exemple
traits fonctionnels	caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable au niveau de l’organisme, de la cellule jusqu’à l’organisme entier, sans référence à son environnement ou à un quelconque niveau d’organisation	surface foliaire, taille du corps
performance	traits pouvant influencer directement les performances d’un individu : survie, croissance et reproduction	biomasse des plantes, biomasse de vers de terre
traits de vie	traits se référant à l’environnement, tels que la tolérance à certaines conditions abiotiques	préférence de t°
trait de réponse	réponse d’une espèce aux contraintes et à la variabilité environnementale	masse des graines, pigmentation
trait d’effet	capacité d’une espèce à influencer directement les processus écosystémiques	taux de croissance (productivité primaire)

Chaque trait prend une valeur ou modalité nommée « attribut » (Lavorel *et al.* 2007). Du fait d’un nombre croissant d’études utilisant l’approche fonctionnelle basée sur les traits (Diaz *et al.* 2004; Onoda *et al.* 2011), plusieurs attributs peuvent être mesurés pour une espèce donnée selon les conditions du milieu et/ou au cours du temps. La valeur d’un trait pour une population s’obtient en faisant la moyenne, la médiane et/ou la distribution de ses attributs. Néanmoins, les traits ne sont pas exclusivement renseignés par des valeurs numériques (p.ex. hauteur d’une plante), ils peuvent aussi être textuels (p.ex. plante annuelle ou pérenne) (Garnier *et al.* 2013). A ces différences de formats s’ajoutent les différences de dénomination des traits pour une même mesure (p.ex. masse foliaire spécifique et poids foliaire spécifique), ou des différences de mesure pour une même dénomination (p.ex. hauteur de plante mesurée sans élongation ou avec élongation) dans la littérature (Cornelissen *et al.* 2003). Le défi actuel est alors de réussir à harmoniser les mesures de traits afin d’explorer la démarche générique de leur utilisation. De nombreux efforts ont été réalisés au cours de la dernière décennie dans le but de standardiser les mesures sur la végétation (Cornelissen *et al.* 2003; Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). La mise en place de bases de données afin d’agréger les informations disponibles dans la littérature ou lors de programmes de recherche en est un exemple (p.ex. TRY, BioFlor, LEDA) (Kühn et Durka 2004; Kleyer *et al.* 2008; Kattge *et al.* 2011). Le

développement de l'approche par les traits a ainsi conduit à la création de nombreuses métriques caractérisant la structure de la diversité fonctionnelle d'une communauté (Figure 4) :

- La richesse fonctionnelle correspond au volume de l'espace fonctionnel occupé par la communauté. Sa valeur dépendra de la richesse spécifique. Elle sera d'autant plus forte que la communauté sera composée d'une large gamme d'attributs.
- L'équitabilité représente la régularité de distribution des traits et de leurs abondances dans le volume fonctionnel. Elle dépendra de l'abondance des traits et de la régularité de la distribution des attributs. Sa valeur sera élevée lorsque l'abondance et la distribution sont similaires entre les traits.
- La divergence fonctionnelle mesure l'inégalité des distributions par rapport à la valeur moyenne des traits (Villéger 2008).

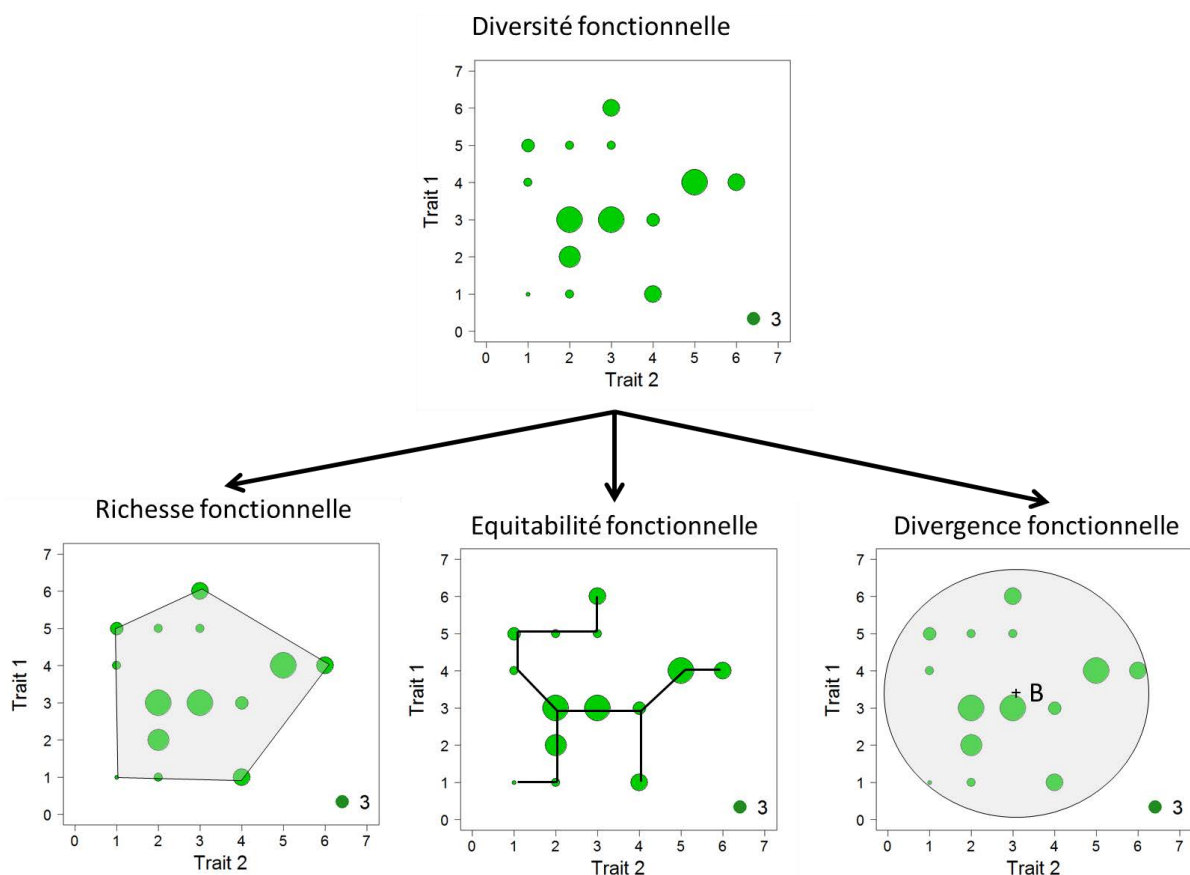


Figure 4: Interprétation schématique de la diversité fonctionnelle à travers trois composantes (d'après Villéger, 2008). Les figures représentent la même communauté de 15 espèces (points) ayant différentes valeurs pour deux traits. L'abondance de l'espèce est proportionnelle à la surface du point.

L'ensemble de ces métriques permettra de décrire la diversité fonctionnelle (Mason *et al.* 2005). Comme pour l'approche taxonomique (Purvis et Hector 2000), l'estimation de ces composantes repose sur des indices calculés à partir d'une classification hiérarchique (p.ex. FD) (Petchey et Gaston

2002; Petchey *et al.* 2004) sur des matrices de distances (p.ex. entropie de Rao) (Walker *et al.* 1999; Botta-Dukát 2005) ou bien directement sur les valeurs de traits (p.ex. FRO, FDvar) (Mason *et al.* 2003, 2013; Mouillot *et al.* 2005; Mouchet *et al.* 2010; Schleuter *et al.* 2012). L'abondance des traits est intégrée dans plusieurs indices comme par exemple le CWM (Community Weighted Mean) (Garnier *et al.* 2004; Lavorel *et al.* 2008; Vandewalle *et al.* 2010). Ces approches univariées sont complétées par des approches multivariées qui effectuent les calculs sur plusieurs traits (p.ex. FDiv, FRic, FEve) (Villéger 2008). Les études tendent maintenant à proposer des approches combinées de plusieurs métriques (Mouillot *et al.* 2011) et à les corrélérer aux paramètres environnementaux des habitats des communautés étudiées (Dolédec *et al.* 1996; Pavoine *et al.* 2011) grâce à l'approche multi-tableaux RLQ (Kleyer *et al.* 2012).

2.2.3. Approche génétique

Si l'approche génétique de la biodiversité est actuellement en expansion grâce à la phylogénie (Roy 2009) ou au barcoding (ou « code-barres ADN ») (Decaëns *et al.* 2013), elle reste cependant peu développée dans les études sur la biodiversité. L'exception est celle de l'étude de la diversité des micro-organismes, où le niveau « espèce » n'est pas facilement identifiable ni même forcément pertinent. Aussi, la diversité est souvent évaluée par quantification et analyse de la distribution des différents types de séquences d'ADN. Néanmoins, la tendance actuelle est au développement de l'approche fonctionnelle pour caractériser les communautés microbiennes (Benizri et Amiaud 2005; Le Roux 2012).

2.3. Les propriétés biologiques des agroécosystèmes urbains

Un *a priori* fréquent est que la biodiversité urbaine, exprimée en richesse spécifique, est souvent considérée comme étant plus faible vers les centres urbains qu'en zone rurale, parallèlement à l'altération physico-chimique des sols. L'activité humaine va directement affecter la biodiversité au sein des écosystèmes (p.ex. piétinement) (Grandchamp *et al.* 2000; Lehvävirta *et al.* 2006; Blumstein 2006) et indirectement par le biais des modifications physico-chimiques des sols (Nahmani et Rossi 2003b). Des preuves scientifiques sont avancées dans ce sens. En effet, l'urbanisation implique des changements rapides qui vont influencer les cortèges spécifiques des zones végétalisées présentes dans les espaces urbains en engendrant leur réduction et leur fragmentation (McKinney 2006, 2008). En outre, l'urbanisation provoque une homogénéisation de la biodiversité avec une baisse de la diversité des espèces natives et une diversification des espèces exotiques (McKinney 2006). Malgré tout, il semble que la relation entre la biodiversité et le gradient d'urbanisation ne soit pas aussi évidente qu'il n'y paraît au premier abord (Clergeau *et al.* 2006; Kaltsas *et al.* 2014). McKinney (2008) a notamment démontré que, sur 105 études conduites dans des zones végétalisées, l'urbanisation

modérée a un effet positif sur le nombre d'espèces végétales et d'invertébrés, dans respectivement 65% et 30% des cas. De même, bien qu'un effet négatif d'une contamination inorganique sur la biodiversité (p.ex. vers de terre) ait été démontré par certains auteurs (Nahmani *et al.* 2003a; Fernández *et al.* 2006), les contaminations d'un sol n'influencent pas toujours la richesse spécifique des communautés (Cortet *et al.* en préparation; Santorufo *et al.* 2014a). Certains sites militaires peuvent même servir de refuges à des espèces menacées (Warren et Buettner 2008).

Au sein des villes, les travaux menés sur la biodiversité urbaine concernent très majoritairement les parcs et espaces verts (Yamaguchi 2004; Choi *et al.* 2009; Pantu 2009; Stewart *et al.* 2009; Tikhonova *et al.* 2009; Doody *et al.* 2010; Konvicka et Kadlec 2011). Dès lors, un amalgame est souvent fait entre ces secteurs et les jardins potagers. Pourtant, ces jardins ont une particularité qui pourrait influencer la biodiversité : ils sont gérés au niveau individuel par des « jardiniers amateurs » (Smith *et al.* 2005b). Du fait de la présence des jardins en milieu urbain et d'une gestion intensive, il en résulterait une plus faible diversité que dans les autres systèmes agricoles ou naturels. Hypothèse que réfutent certaines études qui ont montré qu'au contraire les jardins peuvent jouer un rôle dans la conservation de la biodiversité en milieu urbain (Gaston *et al.* 2005, 2007; Domene et Saurí 2007; Freeman *et al.* 2012). Au vu de l'intérêt des jardins pour les pollinisateurs (Matteson *et al.* 2008; Samnegård *et al.* 2011), des expériences sur les relations entre diversité floristique des jardins et insectes pollinisateurs (Matteson et Langellotto 2011), avifaune et amphibiens (p.ex. présence d'arbres) (Loram *et al.* 2011) ont été menées. Ces études ont mis en avant l'effet positif de la végétation sur ces différents groupes en termes de richesse spécifique et d'abondance.

En tant que lieux d'introduction d'espèces horticoles exotiques, mais aussi locales, les jardins participent à l'essor de la diversité floristique dans les villes (Marco *et al.* 2008). Ainsi, des études menées sur des jardins privés (267 jardins au Royaume-Uni) ont montré une richesse spécifique plus élevée dans les jardins que dans les autres zones urbaines (Thompson *et al.* 2003, 2005; Smith *et al.* 2005a; Loram *et al.* 2008). Pour autant, en termes de richesse spécifique, cette flore des jardins anglais est composée à 70% d'espèces exotiques, ce qui peut présenter des risques de dispersion d'espèces invasives (Smith *et al.* 2006b) en relation avec les traits de ces espèces (Marco *et al.* 2010b). La flore est ainsi présentée comme un assemblage hétéroclite de plantes dû à la présence d'espèces natives en abondances et en même temps à une forte proportion d'espèces exotiques, bien que l'abondance de ces dernières soit souvent plus faible (Smith *et al.* 2006b). Parmi ces espèces végétales, dans les potagers, une distinction est souvent faite entre d'une part la végétation cultivée, choisie et plantée par les jardiniers, souvent exotique et étudiée pour appréhender la dynamique des plantes invasives, et d'autre part la flore spontanée ou « sauvage », qui provient de la colonisation du milieu par les plantes environnantes, principalement indigènes mais parfois exotiques, provenant d'autres jardins ou zones végétalisées. La diversité d'espèces cultivées permet

d'avoir un haut niveau de biodiversité agronomique, similaire à celui trouvé dans les systèmes horticoles individuels tropicaux (Reyes-García *et al.* 2013). La biodiversité floristique va être influencée par les caractéristiques intrinsèques au jardin. On notera ainsi l'influence de la taille des jardins et des substrats sur la diversité floristique (p.ex. bryophyte) (Loram *et al.* 2011). Le rôle de l'environnement est quant à lui complexe. Contrairement aux friches, la végétation des jardins ne semble pas être reliée au climat (Thompson *et al.* 2004) qui reste un facteur influençant la composition floristique des jardins et parcs dans d'autres études (Kendal *et al.* 2012c). Les pratiques de jardinage peuvent influencer la biodiversité floristiques des jardins (Marco *et al.* 2010a; Kendal *et al.* 2012a; b; van Heezik *et al.* 2012).

Vous avez dit « légumes » ?

Qu'est-ce qu'un légume ? Un fruit ? Voici la première question à se poser lorsque l'on aborde les peuplements de végétaux des jardins et plus particulièrement ceux des potagers. En effet, une plante possède un appareil caulinaire, des feuilles, un appareil racinaire, des fleurs, des graines et des fruits, mais pas de légume. Selon le dictionnaire, un légume est une : « Plante potagère dont une partie au moins (racine, bulbe, tige, feuille, fleur, graine, fruit) est utilisée pour l'alimentation humaine ». Et un fruit est défini par : « Production du végétal qui succède à la fleur » où il n'est pas en premier lieu question de l'alimentation humaine. En résumé, le légume est comestible, le fruit n'est pas forcément comestible. De plus, le terme de légume n'a pas de signification en botanique, contrairement à celui de fruit. Le légume n'est pas une famille de plantes, il n'a pas d'origine phylogénétique. C'est un terme fréquemment employé dans le langage courant. Cette vision anthropocentrique des plantes, liée à leur utilisation, a mis en place une classification basée sur l'organe consommé. On parlera alors de « type » pour cette classification pratique et de « famille » pour la classification botanique. Cette approche par « légume-type » est souvent reprise dans l'étude des plantes potagères sur l'hypothèse que les transferts de nutriments et de polluants sont liés au type d'organes consommés (bulbes, racines, tiges, graines, feuilles, fleurs, fruits, aromates). De ce fait, les plantes potagères peuvent appartenir à la même famille botanique, mais à deux types de légumes différents. C'est le cas de la tomate et des pommes de terre qui sont des Solanacées et dont l'un est classé dans la catégorie légume-fruit et le deuxième légume-tubercule. Dans cette classification non botanique, la tomate (fruit charnu de type baie) est associée aux haricots verts (comme tous ceux de la famille des Fabacées ou Légumineuses) dans la catégorie légume-fruits. De même, les navets, carottes et pommes de terre seront classés dans la même catégorie : les légumes racines. En conclusion, la notion de fruit et de légume utilisée dans les jardins potagers transcende les groupes botaniques. Dans les jardins, les légumes les plus cultivés sont les tomates, les salades et les pommes de terre.

Globalement, la majorité des études sur la faune du sol concerne les jardins tropicaux (« Homegardens ») (Kumar et Nair 2004) qui ne correspondent pas à la définition d'un jardin en Europe. En effet, ces jardins sont des systèmes d'agroforesterie, qui mélangent des arbres, des

cultures et de l'élevage. On notera tout de même la démonstration d'une plus forte diversité faunistique dans les sols de jardins par rapport aux sols agricoles (Baker et al. 1997; Anisha et al. 2006). L'importance de la végétation sur la richesse spécifique et l'abondance des invertébrés a aussi été mise en avant dans 61 jardins au Royaume-Uni (Smith *et al.* 2005b, 2006a).

2.4. Relation entre la biocénose et le fonctionnement d'un écosystème

Jusqu'ici, nous avons vu qu'un écosystème était formé d'un biotope et d'une biocénose en perpétuelle interaction. Quelle va alors être la résultante de cette biodiversité sur le fonctionnement des agroécosystèmes ?

Les connaissances acquises sur les milieux plus faiblement anthropisés (forêt, prairie, terre arable) permettent d'apporter un début de réponse à ces questions. Une des hypothèses fréquentes sur le fonctionnement des écosystèmes est que leur stabilité est liée à une forte biodiversité taxonomique (Loreau et Hector 2001). La stabilité d'un écosystème, au sens strict, désigne la capacité que possède un écosystème à perdurer, c'est-à-dire sa capacité à maintenir ses propriétés biologiques et à résister à une perturbation. Sa résilience désigne sa capacité à revenir à un fonctionnement ou état initial après une perturbation. Plus un écosystème est complexe, plus il existe de possibilités de réorganisation suite à une perturbation donc de stabilisation de l'écosystème (Naeem *et al.* 1994). De nombreux travaux viennent étayer cette hypothèse à travers l'étude de l'effet d'une richesse spécifique élevée (p.ex. plantes, vers de terre, collemboles, micro-organismes) sur différents processus (p.ex. fertilité des sols, productivité primaire, décomposition de la litière) (Naeem *et al.* 1994; Scheu 2003; Huhta 2007). Cependant, ce postulat est de plus en plus souvent remis en cause. L'effet observé pourrait être confondant avec celui lié à l'identité des espèces (Diaz *et al.* 2006). Ainsi, une perte d'espèce n'implique pas forcément une modification des processus (Hooper *et al.* 2005).

L'étude des communautés végétales et faunistiques sur le fonctionnement des écosystèmes est ainsi au centre des recherches sur les services écosystémiques (Chapin *et al.* 2000; Balvanera *et al.* 2006; Lavelle *et al.* 2006; Lamarque *et al.* 2011; Naeem *et al.* 2012). Les contributions respectives de la diversité fonctionnelle et de la diversité spécifique, sur le fonctionnement des écosystèmes est une des 100 questions centrales en écologie fondamentale (Sutherland *et al.* 2013) qui alimentent de nombreux débats (Loreau *et al.* 2001; Heemsbergen *et al.* 2004; Hooper *et al.* 2005; Diaz *et al.* 2006). Ainsi, même si l'importance d'une approche fonctionnelle est encore sous-estimée (Quijas *et al.* 2012; Garnier *et al.* 2013), les traits jouent un rôle prépondérant dans la fourniture des services par les écosystèmes (p.ex. traits foliaires pour la qualité du fourrage, forme de croissance et hauteur des

plantes pour la pollinisation) (Díaz *et al.* 2007; De Bello *et al.* 2010). La plupart de ces services nécessitent une approche multi-taxons (p.ex. la fertilité des sols est influencée par les traits de la litière et de la faune détritvire) (Hättenschwiler et Gasser 2005; Lavorel *et al.* 2013). Néanmoins, la compréhension des relations entre diversité, fonctionnement des écosystèmes et fourniture des services reste lacunaire. Ainsi, afin d'améliorer la compréhension des questions qui sont au cœur des recherches actuelles en écologie sur le fonctionnement des écosystèmes, il est nécessaire de prendre en compte leur dimension fonctionnelle (Garnier *et al.* 2013).

2.5. Les règles d'assemblages des communautés

2.5.1. A l'échelle de la communauté

Afin de comprendre le rôle des communautés dans le fonctionnement des écosystèmes et la fourniture des services, il est nécessaire de comprendre les règles d'assemblages de ces communautés. Ces règles d'assemblages s'organisent autour de la théorie des filtres (Lortie *et al.* 2004; Götzenberger *et al.* 2012) (Figure 5). Ces filtres hiérarchiques trient les espèces à partir du pool d'espèces régional. Le premier filtre, celui de la dispersion, est dû aux évènements biogéographiques stochastiques (p.ex. histoire géographique). Il sélectionne les espèces potentiellement présentes dans la région. Le second filtre correspond au filtre abiotique ou à l'habitat. Celui-ci détermine les espèces ayant la capacité à s'installer localement en fonction des conditions environnementales (p.ex. pH, humidité, disponibilité des ressources, perturbations). Le dernier filtre, biotique, est la résultante des interactions entre les organismes vivants au sein de la communauté (p.ex. compétition, facilitation). La théorie des filtres met en exergue le concept de niche écologique défini par Hutchinson (1957) comme étant un hypervolume à n dimensions qui représente n gradients environnementaux (p.ex. ressource alimentaire, température) à l'intérieur desquels les organismes peuvent croître, survivre et se reproduire. Plus précisément, le filtre abiotique définit la niche fondamentale des espèces (volume de la niche déterminant la performance des organismes), tandis que le filtre biotique permet d'appréhender la niche réalisée avec l'intégration des interactions des autres organismes présents pouvant réduire le volume.

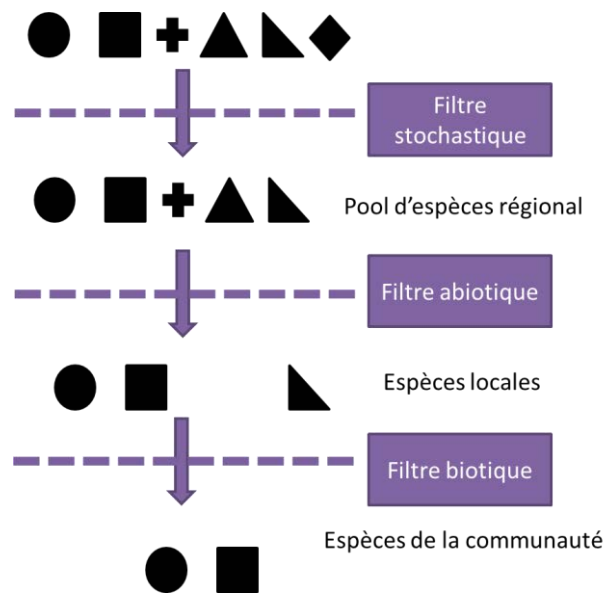


Figure 5 : Règles d'assemblage d'une communauté (d'après Lortie *et al.*, 2004)

Cependant les filtres abiotiques ne semblent pas affecter toutes les espèces ou individus d'une même communauté de la même manière. Par exemple, au sein de sols contaminés en métaux, l'ensemble des communautés faunistiques n'est pas concerné par des modifications, mais seulement certains organismes sensibles à ces pollutions (Gillet et Ponge 2003). Par conséquent, la sensibilité des espèces aux perturbations humaines semble dépendre de quelques attributs fonctionnels particuliers (Lizee *et al.* 2011) tels que la taille, la fécondité ou la dispersion. Ces caractéristiques déterminent aussi le caractère spécialisé ou généraliste d'une espèce (McKinney et Lockwood 1999). Les récents acquis en assemblage des communautés ont permis de passer des théories basées sur l'identité des espèces vers la prise en compte de leurs caractéristiques par le biais des traits fonctionnels. Les filtres successifs agissent alors non plus sur la sélection d'espèces, mais sur les organismes qui ne présentent pas les bonnes valeurs de traits de réponse. La communauté est alors constituée d'individus présentant des valeurs de traits adéquates aux variables environnementales et biotiques. Initialement, les travaux sur l'approche fonctionnelle des communautés ont mis en avant la prépondérance du filtre abiotique dans l'assemblage des communautés (Gilbert et Lechowicz 2004; McGill *et al.* 2006; Cornwell *et al.* 2006; Kraft *et al.* 2008). Par la suite, d'autres auteurs ont tenté de comprendre à l'aide des traits fonctionnels, les mécanismes sous-jacents à l'effet des filtres. La première hypothèse est que les communautés tendent vers une convergence des traits, c'est-à-dire, qu'il y a moins de valeurs de traits (attributs) qu'attendus des événements stochastiques, sous l'effet des filtres abiotiques de par une utilisation similaire des ressources par rapport à l'ensemble des espèces régionales (De Bello *et al.* 2009; Bernard-Verdier *et al.* 2012). La première hypothèse est étayée par des études récentes sur les plantes (De Bello *et al.* 2009; Freschet *et al.* 2011) qui ont montré une convergence des traits sous l'effet des filtres abiotiques. Une seconde hypothèse est que

le filtre abiotique va dépendre du niveau de perturbation. De ce fait, on aura une diversité de stratégies permettant l'établissement de nouveaux individus après une perturbation, d'où une distribution divergente des traits au sein de la communauté (Grime 2006). Les filtres biotiques sont souvent considérés comme ayant un effet plus faible par rapport aux filtres abiotiques. Il semble néanmoins qu'à l'échelle locale, les filtres biotiques deviennent dominants. Une divergence des traits est alors observable au sein des communautés végétales (Cornwell et Ackerly 2009) (Figure 6). Si ces résultats ont besoin d'être confirmés, il semble néanmoins que l'approche par les traits permette de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents des assemblages des communautés en fonction des facteurs environnementaux.

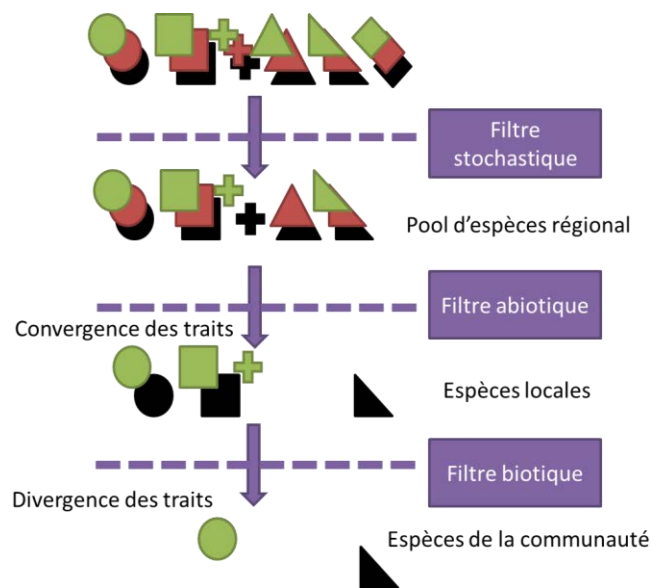


Figure 6: Rôle des traits dans l'assemblage des communautés (d'après Garnier et Navas, 2013). Une espèce est représentée par trois ensembles de traits (même symbole avec des couleurs différentes)

De nombreuses avancées ont ainsi pu être faites sur la distribution des organismes le long d'un gradient d'âges des pratiques ou de stress environnemental (p.ex. sel, nutriments) (Stuart Chapin *et al.* 1993; Westoby *et al.* 2002; Decaëns *et al.* 2011), la compréhension des règles d'assemblages des communautés (McGill *et al.* 2006; Auclerc *et al.* 2009; Shipley 2010; Hedde *et al.* 2013) et la traduction du fonctionnement de ces communautés sur les écosystèmes (Lavorel *et al.* 2002). Dans cette approche fonctionnelle des règles d'assemblages des communautés, l'individu apparaît alors au centre de ces filtres ce qui laisse supposer l'importance de la variabilité intra-spécifique des traits au sein d'une communauté (Albert *et al.* 2010, 2011, 2012; de Bello *et al.* 2011). Cette variabilité va cependant dépendre du trait considéré et des conditions environnementales (Garnier *et al.* 2013).

En conclusion, dans les études actuelles en écologie, l'approche fonctionnelle est une boîte à outils au sein de laquelle les traits sont largement utilisés afin de comprendre les règles d'assemblages des communautés en lien avec leur environnement.

2.5.2. A l'échelle du paysage

Outre ces règles d'assemblages au niveau local, d'autres règles semblent agir sur les communautés et plus précisément sur les métacommunautés (ensemble des communautés dans un paysage donné). Au niveau du paysage, on distinguera trois éléments : la matrice, espace dominant englobant les taches d'habitats, et les corridors qui relient ces taches. L'ensemble des taches constitue la mosaïque paysagère, et les corridors le réseau au sein du paysage. La nature de cette mosaïque influence les communautés présentes. Dans le concept de métacommunauté le rôle des corridors, au sens large, est prépondérant. Selon leur action (filtre, corridor ou barrière), ils peuvent freiner, aider ou arrêter les flux au niveau du paysage (Dajoz 2006). Les règles qui régissent le déplacement des communautés au sein de la matrice paysagère ont été définies par Levins (1969). Les communautés sont reliées entre elles par des processus de migration avec des populations en déclin et d'autres en extension ou recolonisation. Cet ensemble de communautés ou populations forme la métacommunauté. Les populations locales sont présentes dans des taches d'habitats qui sont, à un instant t, soit vacantes soit occupées (Burel et Baudry 1999). Le second type de métacommunauté introduit la notion de source et de puits. L'aire la plus vaste sert de source aux habitats plus petits situés à sa périphérie. Dans ces aires de tailles réduites, les populations s'éteignent et se reconstituent en permanence sous l'effet de migrations (Dajoz 2006). Le troisième type englobe un ensemble de sous-populations en interactions les unes avec les autres et colonisant des habitats de petites tailles, souvent éphémères, tels les arbres morts pour les insectes saprophages. Enfin, le dernier type de métacommunauté correspond aux populations n'ayant plus aucune interaction entre elles du fait d'une barrière physique infranchissable.

Par la suite, Leibold *et al.* (2004) ont précisé le fonctionnement de ces métacommunautés à l'échelle de la tache, c'est-à-dire de l'écosystème ou de l'habitat. Quatre processus non exclusifs peuvent expliquer la structure d'une communauté (Figure 7) :

- « tri d'espèces » : le filtre d'habitat est prépondérant par rapport au filtre de dispersion et seulement une espèce adaptée à ces conditions peut s'installer.
- « effet de masse » : Une espèce abondante dans son habitat favorable peut se disséminer et subsister dans le site vacant même si elle est moins bien adaptée que d'autres espèces.
- « dynamique de tache » : Le filtre de dispersion permet à une première espèce de s'installer temporairement avant d'être supplantée par une espèce plus compétitrice.

- « vue neutre »: les espèces ont la même probabilité de s'installer dans la communauté vacante. Ce sont les processus stochastiques qui détermineront la composition des communautés.

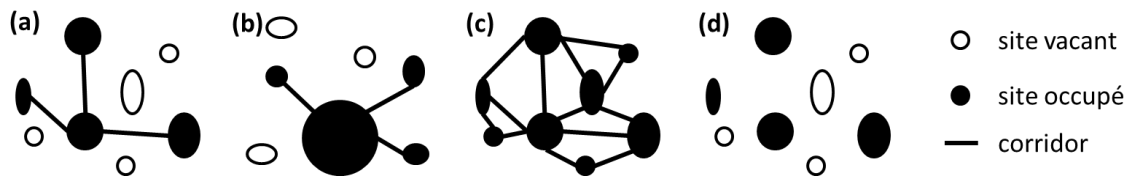


Figure 7: Les différents types de métacommunautés selon Leibold *et al.* (2004) ; (a) tri d'espèces (b) effet de masse (c) dynamique de tache (d) vue neutre

A ces différentes échelles spatiales, on définit différentes dimensions de la biodiversité. La diversité α qui correspond au nombre d'espèces qui cohabitent au sein d'un écosystème ; la diversité β qui reflète le taux de remplacement des espèces lorsque l'on passe d'un écosystème à un autre dans un même site ; et enfin la diversité γ qui correspond au nombre total d'espèces au niveau régional.

3. Développer l'approche fonctionnelle dans les agrosystèmes urbains grâce à l'étude croisée de la faune du sol et de la végétation

L'étude de l'ensemble de la biodiversité des agroécosystèmes se heurte aux contraintes de temps et financières. Afin d'étudier la biodiversité taxonomique et fonctionnelles des jardins, des choix sur les groupes étudiés ont été effectués.

3.1. La végétation, objet d'étude incontournable du fonctionnement des jardins

La flore joue un rôle primordial au sein des écosystèmes terrestres puisqu'elle constitue 99% de la biomasse (Garnier *et al.* 2013). Elle influence alors directement et indirectement les processus écosystémiques en modifiant la quantité et la qualité des habitats et substrats qui sont utilisés par les autres organismes (Berendse 1998; Díaz et Cabido 2001; Hooper *et al.* 2005). L'étude de la dimension fonctionnelle des communautés végétales a permis en outre des avancées sur l'étude des relations entre la biodiversité végétale et les processus (p.ex. cycles biogéochimiques, production primaire). Pour ne citer que quelques exemples de cette utilisation, les traits foliaires (p.ex. surface foliaire spécifique, SLA ; la teneur en matière sèche d'une feuille, LDMC) influencent la vitesse de décomposition de la litière et permettent de prédire les effets des changements d'usages (Garnier *et al.* 2007) ou climatiques (Fortunel *et al.* 2009). De même, les travaux de recherche sur les liens entre services écosystémiques et traits fonctionnels sont en plein essor (Quétier *et al.* 2007; De Bello *et al.*

2010) en lien avec les relations entre fonctionnement des écosystèmes et biodiversité (Diaz *et al.* 2006; Garnier *et al.* 2013). Malgré ces nombreuses avancées, la composante fonctionnelle de la végétation au sein de milieux anthropisés est peu étudiée.

3.2. Intégrer la faune du sol dans les approches fonctionnelles

La faune du sol, qui inclut tous les habitants temporaires et permanents du sol et de ses interstices, est considérée comme étant la troisième frontière biotique après les canopées des forêts tropicales et des abysses (Wolters 2001). Elle représente un quart de la diversité taxonomique globale (Decaëns *et al.* 2006) (Figure 8).

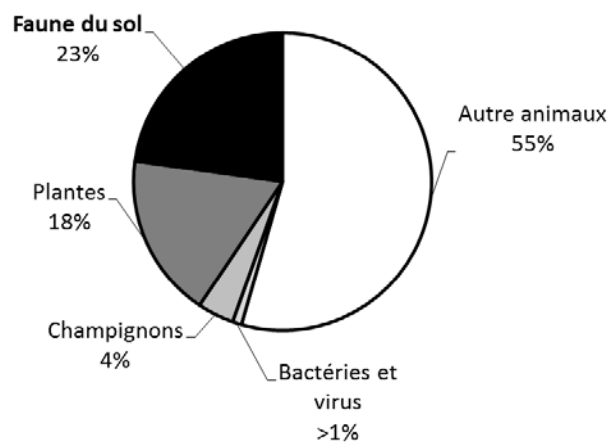


Figure 8: Place de la faune du sol en fonction du nombre d'espèces au sein de la biodiversité globale (d'après Deaëns *et al.*, 2006)

Les organismes appartenant à la faune du sol peuvent être classés en trois groupes selon le critère morphologique de taille : microfaune (<0.2 mm) (p.ex. nématodes), mésofaune (0.2 mm à 2 mm) (p.ex. collemboles) et macrofaune (>2 mm) (p.ex. vers de terre). D'autres classifications existent et peuvent être liées par exemple à une préférence d'humidité : les hydrobiontes vivent exclusivement dans l'eau, les hygrobiontes recherchent l'humidité tandis que les xérophiles sont capable de supporter la sécheresse. Ces classifications ont tout de même des limites, certaines espèces vont passer d'une catégorie à l'autre au cours de leur développement (Cortet *et al.* 1999; Hedde 2006).

Parmi les organismes vivants, les invertébrés du sol jouent un rôle majeur dans les écosystèmes naturels. Ils assurent de nombreuses fonctions (p.ex. cycle du carbone, infiltration de l'eau, agrégation) en influençant directement ou indirectement les processus du sol (Huhta 2007). Les récentes études montrent ainsi l'importance de la faune du sol dans les processus du sol en milieux naturels et urbains (p.ex. relation entre les vers et l'agrégation) (Jones *et al.* 2006; Jangorzo 2013; Pey *et al.* 2013). La faune du sol contribue ainsi à la fourniture de services écosystémiques (p.ex. service alimentaire) (Huguenin *et al.* 2006; Lavelle *et al.* 2006; Brussaard *et al.* 2007; Barrios 2007;

Kibblewhite *et al.* 2008; Blouin *et al.* 2013) et présente un fort intérêt pour la conservation (Decaëns *et al.* 2006). La mésofaune, composée majoritairement des microarthropodes (collembolés et acariens), vit dans la litière ou dans les interstices du sol (Lavelle et Spain 2003). Elle joue un rôle prépondérant dans les processus de décomposition de la litière végétale, les cycles du carbone et de l'azote ou encore dans la formation de la microstructure du sol (Filser 2002; Cortet *et al.* 2003; van Straalen *et al.* 2008). Par ailleurs, les collembolés sont utilisés pour leur rôle de bio-indicateurs de la qualité des sols et des pollutions (Cortet *et al.* 1999; Santorufo *et al.* 2012).

L'utilisation des traits fonctionnels de la faune du sol, plus récente que pour la végétation, est en plein essor ces dernières années (Ribera *et al.* 2001; Hedde *et al.* 2005, 2012, 2013; Vandewalle *et al.* 2010; Decaëns *et al.* 2011; Salmon et Ponge 2012; Salmon *et al.* 2014; Ponge et Salmon 2013b; Pelosi *et al.* 2013b, 2014; Rouabah *et al.* 2014; Santorufo *et al.* 2014a; Krab *et al.* 2014). Ces travaux ont permis d'étudier les modifications des communautés de faune du sol lors de changements de pratiques (p.ex. labour) (Pelosi *et al.* 2014) ou de cultures (p.ex. phytoextraction) (Hedde *et al.* 2013) en proposant des aménagements dans la gestion des cultures (p.ex. favoriser les carabes de grandes tailles) (Rouabah *et al.* 2014). En ce qui concerne plus spécifiquement les collembolés, les études de la composante fonctionnelle des communautés apportent des informations supplémentaires afin de dresser des scénarios sur l'effet des changements climatiques (Krab *et al.* 2014) et de développer des connaissances sur la hiérarchie des facteurs d'influences des communautés au sein d'un gradient d'échelle spatiale (Salmon *et al.* 2012; Ponge *et al.* 2013b). Au sein des milieux urbains, Santorufo *et al.* (2014) ont permis de caractériser les traits fonctionnels des espèces tolérantes aux milieux anthropisés (p.ex. petite taille, pigmentation).

Ainsi, la mésofaune forme un groupe modèle pour tester les hypothèses sur les assemblages d'espèces par le biais des traits au sein des communautés face aux changements environnementaux et de pratiques dans des milieux anthropisés tels que les jardins potagers.

3.3. Mise en place de définitions propres aux invertébrés du sol

Face à l'essor de l'approche fonctionnelle des communautés d'invertébrés du sol, des bases de données spécifiques à certains groupes taxonomiques ont vu le jour (p.ex. Coltrait pour les collembolés) (Salmon *et al.* 2012) avant la création de bases de données sur la faune du sol essayant d'avoir une approche multi-taxons (p.ex. BETSI, la base de donnée néerlandaise sur les invertébrés du sol) (Makkonen *et al.* 2011; Pey *et al.* 2014b). La création de ces bases de données globales, notamment celle de BETSI (Pey *et al.* 2014a), a nécessité d'utiliser un vocabulaire commun. Ce besoin de standardisation, similaire à celui ressenti lors de l'étude des communautés végétales, a pu préciser un certains nombres de définitions. Ainsi, Pey *et al.* (2014b) proposent d'étendre la définition de Violle *et al.* (2007) telle qu'un trait devient « n'importe quelle caractéristique

morphologique, physiologique, phénologique et comportementale mesurable au niveau de l'organisme, de la cellule jusqu'à l'organisme entier, sans référence à son environnement ou à un quelconque niveau d'organisation » (trait MPPC) (Tableau 2). Cette nouvelle définition permet de prendre en compte les caractéristiques comportementales non présentes dans les taxons floristiques. Les traits influençant la performance (survie, croissance, reproduction) d'un organisme dans l'écosystème sont nommés « traits de performances ». Ces derniers sont influencés par les traits MPPC, qui influencent donc indirectement la performance des organismes (Pey *et al.* 2014b). Il s'agit aussi de la biomasse, des traits liés à l'émergence et des mesures sur la survie des organismes (Pey *et al.* 2014b). Pey *et al.* (2014) nomment « préférences écologiques » les traits fonctionnels utilisés dans la littérature et se référant à l'environnement telles que les préférences d'humidité du sol (Makkonen *et al.* 2011). Les traits renseignés sous le terme de « traits de vie » sont renommés en fonction de leur nature selon les définitions précédentes.

Tableau 2 : Définitions et exemples des principaux termes utilisés dans l'approche par les traits fonctionnels des communautés d'invertébrés du sol

terme	définition	exemple
traits fonctionnels	caractéristique morphologique, physiologique, phénologique et comportementale mesurable au niveau de l'organisme, de la cellule jusqu'à l'organisme entier, sans référence à son environnement ou à un quelconque niveau d'organisation (trait MPPC)	taille
Traits de performance	traits peuvent influençant directement les performances d'un individu : survie, croissance et reproduction	biomasse
préférences écologiques	gamme de valeurs d'attributs d'un trait se référant à l'environnement	humidité du sol

L'utilisation d'une base de données commune aux différents taxons de la faune du sol a pour but d'avoir une approche la plus globale possible des communautés d'invertébrés du sol. Ainsi, les études tendent à utiliser l'approche fonctionnelle en croisant différents groupes taxonomiques (Barbaro et Van Halder 2009; Moretti et Legg 2009; Moretti *et al.* 2013; Podgaiski *et al.* 2013; Aubin *et al.* 2013). L'étude croisée entre phylums en est encore aux prémises, bien que l'on puisse supposer qu'une telle approche permettrait d'avoir une vision globale du fonctionnement de l'écosystème.

4. Objectifs de la thèse

L'état de l'art permet de poser les trois hypothèses suivantes : (i) la qualité des sols peut être appréhendée au travers de ses propriétés physico-chimiques et biologiques, (ii) la qualité physico-chimique d'un sol est liée à son niveau de fertilité et de contamination, (iii) la qualité biologique peut être décrite grâce à une approche taxonomique et fonctionnelle.

Si l'approche fonctionnelle s'est surtout développée autour des systèmes naturels ou agricoles, les systèmes très anthropisés ont jusqu'à récemment peu participé à ce développement. Le défi à relever dans ces systèmes très anthropisés est de conduire une approche tridimensionnelle. En effet, en plus des composantes biologiques et physico-chimiques, ces milieux disposent d'une composante humaine très forte, voire prépondérante, pouvant influencer les autres composantes de l'écosystème. Les agroécosystèmes urbains, de par leur situation intermédiaire entre les systèmes agricoles et les systèmes très anthropisés, suscitent des questions théoriques sur l'utilisation croisée des traits fonctionnels de la faune du sol et de la végétation pour caractériser leur qualité fonctionnelle en lien avec les modifications physico-chimiques des sols (Figure 9):

- Quelle est la qualité des sols de jardins ? Existe-t-il un gradient de qualité des sols de jardins en relation avec les modifications de leurs caractéristiques physico-chimiques liées aux pratiques de jardinage ?(Q1)
- Quelle est l'influence de la qualité physico-chimique des sols de jardins sur la biodiversité fonctionnelle et taxonomique ? Quelles sont les différences observées avec une approche uniquement taxonomique ? (Q2)
- Le jardin, via le sol, remplit-il correctement la fonction de support d'alimentation et de support de biodiversité ? (Q3)

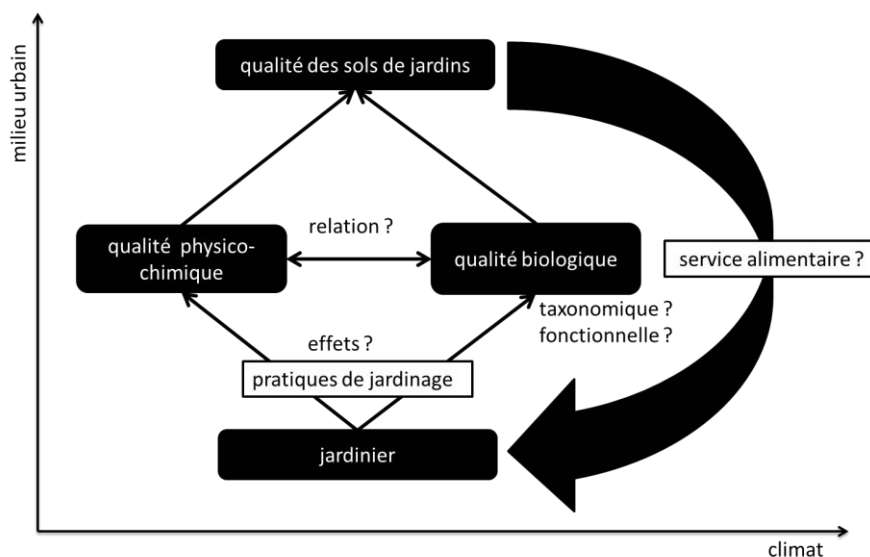


Figure 9: Schéma conceptuel de la qualité des sols de jardin et du questionnement scientifique associé

Les objectifs de la thèse sont (i) de caractériser le fonctionnement physico-chimique et biologique des jardins, (ii) d'expliquer les facteurs d'influence de ce fonctionnement et (iii) d'estimer la capacité des jardins à fournir un service alimentaire.

Chapitre 2 : Développement d'une méthode pour l'étude des composantes abiotiques, biotiques et sociales des jardins familiaux

1. Démarche générale et cadre d'étude

Situés sur des territoires très variés et répondant à des usages parfois très différents, les jardins représentent un objet d'étude vaste et multidisciplinaire. Afin de limiter cet objet d'étude, les travaux conduits se focalisent sur les jardins familiaux. Ces jardins à vocation alimentaire sont en pleine expansion dans les pays industrialisés. Leur situation presque exclusivement urbaine classe les sols de jardins parmi les SUTMAs et parfois leur vocation alimentaire les rapproche des sols agricoles. Comme il n'existe pas de consensus, dans les prochains chapitres, les sols de jardins seront toujours exclus de la notion de SUTMAs et des sols agricoles. Les jardins familiaux sont une des formes d'agriculture urbaine. Un site de jardins familiaux est défini comme étant l'ensemble des jardins gérés collectivement par une association dans un même lieu (Figure 10). Un jardin est alors une parcelle individuelle au sein de cet ensemble de jardins familiaux.



Figure 10 : Les jardins familiaux de Montolivet (Marseille) : (a) site et (b) parcelle de jardin (Joimel, 2012)

Afin d'avoir une approche générique, le choix des jardins investigués est le résultat d'étapes successives de sélection permettant d'obtenir un échantillonnage représentatif de la variabilité des jardins sur le territoire français (Figure 11). Dans cette optique, la première partie de ce chapitre permettra d'exposer les différentes étapes de sélection des sites et jardins étudiés (phase pré-terrain). Les sites de jardins familiaux et les jardins sélectionnés seront présentés tant au niveau géographique que de leur fonctionnement administratif. La partie suivante présentera les plans d'échantillonnage mis en place au sein des jardins pour caractériser la physico-chimie des sols et la réalisation des enquêtes (phase terrain I). Grâce aux résultats de cette première étape, parmi les jardins étudiés, une sélection de 15 jardins sera faite en vue d'investiguer la biodiversité (cf. Partie 3). La troisième partie de ce chapitre s'intéressera alors aux plans d'échantillonnage pour caractériser la

biodiversité des jardins (phase terrain II). La phase terrain III portera sur la variation des communautés de collemboles à l'échelle de la parcelle dans un contexte de contamination et de sa remédiation. Enfin, les différents traitements statistiques de ces données seront présentés.

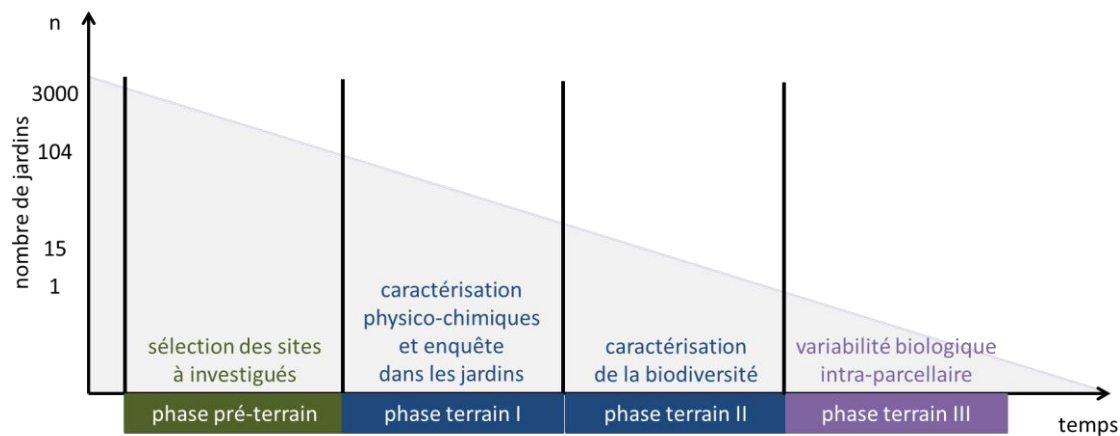


Figure 11: Démarche d'investigation des sols de jardins potagers

2. Comment sélectionner les jardins ?

2.1. Les facteurs d'influence des jardins établis par le programme SOJA

Au vu de la variété des jardins sur le territoire français, il est impossible d'étudier la totalité de la population statistique nécessaire, évaluée à plus de 7440 jardins par le programme SOJA-Ademe (Caractérisation des **SO**ls, des usages et des productions potagères dans les **J**Ardins français) (Schwartz *et al.* 2010a). Le programme SOJA a permis de définir neuf facteurs influant majoritairement la «filière jardin» : le milieu actuel (p.ex. urbain, rural, péri-urbain), le matériau parental du sol, les usages passés, l'âge et le sexe du jardinier, les pratiques, la catégorie socioprofessionnelle du jardinier, les types et parts relatives des productions, le climat et l'âge du jardin. Parmi ces critères, la détermination de la nature du matériau parental n'est pas aisée pour un non spécialiste et d'autre part, la connaissance de l'usage antérieur d'un jardin est une variable aléatoire selon les jardiniers et dépend fortement de l'ancienneté de son installation sur le terrain. Ces deux critères ne seront donc pas pris en compte dans cette étude. En revanche, deux autres critères apparaissent indépendants du jardin : le climat et le milieu. Ces deux facteurs vont nous permettre de restreindre le champ d'investigation (Figure 12).

variables explicatives	indice de pertinence
milieu actuel	0
matériau parental du sol	7
usage(s) passé(s)	9
âge et sexe du jardinier	10
pratiques	10
CSP du jardinier	11
types et parts relatives des productions	11
climat	15
âge du jardin	15
taille du jardin	16
formation, éducation, information	16
origine culturelle du jardinier	17
fonction du jardin	19
devenir des productions	19
sous-traitance de l'entretien	20
contraintes réglementaires ou consignes	21

Figure 12 : Classement des facteurs d'influence de l'écosystème jardin en fonction de leurs indices de pertinence. En vert, les indices les plus fiables (Chenot *et al.* 2012).

2.1.1. Milieu actuel

Le premier filtre de sélection est le milieu actuel, c'est-à-dire le degré d'urbanisation dans lequel se trouve le jardin : rural, urbain, péri-urbain voire industriel, défini grâce au zonage en aires urbaines de l'INSEE. Le mot « urbain » désigne tout « ce qui est relatif à la ville » (TLFI). La définition des espaces urbains est très variée selon les auteurs. En Europe, la définition est donnée par l'OCDE et en France par l'INSEE. On notera que l'OCDE utilise comme unité de référence la communauté de base, à savoir le canton. Le canton est considéré comme rural si la densité de population est inférieure à 150 habitants par kilomètre carré. La France est alors décrite comme un pays rural avec très peu de régions urbaines (Cheverry *et al.* 2009). L'INSEE utilise, quant à elle, l'unité urbaine (« commune ou un ensemble de communes qui comporte sur son territoire une zone bâtie d'au moins 2 000 habitants où aucune habitation n'est séparée de la plus proche de plus de 200 mètres ») pour créer le zonage en aire urbaine (ZAU). Les zones rurales concernent alors seulement 59% du territoire français. En outre, l'INSEE a développé depuis 2003, la notion de « bassins de vie » pour se rapprocher de la vision du grand public des espaces ruraux. La superficie du territoire rural augmente, et se rapproche de la définition de l'OCDE, avec un recouvrement de 79%. Cette définition considère que les communes péri-urbaines et les petits pôles urbains (<30000 habitants)

appartiennent au territoire rural. Les différents milieux retenus dans cette étude sont définis grâce au zonage en aire urbaine de l'INSEE, qui a l'avantage d'être actualisé et de servir de base à de nombreuses définitions de l'urbain au sens strict (Schwartz *et al.* 2010b).

En conséquence, trois zones sont définies :

- Urbain au sens strict : Pôle urbain ou unité urbaine
- Péri-urbain : zones appartenant à l'aire urbaine d'un pôle
- Rural : espace à dominante rurale

Les jardins familiaux sont des jardins inféodés au milieu urbain au sens strict, et sont donc peu présents dans les autres zones. De plus, puisque cette thèse s'attache à décrire le fonctionnement des sols urbains à travers celui des sols de jardins, seuls les jardins présents en milieu urbain au sens strict seront investigués.

2.1.2. Le climat

Le second filtre à appliquer est le climat. En France, trois climats majeurs (semi-continentale, océanique et méditerranéenne) coexistent. La Thèse bénéficie d'un adossement scientifique par le biais du programme ANR-JASSUR. Ce programme comporte un réseau de sept agglomérations pilotes : Lille, Grand Lyon, Marseille, Grand Nancy, Nantes, Paris (Ile-de France), Grand Toulouse. Parmi ces villes, trois ont été retenues : Marseille pour le climat méditerranéen, Grand Nancy pour le climat semi-continentale et Nantes pour le climat océanique (Figure 13).

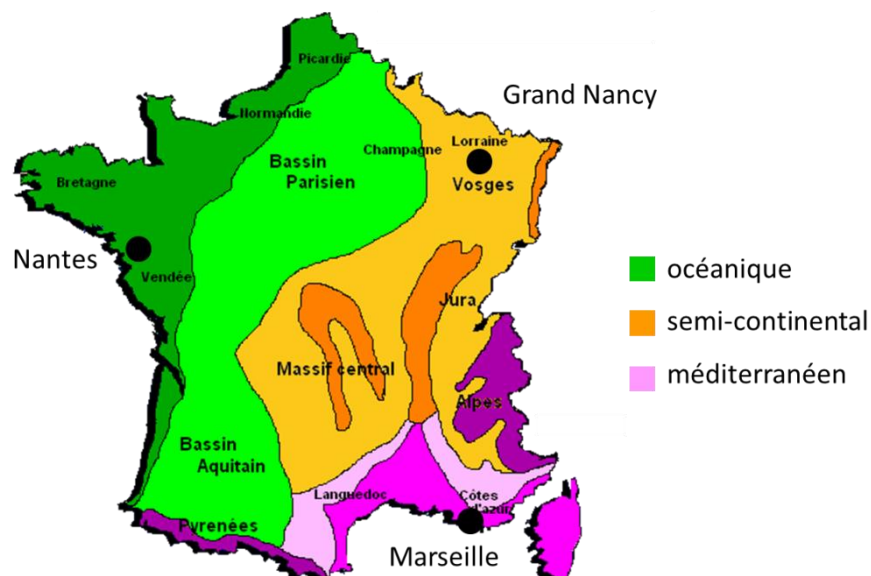


Figure 13: Localisation des trois villes investiguées en vue d'investiguer des jardins familiaux situées sous les trois grands climats français (meteonature.com)

2.2. Un troisième critère

Sans enquête approfondie, il est difficile de chiffrer le nombre exact de jardins dans les trois agglomérations retenues (Marseille, Grand Nancy et Nantes). Une approximation indique que ce nombre avoisine les 3000 parcelles de jardins. Il est donc nécessaire d'ajouter un nouveau filtre pour pouvoir sélectionner les jardins à investiguer. Le « milieu actuel » est un critère que nous avons déjà utilisé et qui nous a permis de sélectionner uniquement les jardins familiaux urbains. Au sein même du milieu urbain au sens strict, il est possible de décrire plus finement le milieu, tout en restant indépendant des caractéristiques propres à chaque jardin. Cette nouvelle classification des sites doit faire face à plusieurs contraintes. Premièrement, l'urbanisation des villes diffère selon leur historique, rendant l'approche globale sur les trois secteurs difficile. Deuxièmement, les jardins familiaux sont souvent situés sur des friches délaissées et sont de ce fait souvent localisés en périphérie des villes (zone suburbaine) (Clergeau 2007). Pour prendre en compte les spécificités de l'environnement de chaque site, il convient de s'intéresser aux caractéristiques des sites à l'échelle paysagère. Tant en écologie du paysage qu'en géographie, les photographies aériennes ou orthophotoplans sont utilisées pour faire ressortir des variables caractéristiques du paysage alentours des sites. L'utilisation d'images satellitaires permet même d'atteindre une définition de l'ordre du mètre. Ces images sont d'autant plus utilisées qu'il n'existe pas de carte précise d'occupation des sols dans les milieux urbains. Les espaces privés, bien que les plus nombreux, sont souvent les moins répertoriés (Clergeau 2007). En zone rurale, la méthode consiste à digitaliser des limites des objets parcellaires, ponctuels et linéaires à partir des images. Cette technique devient vite chronophage et complexe en milieu urbain, où, sur de grandes surfaces, des dizaines de milliers de polygones seraient nécessaires. Pour pallier à ce problème, des techniques de télédétection de plus en plus précises permettent notamment de caractériser des espaces verts et d'analyser les indicateurs de biodiversité en ville (p.ex. indices de fragmentation, pertes d'habitats). Des cartes sont déjà utilisables, telles que CORINE Land Cover⁴ ou BDTOPO⁵. Bien que la précision de ces données soit plus grossière que celle de données obtenues grâce à des images de télédétection, ces cartes représentent une source d'informations de base, utile pour l'étude globale d'un large secteur. Elles permettent notamment d'analyser les caractéristiques de chaque quartier (Clergeau 2007) et de visualiser les corridors biologiques. Si la carte BDTOPO est lacunaire en milieu urbain, et ce notamment pour les espaces verts (y compris ceux de grande taille), la carte CORINE Land Cover, bien que moins précise, est continue. Elle permet d'avoir une approche au niveau des quartiers où

⁴ Union européenne – SOEs, CORINE Land Cover, 2006

⁵ IGN – BD TOPO version 2.1

sont situés les sites de jardins familiaux en donnant des indications sur l'occupation des sols et donc l'hétérogénéité du paysage.

La surface prise en compte autour de l'objet d'étude va varier en fonction du contexte et de la nature de l'objet. Par exemple, Vanbergen et al (2007) utilisent une échelle de 200m² au niveau local et de 1km² au niveau du paysage pour étudier les corrélations entre le paysage et la faune du sol (collembolles, carabes et vers de terre). Or, dans cette première phase de sélection, il est nécessaire d'être indépendant du jardin en lui-même. Une surface de 200m² est donc trop faible, bien que conseillée pour l'étude de la flore en milieu urbain (Muratet *et al.* 2008). En effet, certains sites de jardins familiaux sont suffisamment grand (jusqu'à 0,14km²) pour que leur surface dépasse largement 200m². L'autre élément à prendre en compte lors du choix de la taille de la surface à investiguer est de limiter les corrélations entre les sites (Croci 2007). Un rayon de 500m permettrait de rester à l'échelle du paysage tout en limitant les superpositions d'aires (Figure 14). De plus, la taille de la surface se rapproche de l'aire couramment utilisée (1km²) pour étudier l'effet du paysage sur la faune du sol (Ponge *et al.* 2006), qui sera étudiée pour caractériser la biodiversité des jardins.



**Figure 14: Représentation des zones tampon autour des sites de Nantes (rayon de 500m)
(Google earth, 2013)**

Les superficies de chaque classe d'occupation des sols dans un rayon de 500m autour des sites sont calculées à l'aide d'un Système d'Information Géographique (logiciel QGIS) (Figure 15). Les différents types d'occupation des sols sont répartis en 3 classes à partir de la légende de Corine Land Cover niveau 3 (Tableau 3).

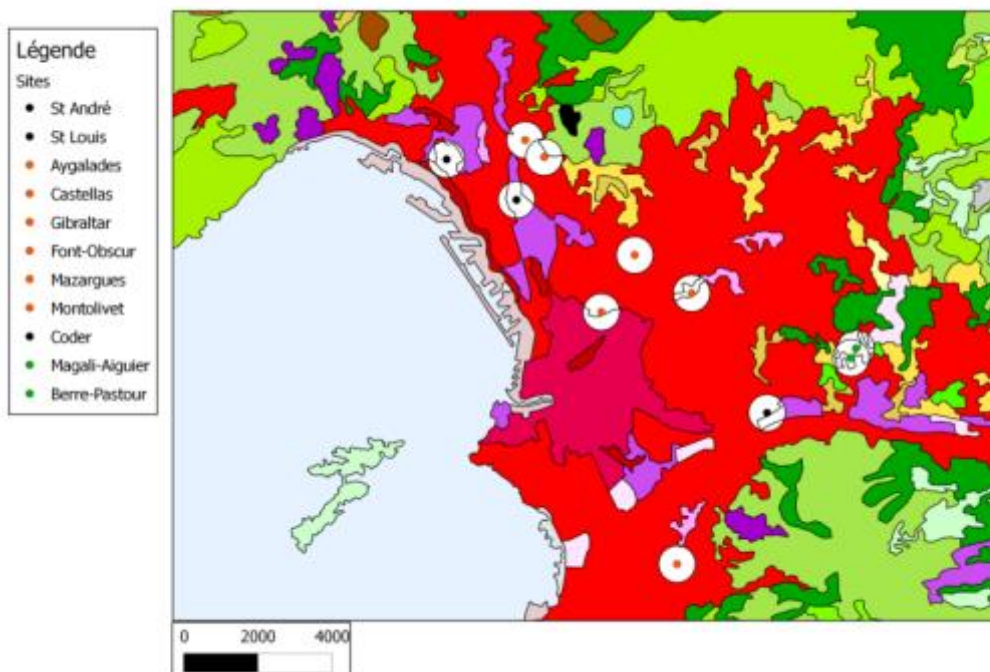


Figure 15: Carte de l'occupation des sols de Marseille (Corine Land Cover, 2006). Les cercles représentent les aires de rayon 500m autour des sites de jardins; en noir, les sites artificiels - industries, en orange, les sites artificiels –habitations et en vert, les sites semi-naturels.

Tableau 3: Répartition des différents types d'occupation des sols selon la légende de Corine Land Cover (2006) en trois grands types d'occupation des sols

type	légende Corine Land Cover
artificiel	habitation tissu urbain continu tissu urbain discontinu
	industriel zones industrielles et commerciales réseaux routier et ferroviaire et espaces associés aéroports
semi-naturel et naturel	espaces verts urbains équipements sportifs et de loisirs terres arables hors périmètres d'irrigation vergers et petits fruits prairies systèmes culturaux et parcellaires complexes surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants forêts de feuillus forêts de conifères forêts mélangées végétation sclérophylle forêts et végétation arbustive en mutation marais intérieurs

Les sites se trouvent, en moyenne, dans des secteurs artificialisés à plus de 80%. Une variabilité est cependant observée avec des sites possédant une artificialisation plus faible, comme par exemple pour Seichamps dans l'agglomération de Nancy (Figure 16a). Afin de distinguer ces deux premiers cas, on divise les sites en deux classes. Les sites ayant une artificialisation inférieure à la moyenne (moins de 70%) forment le groupe nommé mixte, et contiennent au moins 30% d'éléments semi-naturels ou naturels. Le second groupe, formé par les sites dont l'aire est artificialisée à plus de 70%, est nommé artificiel. Au sein du groupe artificiel, on peut observer différents types d'artificialisation (notamment par rapport à taille des éléments éco-paysagers constitutifs) qui forment la notion de grain du paysage (Burel et Baudry 1999). Les systèmes à grain fin ont principalement des petits éléments (ici les habitations), tandis que les systèmes à grain grossier sont principalement constitués de cellules élémentaires de grande ou moyenne taille (parking, industries). Ces différences de grain dans un paysage induisent aussi un fonctionnement différent. Dans les systèmes à grain fin, de nombreux flux à courte distance se mettent en place grâce aux corridors (par exemple, les pelouses entre les maisons). Lorsque le système est à grain grossier, les flux sont moins fréquents et principalement à grande distance par manque de corridors dans le paysage (Burel *et al.* 1999). Par exemple, le site de Coder à Marseille (Figure 16c), entouré d'éléments industriels ou de réseaux de communication, présente un grain plus grossier que le site de la Crapaudine à Nantes (Figure 16b), qui est entouré d'habitats pavillonnaires et collectifs. Ainsi, lorsque la surface artificialisée sera industrielle à plus de 30%, on classera le site au sein d'un groupe Artificiel-Industriel qu'on appellera par la suite le groupe Industriel, et lorsque la surface sera à plus de 70% de l'habitation, on considérera que le site appartient au groupe Artificiel-Habitation, qu'on nommera par la suite Habitation.



Figure 16 : Exemple de différents sites de jardins familiaux (a) site de Seichamps (agglomération de Nancy), (b) site de la Crapaudine (ville de Nantes), (c) site de Coder (ville de Marseille).

En conclusion, les sites sont classés selon leur composition (artificielle ou mixte) et leur configuration (industriel ou habitation), ce qui permet d'appréhender le type de paysage autour des sites pouvant induire des modifications dans le fonctionnement des sols de jardins (p.ex. apports de matériaux

technogéniques plus fréquents dans les jardins des sites industriels). Au moins 10 sols de jardins par ville (Grand Nancy, Nantes et Marseille) et par groupe (Mixte, Habitation, Industriel) ont été investigués pour leurs caractéristiques physico-chimiques en lien avec les pratiques de jardinage, et ceci pour un total de 104 parcelles sur le territoire français. Les sites de jardins familiaux sélectionnés au sein de ces groupes vont dépendre de plusieurs autorisations successives : (i) l'autorisation d'accès à des sites de jardins familiaux dépend en premier lieu de l'accord des responsables administratifs de chaque ville ou communauté urbaine (p.ex. les sites de Nantes sont tous gérés par le service des espaces verts), (ii) l'accès au sein d'un site est conditionné par l'acceptation de l'étude par le responsable associatif gérant les parcelles (p.ex. les sites sont souvent fermés à clef), et enfin, (iii) les jardiniers doivent fournir leur accord afin de pouvoir accéder à leur jardin. Selon la sensibilité de ces différents acteurs aux problématiques de l'étude, l'accès au jardin pourra être facilité ou interdit.

3. Les sites de jardins familiaux et leur implantation géographique

3.1. Localisation des trois secteurs d'étude

Marseille est la Préfecture du Département des Bouches-du-Rhône (13) et de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Marseille fait partie de la communauté urbaine Marseille Provence Métropole (MPM), qui regroupe 18 communes. La population de Marseille, d'environ 850 600 habitants, en fait la deuxième ville française. Avec Aix-en-Provence, Marseille forme aussi la troisième aire urbaine de France avec 1 700 000 habitants. La superficie de Marseille est élevée (241 km²) et se divise en 16 arrondissements répartis dans 3 secteurs : Nord (arrondissements 13 à 16), Sud (arrondissements 7 à 12) et le centre-ville (arrondissements 1 à 6). Une densité plus faible est observable par rapport au Grand Nancy ou Nantes. En effet, près de la moitié de la superficie de la ville est en territoire naturel inconstructible (p.ex. Parc National des Calanques). Bordé par la mer à l'Ouest, la ville est entourée de montagnes (p.ex. Massif des Calanques, la chaîne de l'Etoile). En termes d'hydrographie, l'Huveaune et son affluent, le Jarret, sont les principaux cours d'eaux de la ville. Ils sont souvent recouverts et canalisés. En plus de ces cours d'eaux, deux canaux parcourent la ville pour assurer l'alimentation en eau potable, y-compris dans les jardins familiaux. Le principal canal est celui de Marseille (les eaux de la Durance).

Le Grand Nancy, situé dans le Département de Meurthe et Moselle (54), est le seul site d'étude qui comprend une ville, Nancy, et son agglomération. Si Nancy est la plus petite ville des trois communes sélectionnées, la Communauté Urbaine du Grand Nancy, regroupant 20 communes, est alors d'une taille similaire aux deux autres secteurs (Tableau 4), avec une plus forte densité. Situé entre plusieurs

collines formant une demi-cuvette, le Grand Nancy est entouré de plateaux boisés, avec parfois des coteaux abrupts. La Meurthe ainsi qu'un canal bordent la ville et son agglomération à l'Est.

Nantes est la Préfecture du Département de Loire-Atlantique (54) et de la Région des Pays de la Loire. Membre de la communauté urbaine de Nantes Métropole qui regroupe 24 communes, Nantes est aussi, avec ses 282 000 habitants, la sixième commune de France la plus peuplée. La ville de Nantes est située dans une vallée, créée par la Loire et ses affluents, au début de l'estuaire de la Loire et à proximité de l'océan Atlantique. La région présente peu de relief.

Tableau 4: Population des agglomérations de Marseille, Nancy et Nantes (INSEE, 2009)

	Marseille	Nancy	Nantes
population intra-muros (habitants)	850 602	106 318	282 047
population de l'aire urbaine (habitants)	1 715 096	434 202	862 111
densité (hbts/km²)	3 535	7 083	4 327

3.2. Des climats contrastés

Les trois secteurs de l'étude sont soumis à des climats contrastés dont les caractéristiques spécifiques influencent les cultures potagères (Tableau 5).

Tableau 5 : Valeurs annuelles normales de température minimale et maximale, de précipitations (en quantité et nombre de jours) et de durée d'ensoleillement.

	climat	T° min (°C)	T° max (°C)	P (mm)	P (nb de jours)	durée d'ensoleillement (h)
Marseille	méditerranéen	10,8	20,2	515	53	2858
Grand Nancy	semi-continentale	6,0	14,9	775	124	1665
Nantes	océanique	8,3	16,7	820	119	1791

Au niveau des températures, le climat marseillais, méditerranéen, est plus chaud (moyenne annuelle de 15,5°C) que celui du Grand Nancy (moyenne annuelle de 10,4°C), semi continental. Nantes, avec son climat océanique, a des températures intermédiaires entre les deux (moyenne annuelle de 12,5°C). La pluie est fréquente sur le Grand Nancy (124 jours de pluie) et Nantes (119 jours de pluie) mais la pluviométrie est supérieure dans cette dernière ville (820mm). Les précipitations sont faibles à Marseille (515 mm) mais résultent de pluies intenses concentrées sur quelques jours (53 jours). L'ensoleillement est maximal à Marseille et minimal sur le Grand Nancy.

Ces variables changent tout au long de l'année selon des amplitudes liées à leur climat. Les étés sont chauds à Marseille (environ 24°C en moyenne) et secs (Figure 17). La pluie se concentre au printemps et à l'automne. Si les températures diminuent en hiver, elles restent néanmoins les plus élevées, au-dessus de 7°C.



Figure 17: Diagramme ombrothermique (température minimale et maximale et pluviométrie) de Marseille (d'après Météofrance)

En revanche, sur le Grand Nancy, les températures sont contrastées aussi bien en journée qu'entre les saisons (Figure 18). Les hivers sont froids et secs avec des températures fréquemment en dessous de 0 (79 jours de gel/an) et des étés chauds et humides (26 jours d'orages/an). On observe aussi une longue période d'enneigement en hiver (31 jours/an). En ce qui concerne les précipitations, peu de variations saisonnières sont observées.

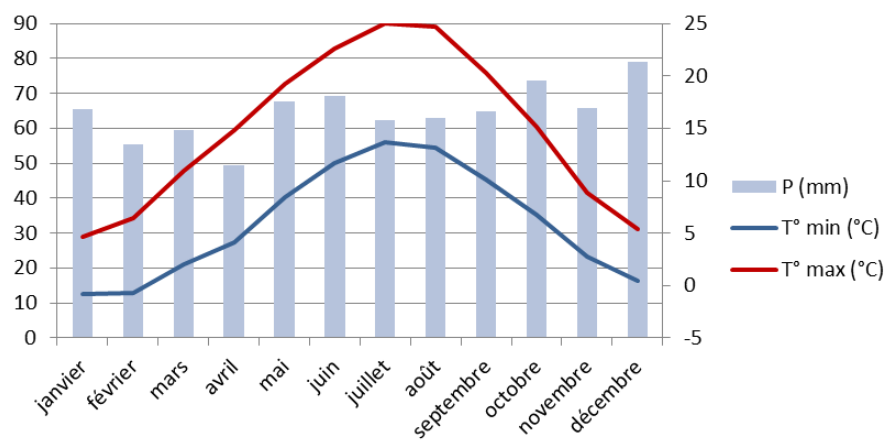


Figure 18 : Diagramme ombrothermique (température minimale et maximale et pluviométrie) du Grand Nancy (d'après Météofrance)

A Nantes, on observe peu de variations saisonnières (Figure 19). En été comme en hiver, le climat est doux (moins de 16 jours de gel/an) et pluvieux.

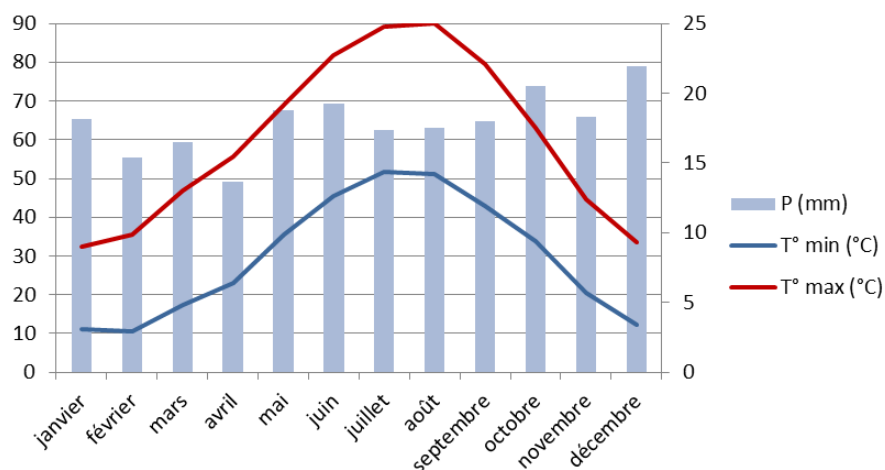


Figure 19 : Diagramme ombrothermique (température minimale et maximale et pluviométrie) de Nantes (d'après Météofrance)

Le climat doux en hiver à Marseille et Nantes permet des plantations précoces. Par contre, la chaleur des étés marseillais pose des questions sur l'irrigation des cultures. Ce problème est accentué par le vent fréquent du Nord, le Mistral, qui peut souffler jusqu'à 100km/h en plaine (73 jours de vent/an supérieur à 65km.h⁻¹). Quant au Grand Nancy, les périodes de gel limitent les temps de culture.

3.3. Les sites de jardins familiaux

3.3.1. Marseille

Deux collectivités territoriales souhaitent intervenir sur la question des jardins collectifs : la Mairie et la communauté urbaine Marseille Provence Métropole. Cette dernière est une institution récente (2000) qui souhaite de plus en plus s'impliquer dans la gestion des jardins familiaux. Du fait d'un manque de compétences dans ce domaine, elle ne dispose cependant pas d'informations ni de contrôle sur les sites. Quant à la mairie de Marseille, elle a choisi de créer des projets de jardins sur des terrains appartenant à la ville. Les terres des sites concernés par les nouvelles implantations de jardins font l'objet de mesures physico-chimiques. En revanche, la mairie ne s'implique pas dans la gestion des sites de jardins familiaux dont l'implantation est majoritairement ancienne (en place entre 70 et plus de 100 ans). Ainsi les sites de jardins familiaux sont gérés par des associations sans politique commune entre les sites.

Au total, douze sites existent sur le territoire marseillais (Figure 20). Les sites se situent principalement à proximité de grands ensembles collectifs au sein des quartiers populaires du Nord de Marseille. On retrouve aussi 3 sites à l'Est de la ville dans des secteurs à plus forte mixité sociale et d'urbanisation. Enfin, un seul site se trouve dans les quartiers aisés du Sud de Marseille. Au total, dix sites ont été investigués sur le territoire de Marseille.



Figure 20 : Localisation des jardins familiaux sur Marseille (Google Earth)
 (en rouge, les sites investigués, en noir les autres sites de jardins familiaux de la zone d'étude.

Les sites présentent une grande variabilité en termes de taille puisqu'ils regroupent de 2 à plus de 200 parcelles (Consalès 2004) et ont une surface variant de 1400m² à 14ha. La taille moyenne d'un jardin est aussi variable, de petites parcelles (100m²) aux grandes parcelles (300 à 500m²) en passant par des parcelles moyennes (proche de 200m²) (Tableau 6, Figure 21). En termes d'âges, on distingue trois date de création : (i) au début du 20^{ème} siècle, (ii) en 1941, (iii) dans la dernière décennie. Les jardins familiaux sont gérés par des associations tandis que les deux sites de jardins partagés (Asprocep, Font-Obscur) sont gérés par l'institution mettant à disposition le terrain.

Tableau 6 : Informations sur les sites de jardins familiaux marseillais investigués portant sur leur milieu environnant (I : industriel, M, mixte, H : habitation), leur âge (ans), le nombre de jardins, la surface moyenne d'un jardin (m²) et le mode de gestion du site.

site	milieu	âge	nombre de jardins	surface moyenne	mode de gestion
Asprocep	I	<10	2	100	institution
Berre-Pastour	M	>100	40	190	association
Castellás	H	70-80	240	300	association
Coder	I	70-80	110	180	association
Font-Obscur	H	<10	10	100	institution
Magali-Aiguier	M	>100	40	150	association
Mazargues	H	>100	70	190	association
Montolivet	H	<10	100	200	association
St André	I	70-80	20	200	association
St Louis	I	>100	nd	500	association

Les sites disposent presque systématiquement de cabanes de grande taille (10 à 15m² en moyenne) faites avec des matériaux de récupération permettant de collecter de l'eau pour compléter l'eau du robinet (Annexe 1 à Annexe 10).



Figure 21 : Les dix sites de jardins familiaux investigués sur Marseille
(a) Asprocep (b) Berre-Pastour (c) Castellas (d) Coder (e) Font-Obscur (f) Magali-Aiguier (g) Mazargues
(h) Montolivet (i) Saint André (j) Saint Louis (Joimel 2012)

3.3.2. Grand Nancy

Sur le Grand Nancy, les jardins familiaux représentent environ 40 hectares répartis sur 11 communes (Figure 22). Aucun site ne se trouve au sein de la commune de Nancy. Sur les 11 jardins familiaux, 6 d'entre eux ont été investigués.

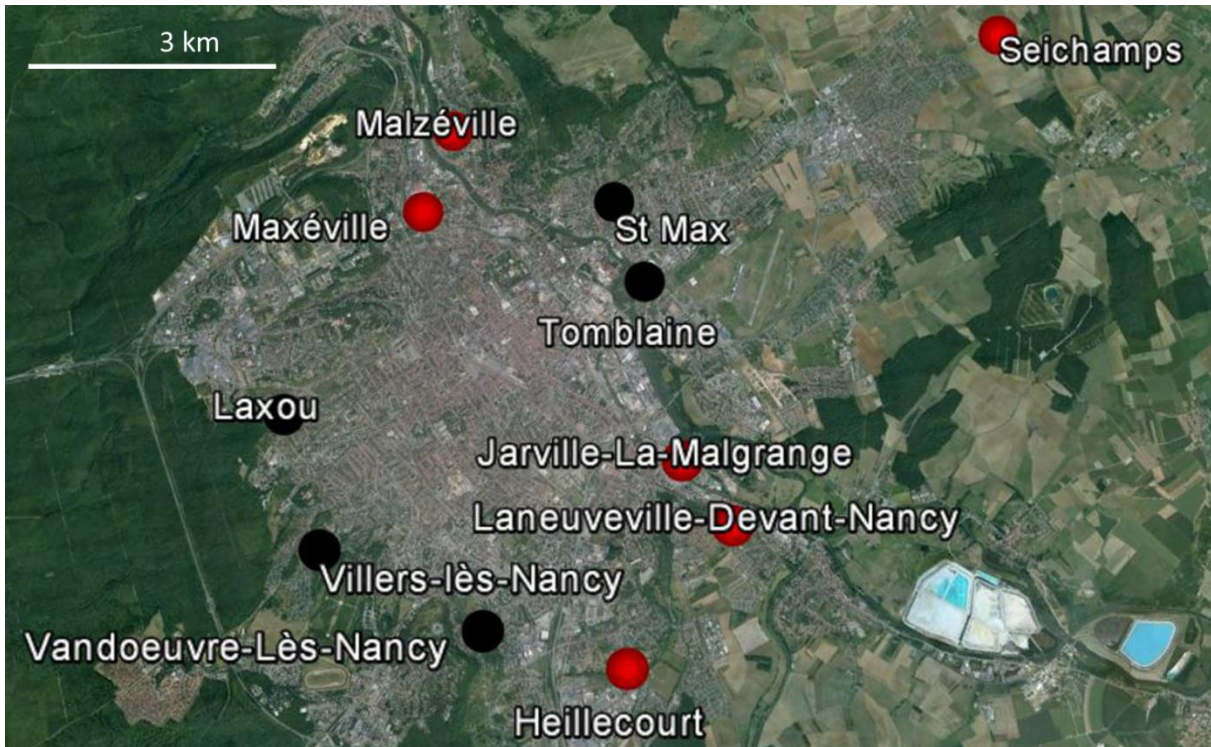


Figure 22 : Les sites de jardins familiaux de Nancy (Google Earth)
(en rouge, les sites investigués, en noir les autres sites de jardins familiaux de la zone d'étude)

En termes de nombre de jardins, les sites varient de 10 à plus de 100 parcelles (Tableau 7, Figure 23). Ces jardins font entre 100m² pour les plus récents et entre 200 et 300m² pour les plus anciens. Il reste cependant difficile d'estimer l'âge des jardins du fait d'un manque d'informations écrites. Le foncier appartient majoritairement aux communes et la majorité des sites sont gérés par les villes, excepté deux sites gérés par des associations. Une très forte hétérogénéité est observable entre les sites sur la configuration des jardins (p.ex. présence d'abris individuels ou de clôtures entre les parcelles). L'arrosage s'effectue grâce à la récupération des eaux de pluie pour ceux disposant d'abri (Malzéville, Maxéville), du robinet pour la plupart des autres (Jarville-La-Malgrange, Seichamps, Laneuveville-Devant-Nancy), voire par l'eau provenant d'une rivière (Heillecourt) (Annexe 11 à Annexe 16).

Tableau 7 : Informations sur les sites de jardins familiaux nancéens investigués portant sur leur milieu environnant (I : industriel, M, mixte, H : habitation), leur âge, le nombre de jardins, la surface moyenne d'un jardin et le mode de gestion du site.

site	milieu	âge	nombre de jardins	surface moyenne	mode de gestion
Jarville-La-Malgrange	H	<10	20	100	ville
Heillecourt	M	40-50	100	200	ville
Laneuveville-Devant-Nancy	H	<10	10	100	ville
Malzéville	H	>100	100	270	association
Maxéville	I	20-30	100	170	association
Seichamps	M	30-40	40	200	ville



Figure 23 : Les six sites de jardins familiaux investigués sur le Grand Nancy (a) Heillecourt (b) Jarville-La-Malgrange (c) Laneuveville-Devant-Nancy (d) Malzéville (e) Maxéville (f) Seichamps (Joimel 2012)

3.3.3. Nantes

A Nantes, les 25 sites de jardins familiaux et partagés (Figure 24) se retrouvent sur la commune elle-même, principalement sur la rive Nord de la Loire. Chaque année, un nouveau site est créé. 10 sites ont été investigués dans l'étude.



**Figure 24 : Localisation des jardins familiaux de Nantes (Google Earth)
(en rouge, les sites investigués, en noir les autres sites de jardins familiaux de la zone d'étude)**

Les sites varient de 9 à plus de 100 parcelles (Tableau 8, Figure 25). Ces jardins font entre 100m² et 150m² à l'exception du Lait de Mai, jardin partagé, qui dispose de petites parcelles de 2m². Tous les sites ont une date de création postérieure à 1980. Les jardins sont gérés au niveau de la commune de Nantes par une équipe dédiée du service des espaces verts. Une charte des jardins nantais homogénéise les pratiques au sein des différents sites gérés localement par plusieurs associations. Ces guides de bonnes pratiques ont pour but de promouvoir une agriculture biologique. Les espaces verts communs au sein des jardins familiaux sont gérés selon le principe de gestion différenciée par le service des espaces verts (p.ex. pelouse rase pour un parc public avec jeux pour enfants, pelouse haute pour les espaces en friches d'autres sites) (Figure 26). L'arrosage s'effectue grâce à la récupération des eaux de pluie fournie par les abris en supplément de l'eau du robinet ou du puit (Contrie) (Annexe 17 à Annexe 26).

Tableau 8 : Informations sur les sites de jardins familiaux nantais investigués portant sur leur milieu environnant (I : industriel, M, mixte, H : habitation), leur âge, le nombre de jardins, la surface moyenne d'un jardin et le mode de gestion du site.

site	milieu	âge	nombre de jardins	surface moyenne	mode de gestion
Angle-Chaillou	M	10-20	60	100	association + ville
Batignolles	H	30-40	40	160	association + ville
Chaupière	M	10-20	80	150	association + ville
Contrie	I	30-40	80	110	association + ville
Crapaudine	H	10-20	90	100	association + ville
Eglantiers	M	30-40	100	150	association + ville
Lait de Mai	H	10-20	20	2	association + ville
La Roche	H	<10	16	80	association + ville
Moutonnerie	I	10-20	22	150	association + ville
Vertais	H	10-20	9	100	association + ville



Figure 25 : Les dix sites de jardins familiaux investigués sur Nantes (a) Angle-Chaillou (b) Batignolles (c) Chaupière (d) Contrie (e) Crapaudine (f) Eglantiers (g) Lait de Mai (h) La Roche (i) Moutonnerie (j) Vertais (Joimel 2012)



Figure 26: Exemples de gestion des espaces verts à Nantes. (a) pelouse rase (Crapaudine), (b) pelouse haute (Chaupières) (Joimel 2012)

3.3.4. Les 104 jardins

Au total, ce sont donc 104 jardins investigués dans 26 sites de 3 villes différentes qui composent la première sélection de jardins en vue de caractériser la physico-chimie des terres de surface et les pratiques des jardiniers (Tableau 9).

Tableau 9 : Les sites de jardins familiaux sélectionnés par ville et par groupe (le chiffre indique le nombre de jardins investigués au sein du site)

	habitation	industriel	mixte
Nancy	Jarville (1) Malzéville (7) Laneuveville-Devant-Nancy (4)	Maxéville (10)	Seichamps (1) Heillecourt (10)
Nantes	Batignolles (4) La Roche (3) Vertais (3) Lait de Mai (3)	Crapaudine (5) Contrie (3) Moutonnerie (2)	Chaupières (5) Angle-Chaillou (5) Eglantiers (2)
Marseille	Castellas (5) Montolivet (3) Mazargues (4) Font-Obscur (2)	Asprocep (1) Coder (4) St André (5) St Louis (1)	Berre-Pastour (3) Magali-Aiguier (7)

4. Investigations des jardins lors de la phase terrain I

4.1. Les caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins

4.1.1. Prélèvement des sols de jardins pour analyses physico-chimiques

Au sein des 104 jardins, les sols ont été échantillonnés de septembre 2012 à février 2013. Dans chaque jardin, 20 points sont positionnés de manière systématique dans la zone cultivée. A l'aide d'une tarière, à chaque point, un échantillon élémentaire de l'horizon cultivé (20 cm d'épaisseur en moyenne) est prélevé (Figure 27). Les 20 échantillons sont mélangés pour former un échantillon composite de 5 à 6kg de terre fraîche.



Figure 27: (a) Prélèvements de sols à la tarière (Montolivet, Marseille) et (b) mélange des échantillons élémentaires (Font-Obscur, Marseille) (Joimel 2012)

4.1.2. Analyses physico-chimiques

Les terres de jardins (5kg) ont été séchées à l'air libre, désagrégées et tamisées à 2 mm. Une aliquote de terre par sol de jardin a été envoyée au Laboratoire d'Analyse des Sols (LAS-INRA, Arras, France).

Les paramètres retenus pour la comparaison des sols de jardins sont :

- granulométrie (NF ISO 11465),
- pH (NF ISO 10390),
- carbonates totaux et actifs (CaCO_3) (NF ISO 10693),
- carbone (C), azote (N) et matière organique (MO) (NF ISO 10694, NF ISO 13878),
- phosphore assimilable (P_{Olsen}) (méthode Olsen; NF ISO 11263),
- capacité d'échange cationique (CEC ; méthode Metson ; NF X 31-130),
- base échangeable (échangeables à la cobaltihexamine) : Calcium (Ca), Magnésium (Mg), Sodium (Na), Potassium (K), Fer (Fe), Manganèse (Mn), Aluminium (Al),
- éléments totaux et éléments traces métalliques (ETM) (extraction HF; NF EN ISO 17294-2, NF ISO 22036) : Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P_2O_5 et Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Chrome (Cr), Cuivre (Cu), Molybdène (Mo), Nickel (Ni), Plomb (Pb), Thallium (Tl) et Zinc (Zn) u, Ni, Zn, Pb, Cd
- éléments traces extractibles (extraction CaCl_2 0,01mol.l⁻¹; méthode INRA) : Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn,
- les oligo-éléments extractibles (extractibles à l'EDTA) : Cu, Fe, Mn, Zn

En plus des analyses faites par le LAS, des analyses en HAP des sols de jardins (hydrocarbures aromatiques polycycliques) ont été réalisées au LSE (données non présentées). Les sols sont broyés et tamisés à 500mm avant d'être lyophilisés. Une extraction de la matière organique au dichlorométhane est réalisée par ASE (Accelerated Solvent Extraction). Après purification et concentration, les HAP sont mesurés par chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (GC-MS). L'IFSTTAR de Nantes a aussi effectué des analyses de teneurs en Arsenic (As) des terres de jardins par fluorescence X.

4.2. Enquête auprès des jardiniers

Afin d'obtenir des informations sur la typologie des jardiniers et des jardins ainsi que sur les pratiques de jardinages, une enquête a été réalisée auprès des 104 jardiniers gérant les parcelles sur lesquelles des prélèvements de sols ont été effectués.

4.2.1. Questionnaire

Au total, 97 jardiniers sur les 104 (93% de réponse) ont accepté de répondre au questionnaire qui leur a été posé de manière directe, soit en face à face, soit par téléphone (Figure 28).



Figure 28: Entretien dans un jardin (Magali-Aiguier, Marseille) (Rakoto, 2012)

Le questionnaire (Annexe 27) a été réalisé en collaboration avec Jean Noël Consalès, co-coordonateur du programme JASSUR. Il est composé de 98 questions et sous-questions réparties en 9 thématiques :

- jardin
- types de cultures
- méthodes de culture
- protection des plantes
- traitements phytosanitaires
- engrais et amendements
- irrigation
- travail du sol
- jardinier

Le questionnaire comprend principalement des questions fermées à choix binaire (p.ex. Avez-vous des animaux dans le jardin ?) ou multiple (p.ex. Quels légumes cultivez-vous au printemps/été ?). Le traitement de ces questions fermées est moins complexe que celui des questions ouvertes. Certaines questions ont néanmoins été posées en questions ouvertes de façon à ne pas limiter la liste des réponses possibles (p.ex. Pour quelles raisons jardinez-vous ?). Ces questions doivent faire l'objet d'un traitement *a posteriori* avec la construction de catégories de réponses.

De manière globale, les questions ont été rédigées pour être simples, précises et non ambiguës. Afin de prévenir une suggestion des réponses, les termes péjoratifs et mélioratifs ont été évités grâce à des formulations les plus neutres possibles (p.ex. Considérez-vous que vos pratiques se rapprochent de la culture biologique ?). Les questions plus « personnelles » portant sur l'âge ou la catégorie socio-professionnelle de la personne interrogée ont été posées en dernier afin de favoriser les réponses.

En effet, les personnes répondent plus facilement à ces questions après avoir répondu à d'autres questions. Une fois le questionnaire élaboré, il a été testé auprès de quelques personnes pour ajuster certaines questions. Les questionnaires ont été dépouillés grâce au logiciel Sphinx afin d'exploiter les résultats sous format numérique.

4.2.2. Positionnement géométrique et métrage

Afin de compléter les informations, un schéma métré de chaque jardin est réalisé à l'aide d'une roue de mesure (Figure 29). Les coordonnées GPS sont également notées.



Figure 29: Mesure des dimensions d'un jardin à l'aide d'une roue de mesure (Eglantiers, Nantes) (Rakoto, 2012)

5. Investigations des jardins lors de la phase terrain II

Les prélèvements de biodiversité ont été réalisés au sein de 15 jardins sélectionnés parmi les 104 jardins investigués lors de la phase I au printemps et automne 2013. Cette sélection se base sur les caractéristiques physico-chimiques des terres de surface des jardins et sur les pratiques de jardinage (cf. Partie 2).

5.1. Relevé floristique

Les relevés floristiques ont été réalisés au printemps 2013 par Benjamin Magnus, dans le cadre de son stage de recherche de Master 2, co-encadré par la botaniste Noëlie Maurel (MNHN).

Il n'existe pas de protocole d'inventaire floristique des jardins familiaux dans la littérature. Le protocole présenté suivant prend donc appui sur ceux réalisés dans d'autres milieux (p.ex. friche urbaine) (Mueller-Dombois et Ellenberg 1974; Muratet *et al.* 2007). Afin de s'adapter à la forte hétérogénéité spatiale, la parcelle de jardin est divisée en deux zones : (i) une zone "cultivée", définissable comme étant le potager au sens strict et les zones dédiées aux cultures ornementales, et (ii) une zone dite "non cultivée" définissable comme étant l'ensemble des zones dépourvues de culture potagère ou ornementale, laissant place à la flore spontanée. Lors du prélèvement, un croquis de la parcelle est réalisé, avec représentation des éventuelles portions strictement minérales n'entrant dans aucune des deux zones prédéfinies (p.ex. abri, zone goudronnée). Sur ce croquis, la zone cultivée est alors quadrillée avec des carrés d'un mètre de côté tandis que la zone non cultivée

l'est avec des carrés de trente centimètres de côté. Cette différence de maillage est dû aussi à deux raisons : (i) le couvert végétal spontanée est plus faible en zone cultivée qu'en zone non cultivée, nécessitant une plus grande surface d'échantillonnage (ii) la zone non cultivée est discontinue et irrégulière, limitant la taille de la surface à échantillonner. A partir du maillage, six carrés sont sélectionnés aléatoirement dans chacune des deux zones, à l'exclusion des bordures (bande de 1 mètre en bordure de zone cultivée) (Figure 30).



Figure 30: Quadrats de 30cm de côté et quadrat de 1m² (Joimel, 2013)

Un inventaire floristique est effectué au sein des 12 quadrats (Figure 31). Les espèces présentes, cultivées ou spontanées, ont été identifiées avec plusieurs flores (Bonnier et Layens 1985; Schauer et Caspari 2009; Burnie *et al.* 2013) ainsi qu'avec l'aide occasionnelle du ou des jardiniers présents. Dans les quadrats, pour chaque espèce, l'abondance a été estimée suivant l'échelle d'abondance-dominance de Braun-Blanquet (Tableau 10). L'inventaire complet a permis d'obtenir une liste d'espèces pour chaque jardin tandis que les quadrats permettent d'avoir une abondance et une richesse spécifique par unité de surface.

Tableau 10: Codes et significations des valeurs de l'échelle d'abondance-dominance de Braun-Blanquet.

code	signification
5	nombre quelconque d'individus – recouvrement > 3/4 de la surface de référence (> 75%)
4	recouvrement entre 1/2 et 3/4 (50–75% de la surface de référence)
3	recouvrement entre 1/4 et 1/2 (25–50% de la surface de référence)
2	recouvrement entre 1/20 et 1/4 (5–25% de la surface de référence)
1	recouvrement < 1/20 (< 5%)
+	individus rares, avec très faible recouvrement
r	individus très rares, avec recouvrement négligeable

En outre, un inventaire complet de la flore vasculaire présente sur l'ensemble de chaque jardin (zone cultivée et non cultivée) a été effectué. L'inventaire complet a permis d'obtenir une liste d'espèces pour chaque jardin tandis que les quadrats permettent d'avoir une abondance et une richesse spécifique par unité de surface.



Figure 31: Identification *in-situ* de la végétation des jardins potagers (Crapaudine, Nantes) (Joimel, 2013)

5.2. Les microarthropodes

Les prélèvements de microarthropodes ont été réalisés au printemps et automne 2013. Au centre de chacun des quadrats, un prélèvement de microarthropodes est réalisé. L'échantillonnage des microarthropodes s'effectue au moyen d'un carottier cylindrique en PVC contenant environ 200g de sol frais. Afin de réaliser un échantillon, le carottier est inséré au lieu de prélèvement, extrait, puis fermé par des bouchons. Les échantillons sont conservés au frais avant d'être pesés puis placés dans un extracteur à haut gradient de température de type MacFayden (Takeda 303 1979) pendant 8 jours (Figure 32). Lors de l'extraction, les microarthropodes traversent un tamis à maille de 2mm et sont conservés dans une solution d'acide benzoïque ($2,9 \text{ g.L}^{-1}$). Après extraction, le carottier est pesé afin d'obtenir une valeur d'humidité massique. Les organismes extraits sont transférés dans de l'éthanol à 70% afin d'assurer leur conservation. Un tri des organismes est effectué sous la loupe binoculaire. Les acariens sont identifiés au niveau du sous ordre : Acaridida, Actinidida, Gamasida, Oribatida (Krantz et Walter 2009). Après montage de lames, l'identification des collembolés à l'espèce a été réalisée sous microscope (Gisin 1943; Zimdars 1994; Dunger 1999; Potapow 2001; Thibaud *et al.* 2004; Hopkin 2007; Dunger et Schlitt 2011; Rafael 2012). Les autres invertébrés ont aussi été comptés. Les données obtenues permettent de définir un nombre d'espèces de collembolés (richesse spécifique) et d'individus (abondance) par volume de sol prélevé ou par unité de surface (densité).



Figure 32: Prélèvements dans un jardin potager (Crapaudine et Chaupières, Nantes) (a,b) à l'aide des cylindres (c) et extraction de microarthropodes (d) (Joimel et Rakoto, 2013)

5.3. Calculs d'indices de diversité taxonomique

Pour chaque jardin, nous avons calculé à partir des données d'abondance l'indice de Shannon H' selon la formule : $\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i$, où pour chaque espèce i donnée, P_i est l'abondance relative de cette espèce par rapport à l'ensemble des espèces présentes, S étant le nombre total d'espèces. H' a ensuite été moyenné entre les répliquats pour chaque jardin. Ensuite, nous avons calculé l'indice d'équitabilité E pour chacun des jardins, qui correspond au rapport entre l'indice de Shannon H' et la valeur maximale que cet indice atteindrait si toutes les espèces qui constituent l'échantillon y étaient représentées de manière égale. Ces indices sont calculés pour les collemboles et la flore.

La richesse spécifique est calculée pour différentes échelles afin d'obtenir des valeurs de diversité α , β et γ . La diversité α qui correspond au nombre d'espèces qui cohabitent au sein d'un jardin ou d'un répliquat; la diversité β qui reflète le taux de remplacement des espèces lorsque l'on passe d'un site à un autre dans une même ville ; et enfin la diversité γ qui correspond au nombre total d'espèces au niveau régional. Pour obtenir la diversité β , l'indice de similarité de Sørensen (Sørensen 1948) a été calculé :

$$\beta = \frac{2c}{S_1 + S_2}$$

Où c est le nombre d'espèces communes ; S_1 et S_2 , le nombre totale d'espèce d'une première communauté et d'une seconde communauté.

L'indice varie de 0 (pas d'espèce commune entre les deux communautés) à 1 (toutes les espèces sont communes).

5.4. Approche fonctionnelle

5.4.1. Les traits des collemboles

Le programme BETSI (Biological and Ecological functional Traits of Soil Invertebrates – CESAB/FRB) a permis la mise en place d'une base de données sur les traits fonctionnels issus de la littérature (<http://betsi.cesab.org/>). A l'aide de cette base de données, plusieurs traits ont été sélectionnés afin de décrire la morphologie, le comportement ou la physiologie des collemboles. Ces traits ont auparavant montré leur rôle informatif dans la réponse des communautés de collemboles aux stress environnementaux (Makkonen *et al.* 2011; Salmon *et al.* 2012). Certaines espèces présentes dans les jardins sont peu répandues dans les autres écosystèmes. La base de données a alors été complétée.

Les informations sur les traits proviennent de la littérature, principalement des clefs d'identification des espèces (Gisin 1943; Zimdars 1994; Dunger 1999; Potapow 2001; Thibaud *et al.* 2004; Hopkin 2007; Dunger *et al.* 2011; Rafael 2012). L'utilisation de plusieurs clefs permet la prise en compte de la variabilité inter et intra-spécifique ainsi que des données manquantes. La synthèse de ces données nécessite la mise en place d'un codage flou qui va réduire les variables continues (p.ex. taille) grâce à l'analyse des correspondances Fuzzy. Pour chaque espèce et pour chaque source, une note d'affinité est donnée de 0 à 3 à chacun des attributs composant le trait donné. Ces affinités sont par la suite transformées en pourcentages, construisant ainsi la distribution d'un trait pour chaque espèce.

Ces pourcentages vont permettre le calcul de plusieurs métriques à l'aide du logiciel R. En les combinant, les indices de diversité fonctionnelle, de richesse ou d'équitabilité ont été mesurés (FDiv, FRic, FEve ; Villéger, 2008). En intégrant l'abondance des traits, le CWM (Community Mean Weight) (Garnier *et al.* 2004) représentant la moyenne des valeurs d'affinité d'une communauté pondérée par l'abondance relative de ces attributs a été mesuré : $CWM (\%) = \sum P_i X_i$, où P_i est l'abondance relative de chaque espèce et X_i , l'affinité pour un attribut donné.

8 traits fonctionnels ont été retenus pour caractériser la structure fonctionnelle des collemboles des jardins :

- Forme du corps : sphérique ou cylindrique
- Taille : très petite (<1mm), petite (1-2mm), intermédiaire (2-3mm) et grande (>3mm)
- Locomotion : organisme possédant une furca ou absente
- Pigmentation : pigmentée ou apigmentée
- Organe visuel : Présence d'au moins 1+1 ocelle ou absence d'ocelles
- Reproduction : asexuée ou sexuée
- Habitat : organisme vivant en forêt, en zone agricole ou en zone anthropisée
- Micro-habitat : organisme vivant au niveau des matières en décomposition, minérale ou des végétaux

Ces traits influencent les assemblages des communautés de collemboles et permettent de renseigner sur la nature des stress environnementaux (Makkonen *et al.* 2011; Salmon *et al.* 2012).

Ces traits ont un rôle dans :

- la distribution verticale des collemboles dans le sol comme la taille et la forme du corps (Farská *et al.* 2014) ou les organes visuels (Ponge *et al.* 2006; Salmon *et al.* 2014) ;
- la dispersion des collemboles grâce aux organes visuels (Ponge *et al.* 2006; Salmon *et al.* 2014) et au mode de reproduction qui sépare les organismes en fonction de leur stratégie de colonisation et de leur survie (Chernova *et al.* 2010). Les organismes asexués s'établissent facilement dans un milieu et peuvent se remettre rapidement après une perturbation (Prinzing *et al.* 2002; Lindberg et Bengtsson 2005; Malmström 2012; Farská *et al.* 2014). Tandis que les organismes sexués colonisent rapidement un milieu (Malmström 2012) ;
- les interactions biotiques avec par exemple la présence d'une furca qui permet à l'organisme de sauter, ce qui accroît sa protection vis-à-vis des prédateurs.
- les caractéristiques de l'habitat avec les organes visuels qui renseignent sur les fonctions sensoriels (Hopkin 2007) ou la pigmentation qui est reliée à la protection contre les UV (Hopkin 1997) (Salmon *et al.* 2014). L'augmentation de la proportion de la modalité ocelle au sein d'une communauté varie avec celle de l'ouverture du milieu

5.4.2. Les traits de la végétation

A partir de la base de données allemande Bioflor, élargie à l'Europe centrale et occidentale (<http://www2.ufz.de/bioflor/index.jsp>), nous avons pu accéder à des informations sur les traits pour toutes les espèces inventoriées dans les quadrats. Bien que cette base de données ne soit pas initialement destinée à l'étude de la flore méditerranéenne ou océanique, les espèces que nous avons recensées à Marseille et Nantes étant communes et ayant une répartition large, elle s'applique bien à la flore de ces villes également. Cinq traits, susceptibles de nous aider à caractériser les communautés végétales présentes dans les jardins, ont été sélectionnés. Ils informent sur les interactions entre les plantes et l'environnement, la réponse des plantes aux pratiques de jardinage ou au contexte pédoclimatique :

- la forme de vie, selon la classification de Raunkiaer (Raunkiaer, 1904), qui catégorise les plantes en fonction de la position des bourgeons dormants pendant la mauvaise saison (géophytes, hémicryptophytes et thérophytes),
- le type de reproduction, par graines, par spores et/ou par voie végétative,
- le mode de transfert pollinique, auto-pollinisation, entomogamie ou anémogamie,
- le type de fruit, défini en fonction de la maturation des graines, du péricarpe ou de l'arrangement de péricarpe (capsule, gousse, noix, schizocarpe, silique).

- le type de stratégie écologique, suivant le système de Grime (Stratégie CSR ; Grime, 1974) (compétitrices, rudérales ou tolérantes au stress).

5.5. Le paysage

Afin de prendre en compte la variabilité paysagère au niveau local, un indice de végétation a été mesuré autour d'une zone tampon de 200m autour de chaque jardin. A partir des images LANDSAT 8 (mai 2014, sans nuages) de chaque zone, l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) a été calculé comme étant le rapport de la différence entre la réflectance dans le proche infrarouge et dans le rouge, sur la somme des deux (Kerr et Ostrovsky 2003). Sa valeur varie entre -1 (pas de végétation) et +1 (végétation abondante).

$$NDVI = \frac{NIR - Rouge}{NIR + Rouge}$$

Cet indice est considéré comme étant un descripteur pertinent des paysages urbains (Kerr *et al.* 2003; Yuan et Bauer 2007). Sa variabilité influence la diversité mais aussi les traits de la faune du sol (carabes) en relation avec leurs capacités de dispersion (Vergnes *et al.* 2012).

6. Investigation du jardin des Eglantiers lors de la phase terrain III

Des analyses physico-chimiques menées par le LPGN à Nantes sur le site de jardins familiaux des églantiers ont révélé des contaminations au Pb et As liées au fond géochimique. Dans le cadre d'une gestion de cette pollution, deux jardins ont été transformés en une parcelle expérimentale. Sur cette parcelle, une expérience est menée depuis le printemps 2013 par le LPGN (B. Béchet, A. Braut, T. Lebeau, C. Le Guern, L. Jean-Soro) avec pour objectif de dépolluer le sol grâce aux plantes en (i) utilisant de nouvelle plante (blé noir) (ii) en vérifiant l'efficacité de la moutarde brune (iii) en réduisant la durée du traitement grâce à la bioaugmentation (bactéries) ou avec l'acide citrique (iv) et enfin en évaluant l'effet de ces techniques sur l'environnement (mobilité du Pb, microfaune, microflore et mésofaune). Sur la parcelle (Figure 33), 32 placettes (Figure 34) de 2,7m x 2,3m sont positionnées sur toute la surface et sont séparées entre elles par des bandes enherbées de 50 cm de largeur. Quatre traitements sont appliqués aléatoirement sur ces placettes : T1 : blé noir ; T2 : blé noir + bactéries ; T3 : blé noir + acide citrique ; T4 : pas de plantes (témoin). Pour chacun de ces traitements, 8 réplicats sont effectués.

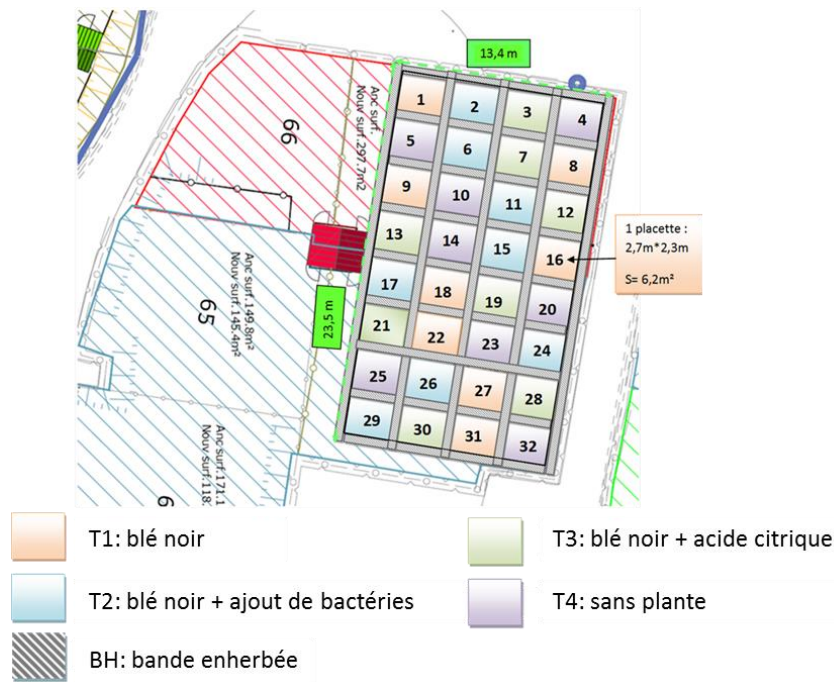


Figure 33: Dispositif expérimental du jardin des Eglantiers (parcelle 67 et 68) ; Surface totale : 279 m² ; Surface par placette : 6,2 m² ; Distance entre chaque placette : 50cm (d'après LPGN ; mai 2013)



Figure 34: Exemple de placettes au sein de la parcelle expérimentale des Eglantiers à Nantes

Les mesures de cinétique (p.ex. biomasse des plantes) et de spéciation des métaux sont effectuées par le LPGN chaque année à partir du printemps 2013. Dans le cadre des travaux de cette Thèse, des prélèvements de microarthropodes ont été réalisés avant la mise en place de l'expérimentation au printemps et à son arrêt à l'automne. Pour chaque traitement, 5 réplicats ont été sélectionnés aléatoirement et le prélèvement a été réalisé au centre de la placette selon le protocole présenté précédemment (5.2). En plus des placettes, 5 prélèvements ont été réalisés au sein de quadrats de 30 x 30cm positionnés aléatoirement au sein des bandes enherbées. Au total, 25 prélèvements de microarthropodes ont été réalisés à deux temps différents sur ces parcelles.

7. Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel de statistique R 2.15.3. Ces analyses ont nécessité l'utilisation des packages *ade4* (Thioulouse *et al.* 1997), *FactoMineR* (Lê *et al.* 2008), *FD* (Laliberté et Shipley 2011), *Hmisc* (Harrell 2014), *pgirmess* (Giraudoux 2014), *soiltexture* (Moeys et Shangguan 2014) et *vegan* (Oksanen *et al.* 2014). Toutes les analyses ont été effectuées avec un risque (probabilité de commettre une erreur de type I, c'est-à-dire de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est vraie) de 0,05 (c'est-à-dire que le résultat du test est significatif si la p-value est inférieure à 0,05).

7.1. Analyses univariées

Les analyses univariées ont pour objectif de tester la significativité des différences observées entre les différentes modalités, que ce soit sur des données biologiques ou physico-chimiques. Au préalable de toutes les analyses univariées, des tests de normalité de la distribution des données (Shapiro-Wilk) et d'homoscédasticité (Bartlett) ont été réalisés. Ensuite, lorsque les données suivaient une loi de distribution normale, nous avons effectué une analyse de variance (ANOVA) suivie d'un test de Tukey. Dans le cas contraire, nous avons effectué un test non paramétrique de comparaison de médianes (Wilcoxon, ajustement de Bonferonni).

7.2. Analyses multivariées

Des techniques d'analyses multivariées ont été utilisées dans le but de synthétiser les informations issues de plusieurs groupes de variables (p.ex. paramètres physico-chimiques des sols) (Ollier 2004; Frontier 2007; Pavoine et Chessel 2008).

Trois méthodes descriptives ont été mises en œuvre selon les paramètres à investiguer :

- L'Analyse en Composantes Principales (ACP), qui consiste à projeter sur un plan les structures d'un tableau de données comprenant des variables quantitatives ordinales ou non,
- L'Analyse en COordonnées Principales (ACoP) consiste à projeter sur un plan les structures d'une matrice de distance entre des objets.
- L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC), qui consiste à projeter sur un plan les structures d'un tableau de contingence comprenant des variables qualitatives. A la différence de l'ACP, l'AFC permet d'étudier la structure des écarts à l'indépendance et non leur intensité.
- L'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (AFCM), est une généralisation de l'AFC qui consiste à projeter sur un plan les structures d'un tableau disjonctif complet comprenant plusieurs variables qualitatives ayant différentes modalités non ordinales.

L'ACP a été utilisée principalement sur les données physico-chimiques des sols tandis que l'AFC et ACoP ont surtout concerné la composition spécifique des communautés végétales et animales. Enfin, l'AFCM permet de décrire les différentes variables résultant du dépouillage des enquêtes.

PARTIE 2 : Facteurs d'influence et typologie des sols de jardins

Introduction

La qualité d'un sol est définie par sa capacité à remplir des fonctions et à assurer des services (Chenu et al. en prep.). Dans le cadre du sol de jardin, la qualité d'un sol passe donc par ses propriétés physico-chimiques et biologiques, leurs interactions, mais aussi les facteurs d'influence de cette qualité sur ces propriétés et la fourniture de services écosystémiques comme l'approvisionnement en aliments. Au niveau de ses propriétés physico-chimiques, la qualité d'un sol peut être liée à son niveau de fertilité et son degré de contamination. Les caractéristiques physico-chimiques d'un sol sont en effet soumises à des facteurs environnementaux, dont l'intensité et la fréquence vont varier en fonction des usages. La question est alors de savoir quelle est la qualité physico-chimique des sols de jardins, et quels sont les principaux facteurs influençant la qualité de ces sols à l'échelle du territoire et en fonction des occupations du sol.

Cette partie a alors pour objectifs de décrire, de manière générique, les propriétés physico-chimiques des sols de jardins et de les confronter à celles de sols soumis à d'autres usages, en contexte forestier, agricole ou urbain. Pour ce faire, nous considérerons la variabilité des caractéristiques physico-chimiques des sols au sein du territoire français. Par ailleurs, une attention plus particulière sera portée aux relations entre la qualité des sols de jardins et les pratiques de jardinage.

Cette partie est structurée autour de 2 chapitres :

- Chapitre 3 : Les sols de jardins français, une forte variabilité de caractéristiques physico-chimiques
- Chapitre 4 : Les caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins comme reflet du positionnement des jardins à l'interface d'usages variés

Chapitre 3 : Les sols de jardins français, une forte variabilité de caractéristiques physico-chimiques

1. Introduction

Les jardins potagers sont à l'interface des usages et des territoires (Chenot *et al.* 2012). L'anthropisation, par le biais de l'environnement urbain global et plus particulièrement des pratiques individuelles de jardinage, peut induire une modification des caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins. Les activités humaines peuvent ainsi résulter en une altération des capacités des sols de jardins à servir de support aux plantes potagères. L'objectif de ce chapitre est (1) de dresser un état des lieux de la qualité des sols de jardins sur le territoire français en termes de fertilité et de contamination et (2) d'analyser les facteurs potentiels de variabilité des caractéristiques des sols de jardins (p.ex. pratiques de jardinage). Pour ce faire, les données acquises sur les caractéristiques des terres de surface (<30cm) de 104 jardins sont analysées sur la base de paramètres physiques (texture) et chimiques liés à la fertilité (p.ex. pH, C, N, P_{Olsen}) ou encore de teneurs totales et extractibles en éléments traces métalliques des sols (p.ex. Cd, Cu, Ni, Pb, Zn). En ce qui concerne les pratiques de jardinages, une enquête a été menée parallèlement aux prélèvements de sols dans les 104 jardins investigués lors de la première phase de ces travaux. Sur les 104 jardins, 97 jardiniers ont répondu au questionnaire (93% de réponses). Les questions posées portent sur 9 thématiques (jardin, types de cultures, méthodes de cultures, protection des plantes, traitements phytosanitaires, engrais et amendements, irrigation, travail du sol, jardinier).

2. Les propriétés physiques des sols de jardins

2.1. Des charges élevées en éléments grossiers

En ce qui concerne les éléments grossiers (>2mm) dans les sols de jardins, leurs teneurs varient de 0,1% à 27% avec une moyenne de 11%. Les teneurs moyennes les plus fortes en éléments grossiers sont observées dans les jardins marseillais (14%) et nantais (12%), tandis que les jardins nancéens révèlent la teneur moyenne la plus faible (6%) (Figure 35). Aucune différence significative de charge en éléments grossiers n'est démontrée entre les terres de jardins selon le type d'urbanisation, bien qu'une tendance à un accroissement des teneurs soit observée depuis les jardins présents en milieux mixtes (9%) vers les milieux résidentiels (12%) et industriels (13%).

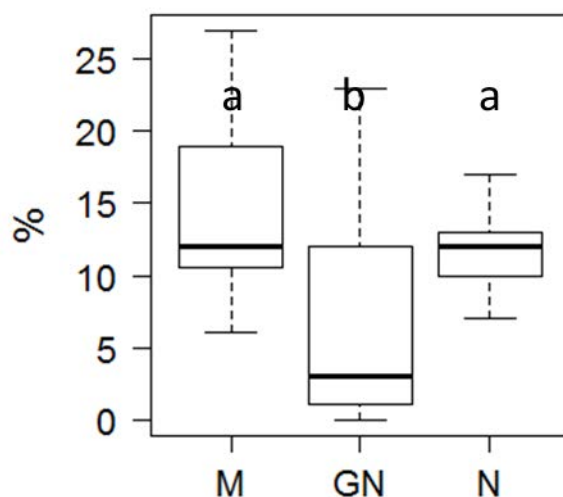


Figure 35: Distribution des pourcentages d'éléments grossiers des terres de surface des jardins en fonction des villes (M : Marseille, n=36 ; GN : Grand Nancy, n=33 ; N : Nantes, n=35). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

2.2. Granulométrie de la terre fine

La distribution de la taille des particules dans les sols de jardins révèle une granulométrie variable entre les sols de jardins en fonction de leur provenance. La texture des sols est principalement limono-argileuse à limono-sableuse (Figure 36). La fraction limoneuse (2-50 μm) reste sensiblement la même, quelle que soit l'origine des jardins (30%), mis à part quelques sols nancéens (jusqu'à 56% de limons). Les sols marseillais et nancéens ont des teneurs équilibrées entre les trois fractions, à l'exception de certains sols présentant des teneurs plus élevées en argile (0-2 μm) (jusqu'à 82%). Quant aux sols nantais, ils présentent une texture sableuse (50-2000 μm) (65% en moyenne).

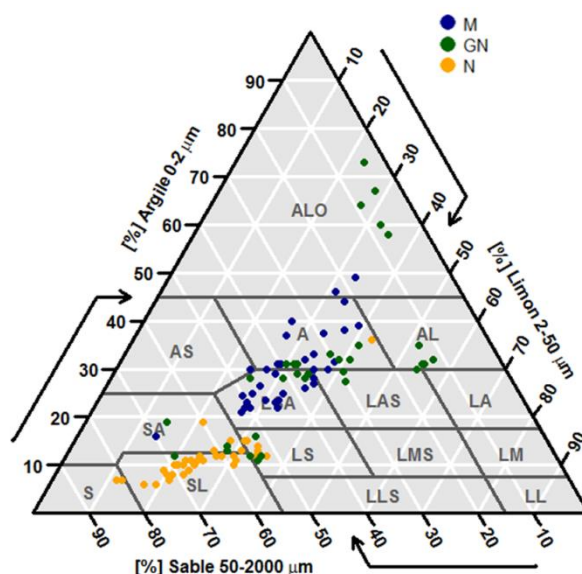


Figure 36 : Distribution pondérale des tailles de particules des terres de surface des 104 jardins selon 3 fractions (argile, A ; limon, L ; sable, S) sur le diagramme triangulaire des classes texturales de sols (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

3. La fertilité chimique des sols de jardins

3.1. Des niveaux de fertilité chimique très contrastés

Les caractéristiques chimiques des sols de jardins sont variables. Leur composition minérale est dominée par le calcium (Ca) ($66,9 \text{ g.kg}^{-1}$) et l'aluminium (Al) ($43,6 \text{ g.kg}^{-1}$), même si certains sols présentent de très faibles concentrations en Ca ($2,8 \text{ g.kg}^{-1}$) ou en Al ($22,1 \text{ g.kg}^{-1}$) (Tableau 11). Les teneurs en Na varient entre 0,7 et $15,8 \text{ g.kg}^{-1}$. La teneur en matière organique est en moyenne de 5% tout en demeurant très variable entre les jardins (1,7 à 10,3%). Le rapport C/N varie de 10 à 24. Les teneurs en phosphore assimilable (P_{Olsen}) se répartissent entre 0,01 à 0,7 % et représentent entre 13 à 72% du phosphore total. La grande majorité des sols de jardins a un pH neutre (7,6). Des valeurs extrêmes sont toutefois mesurées (6,2 à 8,3). Même si la majorité des sols de jardins est modérément calcaire, une forte variation est observable au niveau des teneurs en carbonates. Certains jardins sont complètement décarbonatés tandis que d'autres révèlent un horizon fortement calcaire. La capacité d'échange cationique (CEC) des sols de jardins varie entre 4,5 et $34,9 \text{ cmol.kg}^{-1}$. Le taux de saturation, principalement en Ca^{2+} , dépasse en majorité les 100%.

Tableau 11 : Distribution des teneurs en éléments majeurs, matière organique, P_{Olsen} , carbonates, de la CEC et du pH des sols de jardins (horizons de surface ; n=104)

		moyenne	médiane	minimum	maximum
éléments majeurs (g.kg^{-1})	Ca	66,9	13,1	2,8	230,0
	Al	43,6	41,2	22,1	102,0
	Fe	26,0	19,5	10,6	63,8
	K	16,4	17,0	7,2	30,7
	Mg	7,1	5,1	1,6	41,1
	Na	4,6	3,6	0,7	15,8
	P_2O_5	3,7	2,8	1,0	9,7
	Mn	0,50	0,46	0,19	1,02
matière organique	C_{org} (g.kg^{-1})	28,1	26,3	9,8	59,3
	matière organique (%)	4,9	4,5	1,7	10,3
	C/N	14	14	10	24
P_{Olsen}		0,21	0,18	0,01	0,70
carbonate (g.kg^{-1})	total	149,9	14,1	0,0	563,0
	actif	92,7	96,6	19,0	190,0
CEC et cations échangeables	CEC (cmol.kg^{-1})	13,8	13,7	4,5	34,9
	saturation (%)	130	133	85	171
pH		7,6	7,7	6,2	8,3

3.2. Des excès d'éléments nutritifs

Afin d'évaluer la capacité des sols de jardins à servir de support de production potagère, ils ont été classés selon trois niveaux de fertilité pour cinq paramètres de caractérisation (MO, CEC, C/N, P_{Olsen} , N et pH) (Tableau 12). Ces caractéristiques donnent des informations sur différents paramètres nécessaires à la croissance des plantes. Le taux de matière organique, P_{Olsen} et N renseignent respectivement sur les ressources en carbone organique, le taux de phosphore assimilable et la quantité d'azote présents dans le sol. La CEC informe sur la quantité de cations qu'un sol peut retenir sur son complexe adsorbant, c'est-à-dire sa capacité à fixer des éléments nutritifs (Ca, K, Mg, Na). Le rapport C/N indique le taux de décomposition de la matière organique. C'est un indicateur relié à l'activité biologique. Enfin, le pH influence l'assimilation des nutriments par les plantes.

Tableau 12 : Interprétation agronomique des valeurs de fertilité des sols selon Martin et al. (1991), Remy et Marin-Lafliche (1974), Baize et Girard (2009), NF ISO 10390 et 10693 (Programme SITERRE)

	unité	défavorable	limite	optimal
matière organique	%	<1	1 - 4 ou >10	4 - 10
CEC	cmol.kg ⁻¹	<12 ou >40	12 - 25	25 - 40
C/N	-	<6 ou >15	6 - 8 ou 10 - 15	8 - 10
P_{Olsen}	g.kg ⁻¹	<0,04 ou >0,12	0,04 - 0,08	0,08 - 0,12
N	g.kg ⁻¹	<2	2 - 10 ou >20	10 - 20
pH	-	<5,5 ou >8,5	5,5 - 6,5 ou 7,5 - 8,5	6,5 - 7,5

La distribution des caractéristiques des sols de jardins montre leur niveau de fertilité (Tableau 13), dont les paramètres jouxtent souvent les classes de valeurs excessives. Le taux de matière organique se trouve majoritairement dans des gammes de valeurs optimales (59% des jardins), mis à part certains excès (jusqu'à 10% de MO). La CEC, le rapport C/N, les concentrations en P_{Olsen} et en N présentent peu de valeurs optimales ($\leq 4\%$). Cette réduction du potentiel de fertilité est due à des niveaux trop faibles de CEC, de C/N et de concentration en N respectivement dans 52, 68 et 42% des cas. Pour le P_{Olsen} , les valeurs sont majoritairement limitées (79%) car elles tendent vers des teneurs excessives. Si un tiers des jardins ont un pH optimal, celui-ci peut parfois présenter des valeurs trop basiques pouvant nuire à la croissance des plantes.

**Tableau 13: Distribution (en %) des sols de jardins (n=104)
selon le niveau de fertilité décrit pour 5 paramètres**

	optimal	limite	défavorable
matière organique	59	41	0
CEC	5	52	43
C/N	0	68	32
P _{Olsen}	4	79	17
N	0	42	58
pH	27	73	0

4. La contamination des sols de jardins

4.1. Variabilité de la distribution des métaux dans les sols de jardins

Quatre métaux sont très abondants dans les sols de jardins : Zn, Pb, Cu et Cr avec des concentrations moyennes respectives de 200, 99, 57 et 55 mg.kg⁻¹ (Tableau 14). Dans certains jardins, les teneurs en Zn peuvent dépasser 1 g.kg⁻¹ conférant à cet élément le statut d'élément majeur de ces sols. Pour Pb, on mesure des valeurs variant de 20 à 566 mg.kg⁻¹, de même que pour Cu qui présente des concentrations de l'ordre de 12 à 473 mg.kg⁻¹. Ces valeurs extrêmes témoignent d'une très forte variabilité entre les terres de jardins, surtout pour les teneurs en Zn, Pb et Cu montrant des coefficients de variation (CV) de 91, 87 et 106% contre 50% pour Cr. Les autres éléments sont, selon leur ordre croissant d'abondance dans les sols de jardins : Ni, As, Co, Mo, Tl et Cd avec des teneurs moyennes variant de 0,5 à 26,5 mg.kg⁻¹. Les éléments présentent des CV intermédiaires (72% pour Mo) à faible (37% pour Tl), mis à part Cd. En effet, ce dernier métal a le plus fort coefficient de variations (186%), avec des valeurs variant de 0,1 à 8,9 mg.kg⁻¹.

**Tableau 14 : Concentrations et coefficients de variation (cv) des métaux
dans l'horizon superficiel des sols de jardins (n=104)**

	moyenne	médiane	minimum	maximum	cv (%)	
Zn	199,8	132,5	43,4	1 020,0	91	
Pb	98,6	74,6	19,5	566,0	87	
Cu	56,8	38,5	11,9	473,0	106	
Cr	55,3	43,7	21,3	136,0	50	
métaux (mg.kg ⁻¹)	Ni	26,5	20,8	8,1	98,5	70
	As	21,1	18,1	0,2	65,2	59
	Co	9,2	7,2	3,2	20,5	52
	Mo	1,1	0,9	0,4	4,5	72
	Tl	0,6	0,6	0,3	1,3	37
	Cd	0,5	0,3	0,1	8,9	186

Les éléments sont présentés dans un ordre décroissant selon leurs concentrations moyennes

4.2. Cu, Pb et Zn : des augmentations de teneurs d'origine anthropique dans les sols de jardins

4.2.1. Teneurs en Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins

Les concentrations totales présentées plus haut ne permettent pas de nous renseigner sur l'intensité des contaminations en métaux dans les jardins. Afin de confirmer un éventuel enrichissement en métaux des sols de jardins par rapport aux sols forestiers et agricoles des régions concernées, un ratio a été calculé entre les teneurs totales et les seuils de fonds géochimiques grâce aux vibrisses définies par le RMQS et propres à chaque zone. Une valeur de ratio supérieure à 1 indique un enrichissement en métaux dans les sols de jardins par rapport au fond géochimique local (Figure 37). Sur les neuf métaux étudiés, on notera trois comportements contrastés. Le premier concerne Co, Ni et Tl qui ne sont jamais en situation d'enrichissement dans les 104 sols de jardins (moyenne de cv à 0,3 pour les trois métaux). Cu, Pb et Zn sont pour leurs parts des métaux qui présentent dans 36, 51 et 29 % des cas un enrichissement (moyennes respectives de 1,1 ; 1,5 et 1,1) avec des valeurs très extrêmes atteignant respectivement des ratios de 8,2 ; 10,0 et 6,1. Enfin, un troisième cas rencontré concerne Cd, Cr et Mo qui ne présentent globalement pas d'enrichissements dans les terres de jardins (moyennes respectives de 0,6 ; 0,4 et 0,4). Ces trois métaux sont parfois concernés par des anomalies faibles pour le Cr et le Mo (1,2 et 1,4), voire extrême pour le Cd (9,6).

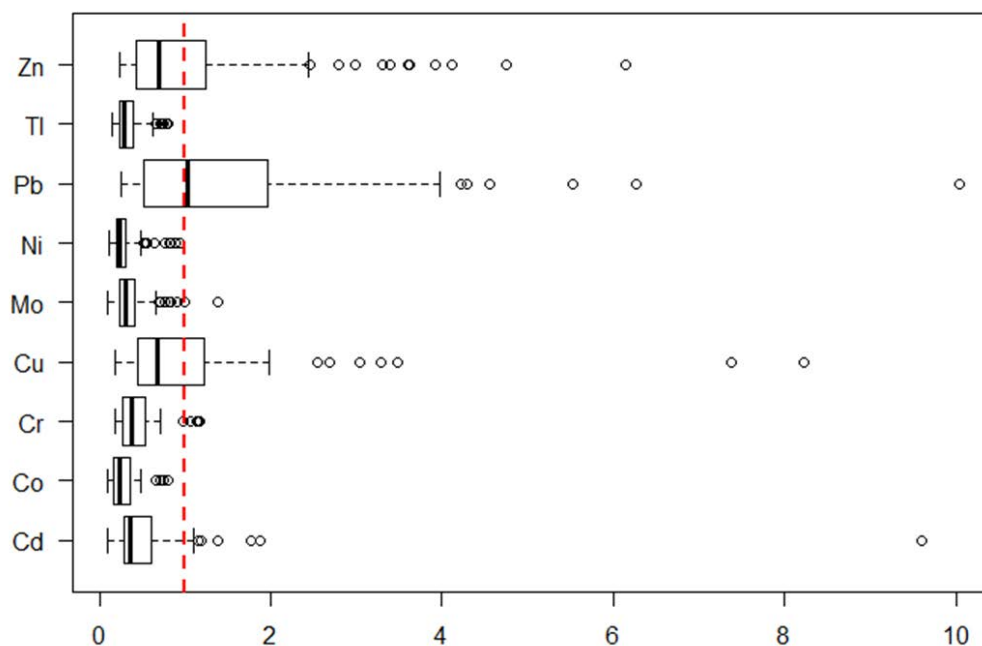


Figure 37: Représentation des ratios des teneurs en 9 métaux totaux de terres de jardins par rapport au fond géochimique local (vibrisse RMQS)

4.2.2. L'origine anthropique des élévations de teneurs en métaux

Afin d'analyser l'origine de l'accroissement des teneurs en métaux dans les terres de jardins, des rapports des concentrations en métaux/Fe ont été calculés. Ce rapport permet en effet de distinguer les teneurs normales ou les faibles anomalies locales d'origine naturelle (fond pédogéochimique naturel, FPGN), des pollutions locales liées aux activités humaines (Baize et Sterckeman 2001). En effet, en milieu sédimentaire non contaminé et non perturbé par des processus de minéralisation, ce rapport est constant entre la plupart des métaux et le Fe (Baize *et al.* 2001; Sterckeman *et al.* 2006; Bourennane *et al.* 2010). Ceci permet alors de distinguer le FPGN des apports anthropiques. Les points éloignés de la régression entre le Fe et un métal donné correspondent à un enrichissement d'origine anthropique ou à des anomalies géochimiques (Gonneau 2014). Ce raisonnement a été suivi dans notre cas, malgré la présence de substrats géologiques non sédimentaires dans la région de Nantes. Sur les dix ratios entre métaux et Fe, on observe trois types de cas (Figure 38). Le premier concerne les métaux qui présentent une relation linéaire avec Fe : Co, Cr et Ni ainsi qu'une forte corrélation (respectivement 0,94 ; 0,89 et 0,84), démontrant une faible proportion de jardins avec des anomalies d'origine anthropique. Le second cas concerne As et Mo pour lesquels une relation linéaire est observée, associée à une plus faible corrélation (respectivement 0,59 et 0,62). Ce dernier résultat permet de mettre en exergue la présence d'anomalies pour Mo à Marseille et pour As à Nantes, même si une majorité des jardins présente des teneurs en métaux totaux corrélées au FPGN. Enfin, le dernier cas concerne les cinq métaux ne présentant pas de relation linéaire avec la concentration en Fe : Cd, Cu, Pb, Tl et Zn. Pour ces éléments, les anomalies sont souvent détectées dans les jardins et aucune corrélation avec le Fe n'est observée.

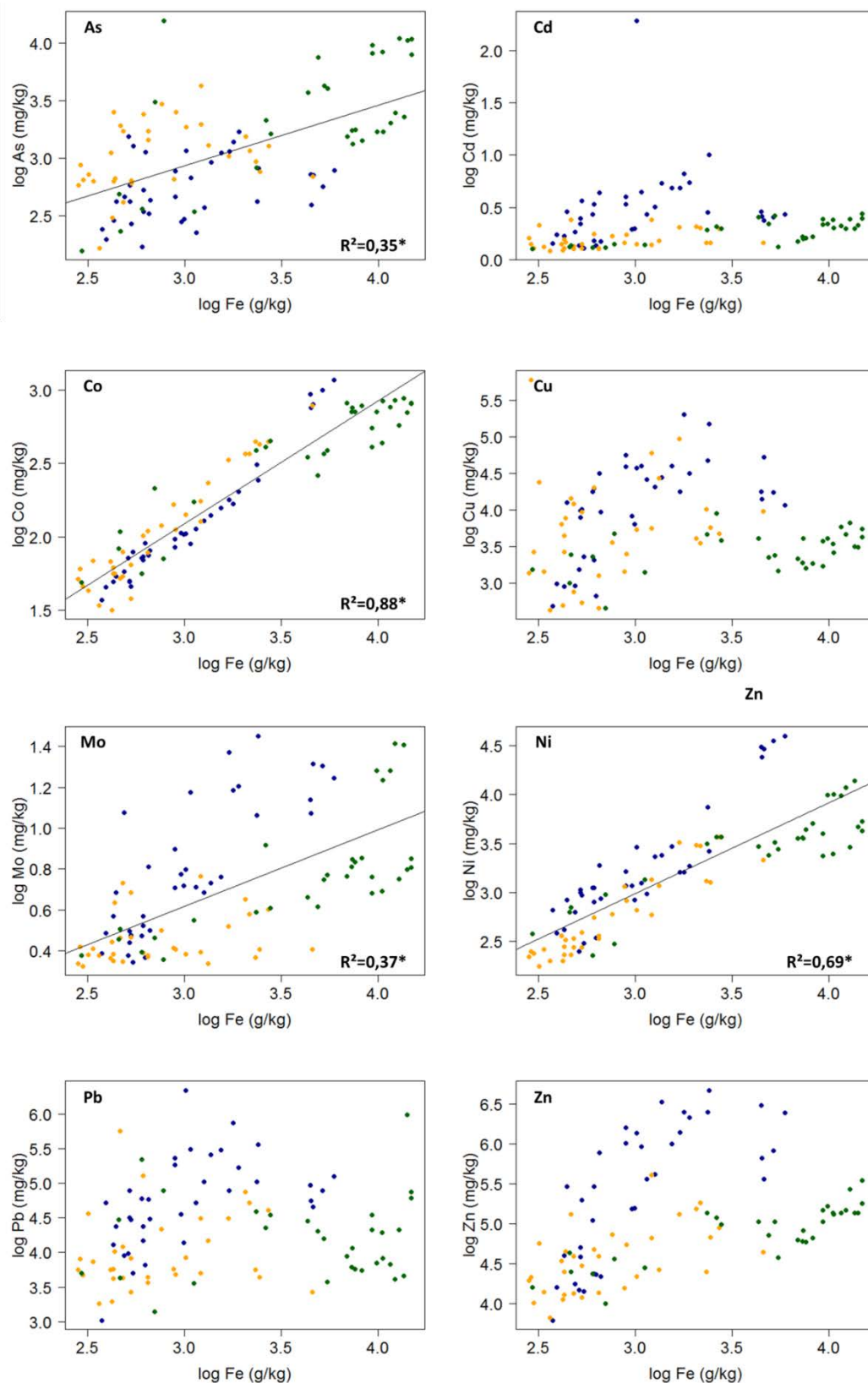


Figure 38: Relations (linéaires) entre le logarithme des concentrations totales en métaux totaux en fonction du logarithme de la concentration totale en Fe dans les horizons superficiels des sols de jardins (n=104).

*** : corrélation significative (seuil de 0,01)**

(bleu : Marseille, vert : Grand Nancy, jaune : Nantes)

4.2.3. Comparaison des teneurs en métaux des terres de jardins avec la composition de la croûte continentale

Les teneurs en éléments minéraux dans la croûte continentale supérieure (UCC) sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les terres de surface des jardins (Tableau 15). En outre, si la plupart de ces terres présente une concentration en Fe plus faible, le rapport moyen Fe / Al (0,45) est proche de celui de l'UCC estimé par Taylor et McLennan (1995) et Wedepohl (1995) et est légèrement plus faible que celui estimé par Gao *et al.* (1998).

Un facteur d'enrichissement lithologique (EFL) a été calculé grâce à la formule suivante (Sterckeman *et al.* 2006):

$$EFL_{Fe} = \frac{[ETM]_s/[ETM]_s}{[ETM]_{UCC}/[Fe]_{UCC}}$$

Où *s* se réfère à l'horizon de surface d'un sol de jardin, *ucc* à la croûte continentale et *[ETM]* à la concentration en un élément donné.

Tableau 15 : Composition élémentaire de la croûte continentale et des terres de surface de jardins en mg.kg⁻¹ a : (1995) ; b : Wedepohl (1995); c: Gao et al. (1998)

	T&M ^a	W ^b	G ^c	médiane terres de jardins
Al	80 400	77 440	72 200	41 200
As	1,5	2	4,4	18,5
Cd	0,1	0,1	0,08	0,3
Co	10	11,6	17	7,2
Cr	35	35	80	43,7
Cu	25	14,3	32	38,5
Fe	35 000	30 890	39 900	19 500
Mo	1,5	1,4	0,78	0,9
Ni	20	18,6	38	20,8
Pb	20	17	18	74,6
Tl	0,75	0,75	0,47	0,6
Zn	71	52	70	132,5

La plupart des valeurs de EFL_{Fe} sont supérieures à 1. Trois types de cas se dessinent dans les valeurs de EFL_{Fe}. Le premier concerne les métaux (Co, Cr, Mo, Ni et Tl) présentant des facteurs proches de 1 ou 2, quelles que soient les valeurs d'UCC prises en compte (Tableau 16). Le second concerne les métaux présentant des facteurs d'enrichissement compris entre 4 et 11 (Cd, Cu, Pb, Zn). Le dernier cas concerne uniquement As qui présente un facteur variant de 8 à 22. Cette distribution des facteurs confirme un enrichissement en Cd, Cu, Pb et Zn par rapport au matériau parental.

**Tableau 16 : Facteurs d'enrichissement lithologique des terres de surface de jardins en fonction de trois références de valeurs en composition élémentaire de la croûte continentale
a : (1995) ; b : Wedepohl (1995); c: Gao et al. (1998)**

	T&M ^a		W ^b		G ^c	
	moyenne	médiane	moyenne	médiane	moyenne	médiane
As	21,68	20,11	14,35	13,31	8,43	7,81
Cd	7,91	4,25	6,71	3,60	11,19	6,01
Co	1,29	1,24	0,98	0,94	0,86	0,83
Cr	2,27	2,23	2,00	1,97	1,13	1,11
Cu	3,95	2,60	6,09	3,97	3,51	2,29
Mo	1,07	0,95	1,01	0,90	2,34	2,08
Ni	1,81	1,68	1,72	1,59	1,09	1,01
Pb	8,17	6,07	8,48	6,30	10,35	7,69
Tl	1,49	1,22	1,31	1,08	2,71	2,22
Zn	4,27	2,95	5,14	3,56	4,93	3,41

4.2.4. Un enrichissement simultané en métaux

Les terres de jardins présentent des élévations de concentrations en métaux tels que Cd, Cu, Pb et Zn et ce de manière simultanée (Tableau 17). Ces teneurs en éléments sont significativement corrélées entre elles (Cd-Pb : 0,71, Cu-Pb : 0,39) sans pour autant être corrélées aux éléments liés au fond géochimique (p.ex. Co-Cd : -0,01, Ni-Cu : 0,13, Cr-Pb : 0,16). Le zinc a la particularité d'être corrélé à la fois aux métaux concernés par des augmentations de concentrations (Zn-Cd : 0,45, Zn-Cu : 0,53, Zn-Pb 0,62) qu'à ceux du fond géochimique (p.ex. Zn-Cr : 0,42 ; Zn-Mo : 0,70 ; Zn-Ni : 0,53). Les éléments dont les teneurs sont liées au fond géochimique sont corrélés significativement entre eux (p.ex. Cr-Co : 0,91 ; Cr-Ni : 0,92 ; Ni-Mo : 0,68). On notera la particularité de As et Tl dont les concentrations sont faiblement corrélées à celles des autres métaux (<0,23).

**Tableau 17: Matrice de corrélation des concentrations en métaux totaux dans les terres de jardins (n=104).
* : significativité de la corrélation (seuil de 0,01)**

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Tl	Zn
As	1									
Cd	-0,04	1								
Co	0,40*	-0,01	1							
Cr	0,29	0,06	0,91*	1						
Cu	-0,23	0,24	-0,01	0,10	1					
Mo	-0,03	0,24	0,55*	0,64*	0,29	1				
Ni	0,11	0,12	0,83*	0,92*	0,13	0,68*	1			
Pb	0,04	0,71*	0,02	0,16	0,39*	0,31	0,17	1		
Tl	0,23	0,11	0,16	-0,01	-0,18	0,08	-0,06	-0,03	1	
Zn	-0,16	0,45*	0,24	0,42*	0,53*	0,70*	0,45*	0,62*	-0,20	1

4.3. La pollution des terres de jardins

4.3.1. Des anomalies à investiguer dans les terres jardins

Les seuils définis pour les sols agricoles dans l'Arrêté du 8 janvier 1998⁶ concernent l'épandage de boues urbaines. Le programme ASPITET (Baize 1997) permet de compléter cette approche avec des valeurs d'investigations obtenues d'après l'étude de 815 sols agricoles. Lorsque que l'on considère uniquement les seuils définis dans le contexte de l'épandage des boues urbaines, les anomalies en Pb et Zn apparaissent comme étant les plus fréquentes, suivies de celles liées au Cu et au Ni (Tableau 18). Le pourcentage de jardins nécessitant des investigations plus poussées varie, selon le métal considéré, entre 0 (Cr) et 33% (Pb). Dans le cas des seuils ASPITET, ce pourcentage augmente et varie entre 5 (Ni) et 59 % (Cu) des jardins qui présenteraient des anomalies. L'autre différence entre ces deux seuils de références est la hiérarchie des éléments concernés par ces investigations. Cu et Zn rejoignent Pb en haut du classement (respectivement 59, 47 et 58%), avec la moitié des jardins concernés par des teneurs supérieures aux seuils d'investigation. La proportion de jardins présentant des anomalies en Cd est plus forte pour les seuils ASPITET (14 contre 1%), tandis que celle en Ni est plus faible (5 contre 10%). S'il n'existe pas de valeurs seuils pour Co dans l'Arrêté de 1998, selon les valeurs seuils d'ASPITET aucun jardin ne présenterait d'anomalies. En ce qui concerne les autres éléments (As, Mo et Tl), il n'existe pas de valeurs seuils auxquelles se référer.

Tableau 18: Pourcentages des sites dont les teneurs en métaux totaux dans les terres de surfaces excèdent les valeurs limites pour l'épandage de boues urbaines en agriculture (Cd=2, Cr= 150, Cu=100, Ni=50, Pb=100, Zn=300 mg.kg⁻¹) et les seuils d'investigations proposés par le programme ASPITET (Cd=0,70, Co=30, Cr= 100, Cu=35, Ni=70, Pb=60, Zn=150 mg.kg⁻¹)

	Seuils épandages des boues	Seuils ASPITET
Cd	1	14
Co	-	0
Cr	0	8
Cu	10	59
Ni	10	5
Pb	33	58
Zn	18	47

⁶ Arrêté 1998-06-03 art. 1 JORF 30 juin 1998

4.4. Des métaux peu extractibles

Les teneurs en métaux extractibles permettent de renseigner la mobilité de ces éléments dans le sol et leur disponibilité vis-à-vis des plantes. Il n'existe en effet pas de relation directe entre les teneurs totales en métaux et leur phytodisponibilité. Les métaux sont globalement peu mobiles dans les sols de jardins (Tableau 19). Cr, Ni et Pb ont souvent des teneurs extractibles en dessous des limites de détection analytiques (respectivement entre 100, 71 et 99% des valeurs sont indétectables). Les teneurs extractibles en Cd, Cu et Zn sont en moyenne inférieures à 1% des teneurs totales, soit des moyennes respectives de 5, 113 et 149 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'éléments extractibles. Cependant, des valeurs extrêmes sont observées pour Cd et Zn avec jusqu'à 3,5 et 15,5% des teneurs totales extractibles pour des concentrations respectives de 25 et 2120 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'éléments extractibles.

Tableau 19: Métaux extractibles au CaCl_2 ($0,01 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$) dans les terres de surfaces de jardins (n=104)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Nombre de valeurs sous la limite de détection	52	104	0	74	103	30
Limite de détection ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1	10	NA	15	3	10
moyenne	5	NA	113	28	5	149
médiane	2	NA	91	20	5	51
minimum	1	NA	28	15	5	10
maximum	25	NA	524	143	5	2120

5. De multiples facteurs de variabilité des paramètres physico-chimiques des terres de jardins

5.1. Des différences entre les villes

Une ACP a été réalisée pour 28 paramètres physico-chimiques déterminés pour les 104 terres de surfaces des jardins (Figure 39). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 61% de la variabilité. La projection des variables sur le premier axe démontre l'augmentation des teneurs en métaux et en éléments nutritifs, tels que l'azote ou le manganèse, dans les terres de surfaces. Ce phénomène est lié aux sols présentant une granulométrie argileuse. A l'opposé de cet axe 1, on retrouve les terres de texture sableuse avec des élévations de concentrations en Na et K. L'axe 2 oppose les teneurs en Al au rapport C/N. En s'intéressant au positionnement des observations sur ces deux axes, on observe de nettes différences entre les villes d'origine des terres. Le long de l'axe 1, on observe une augmentation des concentrations en éléments métalliques et nutritifs des jardins nantais vers les jardins nancéens puis marseillais. Sur l'axe 2, les sols se différencient par rapport au

fond géochimique plus ou moins chargé en Al ou As. Les ellipses permettent aussi de mettre en évidence l'existence d'une grande variabilité au sein des jardins du Grand Nancy et de Marseille, ainsi qu'une forte différenciation de ces derniers par rapport aux autres villes.

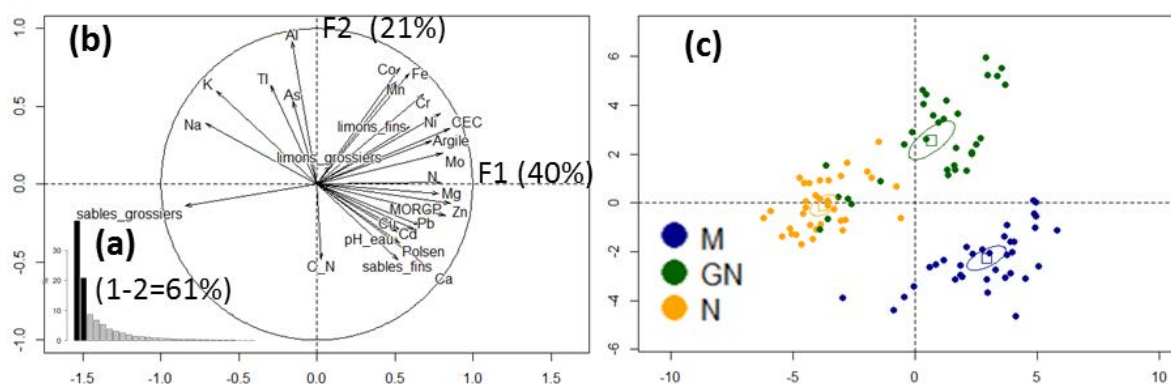


Figure 39 : Analyse en composantes principales sur les paramètres physico-chimiques (28 variables) des terres de surface de 104 jardins. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonctions des villes (cercle de confiance et barycentre) (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

Cette augmentation des teneurs en métaux des sols nantais vers les sols du Grand Nancy puis vers les sols marseillais s'observe surtout pour Pb (57, 85 et 151 mg.kg⁻¹) et Zn (92 146 et 354 mg.kg⁻¹) (Tableau 20). Pour As, Cu et TI, il n'y a pas de différences significatives entre les terres du Grand Nancy et celles de Nantes (p.ex. As : 30 et 21 mg.kg⁻¹, Cu : 32 et 49 mg.kg⁻¹). Ces terres présentent toutefois des teneurs différentes des sols marseillais (As : 13 mg.kg⁻¹, Cu : 87 mg.kg⁻¹). A l'inverse, les terres de Nancy et de Marseille ne présentent pas de différences de concentrations pour Ni (33 et 32 mg.kg⁻¹) et Mo (1,2 et 1,5 mg.kg⁻¹), alors que les teneurs sont significativement différentes de celles de Nantes (Ni : 14 mg.kg⁻¹, Mo : 0,6 mg.kg⁻¹). Enfin, les terres du Grand Nancy présentent les teneurs significativement les plus élevées en Co (13 contre 8,2 pour M et 6,7 mg.kg⁻¹ pour Ni).

Tableau 20: Concentrations moyenne en métaux des terres de surface de jardins selon leurs villes d'origine (Marseille : 36, Grand Nancy : 33, Nantes : 35). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

	M	GN	N
As	13,2 ^b	30,3 ^a	20,6 ^a
Cd	0,9 ^a	0,3 ^c	0,4 ^b
Co	8,2 ^b	13,0 ^a	6,7 ^b
Cr	57,8 ^b	72,4 ^a	36,8 ^c
Cu	86,7 ^a	32,3 ^b	49,2 ^b
Ni	32,2 ^a	33,1 ^a	14,22 ^b
Pb	151,1 ^a	85,4 ^b	56,9 ^c
Zn	354,3 ^a	145,5 ^b	92,1 ^c
Mo	1,5 ^a	1,2 ^a	0,6 ^b
TI	86,7 ^a	32,3 ^b	49,2 ^b

Ces résultats permettent de renseigner sur la particularité des jardins marseillais dont les terres sont plus fortement polluées par des métaux. Afin de savoir si cette particularité est liée au fond géochimique, une seconde ACP a été réalisée sur les ratios des métaux totaux par rapport aux valeurs usuelles des fonds géochimiques locaux (Figure 40). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 70% de la variabilité. Sur l'axe 1, mis à part TI, les huit autres métaux contribuent à cet axe d'enrichissement. En s'intéressant au positionnement des observations sur les deux axes, on s'aperçoit que les différences entre les villes sont moins marquées dans cette ACP que dans celle concernant l'ensemble des variables. Si du côté gauche de l'axe 1, on retrouve des jardins marseillais aux teneurs moins élevées en métaux, la majorité des sols peu concentrés en métaux sont localisés à Nantes et dans le Grand Nancy, excepté pour TI. Les ellipses permettent aussi de confirmer l'existence d'une forte variabilité au sein des villes, d'autant plus accentuée au niveau de Marseille.

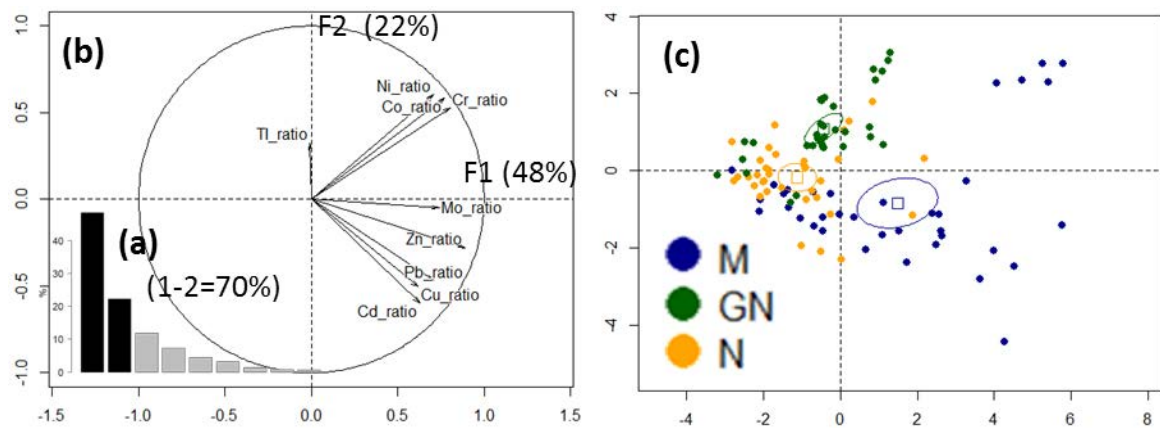


Figure 40: Analyse en composantes principales sur les ratios des teneurs en métaux totaux par rapport au fond géochimique (vibrisse RMQS) (9 variables) des terres de surface de 104 jardins. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonctions des villes (cercle de confiance et barycentre) (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

Lorsque les ratios calculés pour les différentes villes sont comparés, la plupart des différences entre les villes sont gommées, surtout entre le Grand Nancy et Nantes. Cependant, les différences sont maintenues pour Pb et Zn, tandis qu'elles s'accroissent pour Cu (Figure 41).

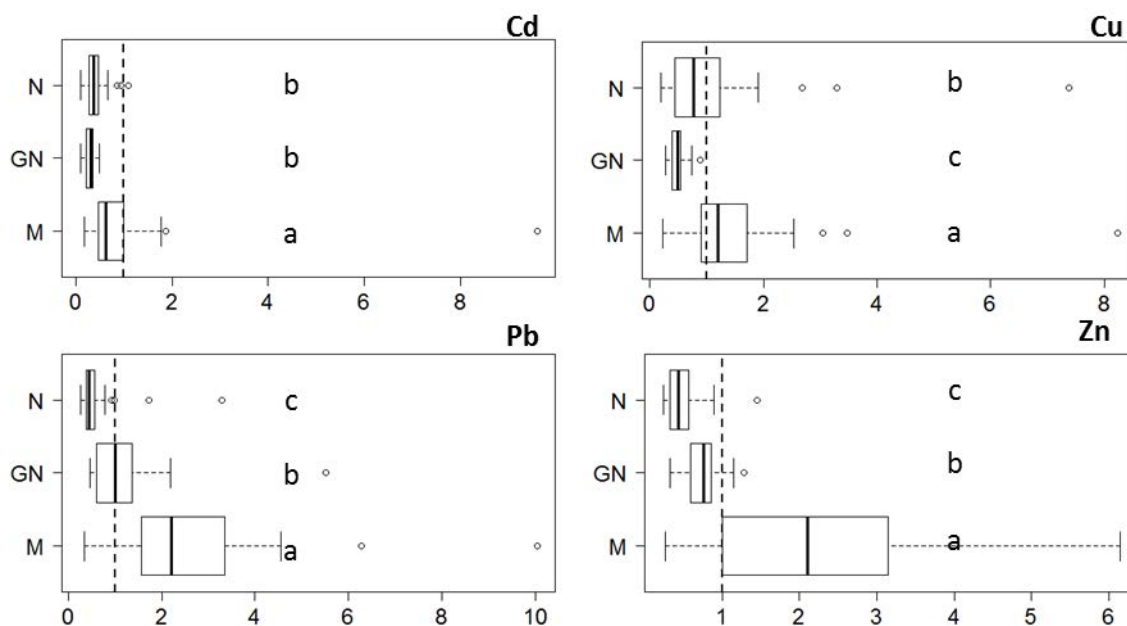


Figure 41 : Représentation graphique de la distribution des ratios (teneurs totales en métaux / vibrisse locale) dans les terres de surface de jardins selon leurs villes d'origine (Marseille : n=36, Grand Nancy : n=33, Nantes : n=35). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$). (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

5.2. Effets des pratiques de jardinage sur les caractéristiques physico-chimiques des terres de jardins

5.2.1. Des pratiques intenses responsables d'une augmentation des teneurs en métaux

En ce qui concerne l'utilisation d'intrants dans les jardins, les jardiniers nantais et marseillais utilisent couramment des engrais (63 et 56 %) et des amendements (91 et 87%), contre 40 et 59% pour le Grand Nancy (Figure 42). En revanche, les produits phytosanitaires sont plus utilisés par les jardiniers nancéens (67% contre M : 63 et N : 49%).

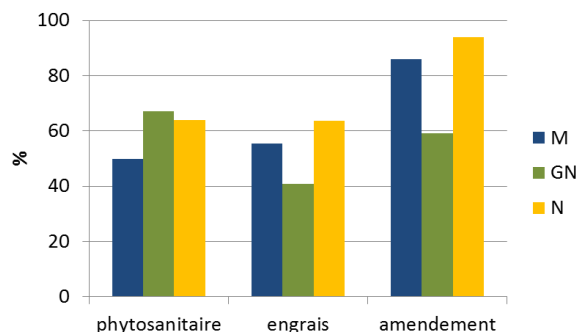


Figure 42: Pourcentage de jardiniers utilisant des produits phytosanitaires, engrais et amendements dans leur jardin en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

Ces produits phytosanitaires sont utilisés dans la lutte contre les maladies et ravageurs des légumes et des fleurs. Les jardiniers utilisent des traitements biologiques (54%) complétés par l'arrachage manuel (26%) (Figure 43). Les jardiniers marseillais utilisent plus de produits chimiques (13%) que les autres jardiniers (GN : 8, N : 2%). Les jardiniers nancéens se tournent vers des pratiques d'arrachage (34%), plutôt que vers des traitements chimiques ou biologiques (40%). Parmi les traitements biologiques, l'utilisation de la bouillie bordelaise dans les jardins est courante (65% des jardiniers l'utilisent) en raison de son effet antifongique.

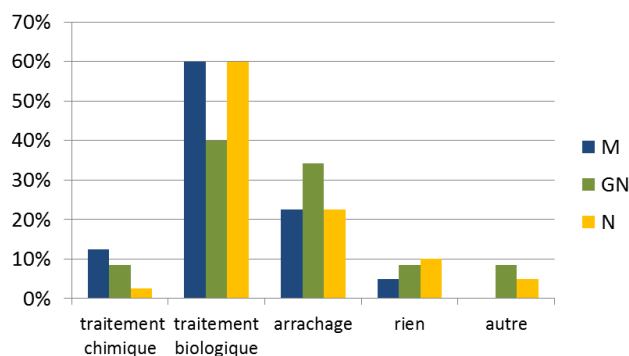


Figure 43: Pourcentage de jardiniers utilisant les différents types de traitement pour lutter contre les maladies en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

Les jardins dont les jardiniers utilisent cette solution de sulfate de cuivre et de chaux ont des terres significativement plus concentrées en Cu (78 mg.kg^{-1} contre 49 mg.kg^{-1} pour les jardins non traités).

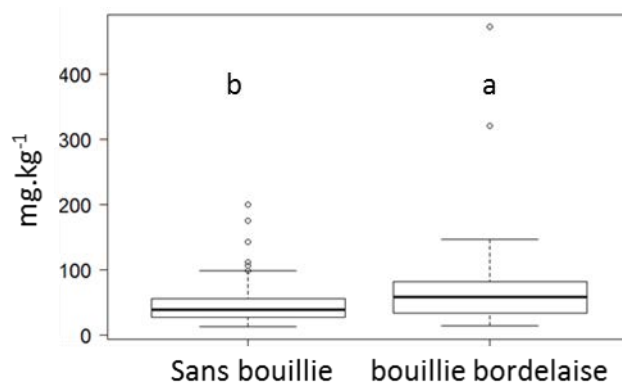


Figure 44 : Teneurs en Cu dans les terres de surface de jardins selon l'utilisation (n=63) ou non (n=34) de bouillie bordelaise. Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

De même, les concentrations en Cd, Cu, Pb et Zn des terres de jardins soumises à des traitements chimiques (p.ex. Métaldéhyde) sont significativement supérieures à celles qui sont soumises à d'autres modes d'actions (p.ex. taille, arrachage) (p.ex. Cd : $0,35$ contre $0,63 \text{ mg.kg}^{-1}$, Cu : 44 contre 78 mg.kg^{-1}) (Figure 45). Les terres de jardins soumises à des traitements biologiques (p.ex. purin d'ortie, soufre, phosphate ferrique) ont aussi des teneurs en métaux plus faibles que celles soumises à des traitements chimiques (p.ex. Pb : 109 contre 131 mg.kg^{-1} , Zn : 208 contre 293 mg.kg^{-1}), bien que ces différences ne soient pas significatives.

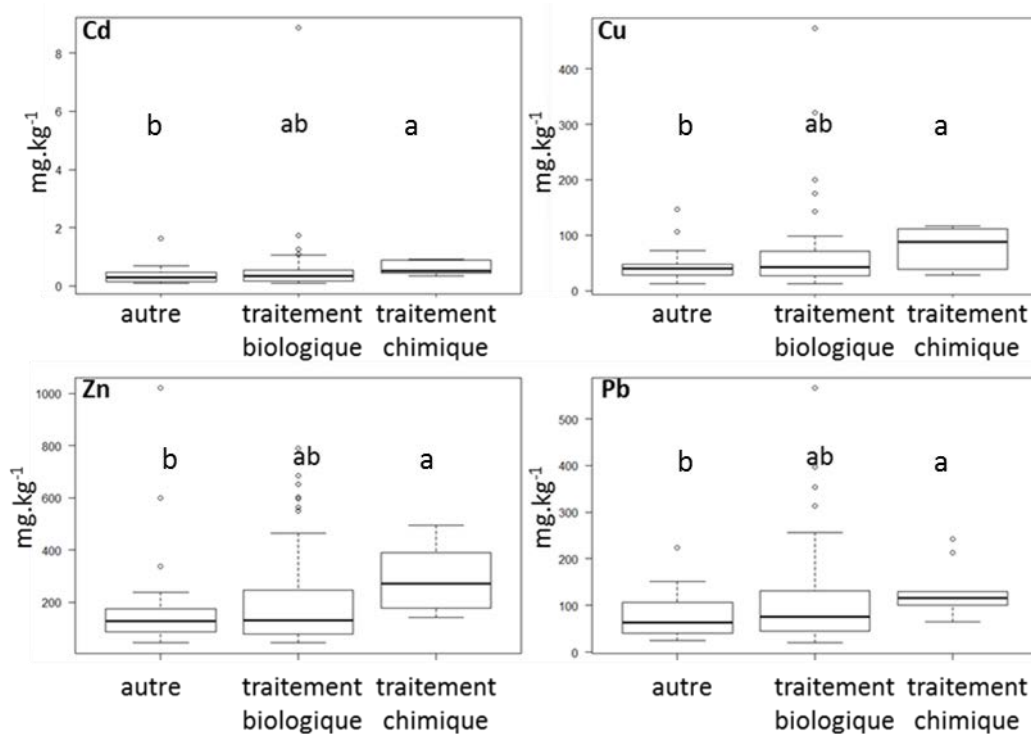


Figure 45: Teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon l'utilisation de traitements chimiques (n=9), de traitements biologiques (n=59) ou d'autres modes de lutte contre les maladies (n=28). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

5.2.2. Une accumulation des métaux et éléments nutritifs au fil des ans

Les jardiniers cultivent leurs parcelles depuis 12 ans en moyenne (Figure 46). On peut diviser la population en trois classes contenant chacune comprenant environ 1/3 des jardiniers :

- Les récents : ils jardinent sur leur parcelle depuis moins de 5 ans
- Les intermédiaires : ils jardinent depuis 6 à 10 ans
- Les anciens : ils jardinent depuis plus de 10 ans

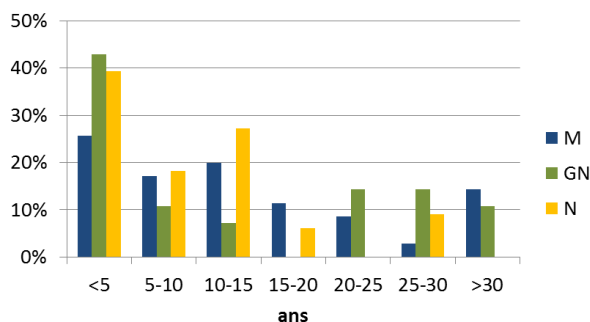


Figure 46: Nombre d'années de jardinage en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

La CEC, les concentrations en Cd et Pb sont plus élevées dans les sols des jardiniers cultivant leur parcelle depuis plus de 10 ans (p.ex. Pb : 103 pour les 5-10 ans contre 124 mg.kg⁻¹ pour les plus de 10 ans) (Figure 47). Pour les teneurs en P_{Olsen}, Cu et Zn, les différences apparaissent dès 5 ans de culture (p.ex. P_{Olsen} : 0,15 vs 0,25 g.kg⁻¹).

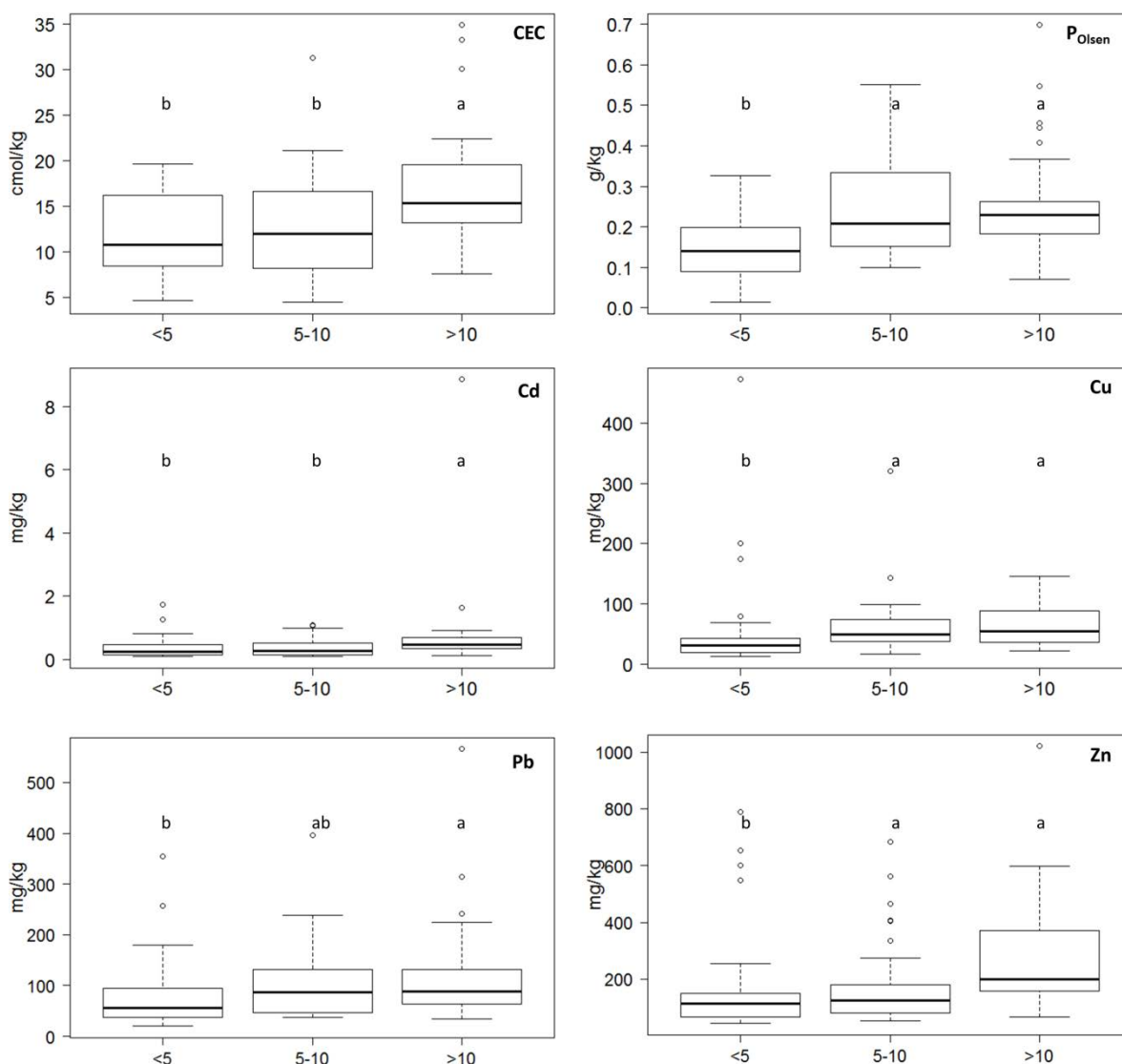


Figure 47: CEC et teneurs en P_{Olsen}, Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon la durée de culture de la parcelle par le jardinier : <5 ans (n=34), entre 5 et 10 (n=33) et supérieure à 10 ans (n=29). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, α=0,05)

Lorsque l'on s'intéresse plus particulièrement à l'âge du jardin, des différences significatives apparaissent entre les jardins des sites âgés de plus de 50 ans et les plus récents pour Cd, Cu, Mo, Pb et Zn (p.ex. Cd, 0,91 contre 0,26 mg.kg⁻¹, Mo : 1,7 contre 0,9 mg.kg⁻¹) (Figure 48) ainsi que pour P_{Olsen} et CEC. Pour Co, Cr et Ni, seuls les jardins de plus de 100 ans ont des teneurs significativement plus élevées que les sites plus récents (p.ex. Cr : 75 contre 46, 54 et 37 mg.kg⁻¹).

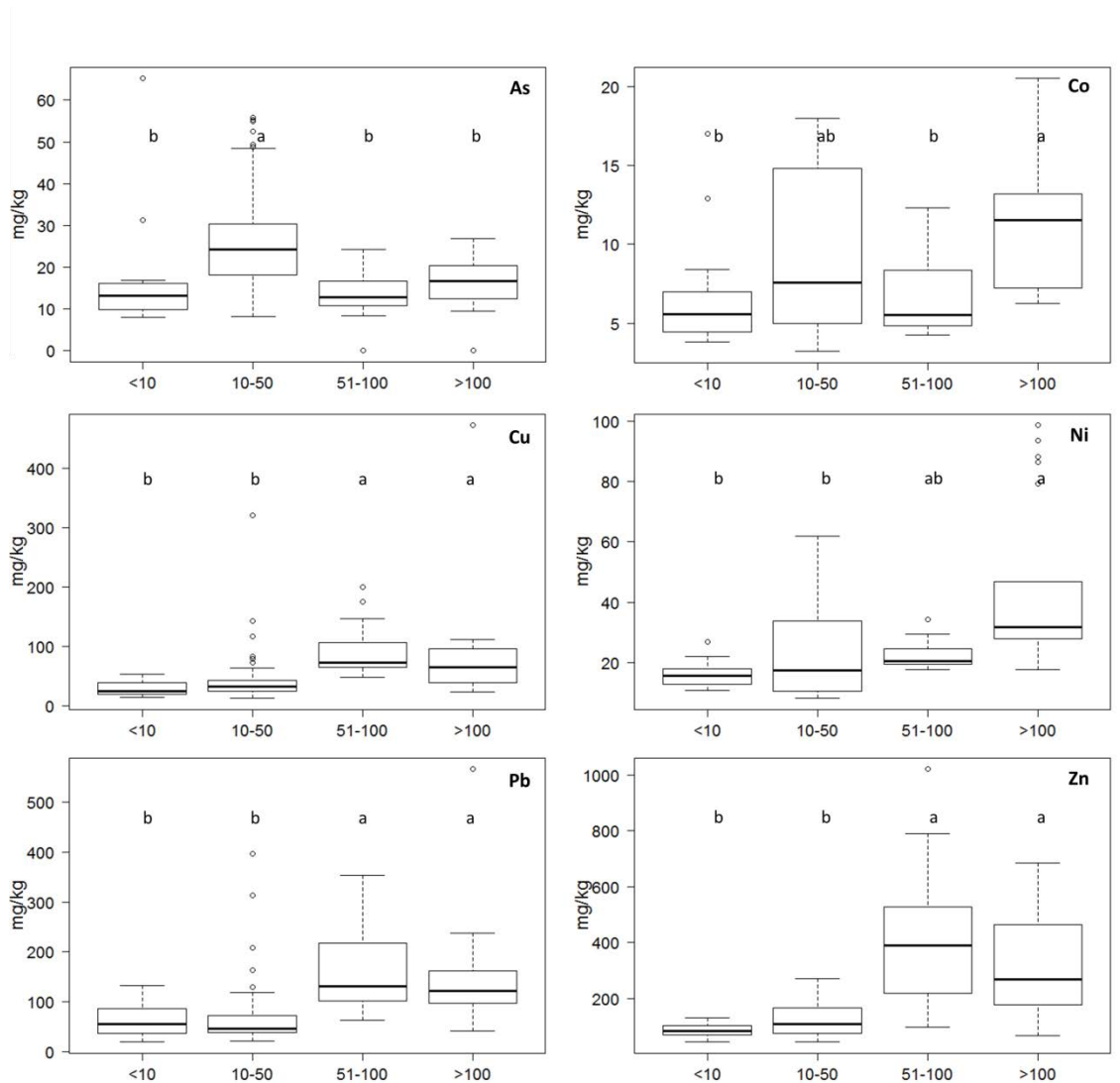


Figure 48: Teneurs en As, Co, Cu, Ni, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon la durée d'exploitation du jardin : <10 ans (n=14), entre 10 et 50 (n=53), entre 51 et 100 (n=15) et >100 ans (n=22). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

5.2.3. Produire plus de biomasse conduit à une augmentation des teneurs en métaux des sols

Cinq à six types de légumes sont cultivés en automne/hiver dans les jardins marseillais et nantais, contre seulement deux au Grand Nancy. Les légumes cultivés sont principalement les choux, les poireaux et les salades (Figure 49). Au printemps/été, ce sont entre 12 et 14 légumes qui sont cultivés avec peu de différences entre les villes. Les légumes les plus cultivés sont alors notamment les tomates, courgettes et haricots. On notera aussi la présence de légumes spécifiques à certaines régions : les cristophines à Marseille et les artichauts à Nantes.

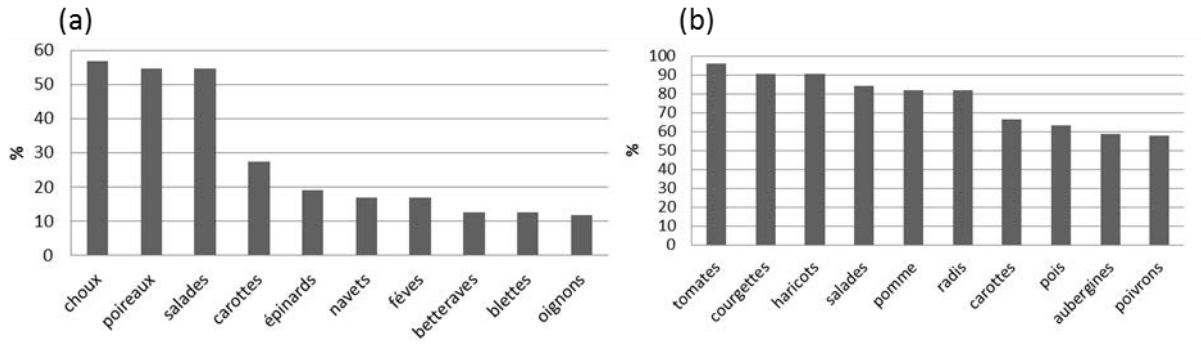


Figure 49: Pourcentage de jardiniers produisant les 10 légumes les plus cultivés (a) en automne et hiver et (b) au printemps et à l'été dans les jardins familiaux

Les fruits les plus cultivés sont les petites baies telles que les fraises et les framboises (Figure 50). La rhubarbe est plus spécifique du Grand Nancy et de Nantes alors que les figues et abricots sont plus présents à Marseille.

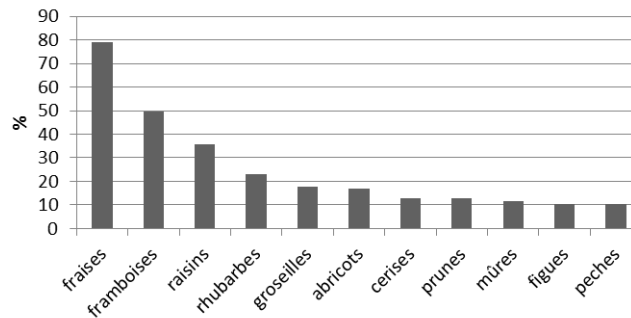


Figure 50: Pourcentage de jardiniers produisant les 11 fruits les plus cultivés dans les jardins familiaux

La diversité de production automnale et hivernale de légumes est corrélée au rapport C/N, à la CEC et aux teneurs en Cu dans les terres de jardins. Plus le jardinier cultive d'espèces de légumes en automne et en hiver, plus les valeurs de ces paramètres édaphiques augmentent (C/N : 14 pour moins de 2 légumes contre 16 pour plus de 5 légumes, CEC : 13 contre 15 cmol.kg^{-1} , Cu : 42 contre 84 mg.kg^{-1}). Il en va de même pour les concentrations en Cd, Cu, Pb et Zn lors de la culture de fruits (Figure 51). Ainsi, on retrouve des teneurs plus élevées en ces métaux dans les jardins où au moins trois fruits sont cultivés (p.ex. Zn : 106 mg.kg^{-1} pour moins de deux fruits contre 190 mg.kg^{-1} pour au moins 5 fruits).

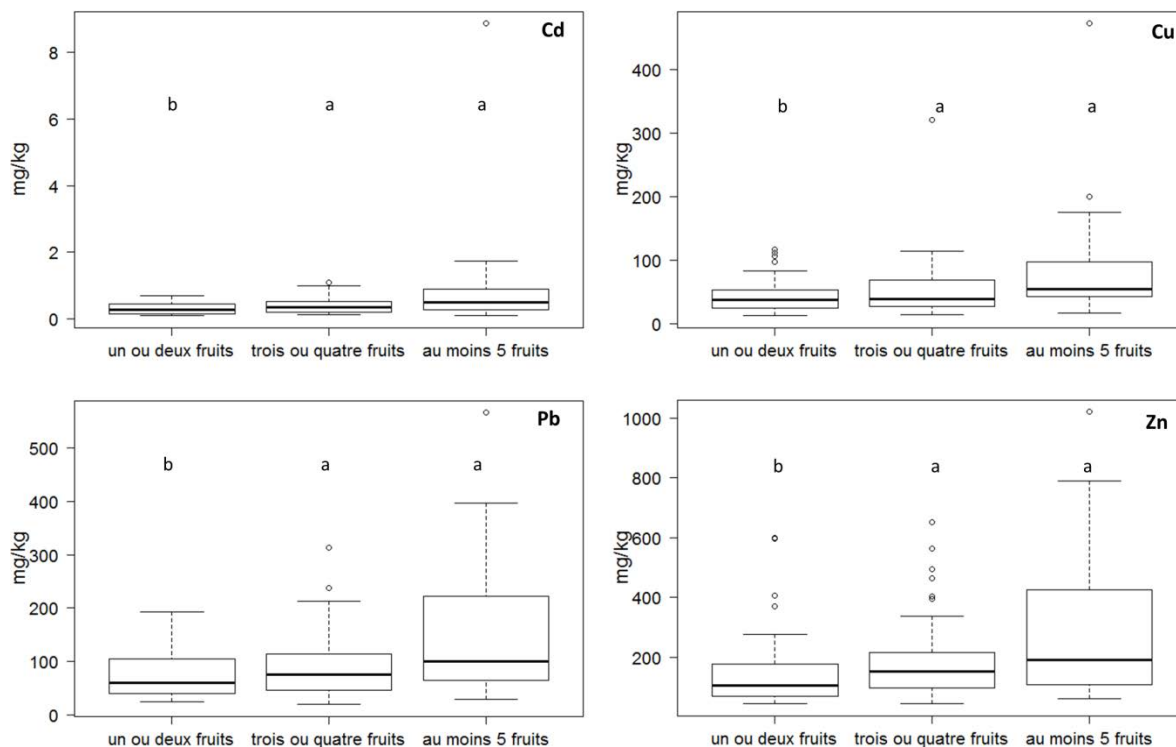


Figure 51: Teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon le nombre de types de fruits cultivés dans le jardin : un à deux (n=38), entre 3 et 4 (n=35), et au moins 5 (n=23). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

La pelouse est peu présente dans les jardins (15% en possédant) (Figure 52). Les arbres sont surtout présents à Marseille (72%) et absents des jardins nantais (42%). Les fleurs sont présentes dans pratiquement tous les jardins du territoire français.

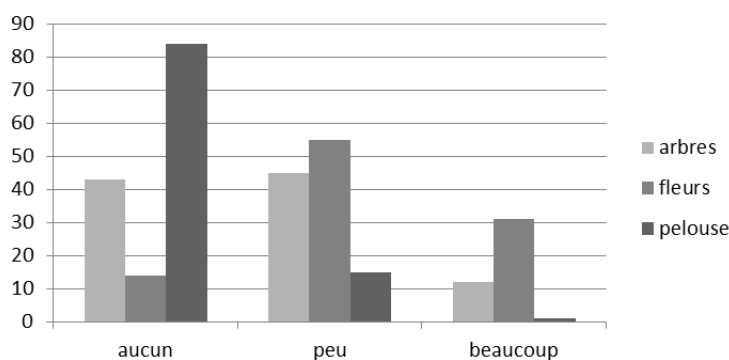


Figure 52: Importance accordée par les jardiniers aux différents types de production dans le jardin

La présence d'arbres dans les jardins induit une augmentation des teneurs en matière organique, P_{Olsen} , CEC et N, ainsi que des teneurs en Cd, Pb et Zn (Figure 53) (p.ex. CEC : 11 sans arbre contre 15 $cmol.kg^{-1}$ avec des arbres, N : 1,5 contre 2,1 $g.kg^{-1}$, Cd : 0,2 contre 0,4 $mg.kg^{-1}$).

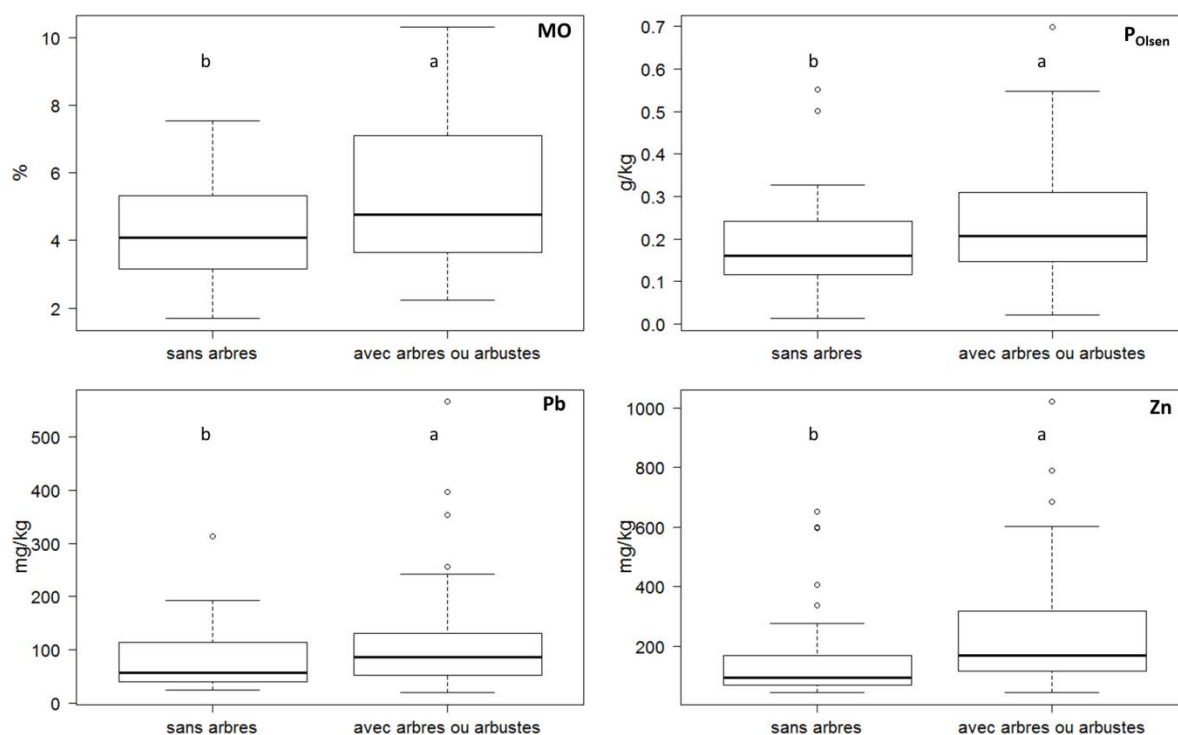


Figure 53 : Teneurs en matière organique (MO), P_{Olsen}, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon la présence (n=55) ou l'absence d'arbres (n=41). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

5.2.4. Des caractéristiques descriptives des jardiniers corrélées aux modifications physico-chimiques des terres

Les caractéristiques sociologiques des jardiniers ont un effet sur les caractéristiques physico-chimiques des terres. La population des jardiniers a un décalage des âges vers 60 ans au sein du Grand Nancy et Nantes et jusqu'à 70 ans pour Marseille (Figure 54). Les jardiniers de moins de 40 ans sont absents de cette dernière ville. Les jardiniers sont majoritairement des hommes (80%). La proportion de femmes est plus importante dans les jardins nantais (30%).

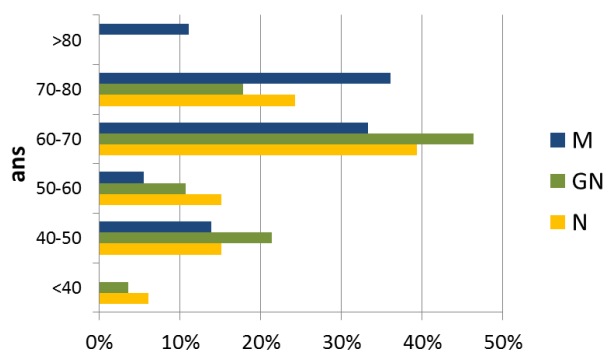


Figure 54 : Pyramide des âges des jardiniers en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

Les sols cultivés par les jardiniers âgés de plus de 70 ans présentent des teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn plus élevées que ceux de jardiniers plus jeunes (Figure 55) (p.ex. Cu : 36 pour les moins de 60 ans contre 57 mg.kg⁻¹ pour les plus de 70 ans).

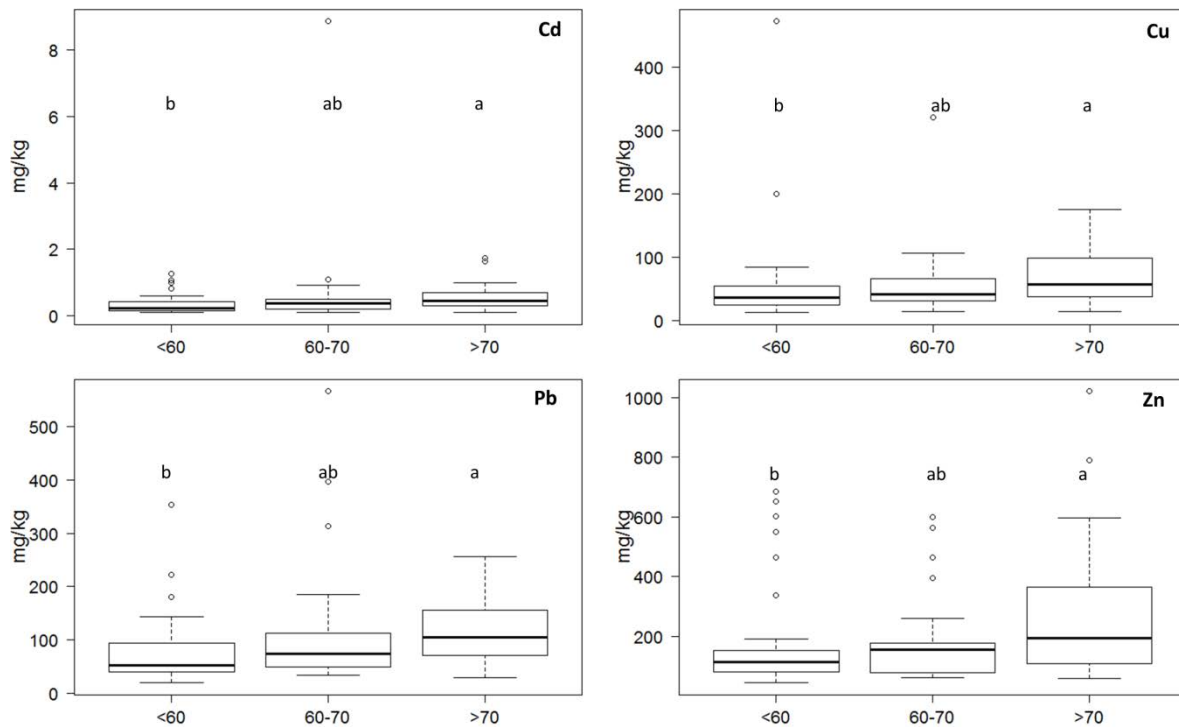


Figure 55 : Teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon l'âge du jardinier : moins de 60 ans (n=34), entre 60 et 70 ans (n=31) et supérieur à 70 ans (n=31). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

Les jardins cultivés par des femmes ont significativement des sols moins chargés en éléments nutritifs (CEC, matière organique, N, P_{Olsen}) et en métaux (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) (Figure 56) (p.ex. Pb : 42 chez les femmes contre 87 mg.kg⁻¹ chez les hommes).

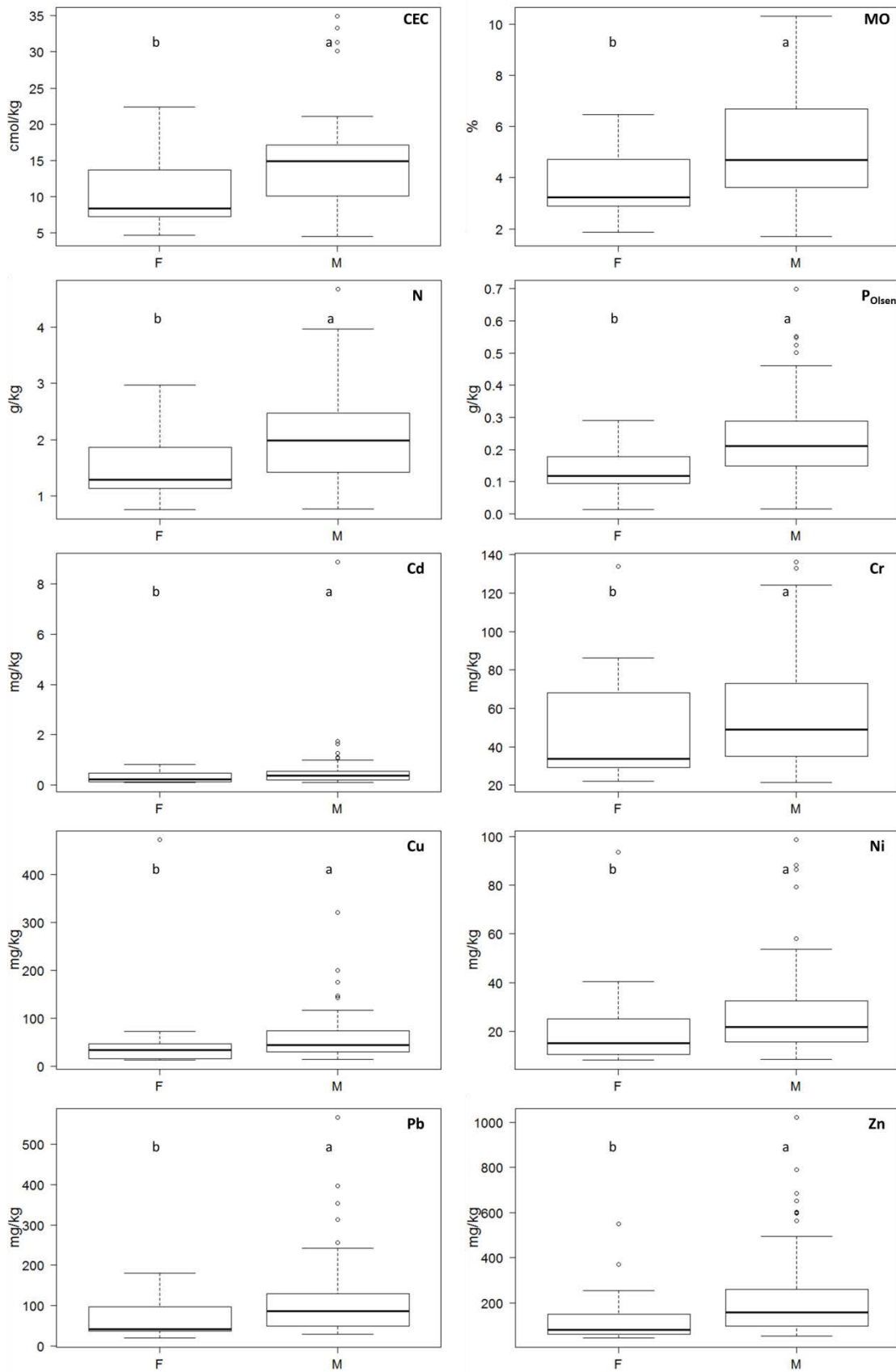


Figure 56 : Teneurs en Cd, Cu, Pb et Zn dans les terres de surface de jardins selon le genre du jardinier : femme (n=19) et homme (n=77). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

6. Discussion : typologie des sols de jardins

6.1. Une fertilité liée au fond géochimique et aux pratiques de jardinage

La texture est un des facteurs clefs de la fertilité des sols car elle détermine certaines propriétés physiques et influence des propriétés chimiques des sols (Baize *et al.* 2011). La texture apporte notamment des indications sur la capacité de rétention d'eau et l'aération du sol, paramètres essentiels au développement du système racinaire. En France, on distingue différents types de sols en fonction de leur localisation géographique (Baize *et al.* 2011) qui se reflètent sur les différences granulométriques des sols de jardins des 3 villes. Les sols nantais sont sableux à limono-sableux. Si cette dernière classe offre une texture équilibrée permettant une culture optimale des plantes potagères, les sols présentant une fraction sableuse vont conduire à une faible capacité de rétention en eau, les rendant sujets à un assèchement rapide et pouvant alors limiter la croissance des plantes malgré la bonne aération du sol. Les sols marseillais et nancéens sont proches en termes de texture, avec des sols majoritairement limono-argileux, qui présentent l'avantage d'une texture équilibrée. Néanmoins, certains sols argileux vont présenter une faible perméabilité et une mauvaise aération, rendant les conditions de croissance des plantes potagères moins favorables malgré leur forte capacité de rétention en eau. La fraction d'éléments grossiers a aussi un rôle dans la fertilité des sols. La faible charge en éléments grossiers dans les jardins nancéens et nantais permet un bon enracinement des légumes, tandis que la charge caillouteuse plus élevée des jardins marseillais leur permet, sous un climat sec, de limiter l'évaporation de l'eau (Legros 1996). La particularité des terres de jardins est la présence, parmi les éléments grossiers, de matériaux technogéniques (p.ex. tuiles, plastiques) dont la quantité et la typologie restent cependant à évaluer. Les tuiles et briques ont notamment un rôle positif sur la croissance des plantes en augmentant la capacité de rétention en eau des sols sableux et en fournissant des éléments nutritifs (p.ex. K, Ca) (Nehls *et al.* 2013).

Si la fertilité apparaît liée au fond géochimique, une augmentation des teneurs en éléments nutritifs est cependant observable dans les terres de jardins de toutes les villes. Les fortes valeurs de CEC, matière organique, phosphore assimilable et pH confirment les précédents patrons d'enrichissement en éléments nutritifs observés dans les études sur les sols urbains (El Khalil *et al.* 2013) ou sur les sols de jardins (Schwartz 1993; Girardin 1994; Chenot *et al.* 2012; Dewaelheyne *et al.* 2013). Ces fortes valeurs aboutissent parfois à des excès (p.ex. P) et peuvent devenir limitantes pour la croissance des plantes. Les jardins apparaissent notamment surfertilisés en P du fait d'une utilisation souvent inadéquate d'engrais chimiques (Girardin 1994; Lis et Bureaux 2008) ou de composts contenant jusqu'à 70 % de P (Dewaelheyne *et al.* 2013). Ces excès peuvent conduire à une eutrophisation des

eaux de surface, y compris dans des régions où P est souvent faiblement présent, telle que la Lorraine (Baize *et al.* 2011). De même, les valeurs élevées du rapport C/N avec des teneurs en N faibles indiquent un taux de décomposition de la matière organique faible. Les teneurs réduites en N concordent avec des ajouts trop fréquents de C organique par rapport à la vitesse de minéralisation des matières organiques des sols de jardins.

6.2. Des augmentations de concentrations en Cd, Cu, Pb et Zn des terres de jardins d'origine anthropique

Les sols de jardins présentent des teneurs en métaux en moyenne deux fois supérieures à celles mesurées dans les sols agricoles (Schwartz 1993; Kahle 2000) (Tableau 21).

Tableau 21 : Teneurs en éléments traces métalliques totaux des terres de surface de jardin et des terres agricoles dans l'Est de la France (105 jardins) (Schwartz 1993), en Allemagne (Crößman et Wüsteman 1992) et au Royaume-Uni (Alloway 2004) (d'après Chenot *et al.*, 2014)

Sols	ETM (mg.kg ⁻¹)				
	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
France Moselle (105 jardins) Schwartz, 1993					
Moyenne	1,0	27,3	19,3	58,7	138
Max	5,3	181	56,4	340	518
Allemagne (3 624 jardins) Crößman et Wüsteman, 1992					
Moyenne	0,5	24	14	65	151
Max	7,3	196	69	627	1035
Angleterre, Pays de Galles et Ecosse (4 127 jardins) McGrath et Loveland, 1992					
Moyenne	1,2	-	-	266	278
Max	40	-	-	14100	14600
Allemagne (18 000 sols agricoles)					
Moyenne	0,4	15	15	36	67
Angleterre et Pays de Galles (5 692 sols)					
Médiane	0,9	23	41	74	97

Cadmium, Cu, Pb et Zn sont d'origine anthropique car ils sont faiblement corrélés aux teneurs en Fe des sols de jardins. Cet enrichissement est en premier lieu lié aux pratiques de jardinage. Les jardiniers les plus âgés et de sexe masculin cultivent les terres de jardins les plus polluées par ces quatre métaux. L'augmentation de la production végétale, qu'elle soit ornementale ou potagère, est corrélée avec des augmentations de ces teneurs en métaux. De même, l'utilisation de pesticides

chimiques accroît les concentrations de métaux dans les sols de jardins du fait de leur composition en Zn, Cu et Pb (Belon *et al.* 2012). De nombreux auteurs ont ainsi montré une accumulation en métaux (As, Cd, Cu, Zn) dans les sols agricoles, de jardins et de vergers suite à l'utilisation de produits phytopharmaceutiques, de fumure animale et/ou de fertilisants (Chen *et al.* 1997).

L'utilisation des produits chimiques n'est cependant pas seule responsable de cette pollution en métaux des sols de jardins. Les autres sources de contamination sont multiples. Elles peuvent être naturelles ou liées aux activités industrielles et urbaines passées et/ou présentes (Chenot *et al.* 2012). Par exemple, la particularité de l'As, notamment dans le cas des jardins nantais, est sans doute liée à une anomalie modérée du fond géochimique sur des micaschistes, puisque les valeurs sont comprises entre 30 et 60 mg.kg⁻¹ (Baize 2000). Une autre source de contamination des jardins familiaux est liée à leur localisation en milieu urbain. La pollution peut y être diffuse, c'est-à-dire que l'augmentation de la teneur en un polluant se fait dans le temps sur une grande étendue tout en étant peu perceptible d'une année sur l'autre ou peut être plus forte et localisée (Cambier et Mench 1998). La présence d'infrastructures routières (p.ex. trafic de véhicules circulant au carburant au plomb, usure des pneus) et industrielles (p.ex. usines sidérurgiques émettant Cd et As) ou encore la construction d'abris faits de matériaux de récupération contenant des peintures au Pb sont autant de sources supplémentaires de contaminations diffuses (Zhideeva *et al.* 2000; Councell *et al.* 2004; Clark *et al.* 2006, 2008; Francenne et Thibaut 2008; Chenot *et al.* 2012). La pollution métallique des sols peut aussi trouver son origine dans l'usage antérieur des sols via de fréquentes superpositions d'usages en milieu urbain (Chenot *et al.* 2012). Un grand nombre de jardins anciens ont vus le jour dans le cadre d'une politique d'entreprise (pour n'en citer que quelques-uns : Coder, Saint Louis, Saint André à Marseille) (Consalès 2004). Les jardins ont alors été installés sur des friches de l'usine, souvent des zones de dépôt de déchets. Par exemple, les jardins présentant de multiples contaminations (p.ex. Cd, Cu, Pb, Zn) sont situés sur d'anciennes zones ferroviaires, sans traitement des sols avant leur réaffectation en tant que jardins potagers. Les jardiniers font aussi mention de découverte d'artéfacts dans leurs sols (p.ex. tuile de l'ancienne tuilerie, huile de vidange des anciennes locomotives). Certains sols peuvent être aussi composés de matériaux ayant supportés une activité minière, induisant ainsi une charge en métaux de type Hg ou As (Loredo *et al.* 2003).

6.3. Les risques liés aux contaminations métalliques

La question des teneurs en métaux dans les terres de jardins est aussi liée au risque qu'ils peuvent induire sur la santé humaine lors de la consommation de plantes potagères cultivées sur ces sols. Il est pratiquement impossible de fixer une valeur unique de teneur totale d'un métal ayant une signification en termes de risque utilisable pour tous les types de sols, toutes les plantes cultivées et tous les usages de sols (Baize 1997, 2000). En matière d'analyses de sang, il existe des valeurs

normales (p.ex. cholestérol) ayant une certaine signification pour l'espèce humaine. On n'aurait pas idée de fixer la même valeur " normale " pour le sang des hommes, des porcs, des poules et des chevaux. Vouloir fixer une seule valeur-seuil " normale " pour tous les types de sols, aux propriétés granulométriques, physiques et chimiques pourtant si différentes, est à la fois impossible et déraisonnable (Baize 1997, 2000). Une valeur-seuil d'une norme ne peut donc servir que de " signal d'alerte " au-dessus duquel une investigation plus détaillée est nécessaire (Baize 1997, 2000).

Les valeurs seuils souvent utilisés sont celles pour les sols agricoles dans l'Arrêté du 8 janvier 1998 concernant l'épandage de boues urbaines. Ces seuils permettent de mettre en avant des contaminations en Pb dans un tiers des jardins et en Cu, Ni et Zn dans un dixième des jardins. Les jardins apparaîtraient alors peu contaminés. Cependant, l'Arrêté du 8 janvier 1998 concernant l'épandage de boues urbaines est souvent considéré comme présentant des seuils trop hauts pour signaler la plupart des anomalies, qu'elles soient naturelles ou anthropiques (Baize 2000). Afin de compléter ces seuils, le programme ASPITET a défini des valeurs d'investigations issues de l'étude de 815 sols agricoles (Baize 2000). Selon ces seuils, au moins la moitié des jardins ont des valeurs nécessitant des investigations plus poussées pour Cu, Pb et Zn. Les teneurs en Cd apparaissent aussi au-dessus des valeurs dans 14% des cas. Cette approche complémentaire paraît intéressante dans le cas des jardins car elle fait ressortir les métaux dont l'origine anthropique a été mise en évidence : Cd, Cu, Pb et Zn, tandis que les seuils de l'Arrêté ne montrent pas d'enrichissement en Cd.

La difficulté que présentent les seuils d'ASPITET est la forte fréquence de dépassement de ces seuils par les sols de jardins (>50% des jardins). Ces seuils, basés sur les teneurs totales, ne prennent pas en compte les teneurs extractibles. Or, ce sont ces teneurs qui vont déterminer les risques de transfert vers les plantes, donc pour la santé humaine. Dans les jardins, les teneurs extractibles sont en majorité faibles pour tous les métaux du fait (i) d'un pH basique, (ii) de fortes teneurs en matière organique et (iii) d'une texture équilibrée. Les risques de contamination des légumes sont donc supposés faibles. On notera tout de même des pics de mobilité pour Cd et Zn dus à la nature de ces éléments, plus mobiles que les autres métaux comme Pb (Kabata-Pendias 2004).

6.4. Une évolution constante des propriétés physico-chimiques des sols de jardins

Les propriétés physico-chimiques sont liées aux pratiques de jardinage. Les teneurs en métaux et de certains éléments nutritifs (p.ex. P) sont liées à l'utilisation de produits chimiques et d'engrais. Ces pratiques ont aussi un effet cumulatif avec une augmentation des teneurs en métaux et en éléments nutritifs liée à l'âge du site ou d'une parcelle de jardin. Tous les jardiniers n'ont pas les mêmes pratiques de jardinage. Les femmes et les jardiniers plus jeunes utilisent moins de produits chimiques, permettant d'avoir une qualité de sol supérieure avec moins d'excès nutritifs et de

contaminations. Or, la féminisation des jardiniers mais aussi l'apparition d'une population de jardiniers au niveau de vie plus élevé étaient déjà observées dans les jardins marseillais en 2004 (Consalès 2004). On peut donc supposer qu'au fur et à mesure des années, les pratiques culturales écologiquement intensives (Griffon 2013) vont évoluer, notamment vers une réduction des intrants. Les propriétés physico-chimiques des sols de jardins seront alors modifiées avec cette mixité plus forte dans les jardins, même si dans les jardins plus anciens nombre de propriétés physico-chimiques auront été acquises par l'accumulation des intrants résultants des pratiques précédentes.

7. Conclusion

Les sols de jardins ont des caractéristiques physico-chimiques liées à leur origine géochimique et qui vont être modifiées au cours du temps par les pratiques culturales et par le contexte d'urbanisation. Ces deux derniers facteurs vont notamment induire une contamination d'origine anthropique pour quatre métaux : Cd, Cu, Pb et Zn (Figure 57). Cependant, la faible mobilité de ces métaux dans les sols de jardins permet de conserver une bonne qualité des sols, grâce aux faibles risques de transfert vers les plantes. En ce qui concerne la fertilité, les sols de jardins présentent des teneurs en MO optimales et des éléments nutritifs en quantités compatibles avec la croissance des végétaux. La qualité des sols de jardins est cependant limitée par les apports, souvent excessifs, d'intrants qui induisent un faible recyclage de la MO et des teneurs excessives en P. Il s'agit alors aussi de déterminer le positionnement de cette qualité physico-chimique des terres de surface de jardins au sein de la couverture pédologique française.

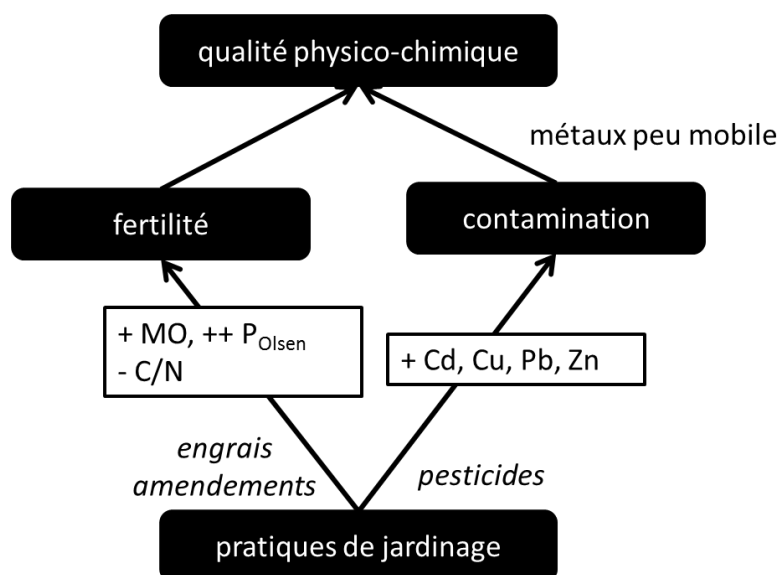


Figure 57 : Relation entre la qualité physico-chimique des sols de jardins et les pratiques de jardinage

Chapitre 4 : Les caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins comme reflet du positionnement des jardins à l'interface d'usages variés

1. Introduction

Les notions « occupation » et « usage » sont souvent interverties du fait de la multiplication des inventaires relatifs à la couverture de la surface terrestre (Sparfel 2011). Pourtant, ces termes désignent deux caractéristiques différentes de la couverture des sols. L'occupation des sols fait référence à la couverture physique de la surface terrestre, tandis que l'usage des sols ramène à l'utilisation anthropique qui en est faite, et donc plus spécifiquement à la description socio-économique des surfaces terrestres (Cihlar et Jansen 2001; Brown et Duh 2004). L'occupation distingue ainsi plusieurs catégories biophysiques: les zones de végétation (p.ex. arbres, pelouse), les surfaces artificiels (p.ex. surfaces bâties), les surfaces humides (p.ex. rivière) (Hubert-Moy 2004; Sparfel 2011). En ce qui concerne l'usage des sols, les désignations sont plus difficiles de par son lien avec l'usage socio-économique qui est fait des terres (Turner *et al.* 1994). Des liens entre occupation et usage peuvent être faits, permettant de déduire l'utilisation probable des sols à partir de données relatives à l'occupation des sols et inversement (Cihlar *et al.* 2001; Brown *et al.* 2004). Ces liens n'en restent pas moins variables. Un même type d'occupation des sols peut ainsi avoir une utilisation différente en fonction du contexte économique, spatial et temporel (Sparfel 2011). Ainsi, il n'existe pas actuellement de typologie universelle pour décrire l'occupation et l'usage des sols mais de multiples typologies spécifiques mises en œuvre pour répondre chacune à une problématique dédiée (Turner *et al.* 2007; Sparfel 2011). En outre, les deux champs sémantiques de l'occupation et de l'usage des sols sont souvent associés au sein d'une même typologie (p.ex. CORINE Land Cover) (Sparfel 2011). C'est ce type de typologie « mixte » qui est retenue dans le cadre de ces travaux de Thèse. Du fait du lien fort des sols de jardins et urbains avec les aspects économiques et sociaux liés à l'usage des sols (p.ex. service alimentaire), seul ce dernier terme sera utilisé pour décrire la couverture pédologique.

Jusqu'à présent, aucun inventaire national systématique n'a exploré l'influence de l'anthropisation sur les caractéristiques physico-chimiques des terres de surfaces en fonction d'usages contrastés, incluant les territoires urbains. Saby et al. (2009) et Arrouays et al. (2011) ont investigué les propriétés des terres de surfaces grâce à la mise en œuvre du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS). Ce travail s'est néanmoins focalisé sur les milieux forestiers et agricoles. Nous proposons alors de compléter leur approche en y intégrant des sols présents sous d'autres usages,

comme, de manière plus spécifique et ciblée, (i) les sols de jardins potagers et (ii) les sols urbains, industriels, de zones de trafic, militaires et miniers (SUITMAs) hors jardins. L'objectif est alors de déterminer d'éventuelles corrélations entre le type d'usage, les niveaux de fertilité et/ou de contamination des sols ; et ainsi de déterminer si une augmentation de l'intensité des activités humaines est systématiquement synonyme de dégradation de la qualité des sols.

Pour ce faire, les bases de données RMQS et interne au LSE sont compilées avec les données obtenues pour les terres de surface des 104 jardins étudiés dans la Thèse. Pour l'ensemble des sols examinés, six usages sont retenus, qui se positionnent sur ce que nous qualifierons ici un gradient d'anthropisation croissant : forêts - prairies - terres arables – vignes et vergers - jardins potagers - SUITMAs. Le type d'activité humaine pris en compte dans la typologie des usages de sols est l'utilisation du sol contemporaine et dominante sur la zone étudiée. Les SUITMAs incluent les sols provenant d'exploitation minière, les dépôts de déchets liquides ou solides, les constructions de routes ou d'habitations. Les données provenant de la forêt spontanée développée sur la friche industrielle de Pompey sont ainsi classées dans la catégorie des SUITMAs, bien que la végétation soit typique d'une strate forestière. En effet, l'activité humaine principale sur ce site est liée au dépôt de déchets industriels de sidérurgie dans les dernières décennies, puis à son statut de friche industrielle. Il faut également préciser que les sols de jardins sont exclus de la catégorie SUITMAs et forment ici une catégorie d'usage à part.

Les données pédologiques proviennent exclusivement des caractéristiques de terre de surface (<30cm). Au total, ce sont 2451 observations (Tableau 22) qui sont comparées sur la base de 9 paramètres physico-chimiques relatifs à la fertilité (pH, C, N, P_{Olsen}) et à la contamination des sols en métaux (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn).

Tableau 22: Les différentes bases de données utilisées pour l'étude comparée des sols

programmes de recherche	usages	nombre de points d'échantillonnage
RMQS	forêt	582
	agriculture-prairie	623
	agriculture-terre arable	820
	vignes et verger	48
JASSUR (ANR VBD)	jardins potagers	104
base de données interne	SUITMAs hors jardins	274
LSE		
total		2451

2. Le gradient d'anthropisation

Une ACP a été réalisée sur les neuf paramètres physico-chimiques déterminés pour les 2451 terres de surfaces (Figure 58). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 63% de la variabilité globale de la population étudiée. La projection des variables sur le premier axe montre le poids des teneurs en éléments traces métalliques dans les terres de surfaces, tandis que l'axe 2 porte plus sur les niveaux de fertilité des sols. En s'intéressant au positionnement des observations sur ces deux axes, de nettes différences entre les usages sont observées. Le long de l'axe 1, une augmentation des teneurs en métaux selon le gradient d'anthropisation, des forêts aux SUITMAs, est notée. Les usages agricoles, au sens large, présentent des teneurs similaires en métaux alors que sur l'axe 2 ils se différencient entre les terres aux concentrations les plus élevées en C ou N, comme les prairies, et celles plus alcalines et enrichies en phosphore, telles que les vignes et vergers. Les terres de jardins potagers ont des valeurs plus élevées en métaux que celles des autres usages agricoles. Les ellipses permettent aussi de mettre en évidence l'existence d'une grande variabilité de caractéristiques au sein des SUITMAs et de leur forte différenciation par rapport aux autres usages, y compris les jardins potagers.

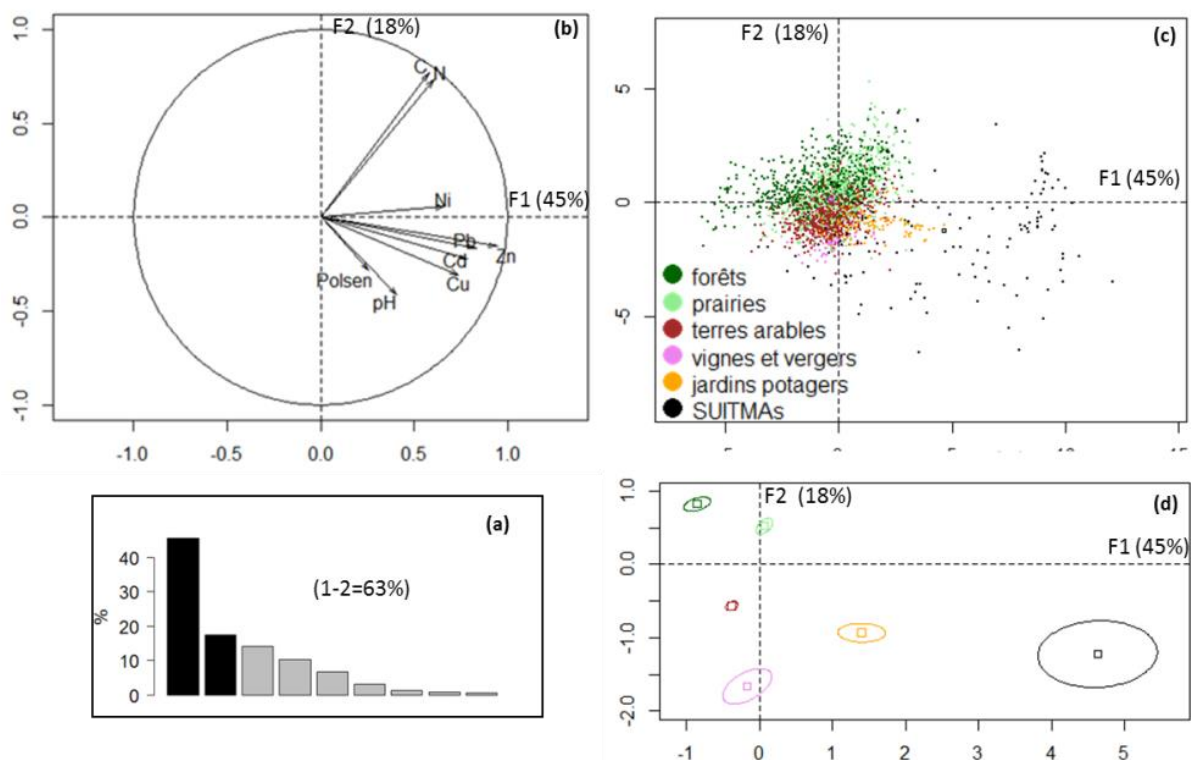


Figure 58: Analyse en composantes principales sur le logarithme des données géochimiques (9 variables) de 2451 terres de surface. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations (d) en fonctions des usages (cercle de confiance et barycentre)

Afin d'acquérir plus d'informations sur la problématique des métaux dans les terres de surfaces, une ACP a été réalisée uniquement sur les cinq variables ayant traités aux teneurs totales en métaux (Figure 59). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 89% de la variabilité. L'axe 1 est surtout lié aux teneurs totales en Zn, Pb, Cd, tandis que l'axe 2 est relié au Ni. Sur l'axe 1, on retrouve le même patron que celui développé avec la première ACP, avec un enrichissement en métaux le long du gradient d'anthropisation. Si, les quatre premiers usages se différencient des sols de jardins, la différence la plus notable se fait entre ces usages et les SUTMAS. Ainsi les sols de jardins ont certes un enrichissement en métaux mais qui se révèle moindre par rapport aux SUTMAS. On notera tout de même que si les SUTMAS montrent là encore leur forte différenciation, sur la figure représentant toutes les observations, les SUTMAS semblent se diviser en 2 groupes avec d'un part des sols à très fortes concentrations en métaux et d'autre part des sols dont les teneurs se rapprochent des sols de jardins.

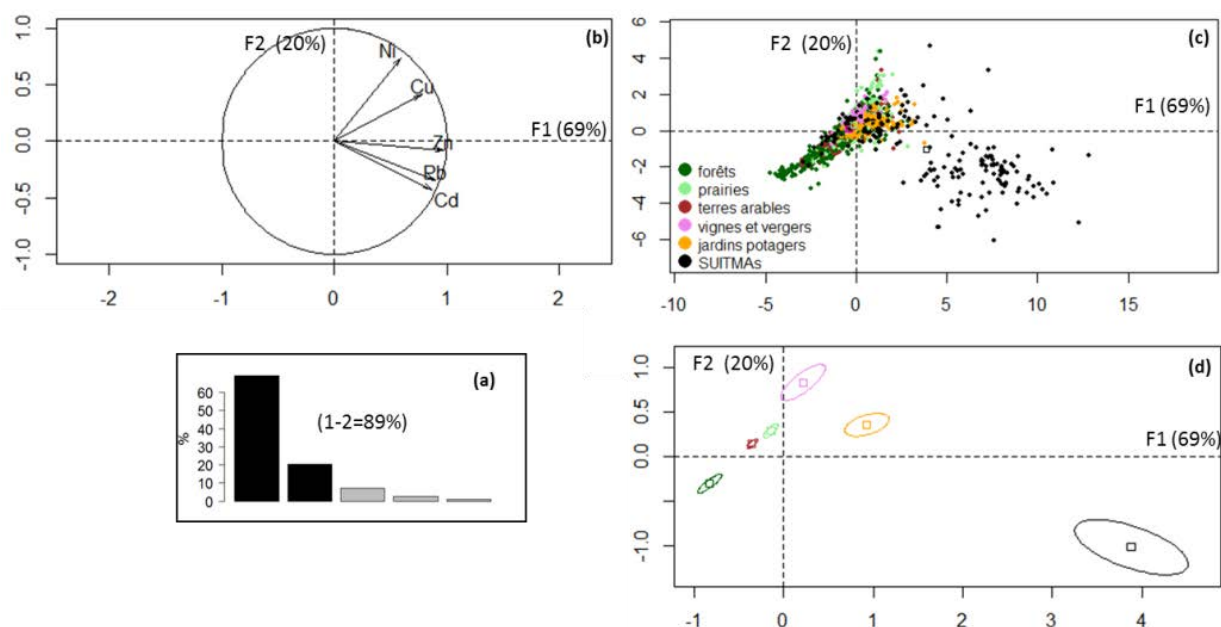


Figure 59 : Analyse en composantes principales sur le logarithme des teneurs en éléments traces métalliques (5 variables) de 2451 terres de surface. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations (d) en fonctions des usages (cercle de confiance et barycentre)

3. Distribution des paramètres édaphiques le long du gradient d'anthropisation

Afin de décrire les caractéristiques de sols propres à certains usages, chaque paramètre a été comparé entre les différents usages grâce à un test non paramétrique.

3.1. Distribution des paramètres de fertilité des sols

Les teneurs totales en carbone organique total et azote sont significativement plus faibles dans les sols de vignes et vergers avec des valeurs moyennes respectives de 1,12% et 0,11% (Figure 60). Les plus hautes concentrations sont mesurées dans les jardins (2,81% et 0,20%), prairies (2,98%, 0,28%), forêts (3,38% et 0,22%) et SUTMAs (6,92% et 0,42%). Une forte variabilité est observable avec des valeurs extrêmes au sein de cette dernière catégorie. Les teneurs en C_{org} et en N y varient en effet respectivement de 0,01% à 41,5% et de 0,01% à 2,1%. Enfin, les terres arables présentent des valeurs intermédiaires (C_{org} : 1,69%, N : 0,17%). Pour le pH, les valeurs augmentent significativement le long du gradient d'anthropisation jusqu'aux vignes et vergers. Par rapport à ces derniers usages, les sols de jardins potagers présentent un pH légèrement mais significativement plus faible, tandis que les SUTMAs ne présentent pas de pH significativement différent des sols de vignes et vergers. Les valeurs moyennes de pH varient de 5,6 (forêt) à 7,7 (vignes et vergers) et augmentent 1,1 fois d'usage en usage, soit une augmentation de 0,8 unité pH. Les terres de surfaces sont acides sous les usages forestiers et prairiaux, tandis qu'elles deviennent principalement basiques dans les vignes et vergers, les jardins et les SUTMAs. Les terres arables montrent un pH relativement neutre, avec une valeur médiane de 7. Comme pour les autres éléments précédemment cités, les SUTMAs présentent cependant une forte variabilité de distribution avec des terres atteignant un pH de 2,6.

Un paramètre supplémentaire de fertilité est le phosphore assimilable P_{Olsen} . La plus faible concentration moyenne en P_{Olsen} est mesurée dans les sols forestiers (0,015 %), tandis que la plus forte concerne les jardins (0,213%) dont les terres de surface sont 14 fois plus concentrées en P_{Olsen} . Entre ces deux catégories, les prairies (0,047%), les vignes et vergers (0,051%) et les SUTMAs (0,091%) représentent un groupe homogène. Les terres arables se distinguent de ce groupe par une plus forte concentration en P_{Olsen} qui reste plus faible que dans les jardins. Les SUTMAs (1,590%) présentent, avec les jardins (0,698%), des valeurs extrêmes de P_{Olsen} dans les sols.

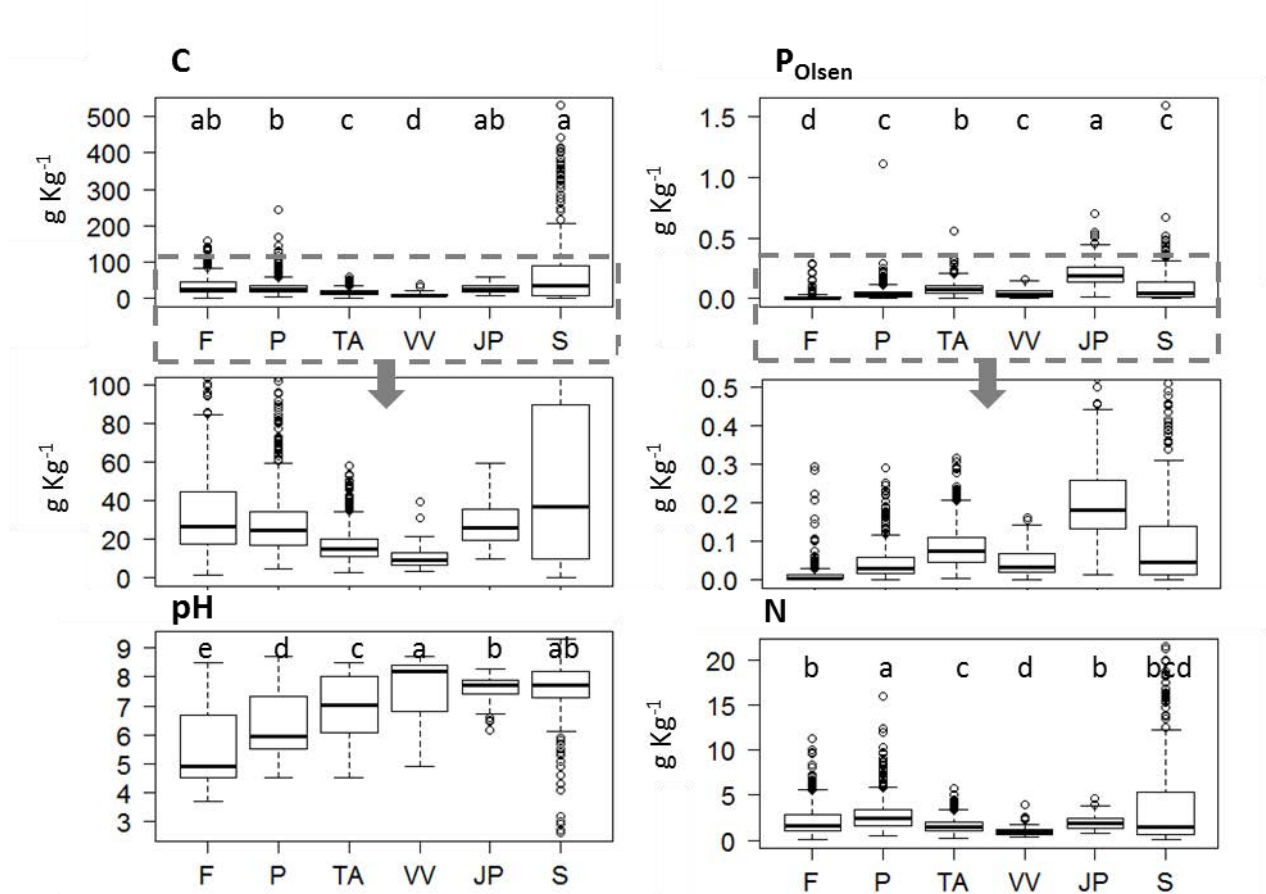


Figure 60 : Distribution des teneurs en carbone, azote, pH et phosphore_{Olsen} des terres de surface en fonction des usages : forêts (F) (n=582), prairies (P) (n=623), terres arables (TA) (n=820), vignes et vergers (VV) (n=48), jardins potagers (JP) (n=104), SUITMAs hors jardins (S) (n=274). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

Les teneurs totales moyennes en Cd (en mg.kg^{-1}) augmentent le long du gradient d'usages excepté pour les vignes et vergers (0,21) (Figure 61). Les valeurs moyennes sont successivement 0,28 (forêts), 0,30 (prairies), 0,32 (terres arables), 0,48 (jardins) et 94,82 (SUITMAs). La concentration maximale en Cd est mesurée dans les SUITMAs (5669). Les teneurs en Cu (en mg.kg^{-1}) augmentent dans les sols le long du gradient d'usages des forêts vers les vignes et vergers (75,69) excepté pour les terres arables (19,48) qui présentent des teneurs similaires aux terres de prairies (22,60). Tandis que les valeurs moyennes augmentent entre 1,2 à 1,8 fois entre les premiers usages, aucune différence significative n'est observée entre les vignes et vergers, les jardins (56,84) et les SUITMAs (400,51). Des valeurs extrêmes sont observées dans les SUITMAs (9350). Les teneurs moyennes en Ni (en mg.kg^{-1}) sont les plus élevées dans les prairies (39) avec la présence de valeurs extrêmes (1530). Cependant, les différences ne sont significatives qu'avec les terres arables (22) et les terres de forêts (24). Globalement, les différences entre les usages restent faibles, avec une augmentation maximale de 1,07. Des valeurs extrêmes sont aussi à mentionner dans les forêts (1020).

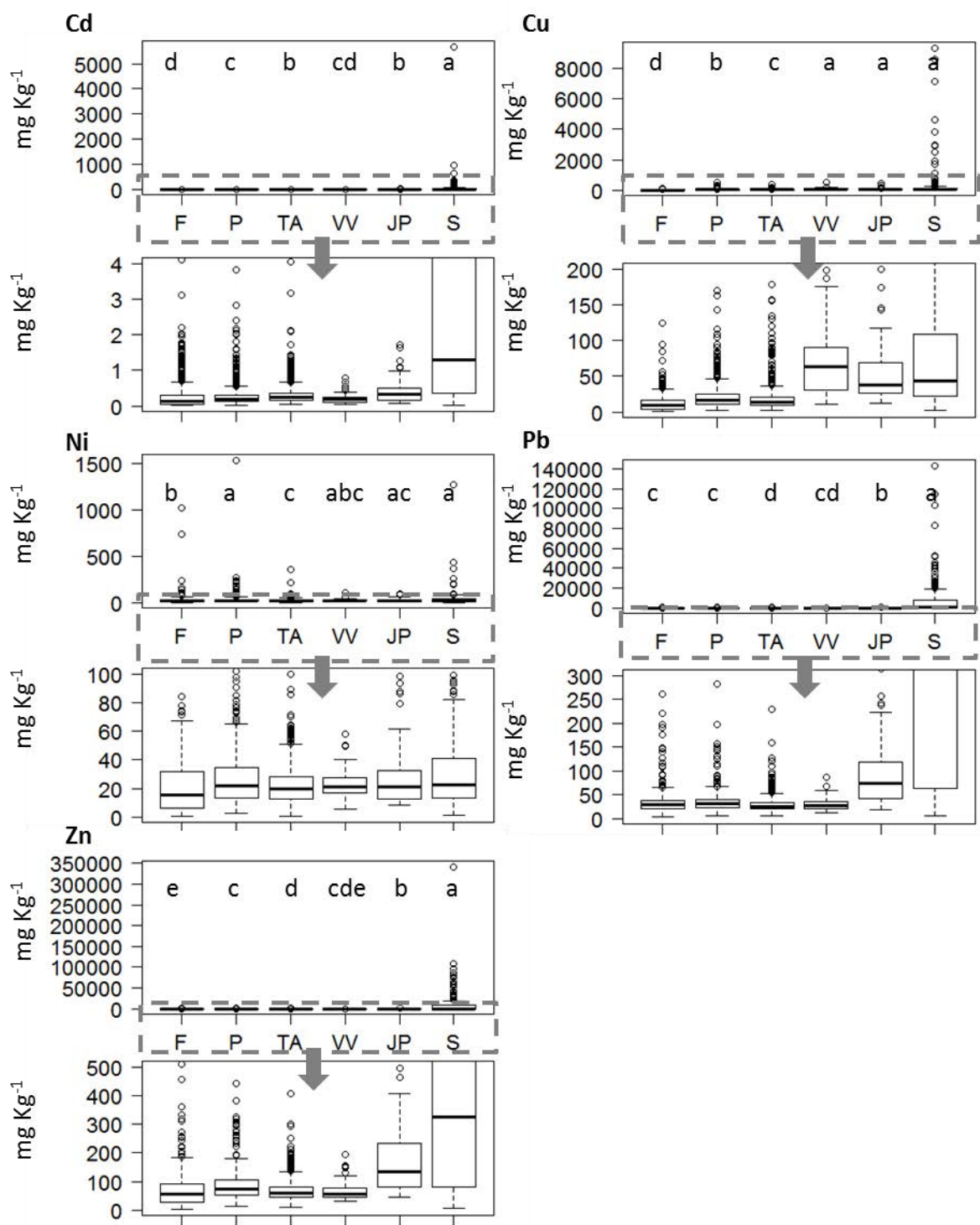


Figure 61 : Distribution des teneurs en métaux totaux des terres de surface en fonction des usages : forêts (n=582), prairies (n=623), terres arables (n=820), vignes et vergers (n=48), jardins potagers (n=104), SUITMAs hors jardins (n=274). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, α=0,05)

Pour les teneurs en Pb (en mg.kg⁻¹), les valeurs moyennes sont les plus faibles dans les forêts (33), les prairies (36), les terres arables (30) et les terres de vignes et vergers (30) sans différence significative. Ces usages montrent des sols avec des teneurs significativement différentes de ceux des jardins (99) et des SUITMAs (10 645) qui présentent les plus fortes valeurs. De plus, les SUITMAs présentent des

différences plus prononcées avec des valeurs respectivement 108 et 350 fois supérieures à celles des jardins et des vignes et vergers alors que la différence entre ces deux types de sols est seulement de 3,24 fois. Les SUTMAs présentent là encore la plus forte variabilité, avec des valeurs extrêmes très élevées (143 000). Les concentrations en Zn dans les terres (en mg.kg-1) augmentent le long du gradient d'usages des sols, excepté pour les terres arables (70) qui présentent des valeurs plus faibles que dans les sols de prairies (87). Les concentrations dans les sols de vignes et vergers (70) ne sont pas significativement différentes de celles des sols rencontrés dans les trois premiers usages. Comme pour le Pb, les SUTMAs présentent des différences plus marquées avec une augmentation respectivement de 63 et 180 fois par rapport aux valeurs des sols de jardins et des sols de vignes et vergers ; tandis que les différences entre les sols de ces deux derniers usages est seulement de 2.86. Des valeurs maximales sont à noter dans les SUTMAs (108 000), qui présentent la plus forte variabilité.

4. Discussion

L'anthropisation a pour conséquence de différencier les terres de surfaces en termes de degré de contamination et de fertilité et ceci le long d'un gradient d'intensité des activités humaines. Si ces résultats confirment les grands gradients mis en évidence par Saby *et al.* (2008, 2011) pour des usages de moindre intensité anthropique, aucun inventaire national systématique n'avait jusqu'à présent exploré les caractéristiques entre différents usages très contrastés, couvrant des territoires allant des forêts aux SUTMAs. Cette approche complémentaire des trois bases de données constitutives des travaux permet de détecter des contaminations qui n'étaient pas observées dans le réseau RMQS. En effet, les sites urbains et industriels sont faiblement représentés dans le RMQS. La compilation de ces bases de données permet d'obtenir 2451 points d'échantillonnages sur tout le territoire français et appartenant à différents usages dont les jardins potagers et SUTMAs. Les résultats démontrent et quantifient l'existence d'un gradient d'anthropisation reliée à des pratiques agricoles plus intenses ou des contaminations d'origine urbain et industrielle. En outre, ils permettent de décrire les principaux traits caractéristiques des terres de surfaces en fonction des usages majeurs des sols français. Il convient cependant, avant de discuter ces résultats, de prendre en compte quelques limitations possibles de l'étude. Elle se concentre sur l'usage actuel dominant des sols, sans prendre en compte les successions d'usages au cours du temps. Dans les milieux urbains et péri-urbains, les sols peuvent rapidement changer d'usage. Des sols de jardins potagers peuvent ainsi être d'anciens sols agricoles. L'introduction des SUTMAs en complément du RMQS et de JASSUR peut introduire une vision biaisée des caractéristiques de sols sur le territoire, de par une stratégie d'échantillonnage différente. Enfin, ce travail ne concerne pas les polluants organiques, tels que les HAP, qu'il conviendrait de prendre en compte à l'avenir (Villanneau *et al.* 2011). Ces

substances organiques sont toxiques, persistantes et bioaccumulables. Les émissions d'HAP sont le résultat de combustions incomplètes, principalement d'origines anthropiques (p.ex. chauffage, véhicules, industries) mais aussi naturelles (p.ex. feux de forêts). La présence de brûlis pourrait induire une augmentation de ces polluants dans les jardins par rapport aux autres usages.

4.1. Le gradient d'anthropisation

4.1.1. La contamination en métaux

Les caractéristiques fondamentales qui distinguent les sols plus anthropisés aux sols de moindre intensité anthropique sont les propriétés acquises sous l'influence des activités humaines variées. Des métaux sont naturellement présents dans les sols en teneurs relativement faibles en fonction du fond géochimique. Ces valeurs peuvent naturellement augmenter localement au-delà des valeurs moyennes. Les variations des teneurs en Ni entre les usages montrent une influence dominante de la roche-mère sur laquelle s'est développé le sol. Les sols issus de roches magmatiques basiques ou ultrabasiqes (massif central, Jura) et de roches calcaires (Vosges) ont des teneurs en Ni plus fortes. Les contaminations en Ni liées à l'anthropisation semblent très localisées et ne sont pas détectable à l'échelle nationale (Baize *et al.* 2011).

Cependant, le fond géochimique ne peut expliquer les fortes variations observées pour les autres propriétés des terres de surface entre les différents usages. Une nette augmentation des teneurs en métaux est observable le long du gradient d'anthropisation. Ces contaminations liées aux activités humaines industrielles tels que l'exploitation minière, les dépôts de déchets liquides ou solides, les construction de routes ou d'habitations affectent la composition et la formation des sols anthropisés (Norra et Stuben 2003; Morel *et al.* 2005; El Khalil *et al.* 2008) et induisent des pollutions organiques et métalliques (Moon *et al.* 2000; Schwartz *et al.* 2001; Loredó *et al.* 2003; Möller *et al.* 2005; Scharenbroch *et al.* 2005; Wong *et al.* 2006; Norra *et al.* 2006; El Khalil *et al.* 2008). Les intrants agricoles (Saby *et al.* 2011; Belon *et al.* 2012) ou le trafic routier induisent une contamination plus diffuse par les métaux (Morel *et al.* 2005; Davydova 2005; Wong *et al.* 2006; El Khalil *et al.* 2008), qui vont contribuer à l'accroissement graduel des teneurs dans les sols en fonction des différents usages plus ou moins anthropiques.

4.1.2. Les niveaux de fertilité

Une autre différenciation entre les terres de surface le long du gradient d'anthropisation provient des niveaux de fertilité. Les teneurs des sols en éléments nutritifs permettent d'accentuer les différences entre les usages les moins anthropisés. Les sols à vocation de production de biomasse alimentaire, que sont les terres arables et les vignes et vergers, ont des teneurs en C et N plus faibles

que ceux des forêts et prairies (Saby *et al.* 2008). Les sols de jardins potagers, pourtant supports de végétaux à vocation alimentaire, présentent des teneurs en C et N similaires aux sols de forêts et prairies. Ceci peut s'expliquer par leur localisation en milieu urbain qui induit des apports élevés, comme le montrent les valeurs extrêmes des SUTMAs (dûes par exemple à des résidus d'industries, du traitement de déchets ou d'eaux usées) et par des pratiques intensives de jardiniers (p.ex. compostage, engrais). En termes de pH, une nette alcalinisation est observable parallèlement au gradient d'anthropisation. Dans les usages à vocation alimentaire (terres arables, vignes et vergers, jardins potagers), les sols devraient avoir un pH proche de 7 pour permettre un rendement optimal des cultures. Pour ce faire, des intrants sont souvent utilisés pour alcaliniser les sols (p.ex. chaux, boues d'épurations). L'alcalinisation peut aussi provenir de l'utilisation de « bouillie bordelaise ». Dans les SUTMAs, l'augmentation de pH des sols provient notamment des apports répétés de déchets (p.ex. compost, boue d'épuration) (Fahd Rachid 1993). Pour le P_{Olsen} , les valeurs augmentent le long du gradient d'anthropisation (excepté pour les sols de vignes et vergers en raison des besoins moindres en P pour ces plantations qui nécessitent alors peu d'apports), bien que les valeurs maximales soient rencontrées dans les terres de jardins potagers. Cette augmentation dans les terres à vocation agricole est due aux intrants fertilisants (p.ex. engrais minéraux) (Wivstad *et al.* 2005) qui sont utilisés de manière intensive dans les jardins potagers. Si le P est indispensable au développement des plantes, un excès peut participer à la dégradation des eaux de surfaces (Antoni 2009). De plus, le P est une ressource minérale épuisable qu'il conviendrait de préserver.

4.2. Des caractéristiques discriminantes de chaque usage

Les résultats nous permettent de faire ressortir les caractéristiques de sols les plus discriminantes de chaque usage. Il nous est alors possible de décrire plus finement le gradient d'anthropisation (Tableau 23). Les critères retenus pourraient être, à terme, des indicateurs pertinents de la qualité des sols en fonction des usages.

Tableau 23: Les paramètres discriminants des terres de surfaces en fonction des usages. Les symboles - et + indiquent si les terres de surface sont discriminés par des valeurs faibles (-) ou fortes (+) de ces paramètres. Le symbole +/- indique un paramètre peu discriminant.

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	C	N	P_{Olsen}	pH
forêts	-	-	+/-	-	-	+	+	-	-
prairies	-	-	+/-	-	-	+	+	-	-
terres arables	-	-	+/-	-	-	-	-	+	+
vignes et vergers	-	+	+/-	-	-	-	-	-	+
jardins potagers	-	+	+/-	+	+	+	+	+	+
SUTMAs hors jardins	+	+	+/-	+	+	+/-	+/-	+/-	+/-

Le Ni n'apparaît jamais comme étant un paramètre discriminant des terres de surface entre usages du fait de la relation des teneurs avec le fond géochimique. Les sols de forêts et de prairies ont des teneurs en métaux faibles et des concentrations en C et N plus fortes que pour les usages agricoles. La principale différence entre les terres de surface de ces deux usages provient du pH, qui est souvent plus acide dans les forêts (<5 majoritairement) que dans les prairies (50% des terres ont un pH compris entre 5 et 6). Si les terres arables ont des teneurs en métaux faibles comme pour les forêts et prairies, elles présentent des teneurs en C et N plus faibles avec à l'inverse une forte fertilisation en P et un pH neutre. Les terres de vignes et vergers se caractérisent par leurs fortes teneurs en Cu avec un pH neutre et de faibles teneurs en P_{Olsen} . Dans les jardins potagers, tous les paramètres de caractérisation apparaissent discriminants de par leurs valeurs élevées excepté pour le Cd. La surfertilisation phosphatée est très caractéristique des terres de jardins. Leur pH est neutre à basique. Enfin, les SUTMAs sont surtout caractérisés par des teneurs élevées en Cd, Cu, Pb et Zn totaux. Les autres paramètres sont peu discriminants, les SUTMAs présentant une très forte variabilité. Ce sont plus les valeurs extrêmes de ces paramètres qui peuvent constituer un indicateur de qualité de ces sols. Ainsi, on observera au sein des SUTMAs des terres de surface avec des pH <3.5 ou >8 non observés dans les autres terres de surface. Parmi les SUTMAs, il existe des sols dont l'altération physico-chimique est moins prononcée rendant leur discrimination difficile. Au même titre que les sols de jardins potagers que nous avons étudiés séparément des SUTMAs, il conviendrait d'étudier les différents types de sols qui forment ce groupe, des plus altérés à ceux qui conservent des caractéristiques proches des usages forestiers ou agricoles.

5. Conclusion

Les paramètres présentés dans cette partie de la Thèse permettent de décrire la qualité des sols français en fonction de leurs usages. L'intégration de données des différents réseaux de mesures permet de compléter les informations du RMQS, en particulier pour les usages urbains et industriels des sols qui sont très rarement pris en compte. Les activités humaines impliquent une augmentation des pressions sur les sols le long d'un gradient d'anthropisation (forêt < prairies < terres arables < vignes et vergers < jardins potagers < SUTMAs hors jardins) (Figure 62). Les changements d'occupations, d'usages ou de pratiques sont démontrés ici comme étant des facteurs majeurs de modification de la qualité des terres de surfaces. Les teneurs en polluants métalliques augmentent le long du gradient d'anthropisation parallèlement au pH permettant de limiter la disponibilité des éléments et les risques sanitaires. Chaque usage dispose de caractéristiques propres qui le différencie des autres. Les sols de jardins urbains sont différents des autres sols urbains du fait de leur vocation de production alimentaire. Ils présentent une fertilité supérieure aux autres sols, y compris les terres arables.

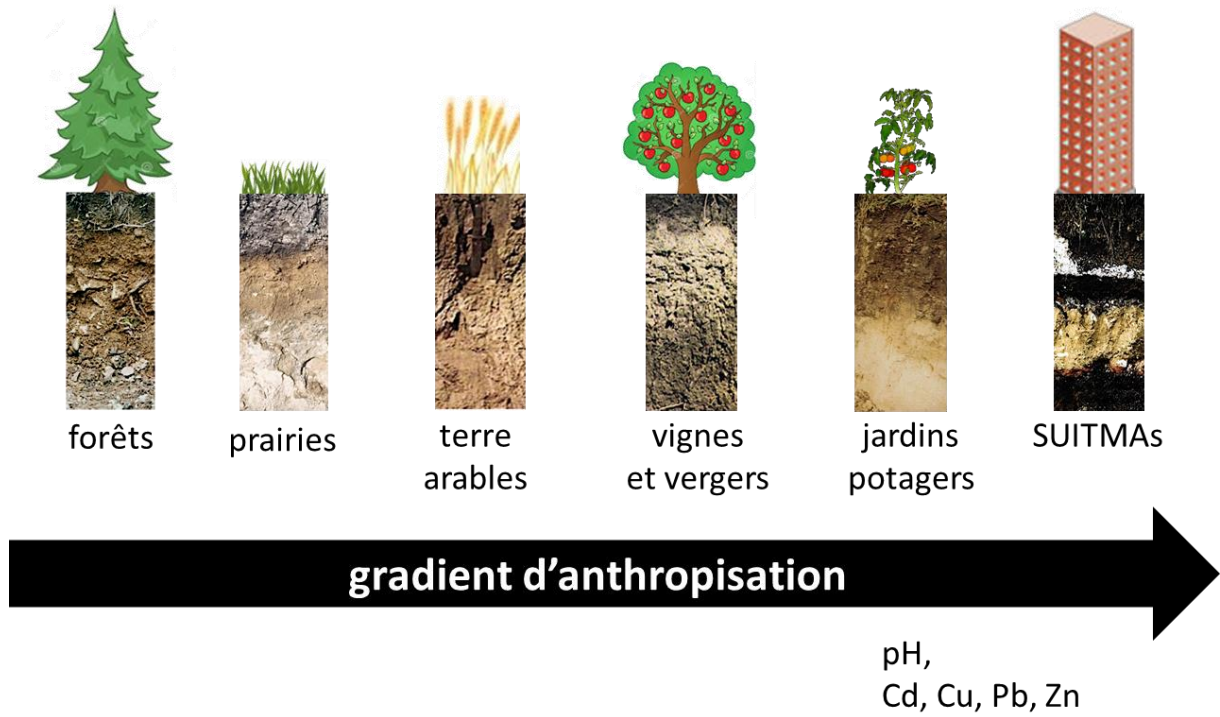


Figure 62 : Le gradient d'anthropisation des sols de différents usages de la couverture pédologique française selon leurs caractéristiques physico-chimiques de surface

Conclusion de la partie

Les sols de jardins sont à l'interface des sols moins anthropisés et des SUTMAS. Leurs caractéristiques physico-chimiques montrent un fort potentiel de fertilité, souvent supérieur à ceux des sols agricoles (p.ex. taux de matière organique entre 2 à 10% tandis que sur les sols agricoles on trouve des teneurs entre 1 à 4%). Ce potentiel lié en partie au fond géochimique est modifié au cours du temps par les pratiques de jardinage. Ces pratiques, parfois intensives, menacent le potentiel de fertilité des jardins en apportant certains éléments en excès par le biais d'engrais chimiques ou de produits phytosanitaires qui induisent une surfertilisation des sols de jardins, en P par exemple. Ces excès d'éléments sont aussi observés pour des contaminations en métaux dans les sols de jardins, principalement pour des éléments comme Cd, Cu, Pb et Zn. Si des pratiques de jardinage intensives sont en partie responsables de ces pollutions, la localisation des jardins dans un environnement urbain induit des contaminations supplémentaires. Néanmoins, le risque de transfert de polluants vers les plantes potagères reste faible en raison de sols à pH basique, à forte teneur en matières organiques et en argile.

Grâce à l'introduction d'une plus forte mixité sociale et générationnelle au sein des populations de jardiniers les propriétés physico-chimiques des sols de jardins vont évoluer positivement, notamment grâce à une meilleure gestion des intrants. En revanche, les caractéristiques physico-chimiques liées aux usages passés demeurent un héritage des jardins potagers.

Les sols de jardins sont donc soumis à une altération de leurs caractéristiques physico-chimiques et ceci au long d'une constante dynamique d'évolution. La partie suivante s'attachera à savoir si l'altération de ces caractéristiques ou l'évolution des pratiques vont influencer la biodiversité des sols de jardins.

PARTIE 3 : Les jardins, réservoirs de biodiversité taxonomique et fonctionnelle

Introduction

La première partie de la Thèse a permis de décrire les caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins et de les positionner le long d'un gradient d'anthropisation des sols, à l'interface des usages agricoles pris au sens large et des SUTMAs. Les facteurs externes qui influencent les propriétés des sols sont principalement les pratiques de jardinage et la localisation pédo-climatique des sites sur le territoire national. La connaissance approfondie de l'état des sols de jardins permet de dégager des modèles expérimentaux en nombre plus réduit qui seront le support d'investigations sur la biodiversité hébergée par les jardins. La qualité biologique des jardins et son évolution sera évaluée grâce à l'étude de la biodiversité (flore, micro-, méso-, et macro-faune) de ces jardins soumis à différents facteurs d'influence variés (pratiques de jardinage et origine pédo-climatique). Par la suite, une comparaison des communautés de microarthropodes des sols des jardins avec celles d'autres usages des sols permettra de positionner leur qualité biologique le long du gradient d'anthropisation physico-chimique. En parallèle, l'accent sera mis sur l'utilisation d'indicateurs taxonomiques et fonctionnels de ces communautés. Enfin, les travaux porteront sur la variabilité des communautés de microarthropodes du sol d'un jardin choisi pour sa contamination métallique marquée, dans un contexte de bioremédiation.

La partie 3 se structure alors autour de 5 chapitres :

- Introduction méthodologique : sélection de jardins modèles pour investiguer la biodiversité sur la base de critères édaphiques physico-chimiques et de pratiques de jardinage
- Chapitre 5 : La biodiversité des jardins sous influence du climat et des pratiques de jardinage
- Chapitre 6 : Les microarthropodes, indicateurs de la qualité biologique des sols de jardins
- Chapitre 7 : Les traits fonctionnels, outils de compréhension des réponses des communautés de microarthropodes face à une contamination métallique et à sa bioremédiation

Introduction méthodologique :

Sélection de jardins modèles pour investiguer la biodiversité sur la base de critères physico-chimiques et de pratiques de jardinage

En vue d'investiguer la biodiversité des jardins familiaux, trois critères retenus sur la base des enquêtes et des paramètres physico-chimiques des sols ont permis de restreindre la sélection à 15 jardins parmi les 104 étudiés.

1. Trois contextes pédoclimatiques

Les résultats des caractérisations physico-chimiques des terres de surface de jardins ont démontré une forte variabilité liée au contexte pédoclimatique. Dans l'optique d'étudier la variabilité de la biodiversité des sols de jardins familiaux, il convient donc de sélectionner un même nombre de jardins dans chacune des trois agglomérations : Marseille, Grand Nancy et Nantes. Au total, cinq jardins sont sélectionnés pour chacune des trois villes.

2. Des pratiques graduelles selon les trois groupes de jardiniers

Afin de sélectionner cinq jardins au sein de chaque ville, une AFCM a été réalisée sur 31 variables sociologiques et de pratiques analysées pour 98 jardiniers. Chacune de ces variables possède 2 à 3 modalités (Annex 28). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 18% de la variabilité. Il est cependant impossible de déterminer précisément le pourcentage exact de variance expliquée par ces axes (Annexe 29). En effet, le pourcentage est fortement lié aux nombres de variables et de modalités. Cette AFCM permet de faire ressortir 3 catégories de jardiniers : la première catégorie concerne le jardinier qui cultive son jardin selon une certaine idée de la tradition, liée notamment à la révolution des pratiques agronomique d'après-guerre avec une forte utilisation d'intrants. Ce sont des jardiniers qui utilisent des produits phytosanitaires à hautes doses. On note néanmoins l'apparition de produits biologiques chez ces jardiniers, faisant suite à une forte sensibilisation à l'agriculture biologique preuve de « l'écologisation » des discours et des pratiques. Ces jardiniers sont aussi les plus âgés. Cette catégorie peut être associée à l'agriculture conventionnelle qui permet, chez les agriculteurs professionnels, de produire avec de hauts rendements à bas coûts. Néanmoins, cette agriculture est remise en cause par des « effets externes » négatifs, sur l'environnement notamment, et qui ont conduits certains agriculteurs à se tourner vers d'autres modes de production dont l'agriculture biologique (Griffon 2013). C'est ce même courant que l'on voit dans cette première catégorie de jardiniers, qui essaie de substituer des produits de synthèse par des produits biologiques.

La seconde catégorie concerne les jardiniers expérimentateurs. Ils testent de nouvelles pratiques, souvent avec l'utilisation de matériel plus technique. Ce type de jardiniers est fortement sensibilisé à l'environnement, à la biodiversité et à l'agriculture biologique. Ce second groupe tend à éviter les intrants chimiques, à protéger les cultures grâce à des filets ou des serres et à utiliser des couverts végétaux. Chez les agriculteurs professionnels, on parle alors d'agriculture écologiquement intensive ou d'agroécologie. Les techniques sont très proches de l'agriculture biologique (Griffon 2013). La dernière catégorie concerne les jardiniers qui limitent au maximum l'utilisation de produits phytosanitaires ou d'intrants et qui emploient peu de techniques de travail du sol, bien qu'ils aient peu de considérations environnementales.

Ces pratiques contrastées peuvent être replacées sur un gradient d'intensité, de l'intensité la plus faible avec peu d'intervention (absence d'intrants et de travail du sol intensif) vers les intensités les plus fortes (utilisation d'intrants chimiques et travail du sol fréquent). Au vu de la complexité des variables et pour simplifier et illustrer ce gradient, deux variables ont été retenues pour sélectionner les jardins en vue d'investiguer la biodiversité. La première variable concerne l'utilisation des produits chimiques ou biologiques ainsi que leur fréquence d'utilisation. Les produits phytosanitaires ont déjà démontrés leurs effets sur plusieurs groupes de faune du sol (p.ex. vers de terre, collemboles) (Kula et Kokta 1992; Cortet *et al.* 2002a; Pelosi *et al.* 2013a; Schnug *et al.* 2014). L'effet est d'autant plus élevé que le nombre d'applications de produits augmente (Pelosi *et al.* 2013b) et a une conséquence aussi bien sur la diversité spécifique que fonctionnelle (Chelinho *et al.* 2014).

La seconde variable concerne le travail du sol, plus particulièrement l'utilisation du motoculteur et sa fréquence. En effet, on observe une plus forte variabilité dans l'utilisation du motoculteur indépendamment d'un effet « ville ». Le travail du sol est démontré comme étant un facteur d'influence des communautés de faune du sol. Cette action est soit directe en blessant, tuant ou exposant au risque de prédation les organismes du sol (Roger-Estrade *et al.* 2010) soit indirecte en modifiant leur habitat et la localisation des éléments nutritifs (Bouthier *et al.* 2014). Les communautés du sol sont affectées aussi bien en termes de diversité taxonomique et d'abondances (Altieri 1999) qu'au niveau fonctionnel (Pelosi *et al.* 2014). En ce qui concerne plus particulièrement les microarthropodes, le travail du sol les affecte à cause de la perturbation physique et par enfouissement des résidus de cultures (Kladivko 2001). Les effets sur les microarthropodes sont différents selon les groupes auxquels ils appartiennent (p.ex. collemboles ou acariens, groupe écomorphologique) (Cortet *et al.* 2002b; Bouthier *et al.* 2014).

Les jardins retenus se positionnent le long d'un gradient d'intensité de pratiques selon trois classes : faible, moyenne et forte. Dans les deux premières catégories, les plus répandues parmi les jardins, deux jardins familiaux sont retenus par ville alors qu'un jardin est sélectionné pour la dernière classe (Figure 63).

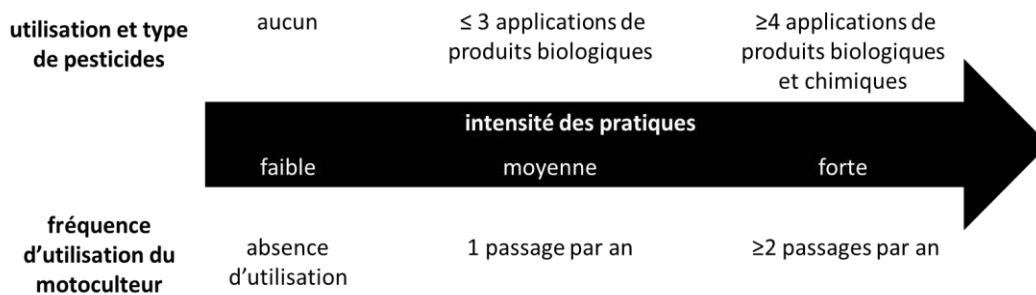


Figure 63 : Critères de classification des jardins en fonction des pratiques pour investiguer la biodiversité

3. La taille des jardins : un critère de variabilité

La biodiversité est dépendante de la surface étudiée. Or, les jardins démontrent une forte variabilité de taille, allant de 2 à 580 m². Pour éviter cet effet, nous avons donc choisis de limiter la taille des 15 jardins retenus. Les jardins sélectionnés ont tous une surface comprise entre 100 et 200m², taille qui correspond à celle de la majorité des jardins étudiés (Figure 64).

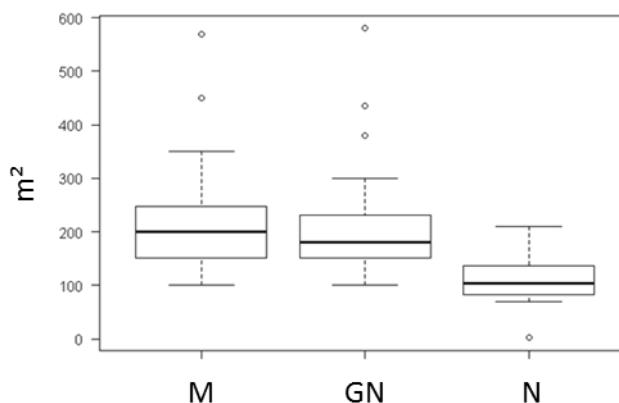


Figure 64: Représentation de la taille des jardins en fonction des villes (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes)

Les 15 jardins, de taille comprise entre 100 et 200m², sont donc répartis en premier lieu entre les villes puis entre les différentes classes de pratiques. Ils sont situés dans dix sites de jardins familiaux différents (Tableau 24).

Tableau 24 : Les sites de jardins familiaux sélectionnés par ville et par niveau d'intensité des pratiques (le chiffre indique le nombre de jardins investigués au sein du site)

	Marseille	Grand Nancy	Nantes
intensité faible	Montolivet (2)	Malzéville (1) Laneuveville-Devant-Nancy (1)	Crapaudine (2)
	Castellas (1) Berre-Pastour (1)	Heillecourt (2)	Chaupières (2)
intensité forte	Coder (1)	Heillecourt (1)	Contrie (1)

Chapitre 5 : La biodiversité des jardins est influencée par le climat et les pratiques de jardinage

1. Introduction

La qualité globale d'un sol repose en partie sur sa qualité biologique qui fait référence à l'abondance, la diversité et l'activité des organismes vivants qui participent au fonctionnement du sol (Chaussod 1996). L'anthropisation, par le biais de l'environnement urbain et des pratiques de jardinage, induit une altération des caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins pouvant influencer le fonctionnement biologique des sols. A cette altération des propriétés physico-chimiques peut s'ajouter l'effet direct des pratiques de jardinage (emploi de pesticides et travail du sol) (Cortet *et al.* 2002a; b; Pelosi *et al.* 2013b, 2014). L'objectif de ce chapitre est (1) de dresser un état des lieux de la qualité biologique des sols de jardins sur le territoire français et (2) d'analyser les facteurs potentiels de variabilité de cette biodiversité (p.ex. pratiques de jardinage). Pour ce faire, les données récoltées sur les communautés fongiques, de flore et de microarthropodes des 15 jardins sont analysées sur la base de la structure des communautés et de divers indicateurs (taxonomiques et fonctionnels). L'effet du gradient des pratiques sera étudié en comparant uniquement les communautés des zones cultivées. La variabilité temporelle (saison) et spatiale (zone cultivée et non cultivée) sera aussi prise en compte pour les microarthropodes.

2. La flore

2.1. Inventaires complets

Un total de 72 espèces spontanées appartenant à 25 familles a été relevé dans l'ensemble des 15 jardins échantillonnés. La richesse spécifique par ville et sa moyenne par jardins, ainsi que le nombre de familles retrouvées dans chaque ville a été calculé (Tableau 25). Cela nous a permis de voir que la richesse spécifique est la plus élevée pour Nantes, et la plus faible pour le Grand Nancy.

Tableau 25 : Diversité taxonomique (richesse spécifique et nombre de familles) détectée par l'inventaire complet de la flore spontanée des jardins au sein des trois villes

ville	richesse spécifique totale	richesse spécifique moyenne par jardin	nombre de familles
Marseille	40	19,4	20
Nantes	48	25,2	20
Grand Nancy	28	14,2	16

Sur l'ensemble des jardins échantillonnés, six espèces ont été retrouvées dans plus de 10 des 15 jardins répartis sur l'ensemble des trois agglomérations (Figure 65) : *Taraxacum officinale* F.H. Wigg

1780, *Poa annua* L. 1753, *Stellaria media* (L.) Vill 1789, *Veronica persica* Poir. 1808, *Geranium molle* L. 1753 et *Senecio vulgaris* L.1753.

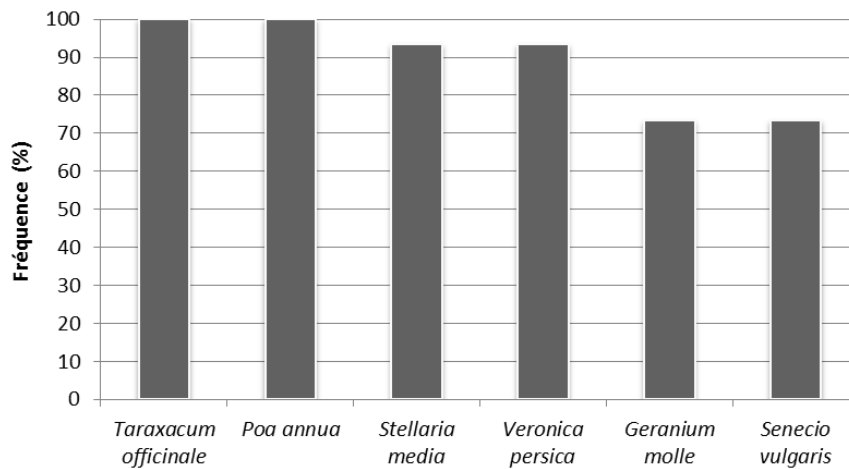


Figure 65 : Fréquence (nombre de jardins) des six espèces spontanées les plus souvent rencontrées dans les jardins (n=15)

2.2. Inventaires par la méthode des quadrats

Grâce à cette méthode, 50 espèces spontanées appartenant à 23 familles ont été relevées dans l'ensemble des 15 jardins (Annexe 30), avec une richesse spécifique de 42 espèces pour l'ensemble des zones cultivées et des zones non cultivées. Au sein de la zone cultivée, 12 espèces sont des singletons et 14 des doubletons. Au sein de la zone non cultivée, 12 espèces sont des singletons et 11 espèces sont des doubletons. Cependant, bien que la richesse soit équivalente, la composition diffère entre les deux zones. La surface du quadrat différant entre les deux zones, les données des deux zones n'ont pas été groupées.

2.2.1. Validation de la méthode d'échantillonnage

Des courbes d'accumulation en fonction des villes et de l'intensité des pratiques ont été réalisées (Figure 66). Quelle que soit la ville ou le niveau d'intensité des pratiques, que l'on se place en zone cultivée ou non cultivée, six quadrats échantillonnés permettent d'observer près de la moitié des espèces totales observées. Il y a cependant une différence entre les profils d'accumulation des jardins de Marseille ou du Grand Nancy et celui des jardins de Nantes, puisque ces derniers sont les seuls pour lesquels le nombre cumulé d'espèces augmente plus vite pour la zone non cultivée que pour la zone cultivée. En outre, les jardins où l'intensité des pratiques est faible voient leur nombre d'espèces augmenter plus vite en zone cultivée qu'en zone non cultivée, alors que c'est l'inverse pour les jardins où l'intensité des pratiques est moyenne ou forte.

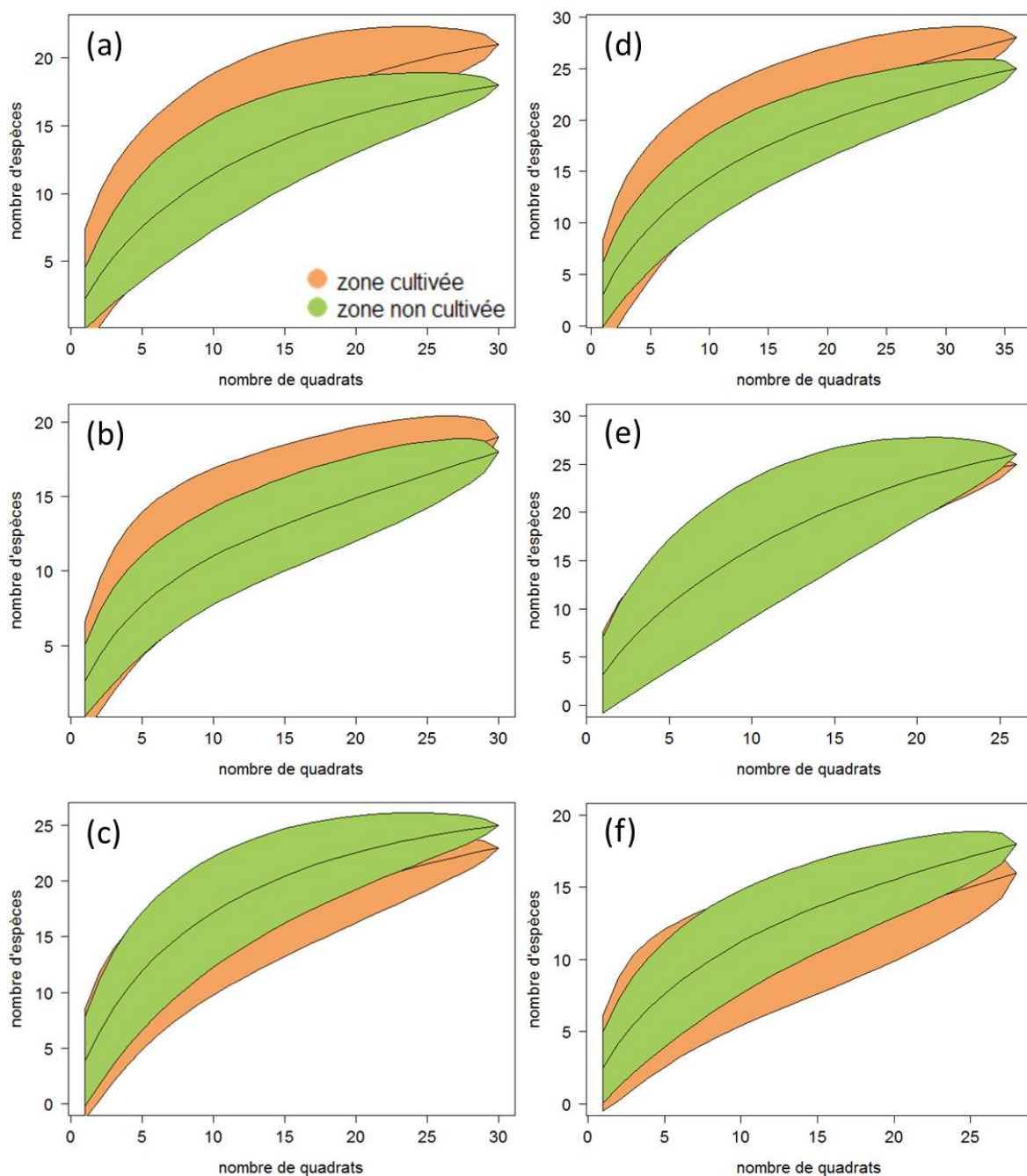


Figure 66: Courbes d'accumulation des espèces en fonction du nombre de quadrats échantillonnés dans les deux zones des jardins de (a) Marseille, (b) Grand Nancy et (c) Nantes ainsi que dans l'ensemble des jardins où l'intensité des pratiques est (d) faible, (e) moyenne et (f) forte. La zone colorée autour de la ligne centrale représente l'intervalle de confiance.

2.2.2. Influence des pratiques et de l'origine pédoclimatique

Les richesses spécifiques moyennes par jardins, indice de diversité et d'équitabilité ont été calculées pour chacune des zones, cultivée ou non, en fonction de l'origine pédoclimatique ou de l'intensité des pratiques (Tableau 26). Les indices de richesse spécifique et de diversité sont plus élevés à Nantes que dans les autres villes, quelle que soit la zone. En ce qui concerne les pratiques, la richesse

spécifique et l'indice de diversité sont équivalents pour les intensités faible et moyenne mais sont significativement nettement plus faibles pour les intensités fortes. Aucune différence significative n'est observable pour l'indice d'équitabilité (0,6).

Tableau 26 : Richesse spécifique moyenne (S), diversité (H) et équitabilité (E) de la flore des jardins en fonction de leur localisation pédoclimatique ou de l'intensité des pratiques. Les lettres indiquent les différences significatives (0,05).

		ville			pratique		
		Marseille	Grand Nancy	Nantes	intensité faible	intensité moyenne	intensité forte
C	S	7,6 ^a	7,0 ^a	9,0 ^b	8,0 ^a	9,0 ^a	5,3 ^b
	H	1,8 ^a	1,6 ^a	2,0 ^b	1,8 ^a	2,0 ^a	1,4 ^b
	E	0,6 ^a	0,6 ^a	0,6 ^a	0,6 ^a	0,6 ^a	0,5 ^a
NC	S	6,2 ^a	6,8 ^a	9,8 ^b	7,7 ^a	8,5 ^a	5,7 ^b
	H	1,6 ^a	1,7 ^a	2,0 ^b	1,7 ^a	1,9 ^a	1,5 ^b
	E	0,6 ^a	0,6 ^a	0,6 ^a	0,6 ^a	0,6 ^a	0,6 ^a

Au niveau de la composition spécifique, une ordination ACoP (Analyse des Coordonnées Principales) a été réalisée sur la composition spécifique (21 espèces) des zones cultivées et non cultivées des 15 jardins (Figure 67). Les 2 premiers axes expliquent 41% de l'inertie totale pour la zone cultivée et 48% pour la zone non cultivée. Dans les deux cas, aussi bien l'axe 1 (25 et 27%) que l'axe 2 (16 et 21%) sépare les pratiques d'intensité moyenne des autres intensités de pratiques. En ce qui concerne les villes, des différences sont observées entre les zones. Pour la zone cultivée, le long de l'axe 1 (25%), les communautés floristiques des jardins de Nantes se séparent de celles des jardins de Marseille et du Grand Nancy ; ces deux dernières villes ne semblent pas montrer de différence. Pour la zone non cultivée, les communautés se différencient le long de l'axe 1 (27%) selon un gradient Grand Nancy, Nantes et Marseille.

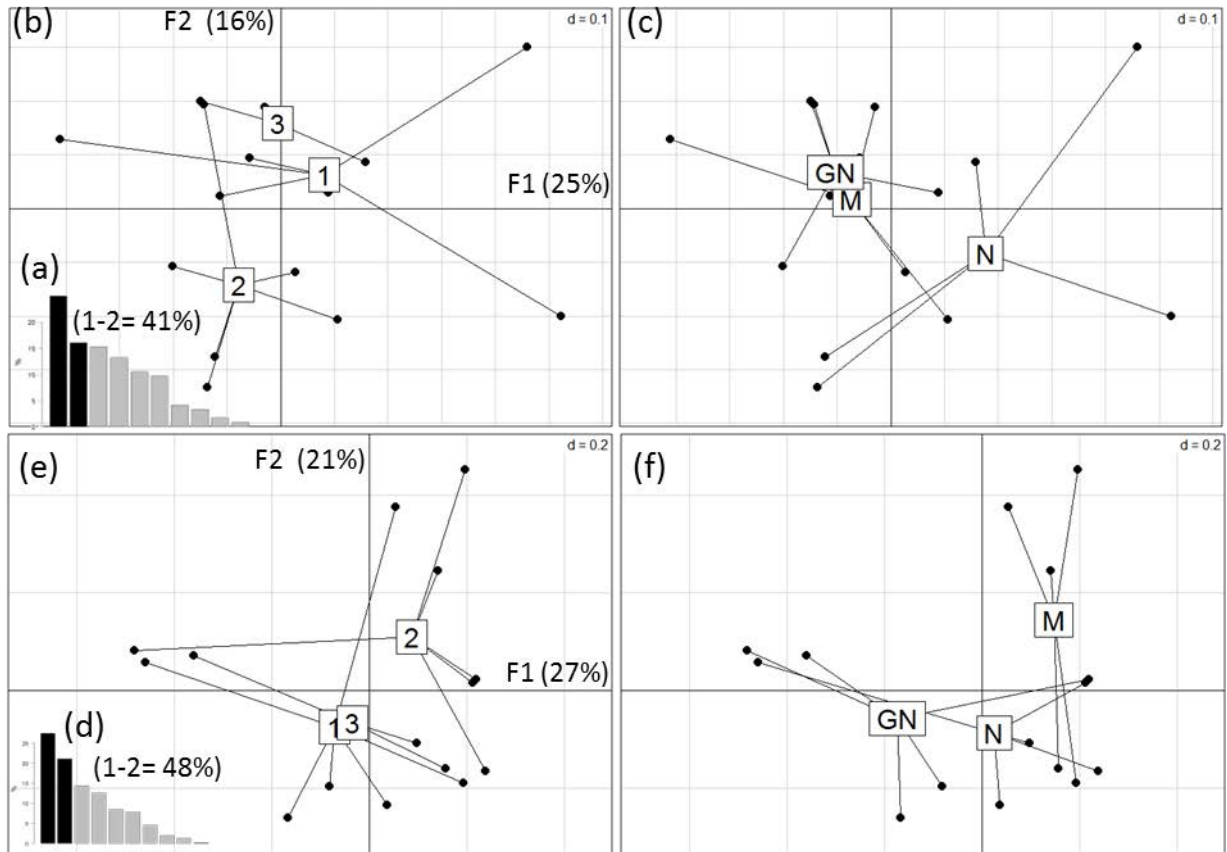


Figure 67: Analyse des COordonnées Principales sur la présence-absence des espèces végétales des 15 jardins (n= 12) (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des jardins en fonction de l'intensité des pratiques (c) et de leur origine pédoclimatique au sein de la zone cultivée et (d), (e), (f) pour la zone non cultivée. Les étiquettes sont au centre de la répartition des observations (barycentre). (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes ; 1 : intensité faible, 2 : intensité moyenne, 3 : intensité forte)

La composition spécifique étant fortement dépendante des facteurs climatiques, une approche fonctionnelle complémentaire a été menée à partir de l'exploitation des données récoltées sur les traits fonctionnels des espèces. Les traits fonctionnels et performances permettent de s'intéresser aux caractéristiques des organismes en s'affranchissant de l'espèce. Cinq traits fonctionnels ont été sélectionnés (Tableau 27) eu égard à leur rôle informatif sur les interactions entre les plantes et l'environnement (cf. Chapitre 2).

Tableau 27 : Modalités et abréviations des cinq traits fonctionnels ou performance utilisées pour caractériser la structure fonctionnelle des communautés végétales des jardins

trait	modalité	abréviation
vecteur de pollinisation	auto-pollinisation	VEC_Auto
	vent	Vec_Vent
	insecte	Vec_Insec
forme de vie	thérophyte	FDV_Thero
	géophyte	FDV_geo
	hémicryptophyte	FDV_hemi
type de stratégie	compétitrice	STRAT_C
	tolérante au stress	STRAT_S
	rudérales	STRAT_R
mode de reproduction	par graines	REP_S
	végétativement	REP_V
type de fruits	capsule	FRU_Cap
	gousse	FRU_Gou
	légume	FRU_Leg
	noix	FRU_Noix
	schizocarpe	FRU_Schizo
	silique	FRU_Sili

Les espèces adoptent principalement une stratégie de type rudérale (60) ou compétitrice (31%). Les espèces tolérantes au stress (9%) sont peu fréquentes. Les formes de vies les plus présentes dans les jardins sont les espèces hémicryptophytes (59%) et thérophytes (32%), tandis que seulement 9% sont géophytes (Figure 68). Ces espèces se reproduisent uniquement par graines (65%) mais 35% utilisent aussi la reproduction végétative. Au niveau du mode de transfert pollinique, les espèces sont principalement autogames (47%) et entomogames (41%). Peu d'espèces (12%) utilisent le vent comme vecteur pollinique. Les espèces produisent principalement des noix (42%) et dans une moindre proportion des capsules (22%) et des légumes (13%). Les espèces restantes font des schyzocarpes (10%), des gousses ou des siliques (5%).

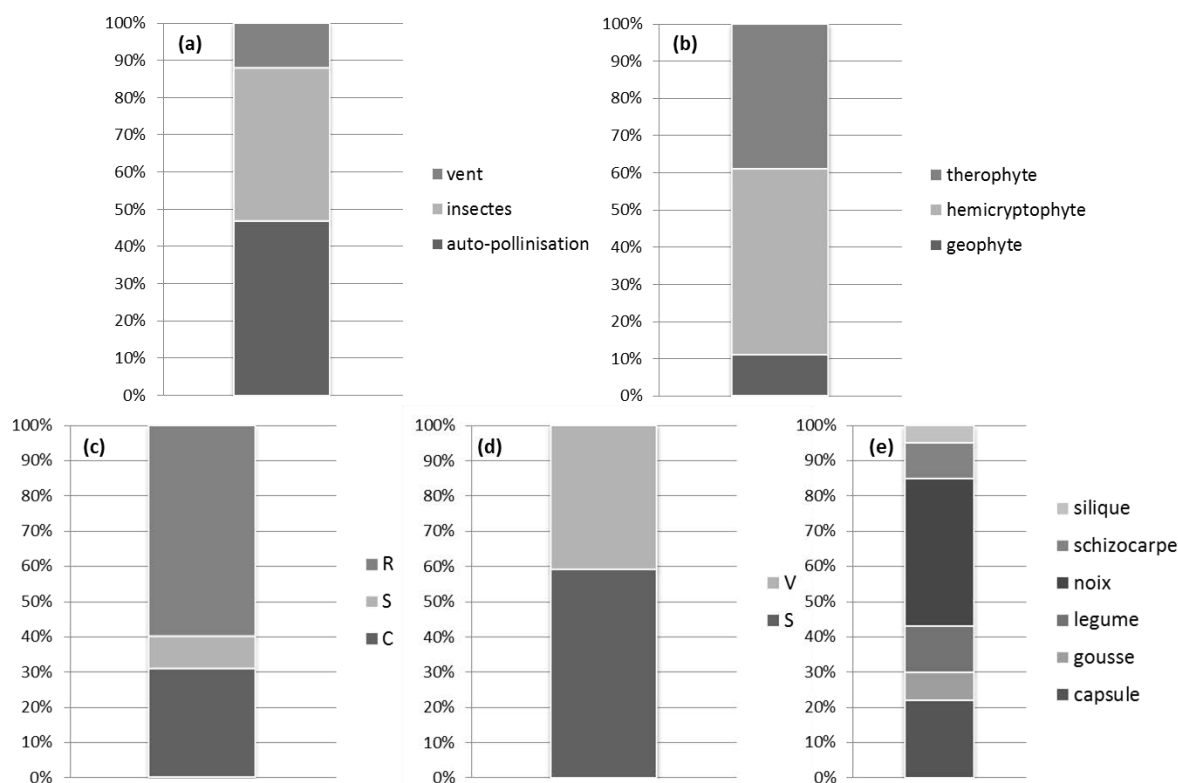


Figure 68 : Distribution des traits au sein de la communauté floristiques des jardins en fonction de 5 traits fonctionnels : (a) vecteur de pollinisation, (b) forme de vie (c) type de stratégie (C, compétitrice ; S, tolérante au stress ; R, rudérale) (d) mode de reproduction (S, par graines; V = végétativement)) et (e) type de fruits

Une ACP a été réalisée sur 25 paramètres biologiques (CWM et indices fonctionnels, cf. Chapitre 2-5.4) décrivant la structure fonctionnelle de la végétation de la zone cultivée des 15 jardins (180 échantillons) (Figure 69). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 54% de la variabilité. Sur le premier axe (37%), on observe une opposition entre les communautés rudérales, pratiquant l'autogamie par graines et les communautés compétitrices ou tolérantes au stress qui présentent une plus forte diversité et divergence fonctionnelle. L'axe 2 permet de séparer les espèces plutôt compétitrices des tolérantes au stress. En s'intéressant au positionnement des observations sur ces deux axes, on peut voir une différenciation entre les communautés des jardins où les pratiques sont d'intensité moyenne et faible. Une plus forte proportion d'espèces rudérales et autogame est observée dans les premiers tandis que les seconds sont des espèces plus compétitrices et géophytes. Ces différences restent tout de même faibles et ne sont pas significatives (test Kruskal-Wallis sur les coordonnées factorielles des individus). Par ailleurs, aucun patron ne se dessine au niveau des villes.

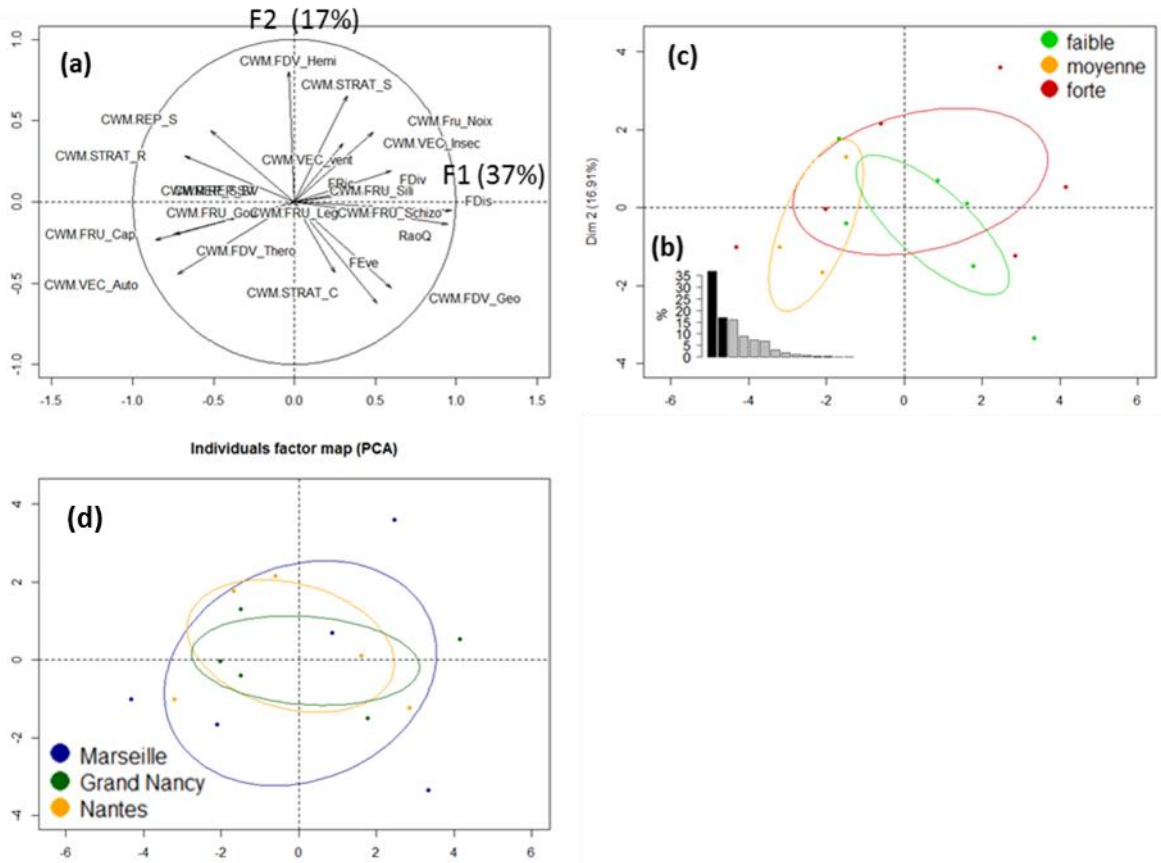


Figure 69 : Analyse en composantes principales des 15 jardins sur la base de 25 variables (Fric : richesse fonctionnelle, FDiv : diversité fonctionnelle, FDis : dissimilarité fonctionnelle, FEve : équitabilité et 20 CWM) (a) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (b) pourcentages d'inertie des axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonction de l'intensité des pratiques (d) en fonctions des villes cercle de confiance et barycentre

2.2.3. Effet du sol et de la végétation sur la diversité

Afin d'analyser l'effet de la végétation présente aux alentours sur les communautés végétales des jardins, un indice de végétation (NDVI) autour des jardins (200m de zone tampon) a été mesuré (chapitre 2). Aucune corrélation significative n'est observée entre cet indice et la richesse spécifique ou les indices de diversité et d'équitabilité. De même, par rapport aux caractéristiques géochimiques, aucune corrélation significative n'est observée.

3. Les microarthropodes des jardins

3.1. Données globales sur les microarthropodes des jardins

Les densités globales de microarthropodes s'échelonnent de 0 à 248 000 ind.m⁻², pour une moyenne de 32 020 ind.m⁻². Sur les 360 échantillons prélevés, seul un réplikat ne contenait pas de microarthropodes. La composition moyenne des microarthropodes est dominée par les collemboles (56%) suivie des acariens (36%) et des autres arthropodes (8%) (Figure 70). Les densités des acariens

varient entre 0 à 222 500 ind.m⁻² pour une moyenne de 11 390 ind.m⁻². La composition moyenne des acariens est dominée par les Acaridida (33%) suivi des Gamasida (26%), Oribatida (22%) et Actinedida (19%). Du fait de sa forte abondance dans les jardins, le groupe des Acaridida sera toujours présenté indépendamment des Oribatida, bien que les taxonomistes les classent dorénavant dans un seul et même groupe (Krantz *et al.* 2009).

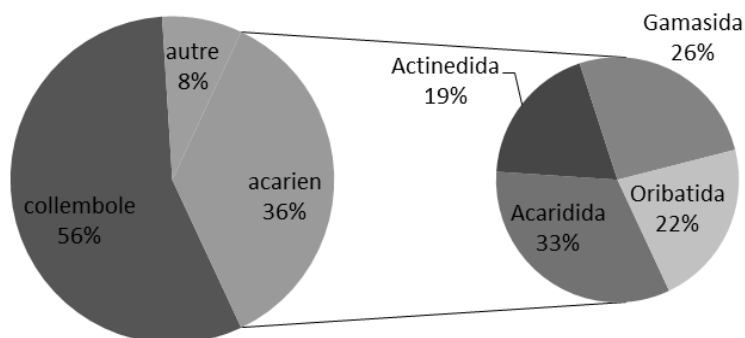


Figure 70 : Proportions des différents groupes de microarthropodes et plus précisément d'acariens au sein des jardins (n=360)

Les densités des collemboles varient de 0 à 141 500 ind.m⁻² pour une moyenne de 18 043 ind.m⁻². La richesse spécifique varie entre 0 et 13 taxons par échantillon avec une moyenne de 6 taxons. Par jardin, la richesse spécifique moyenne est comprise entre 27 et 41 taxons avec une moyenne de 31 taxons (Tableau 28). L'indice de Shannon-Weaver est en moyenne de 1,2 et l'équitabilité de 0,7.

Tableau 28 : Diversité taxonomique (richesse spécifique minimale, moyenne, maximale et totale) des collemboles à l'échelle du jardin au printemps et à l'automne et au total

	total	automne	printemps
richesse spécifique moyenne	30,8	21,5	22,4
richesse spécifique minimale	27,0	14,0	12,0
richesse spécifique maximale	41,0	28,0	33,0
richesse spécifique totale	82,0	63,0	69,0

Au total, 82 taxons ont été identifiés (Annexe 31). Le genre *Mesaphorura* n'a pas été identifié à l'espèce pour la totalité des individus. L'espèce la plus représentée du genre était *Mesaphorura macrochaeta* Rusek 1976. Par ailleurs, pour certains répliquats, les individus n'ont pu être identifiés au-delà du genre dans le cas d'*Heteromurus*, *Orchesella* et *Xenylla*. Six taxons représentent à eux seuls 65 % de l'abondance des collemboles : *Proisotoma minuta* Tullberg 1871 (20%), *Mesaphorura sp.* (13%), *Folsomia similis* Bagnall 1939 (9%), *Protaphorura armata* Tullberg 1869 (9%), *Ceratophysella gibbosa* Bagnall 1940 (8%), *Parisotoma notabilis* Schäffer 1896 (6%). En termes de présence, les espèces les plus fréquentes sont *Mesaphorura sp.*, *Proisotoma minuta*, *Protaphorura armata* qui sont observées dans 53, 44 et 41 % des répliquats. A l'échelle du jardin, les trois taxons

présents au sein des 15 jardins sont : *Ceratophysella gibbosa*, *Lepidocyrtus lanuginosus* Gmelin 1788, *Mesaphorura* sp. (Figure 71). Douze espèces sont des singletons et neuf des doubletons. Le groupe écomorphologique le plus abondant dans la communauté de collemboles est celui des hémiedaphiques avec 57% des individus. Les euédaphiques et les épiédaphiques représentent 31 et 12% des individus respectivement.

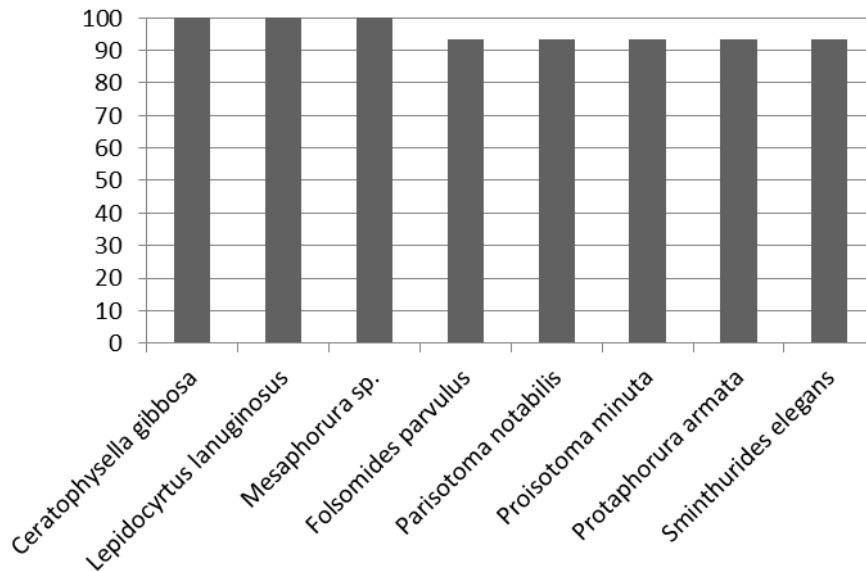


Figure 71 : Fréquence (nombre de jardins) des huit taxons de collemboles les plus souvent rencontrés dans les jardins (n=15)

3.2. Effet des pratiques sur les microarthropodes des jardins

L'effet du gradient des pratiques sera uniquement étudié dans cette partie sur les communautés de microarthropodes des zones cultivées. En effet, le choix des jardins s'est effectué sur la base des analyses de sols de jardins et des pratiques de la partie cultivée.

3.2.1. Approche taxonomique

Une ACP a été réalisée sur onze paramètres biologiques décrivant les 15 jardins au sein de la zone cultivée (Figure 72). Ces paramètres portent sur la richesse spécifique des collemboles (S), les indices de diversité (H) et d'équitabilité (E) de Shannon-Weaver, leurs abondances au sein des groupes écomorphologiques (épi, héli et euédaphique), l'abondance des acariens selon leur famille (Acaridida, Actinididae, Gamasida et Oribatida) et l'abondance des autres microarthropodes (p.ex. chilopodes). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 59% de la variabilité. La projection des variables sur le premier axe est liée aux abondances des acariens (excepté pour les Oribatida) et à l'abondance des collemboles hémiedaphiques. Le second axe concerne les indices de diversité des

communautés de collemboles (S, H, E) et l'abondance des épi-édaphiques. En s'intéressant au positionnement des observations sur ces deux axes, des différences entre les villes sont observées avec une augmentation de la proportion des acariens et des héli-édaphiques de Marseille vers le Grand Nancy et Nantes le long de l'axe 1. Sur l'axe 2, on observe une opposition entre les jardins Marseillais et du Grand Nancy présentant des indices de diversité de collemboles plus faibles que ceux des jardins nantais. Aucun patron n'est observé pour le positionnement des pratiques de jardinage sur ce graphique. Ainsi, les différences entre les pratiques comptent très faiblement dans la structuration des communautés de microarthropodes, tandis que le facteur ville reste prépondérant.

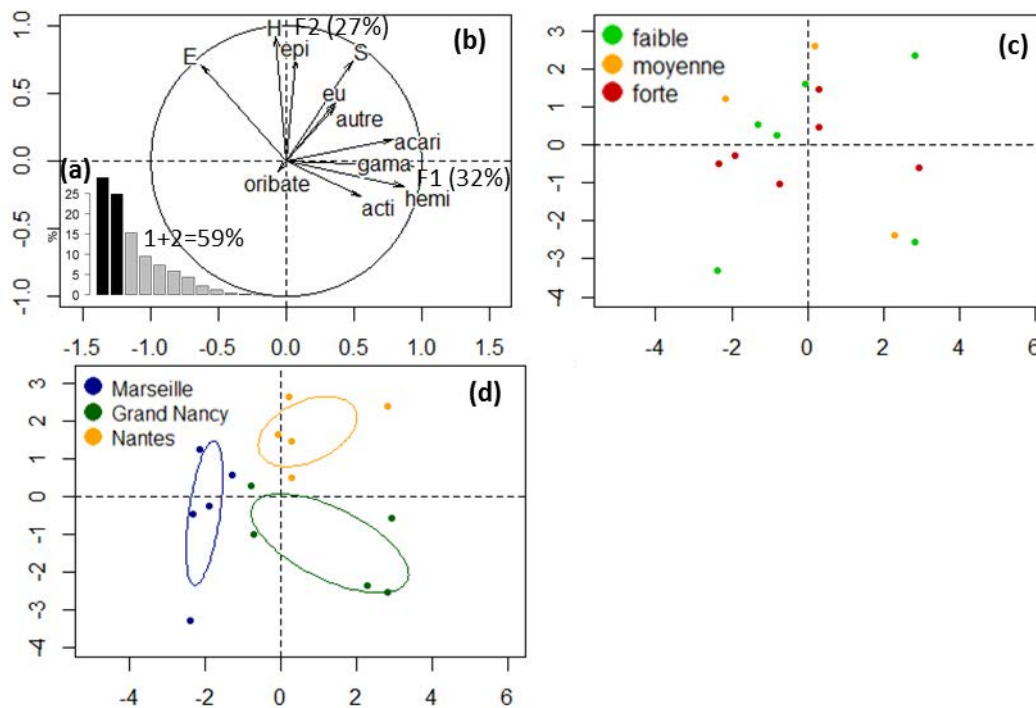


Figure 72 : Analyse en composantes principales des 15 jardins (zone cultivée, n=12, deux saisons) sur la base de onze variables : richesse spécifique des collemboles (S), les indices de diversité (H) et d'équitabilité (E) de Shannon-Weaver, l'abondance au sein des groupes écomorphologiques (épi, hémi et eu-édaphique), l'abondance des acariens selon leur famille (Acaridida, Actinididae, Gamasida et Oribatida) et l'abondance des autres microarthropodes. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonction de l'intensité des pratiques (d) en fonctions des villes (cercle de confiance et barycentre)

Les acariens représentent en moyenne 19% de l'abondance des microarthropodes dans les jardins du Grand Nancy contre 39 et 36% à Marseille et Nantes (Figure 73). Cette diminution s'accompagne parallèlement d'une augmentation significative des abondances des autres microarthropodes (18 contre 8 et 7%) et des collemboles (63 contre 54 et 57%). Pour l'indice H, les valeurs sont significativement différentes entre Marseille et le Grand Nancy d'une part (1,1) et Nantes d'autre part (1,5). L'équitabilité ne présente pas de différence significative entre les villes (0,7). En termes de

densité, les jardins du Grand Nancy présentent des communautés de collemboles significativement moins abondantes (7200 ind.m^{-2}) que ceux des autres villes (M : 21000 et N : 26000 ind.m^{-2}). Au niveau de la composition en collemboles, Nantes et Grand Nancy se différencient par une proportion significativement plus élevée des eu-édaphiques (36 et 35%) par rapport à Marseille (22%), tandis que l'on observe une proportion significativement plus élevée des épi-édaphiques dans les terres de jardins du Grand Nancy (20% contre M : 8 et N : 13%). En ce qui concerne la composition en acariens, Grand Nancy se différencie de Marseille et Nantes par une proportion plus élevée en Actinidida (28 contre M : 21 et N : 18%) et Gamasida (33 contre M : 21 et N : 29%) et une proportion plus faible en Acaridida (16 contre M : 32 et N : 37 %).

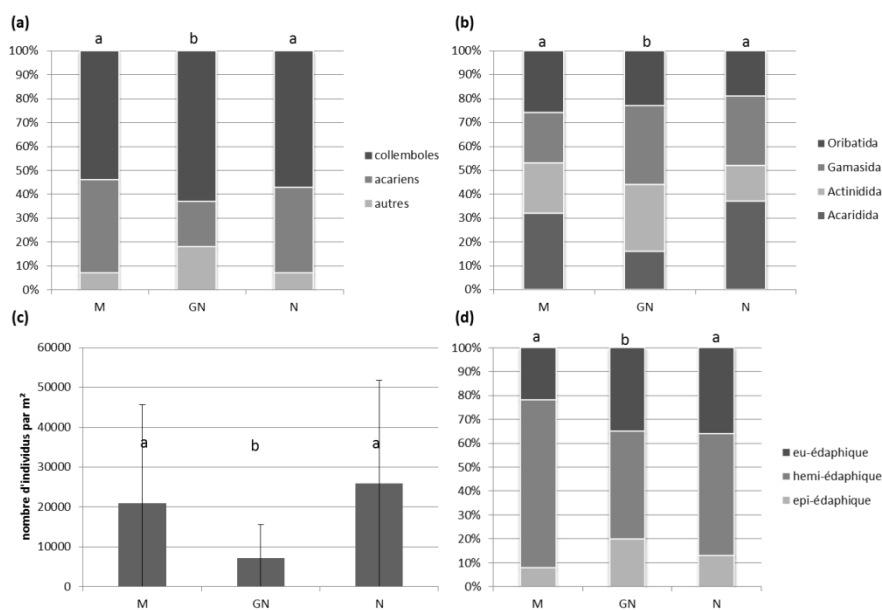


Figure 73 : Part relative des différents constituants des microarthropodes (collemboles, acariens, et autres arthropodes) (a), part relative des différents groupes d'acariens (b), densité de collemboles (c), part relative des différents groupes écomorphologiques des collemboles dans un échantillon moyen (d) en fonction de l'origine pédoclimatique (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes). Les lettres indiquent les différences significatives entre villes (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).

En ce qui concerne la richesse spécifique, des différences significatives sont observées entre les villes. Quelle que soit l'échelle considérée (paysage, jardin ou réplikat), la diversité est plus élevée à Nantes qu'à Marseille et dans le Grand Nancy (Tableau 29). La principale différence entre ces deux dernières villes résulte d'une diversité γ plus faible (41 espèces) sur le Grand Nancy qu'à Marseille (45 espèces). L'indice moyen de similitude, qui renseigne sur la diversité β entre les jardins, est de l'ordre de 0,4 quelle que soit la ville, démontrant ainsi une forte variabilité des communautés d'un jardin à l'autre avec tout de même un pool commun d'espèces entre les jardins.

Tableau 29 : Richesse spécifique moyenne par réplicat et par jardin en zone cultivée (diversité α), indice de similitude de Sørensen entre les jardins (diversité β) et richesse spécifique totale (diversité γ) en fonction des trois villes

	Marseille	Grand Nancy	Nantes
richesse spécifique moyenne par réplicat	9,1 ^a	8,7 ^b	10,8 ^c
richesse spécifique moyenne par jardin	21,4	20,8	23,2
indice de similitude (Sørensen)	0,43	0,42	0,38
richesse spécifique totale	45,0	41,0	48,0

Le gradient de pratiques n'explique pas les variations des communautés observées entre les jardins. A Marseille, l'indice de Sørensen entre jardins varie de 0,35 (entre les deux jardins d'intensité faible) à 0,51 (entre un jardin d'intensité faible et moyenne) (Tableau 30) sans démontrer de patrons de variations entre les jardins en fonction des pratiques.

Tableau 30 : Indice de similitude (Sørensen) entre les jardins de Marseille en fonction de l'intensité des pratiques (I1 : intensité faible, I2 : intensité moyenne, I3 : intensité forte)

	I1.1	I1.2	I2.1	I2.2
I1.1	-	-	-	-
I1.2	0,35	-	-	-
I2.1	0,35	0,48	-	-
I2.2	0,38	0,51	0,46	-
I3	0,42	0,36	0,59	0,40

En ce qui concerne le Grand Nancy, les écarts sont forts (+/- 0,3) entre les jardins avec des indices allant de 0,25 (entre un jardin d'intensité moyenne et forte) à 0,55 (entre les deux jardins d'intensité moyenne). Il n'existe pas non plus de patrons de variations entre les jardins en fonction du gradient des pratiques (Tableau 31).

Tableau 31 : Indice de similitude (Sørensen) entre les jardins du Grand Nancy en fonction de l'intensité des pratiques (I1 : intensité faible, I2 : intensité moyenne, I3 : intensité forte)

	I1.1	I1.2	I2.1	I2.2
I1.1	-	-	-	-
I1.2	0,39	-	-	-
I2.1	0,33	0,48	-	-
I2.2	0,37	0,53	0,55	-
I3	0,38	0,52	0,25	0,45

Enfin, pour Nantes, les indices varient (+/- 0,3) entre 0,17 (entre les deux jardins d'intensité moyenne) et 0,47 (entre un jardin d'intensité moyenne et forte) démontrant ainsi une différence de composition non liée aux pratiques de jardinage (Tableau 32).

Tableau 32 : Indice de similitude (Sørensen) entre les jardins de Nantes en fonction de l'intensité des pratiques (I1 : intensité faible, I2 : intensité moyenne, I3 : intensité forte)

	I1.1	I1.2	I2.1	I2.2
I1.1	-	-	-	-
I1.2	0,44	-	-	-
I2.1	0,40	0,41	-	-
I2.2	0,38	0,43	0,17	-
I3	0,43	0,47	0,36	0,35

Au niveau de la composition spécifique, une ordination ACoP a été réalisée sur la composition spécifique (68 espèces) des 15 jardins (zone cultivée) (Figure 74). Les 2 premiers axes expliquent 47% de l'inertie totale. L'axe 1 (26%) sépare les villes selon un gradient Marseille vers Grand Nancy et Nantes. L'axe 2 (21%) sépare les villes selon un gradient Nantes vers Marseille puis Grand Nancy. En écho à l'étude des indices de Sørensen, les pratiques ne sont pas un facteur d'influence de la composition spécifique.

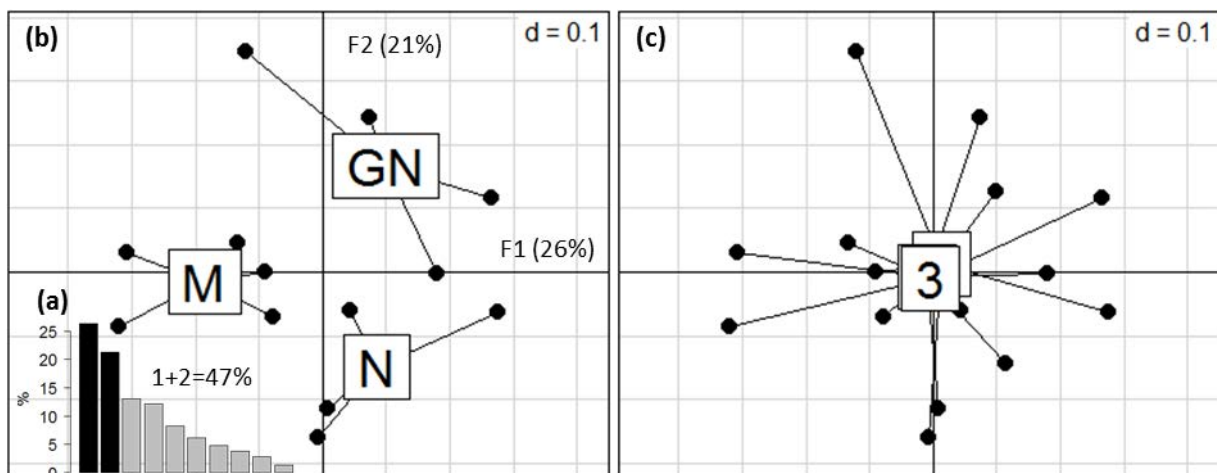


Figure 74 : Analyse des COordonnées Principales sur la présence-absence des espèces de collemboles au sein des 15 jardins (n= 12) (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des jardins en fonction de leur origine pédoclimatique (c) et de l'intensité des pratiques. Les étiquettes sont au centre de la répartition des observations (barycentre). (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes ; 1 : intensité faible, 2 : intensité moyenne, 3 : intensité forte)

3.2.2. Approche fonctionnelle des communautés de collemboles des jardins

Le facteur ville influence fortement la diversité taxonomique ainsi que la composition spécifique. La prépondérance de ce facteur peut alors masquer l'effet des pratiques. Dans l'optique de faire abstraction de ce facteur « ville », la distribution des collemboles a été analysée au niveau des traits

fonctionnels. Les traits fonctionnels permettent de s'intéresser aux caractéristiques des organismes en s'affranchissant de l'espèce dont la localisation géographique peut être fortement influencée par les processus pédoclimatiques. Huit traits fonctionnels ont été sélectionnés (Tableau 33) eu-égard à leur rôle dans la dispersion, les caractéristiques des habitats ou les interactions biotiques (Salmon et al. 2014) et permettent de renseigner sur la nature des stress environnementaux (Makkonen et al. 2011; Salmon et al. 2012) (cf. Chapitre 2).

Tableau 33 : Modalités et abréviations des 8 traits fonctionnels utilisés pour caractériser la structure fonctionnelle des communautés de collemboles des jardins

trait	modalité	abréviation
forme du corps	sphérique	BSH_Sph
	cylindrique	BSH_Cyl
taille	<1mm	BLR_inf1
	1-2mm	BLR_1_2
	2-3 mm	BLR_2_3
	>3mm	BLR_sup3
locomotion	avec furca ou réduite	MS_Furca
	absente	MS_Nofurca
pigmentation	pigmenté	PIG_avec
	apigmenté	PIG_sans
organe visuel	ocelles	OCE_avec
	sans ocelle	OCE_sans
reproduction	sexuée	REP_Sex
	aséxuée	REP_Asex
habitat	forestier	HABI_For
	agricole	HABI_Agri
	anthropisé	HABI_Artif
micro-habitat	matière en décomposition	MHABI_Dec
	matière minérale	MHABI_Min
	végétation	MHABI_Veg

La distribution des collemboles selon leurs traits fonctionnels montre des communautés dans les jardins dominées par des individus cylindriques (94%), de petite taille (< 2 mm) (87%) avec une furca (74%), des ocelles (76%) et ayant une reproduction sexuée (78%) (Figure 75). En termes de pigmentation, on observe un équilibre entre les individus pigmentés (55%) et non pigmentés (45%). En ce qui concerne les préférences d'habitat, les organismes sont associés à des forêts (41%), des habitats agricoles (26%) ou artificiels (22%) et dans une moindre mesure aux habitats humides (11%). Au niveau des micro-habitats, un équilibre entre les différentes catégories s'observe avec 37%

d'organismes vivant au niveau des surfaces minérales (p.ex. roche), 32% dans des matières en décomposition (p.ex. litière) et 31% au niveau de la végétation.

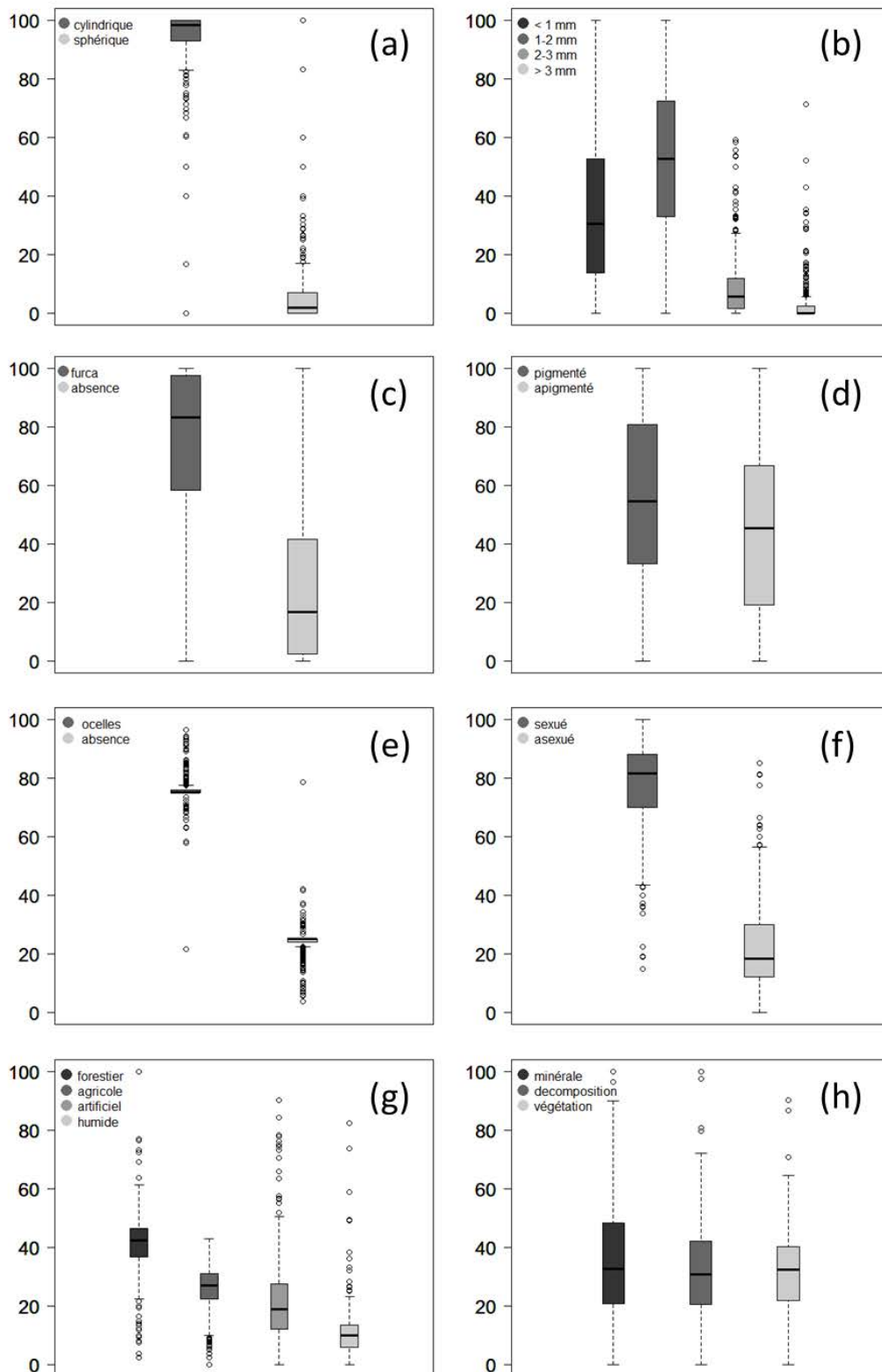


Figure 75 : Distribution du Community Weighted Mean (CWM) des communautés de collemboles en fonction de 8 traits fonctionnels (a) forme du corps (b) taille du corps (c) locomotion (d) pigmentation (e) organe visuel (f) type de reproduction (g) habitat (h) micro-habitat.

Une ACP a été réalisée sur 25 paramètres biologiques décrivant la structure fonctionnelle des 15 communautés de microarthropodes (Figure 76). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 62% de la variabilité. Sur le premier axe (42%), on observe une opposition entre les communautés composées d'individus de taille moyenne (1-2mm) avec pigmentation et furca ayant une reproduction sexuée, inféodées au micro-habitat de matière en décomposition (p.ex. litière) et préférant les habitats artificiels, et de l'autre côté les communautés d'individus apigmentés, sans furca, de petite taille (<1mm) ayant une reproduction asexuée. Sur l'axe 2, on observe une opposition entre les individus habitant préférentiellement en forêt et en zone agricole associée à une diminution de la diversité fonctionnelle. En s'intéressant au positionnement des observations sur ces deux axes, des différences entre les villes sont observées avec sur l'axe 1 une différenciation entre le Grand Nancy ayant des individus de moyennes taille à furca, pigmentés, sexués et de l'autre côté, Nantes et Marseille avec des individus de petite taille, apigmentés, sans furca et à reproduction asexuée. Ces deux villes s'opposent sur l'axe 2 où on retrouve la plus forte diversité fonctionnelle à Nantes. Même en s'intéressant uniquement aux traits, les différences entre les pratiques ne suivent pas de patron particulier.

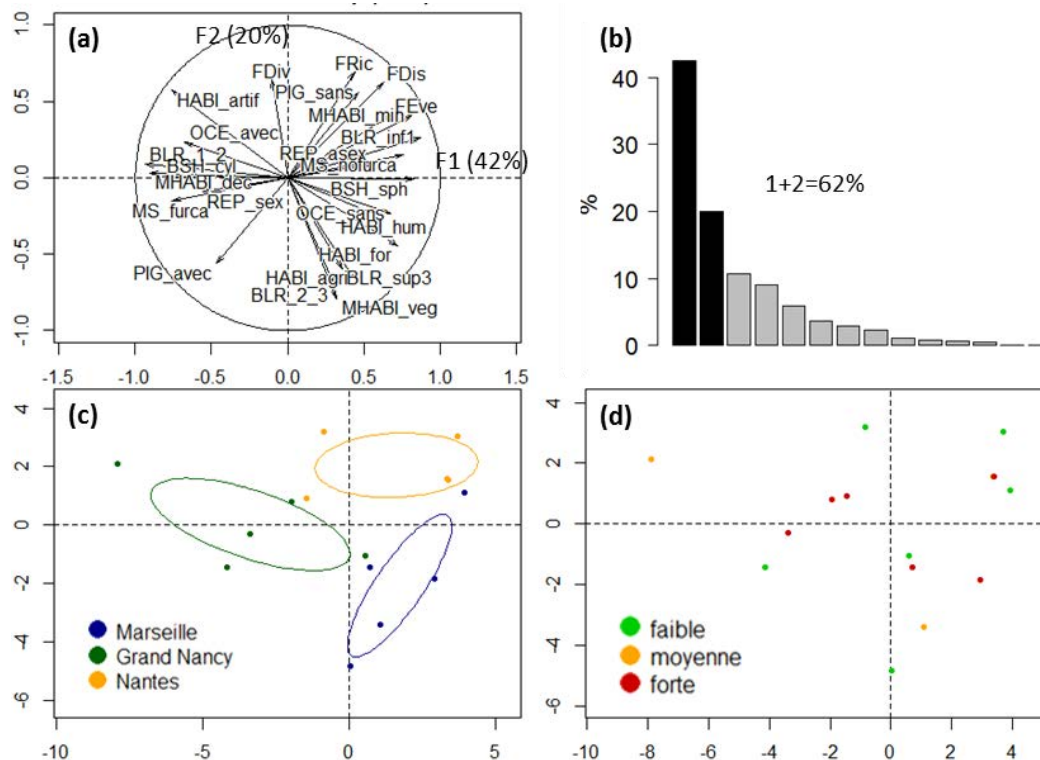


Figure 76 : Analyse en composantes principales des 15 jardins sur la base de 25 variables (Fric : richesse fonctionnelle, FDiv : diversité fonctionnelle, FDis : dissimilarité fonctionnelle, FEve : équitabilité et 21 CWM) (a) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (b) pourcentages d'inertie des axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations en fonctions des villes (cercle de confiance et barycentre) (d) en fonction de l'intensité des pratiques

3.3. Les interactions entre le sol, l'indice de végétation et les communautés de collemboles

3.3.1. Approche taxonomique

Les corrélations de la richesse spécifique et l'abondance avec les propriétés physico-chimiques des terres de surface des jardins ont été analysées. Des corrélations positives entre la richesse spécifique et les teneurs totales en métaux (Mo, Ni, Al et Fe) sont observées, tandis que pour l'abondance les relations positives sont avec Cd et Zn (Tableau 34). En ce qui concerne les paramètres de fertilité (Tableau 35), la CEC est corrélée positivement à la richesse spécifique et à l'abondance. Le rapport C/N est corrélé négativement à la richesse spécifique, et le pH positivement à l'abondance.

Tableau 34 : Corrélations entre les teneurs en neuf métaux traces et deux majeurs des sols de jardins, la richesse spécifique (S) et l'abondance des collemboles (D). Les chiffres en gras indiquent des différences significatives (0,05).

	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Tl	Zn	Al	Fe
S	0,21	0,36	0,42	-0,30	0,67	0,60	0,18	0,39	0,37	0,47	0,48
D	0,59	0,22	0,33	-0,19	0,29	0,39	0,26	-0,04	0,59	0,08	0,28

Tableau 35 : Corrélations entre les paramètres agronomiques des sols de jardins, la richesse spécifique (S) et l'abondance des collemboles (D) au printemps et à l'automne. Les chiffres en gras indiquent des différences significatives (0,05).

	pH	P _{Olsen}	MO	CEC	C/N	CaCO ₃
S	0,09	0,17	0,40	0,68	-0,52	-0,07
D	0,46	0,25	0,27	0,45	-0,42	0,34

Au niveau du paysage, un indice de végétation (NDVI) autour des jardins (200m de zone tampon) a été mesuré (cf. chapitre 2). Aucune corrélation n'est observée entre la richesse spécifique et l'abondance avec le paramètre de végétation.

3.3.2. Approche fonctionnelle

Les corrélations entre les métriques fonctionnelles et les propriétés physico-chimiques de terres de surface de jardins ont été analysées. La richesse fonctionnelle montre des corrélations positives avec les métaux d'origine non anthropique (Co, Cr, Mo, Ni, Tl). Il en est de même pour la dissimilarité fonctionnelle, excepté pour Co. Une corrélation négative est observée entre la dissimilarité fonctionnelle et Cu. Les métaux qui semblaient sensibles aux pratiques de jardinage, notamment Cd, Pb et Zn sont surtout corrélés avec les traits fonctionnels. Ainsi, pour Cd et Zn, on observe des corrélations négatives avec les organismes de très petite taille (<1 mm), sphériques, sans ocelle et

ayant des préférences d'habitat pour les milieux agricoles. A l'inverse, les corrélations sont positives avec les organismes de petite taille (1-2 mm), cylindriques, à ocelles et ayant des préférences d'habitat pour les milieux anthropisés. Le Cd est aussi relié positivement à la proportion d'organismes ayant des préférences de micro-habitat de type matière en décomposition. On notera aussi des corrélations positives avec la présence d'ocelles pour Pb, ainsi qu'avec l'absence de pigmentation pour Co et Cr.

Tableau 36: Corrélations entre les teneurs en métaux totaux des sols de jardins, les indices fonctionnels et les CWM. Les chiffres en gras indiquent des différences significatives (0,05).

	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	TI	Zn
FRic	-0,10	0,70	0,69	-0,45	0,60	0,66	-0,26	0,65	0,10
FEve	-0,51	0,03	-0,02	-0,17	0,16	0,06	-0,24	0,43	-0,41
FDiv	0,04	0,00	0,01	0,06	0,08	0,02	-0,10	-0,30	0,19
FDis	0,12	0,51	0,54	-0,53	0,61	0,64	-0,06	0,57	0,26
BLR <1 mm	-0,68	0,11	-0,02	-0,12	-0,07	-0,10	-0,19	0,40	-0,55
BLR 1-2 mm	0,71	-0,11	0,06	0,18	0,13	0,13	0,19	-0,46	0,63
BLR 2-3 mm	-0,26	0,11	0,02	-0,08	0,06	0,09	0,09	0,19	-0,32
BLR >3 mm	-0,36	-0,01	-0,17	-0,23	-0,31	-0,25	-0,19	0,30	-0,40
BSH cylindrique	0,65	0,21	0,33	-0,17	0,38	0,38	0,08	0,20	0,67
BSH sphérique	-0,65	-0,21	-0,33	0,17	-0,38	-0,38	-0,08	-0,20	-0,67
OCE présent	0,74	-0,17	-0,03	0,25	-0,18	-0,07	0,53	-0,32	0,60
OCE absent	-0,74	0,17	0,03	-0,25	0,18	0,07	-0,53	0,32	-0,60
HABI artificiel	0,75	0,12	0,32	-0,13	0,30	0,38	0,23	0,06	0,64
HABI humide	-0,47	-0,27	-0,39	0,17	-0,29	-0,39	0,02	0,02	-0,47
HABI agricole	-0,70	0,09	-0,04	-0,11	-0,30	-0,18	-0,43	-0,10	-0,66
HABI forestier	-0,48	-0,07	-0,25	0,18	-0,11	-0,25	-0,11	-0,04	-0,31
MHABI décomposition	0,53	-0,27	-0,06	0,24	0,05	0,04	0,15	-0,47	0,36
MHABI minérale	-0,33	0,26	0,13	-0,41	0,05	0,04	-0,29	0,49	-0,19
MHABI végétation	-0,45	0,09	-0,10	0,23	-0,17	-0,14	0,20	0,08	-0,37
MS furca	0,41	-0,32	-0,16	0,36	0,02	-0,03	0,37	-0,23	0,25
MS sans furca	-0,41	0,32	0,16	-0,36	-0,02	0,03	-0,37	0,23	-0,25
PIG avec	-0,04	-0,57	-0,53	0,32	-0,26	-0,41	0,02	-0,43	-0,17
PIG sans	0,04	0,57	0,53	-0,32	0,26	0,41	-0,02	0,43	0,17
REP asexuée	-0,44	0,12	0,07	0,14	0,10	0,08	0,00	0,41	-0,36
REP sexuée	0,44	-0,12	-0,07	-0,14	-0,10	-0,08	0,00	-0,41	0,36

En ce qui concerne les paramètres de fertilité (Tableau 37), les indices de richesse (FRic) et de dissimilarité fonctionnelle (FDis) sont corrélés positivement à la CEC ainsi que la diversité

fonctionnelle (FDiv) avec P_{Olsen} . Les corrélations négatives sont observées entre le rapport C/N, FRic et FDis, ainsi qu'entre CaCO_3 , FRic et l'équitabilité fonctionnelle. Pour les traits fonctionnels, on observe des corrélations négatives entre les organismes de très petite taille (<1mm) avec le pH et CaCO_3 ainsi que pour les grandes tailles (>3mm) avec MO et CaCO_3 .

Tableau 37 : Corrélations entre les paramètres agronomiques des sols de jardins, le NDVI, les indices fonctionnels et les CWM. Les chiffres en gras indiquent des différences significatives (0,05).

	pH	PolSen	Morg	CEC	C/N	CaCO3	NDVI
FRic	-0,36	-0,27	0,10	0,49	-0,66	-0,57	-0,12
FEve	-0,29	-0,22	-0,06	0,07	-0,13	-0,47	-0,13
FDiv	0,29	0,45	0,31	0,12	-0,19	0,36	0,08
FDis	0,20	0,02	0,35	0,65	-0,77	-0,26	0,42
BLR <1 mm	-0,65	-0,38	-0,38	-0,19	0,03	-0,69	-0,37
BLR 1-2 mm	0,50	0,40	0,43	0,23	-0,15	0,69	0,25
BLR 2-3 mm	0,26	-0,13	-0,01	0,08	0,18	-0,04	0,02
BLR >3 mm	-0,12	-0,20	-0,42	-0,31	0,29	-0,43	0,16
BSH cylindrique	0,34	0,38	0,41	0,49	-0,50	0,18	0,54
BSH sphérique	-0,34	-0,38	-0,41	-0,49	0,50	-0,18	-0,54
OCE présent	0,28	0,31	0,26	0,03	-0,20	0,42	0,51
OCE absent	-0,28	-0,31	-0,26	-0,03	0,20	-0,42	-0,51
HABI artificiel	0,40	0,09	0,38	0,41	-0,53	0,28	0,55
HABI humide	-0,14	-0,11	-0,26	-0,33	0,39	-0,21	-0,22
HABI agricole	-0,22	-0,42	-0,57	-0,37	0,37	-0,21	-0,48
HABI forestier	-0,44	0,22	-0,08	-0,23	0,39	-0,20	-0,47
MHABI décomposition	0,56	0,21	0,36	0,13	-0,04	0,74	0,23
MHABI minérale	-0,44	-0,19	-0,22	-0,06	-0,18	-0,70	-0,01
MHABI végétation	-0,35	-0,08	-0,33	-0,16	0,37	-0,27	-0,43
MS furca	0,13	0,10	0,22	0,07	0,14	0,41	0,05
MS sans furca	-0,13	-0,10	-0,22	-0,07	-0,14	-0,41	-0,05
PIG avec	0,09	0,18	0,03	-0,30	0,61	0,40	-0,16
PIG sans	-0,09	-0,18	-0,03	0,30	-0,61	-0,40	0,16
REP asexuée	-0,49	-0,30	-0,19	0,05	-0,07	-0,44	-0,37
REP sexuée	0,49	0,30	0,19	-0,05	0,07	0,44	0,37

Les corrélations positives sont observées pour les organismes de petite taille (1-2 mm) avec les trois propriétés citées précédemment. Pour la forme du corps, les corrélations positives avec la forme cylindrique sont observées avec MO et CEC et sont négatives avec C/N. La présence d'ocelles est corrélée positivement au CaCO_3 . En termes de préférences d'habitat, les corrélations sont négatives

entre habitat forestier et pH, habitat agricole avec MO et P_{Olsen} , ainsi qu'habitat artificiel et C/N. Cette dernière préférence est corrélée positivement avec CEC. Les corrélations sont positives pour le micro-habitat de type de matière en décomposition avec pH et $CaCO_3$ et à l'inverse négatives avec le micro-habitat de type minéral. La présence d'une furca est corrélée positivement au $CaCO_3$, celle d'une pigmentation au C/N et la reproduction sexuée au pH et $CaCO_3$.

3.3.3. Relations avec les caractéristiques paysagères

Au niveau du paysage, un indice de végétation (NDVI) autour des jardins (200m de zone tampon) a été mesuré. Peu de corrélation sont observées, mis à part la forme du corps dont la proportion d'organismes sphériques diminue parallèlement à l'augmentation de l'indice de végétation (Tableau 37). Les organismes habitant dans des milieux anthropisés sont corrélés positivement au NDVI.

3.4. Effet saison

Les prélèvements de microarthropodes ont eu lieu à deux saisons différentes (printemps et automne). Aucune différence significative n'est observée entre les deux saisons en termes de densité (Figure 77).

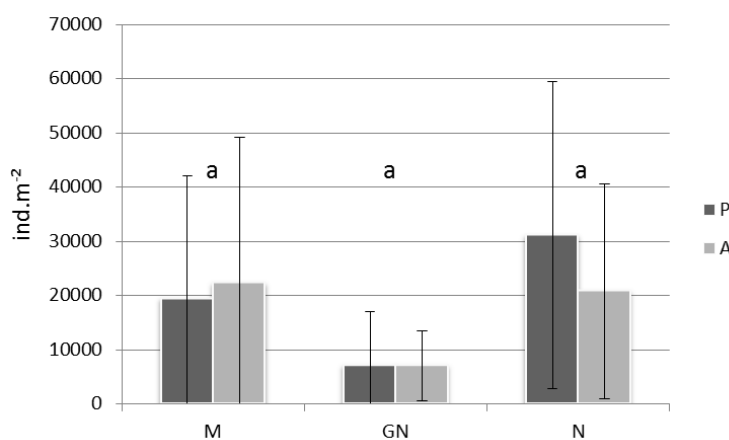


Figure 77 : Densité de collembolés moyenne par répliquat en fonction de l'origine pédoclimatique (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes) et de la saison de prélèvement. Les lettres indiquent les différences significatives entre villes (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).

En termes de richesse spécifique, on observe des différences avec une plus forte richesse à l'automne pour le Grand Nancy et au printemps pour Nantes, quelle que soit l'échelle considérée (répliquat, jardin, région). En revanche, on ne note aucune différence au niveau de la richesse spécifique à Marseille. En ce qui concerne l'indice de similitude de Sørensen, les communautés montrent plus de similarité à l'automne qu'au printemps pour Marseille et Nantes mais aucune différence n'est observée au Grand Nancy (Tableau 38).

Tableau 38 : Richesse spécifique moyenne par réplicat et par jardin (diversité α), indice de similitude de Sørensen entre les jardins (diversité β) et richesse spécifique totale (diversité γ) au printemps (P) et à l'automne (A) en fonction de l'origine pédoclimatique

	Marseille		Grand Nancy		Nantes	
	P	A	P	A	P	A
richesse spécifique moyenne par réplicat	5,3	5,5	3,7	4,9	7,7	6,8
richesse spécifique moyenne par jardin	21,8	21,6	17,8	21,8	27,6	21,2
indice de similitude (Sørensen)	0,32	0,41	0,44	0,45	0,35	0,43
richesse spécifique totale	40,0	44,0	35,0	44,0	53,0	42,0

Au niveau de la composition spécifique, une ordination ACoP a été réalisée sur la composition spécifique (5 jardins, deux saisons) de chaque ville (Figure 78). Les 2 premiers axes expliquent entre 54% (Marseille), 49% (Grand Nancy) et 52% (Nantes) de l'inertie totale. Dans chaque ville, les communautés se distinguent entre les saisons au niveau de la composition des communautés.

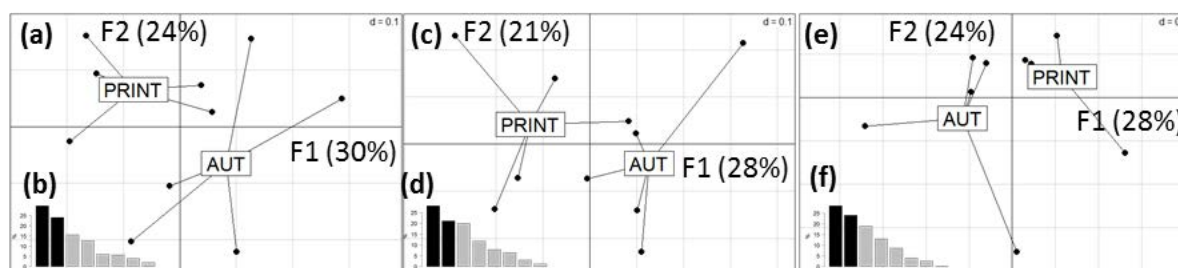


Figure 78 : Analyse des COordonnées Principales sur la présence-absence des espèces de collemboles au sein des 15 jardins en fonction de la saison et de leur origine pédoclimatique (a) cercle de corrélation et (b) pourcentages d'inertie des axes pour Marseille, (c) et (d) pour Grand Nancy, (e) et (f) pour Nantes. Les étiquettes sont au centre de la répartition des observations (barycentre).

3.5. Effet zone

Chaque jardin a été divisé en deux zones : cultivée, où l'étude de l'effet des pratiques a été menée, et non cultivée (p.ex. haie, chemin). Aucune différence significative n'est observée entre les deux zones en termes de densité (Figure 79, Figure 77).

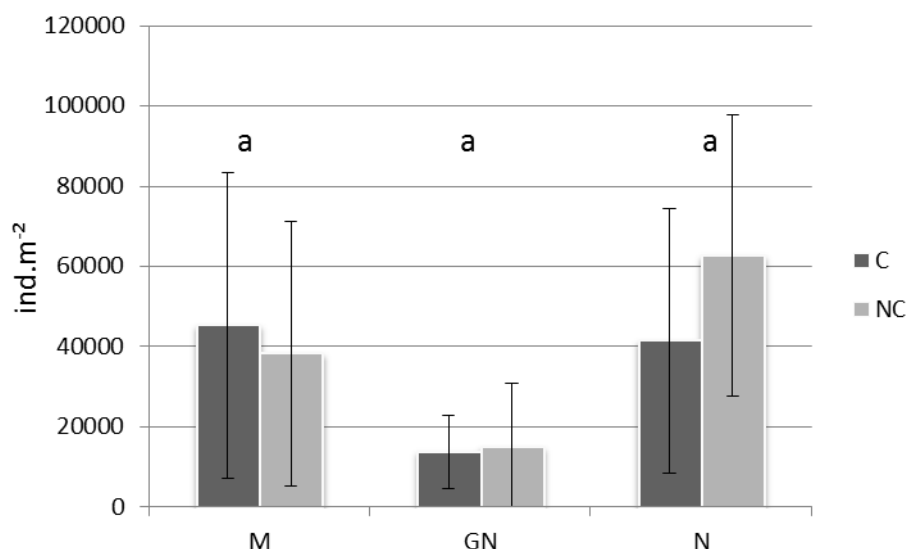


Figure 79 : Densité de collemboles moyenne par réplicat en fonction de l'origine pédoclimatique (M : Marseille, GN : Grand Nancy, N : Nantes) et de la saison de prélèvements. Les lettres indiquent les différences significatives entre villes (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).

En ce qui concerne la richesse spécifique, on observe des différences avec une plus forte richesse spécifique, quelle que soit l'échelle considérée (réplicat, jardin, région), en zone non cultivée qu'en zone cultivée pour Nantes. A l'inverse, sur le Grand Nancy, la plus forte richesse spécifique est observée en zone cultivée, quelle que soit l'échelle considérée (réplicat, jardin, région). A Marseille, on retrouve aussi plus de richesse spécifique en zone cultivée qu'en zone non cultivée. Pour l'indice de similitude de Sørensen, les communautés montrent plus de similarité en zone non cultivée pour Grand Nancy et Nantes alors que l'inverse est mis en évidence pour Marseille (Tableau 39). Ces différences restent cependant non significatives (exceptées pour Grand Nancy).

Tableau 39 : Richesse spécifique moyenne par réplicat et par jardin (diversité α), indice de similitude de Sørensen entre les jardins (diversité β) et richesse spécifique totale (diversité γ) en zone cultivée (C) et non cultivée (NC) en fonction des trois villes

	Marseille		Grand Nancy		Nantes	
	C	NC	C	NC	C	NC
richesse spécifique moyenne par réplicat	9,1 ^a	8,4 ^a	8,7 ^a	6,5 ^b	10,8 ^a	11,9 ^a
richesse spécifique moyenne par jardin	21,4 ^a	21 ^a	20,8 ^a	19,8 ^a	23,2 ^a	24,4 ^a
indice de similitude (Sørensen)	0,43 ^a	0,38 ^a	0,42 ^a	0,50 ^a	0,38 ^a	0,44 ^a
richesse spécifique totale	45,0	39,0	41,0	40,0	48,0	51,0

Ces différences de composition spécifique entre les zones peuvent s'observer grâce à une ordination ACoP, réalisée sur les 5 jardins de chaque ville (deux zones) (Figure 80). Les 2 premiers axes expliquent 48% (Marseille), 52% (Grand Nancy) et 48% (Nantes) de l'inertie totale. Sur l'axe 2, les

communautés du Grand Nancy et de Nantes se distinguent en fonction de la zone de prélèvement. En revanche, à Marseille, les communautés semblent proches entre les zones.

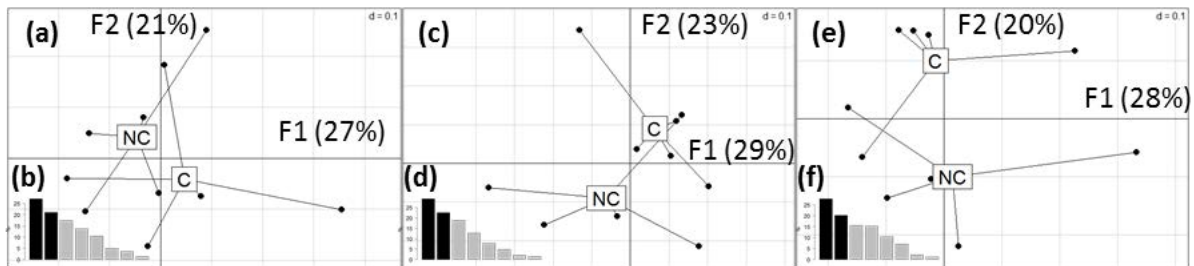


Figure 80 : Analyse des COordonnées Principales sur la présence-absence des espèces de collemboles au sein des 15 jardins en fonction de la zone de prélèvement et de leur origine pédoclimatique (a) cercle de corrélation et (b) pourcentages d'inertie des axes pour Marseille, (c) et (d) pour Grand Nancy, (e) et (f) pour Nantes. Les étiquettes sont au centre de la répartition des observations (barycentre).

4. Interactions entre la faune et la flore

La richesse spécifique de la flore des jardins est corrélée avec la richesse spécifique des collemboles de manière significative (0,5) uniquement en zone non cultivée (Figure 81). Avec l'abondance des collemboles, on observe la même tendance, la corrélation n'étant pas significative.

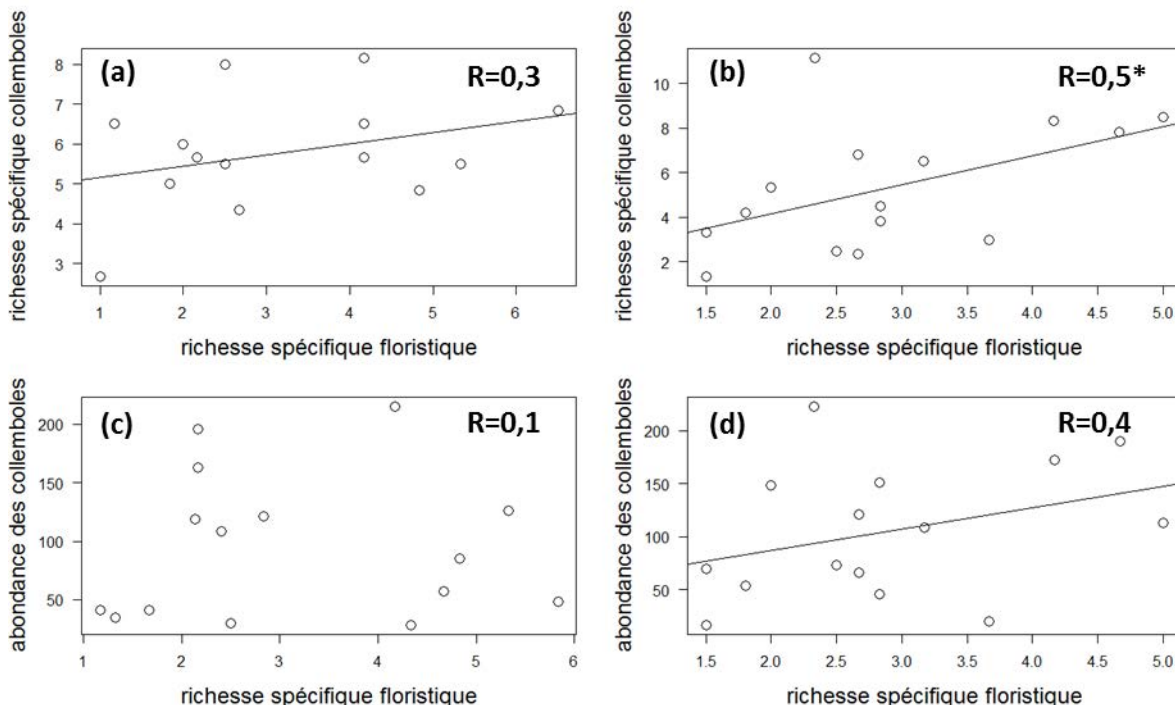


Figure 81 : Corrélations entre la richesse spécifique moyenne de la flore, la richesse spécifique des collemboles et l'abondance des collemboles dans la zone cultivée (a,c) et non cultivée (b,d) des 15 jardins. * indique une corrélation significative (0,05)

5. Discussion

5.1. Flore

5.1.1. La flore des jardins potagers : commune mais riche

Soixante-douze espèces végétales pour une surface totale de 2300 m² ont été observées, avec une moyenne par jardin de l'ordre de 15 à 25 espèces selon les villes. Des études effectuées au sein des jardins privés de Mexico (Diaz-Betancourt et al., 1987) et de Sheffield (Smith *et al.* 2006b), ont permis d'évaluer leur richesse spécifique à 750 et 800 espèces, sur une surface totale de 55 000 m² et 13 000 m² respectivement. Bien que la non-linéarité de la relation aire-espèces incite à la prudence pour cette comparaison, la flore des jardins familiaux semble donc relativement similaire, en termes de richesse spécifique, à la flore des jardins privés, malgré les différences géographiques (donc climatiques) existant entre les zones d'études. Toutefois, l'étude britannique portait à la fois sur la flore spontanée et sur la flore cultivée, qui représente une part non négligeable des espèces inventoriées. La similarité de richesse spécifique entre les jardins privés et associatifs va de nouveau à l'encontre des *a priori* sur la biodiversité des jardins potagers. Les jardins associatifs sont souvent considérés comme étant plus anthropisés eu égard à une recherche de rendement et un arrachage des espèces indésirables (Chenot *et al.* 2012), tandis que les jardins privés où les cultures ornementales sont majoritaires laissent souvent place au développement d'espèces spontanées (Smith *et al.* 2006b; Loram *et al.* 2008).

Les espèces les plus fréquemment rencontrées dans les jardins (*Taraxacum officinale*, *Poa annua*, *Stellaria media*, *Veronica persica*, *Geranium molle* et *Senecio vulgaris*) sont similaires à celles rencontrées dans d'autres habitats urbains comme les jardins privés (Smith & al., 2006; Thompson et al., 2004), les pelouses (Politi Bertocini et al., 2012) ou les pieds d'arbres (Maurel et al., 2013). Les jardins familiaux semblent donc peu propices à l'établissement d'espèces plus exigeantes en termes de quantité de substrat disponible ou d'espèces pérennes, puisque sur les six espèces citées cinq sont des annuelles. En termes de traits de performance, les communautés végétales des différents jardins ont toutes des profils comparables, même entre les villes. Les espèces présentes ont des traits reliés à leur capacité de dispersion et d'installation en milieu urbain (Aronson *et al.* 2007). Ces organismes adoptent principalement une stratégie rudérale leur permettant de coloniser rapidement un milieu, notamment grâce aux graines de type noix ou capsules, dont la plus petite taille est favorisée dans ce milieu d'une part à cause des perturbations fréquentes (Knapp *et al.* 2012) et d'autre part sont moins visibles du jardinier qui, jugeant les graines de plus grande taille dangereuses pour son jardin, les supprime (Kirkpatrick *et al.* 2007). Les organismes utilisent aussi préférentiellement l'auto-pollinisation comme vecteur de reproduction plutôt que la pollinisation par

le biais des insectes, qui sont en plus faible abondance en milieu urbain (Cheptou et Avendaño 2006). L'anémogamie est aussi moins fréquente en milieu urbain (Knapp 2010) car elle induit un risque d'extinction plus fort sur les espèces la pratiquant (Williams *et al.* 2005), sans doute dû aux bâtiments aux alentours des jardins. Les organismes végétaux des jardins ont une forme de vie de type hémicryptophytes, c'est à dire en forme de rosette, qui leur permet d'être plus résistants aux perturbations (type piétinement). Le profil des communautés végétales des jardins correspond donc au profil fréquemment retrouvé dans la flore herbacée en milieu urbain (Kleyer 1999; Knapp *et al.* 2012).

5.1.2. L'homogénéisation de la biodiversité floristique

L'analyse de la richesse spécifique des jardins de Marseille, Grand Nancy et Nantes démontre une flore plus riche au sein des jardins nantais. Selon Marco *et al.* (2008), la flore des jardins privés (richesse spécifique et diversité spécifique) est corrélée positivement à une diminution de la densité de population du site dans laquelle ils se trouvent. Pourtant Nantes est le secteur le plus densifié (4327 habitants/km²) des trois villes. D'ailleurs, l'indice de végétation moyen autour des sites (échelle 500m) est le plus faible des trois secteurs (0,2 contre GN : 0,23 et M : 0,28). Ces différences peuvent s'expliquer par le contexte climatique. En effet, la ville de Nantes se situant en zone de climat océanique, les précipitations sont régulières, favorisant ainsi le développement de la végétation par rapport à un climat méditerranéen marqué par la sécheresse estivale, ou semi-continentale aux précipitations abondantes mais irrégulières et à l'hiver froid. En outre, il est à noter qu'une « Charte nantaise des jardins collectifs » (Ville de Nantes, 2010) a été mise en place, avec pour objectif de promouvoir la promotion de pratiques de jardinage écologique au sein des jardins collectifs (notamment par le biais d'une politique de sensibilisation à la biodiversité végétale spontanée et à une suppression des produits phytosanitaires), pouvant ainsi participer au développement d'une flore plus riche et diversifiée (Loram *et al.* 2011). Cette dernière hypothèse est confortée par le fait qu'au regard des courbes d'accumulation, le nombre d'espèces augmente plus vite en zone non cultivée qu'en zone cultivée dans les jardins de Nantes, alors que c'est l'inverse pour les jardins de Marseille et du Grand Nancy. Cela tend à démontrer le potentiel effet de la sensibilisation à la charte précédemment citée en favorisant le développement d'espèces spontanées dans les zones alentours aux secteurs cultivés du jardin (Loram *et al.* 2011). Les jardins où l'intensité des pratiques de jardinage est forte ont une flore plus homogène et moins riche que ceux où l'intensité est moyenne ou faible. Les mêmes espèces sont donc retrouvées dans tous les jardins d'intensité forte, avec très peu voire aucune espèce particulière à un jardin. Les pratiques intenses induisent une pression limitant la colonisation ou le maintien d'espèces moins résistantes à ces perturbations.

En termes de composition spécifique, nous avons constaté une plus grande variabilité de la flore au sein des villes qu'entre les villes, surtout en ce qui concerne Marseille et le Grand Nancy. Globalement, ces résultats tendent à décrire une flore des jardins associatifs relativement ordinaire, aussi bien d'un point de vue taxonomique qu'au regard des traits. Les similarités entre Marseille et le Grand Nancy, deux climats contrastés, tendent à confirmer l'homogénéisation biotique croissante au sein des villes avec le développement d'espèces adaptées au milieu urbain au détriment d'autres espèces y étant plus sensible (McKinney *et al.* 1999; McKinney 2006, 2008). Il n'en reste pas moins que cette homogénéisation n'est pas similaire dans toutes les villes. Ainsi, la flore de Nantes se différencie en termes de structure et de composition. Ces deux constats amènent à penser que l'homogénéisation taxonomique induit une influence beaucoup plus forte des facteurs locaux (caractéristiques des jardins, paysage, pratiques de jardinage) que des facteurs biogéographiques tels que le climat. La ville de Nantes, avec sa politique en faveur d'un développement floristique, va alors créer des conditions permettant l'installation d'une végétation se différenciant des autres villes.

5.1.3. Améliorer l'échantillonnage de la flore des jardins

Dans le cadre de cette étude, les inventaires floristiques ont été réalisés du 12 au 17 avril 2013 pour la ville de Marseille, du 6 au 12 mai 2013 pour la ville de Nantes et du 14 au 17 mai 2013 pour le Grand Nancy. Nous avons choisi de procéder ainsi afin de retrouver une flore à un stade de croissance équivalent pour les trois climats. Cependant, l'année 2013 a présenté des conditions météorologiques inhabituelles impliquant un printemps plus tardif qu'à l'accoutumée. Bien que dans une période optimale de relevé floristique, la flore n'était pas encore à un stade très avancé lors de notre passage. En outre, les jardins sont soumis à des interventions plus ou moins fréquentes des jardiniers, qui peuvent modifier la flore présente au moment de l'inventaire. Un deuxième passage au moins, plus tard dans la saison, permettrait d'améliorer les chances de détecter l'ensemble de la flore potentielle des jardins.

La taille des sites d'études, inférieure à 200 m², était adaptée à un inventaire exhaustif permettant ainsi d'obtenir des informations concernant la composition spécifique des communautés végétales. En outre, l'objectif de cette étude étant d'analyser l'influence de différents facteurs sur les communautés, un inventaire standardisé suivant un protocole reproductible et identique pour tous les jardins a été réalisé en plus de l'inventaire complet. Aucun protocole d'inventaire floristique des jardins familiaux n'existant dans la littérature, il a fallu s'appuyer sur ceux réalisés dans d'autres milieux urbains (Muratet *et al.*, 2007; Mueller-Dombois et Ellenberg, 1974) pour mettre en place un protocole adapté aux contraintes de cet habitat (petite surface, hétérogénéité spatiale avec zone cultivée, zone non cultivée et zone non végétalisée). Le protocole proposé est donc un compromis. Par exemple, la surface totale couverte par les quadrats est relativement faible (< 7m² par jardin) par

rapport à l'aire minimale suggérée par les études phytosociologiques sur les types de végétation naturelle les plus proches (p.ex. prairies, 10 à 25 m²) (Gorenflor et de Foucault, 2005; Gounot, 1969). Or, le protocole doit permettre d'avoir un échantillon le plus représentatif possible de la flore dans son ensemble. Pour l'ensemble des 15 jardins, l'inventaire complet a permis de détecter 72 espèces spontanées contre 50, soit 70% des espèces, par la méthode des quadrats. Cependant, le ratio entre la surface échantillonnée par les quadrats (6,5 m² par jardin) et la surface totale échantillonnée (150 m² en moyenne) permet de voir que la surface échantillonnée par les quadrats représente de 3 à 6% de la surface totale. Ainsi, grâce à la méthode des quadrats, ce sont 70 % des espèces qui sont détectées en regardant moins de 10% de la surface totale. Si, dans notre étude, les courbes d'accumulation des espèces ne sont jamais asymptotiques (leur pente n'est jamais nulle après 30 quadrats échantillonnés), ce qui tend à montrer que le nombre d'échantillons est insuffisant, la pente présente toujours un ralentissement après 5 à 10 quadrats échantillonnés. Ainsi, une augmentation légère du nombre de quadrats (6 à 8 quadrats par jardin) permettrait de récolter des données plus complètes concernant la flore présente sur l'ensemble du jardin, notamment en zone non cultivée, où réside la plus forte diversité spécifique. La marge de manœuvre reste cependant étroite dans les zones non cultivées, du fait de la faible surface ainsi que d'une configuration spatiale discontinue et irrégulière rendant difficile un échantillonnage plus intense sans observer un effet bordure.

5.2. Microarthropodes

5.2.1. Les jardins, un milieu sélectif du fait de fortes perturbations associées à de fortes ressources en matière organique

Le rapport acarien sur collembole est un indicateur de stabilité de l'écosystème (Bachelier 1978). Un écosystème subit d'autant plus de perturbations que cet indice diminue. La forte proportion de collemboles dans les jardins semble donc bien illustrer l'influence de fréquentes perturbations sur les communautés de microarthropodes des jardins. Les collemboles présents dans les jardins sont des taxons à large répartition (*Mesaphorura sp.*, *Proisotoma minuta*, *Protaphorura armata*) que l'on retrouve dans de nombreuses études, y-compris en milieux urbains (Kuznetsova 2003; Santorufo *et al.* 2014a). *Mesaphorura sp.* est un taxon, à forte abondance, dont l'identification au niveau du genre permet un recouvrement potentiel de plusieurs espèces ayant des préférences environnementales différentes et permettant ainsi au genre de couvrir une large distribution d'habitats (Santorufo *et al.* 2014a). En revanche, le fait que *P. minuta* et *P. armata* soient parmi les espèces les plus fréquentes est peu courant dans la littérature, puisqu'en milieu tempéré, c'est généralement l'espèce *Paristoma notabilis* la plus fréquente (Potapow 2001). Cette dernière espèce est toutefois retrouvée parmi les

six espèces les plus abondantes des jardins. *Folsomia similis*, qu'on retrouve aussi parmi les espèces les plus abondantes des jardins, est une espèce habituellement très peu fréquente dans les études sur les microarthropodes. Cette faible fréquence peut être due au faible effort d'échantillonnage dans les milieux urbains, particulièrement dans les jardins où sont retrouvés la plupart des spécimens observés jusqu'alors (Gisin 1943; Potapow 2001). Ces espèces sont donc bien adaptées au milieu urbain et aux jardins. En effet, la plupart des espèces sont souvent associées à des préférences de micro-habitat de type compost (Hopkin 2007). On retrouve notamment une forte proportion d'espèces appartenant au groupe des hémi-édaphiques. De même, la présence d'épi-édaphiques est liée aux milieux ouverts soumis à de plus fortes perturbations (Gisin 1943). Lorsque l'on s'intéresse plus particulièrement aux traits fonctionnels des collemboles, plusieurs traits apparaissent comme étant communs à une grande partie des organismes et confirment la sélection d'espèces adaptées à un milieu fortement perturbé. Les collemboles sont avant tout de forme sphérique, de petite taille, présentant des ocelles, une furca et ayant une reproduction sexuée. Ces caractéristiques indiquent une adaptation à un milieu qui requiert une forte mobilité (p.ex. furca et ocelles) due à des perturbations fréquentes. On retrouve notamment ces caractéristiques dans les milieux ouverts, en agrosystèmes par exemple (Mebes et Filser, 1997), soumis à un stress environnemental plus fort (Salmon *et al.* 2014). En ce qui concerne les acariens, le milieu jardin est à nouveau un filtre prépondérant. Le groupe le plus dominant des acariens est celui des Acaridida tandis que les Oribatida sont peu fréquents, alors que ces derniers sont usuellement le groupe le plus abondant (Bachelier 1978). Cette prépondérance des Acaridida est sans doute due à leur préférence écologique. En effet, ils sont souvent liés aux processus anaérobies de putréfaction dont ils peuvent parfois être les vecteurs (Bachelier 1970) et affectionnent donc les milieux enrichis en fumure ou en compost comme les jardins potagers. A l'inverse, les Oribatida sont favorisés par les milieux présentant une bonne aération (Bachelier 1978). De même la stratégie r typique des Acaridida leur permet de coloniser rapidement les milieux (Bachelier 1970).

5.2.2. L'origine pédoclimatique, facteur d'influence des communautés

Malgré des caractéristiques communes à tous les microarthropodes des jardins, plusieurs facteurs intervenant à différentes échelles vont influencer les communautés de microarthropodes. Les pratiques de jardinage ne démontrent pas d'effet significatif sur la diversité ou l'abondance des communautés de collemboles, bien que l'effet du travail du sol ou des pesticides aient déjà été démontré par d'autres auteurs dans les systèmes cultivés (Cortet *et al.* 2002a; b; Cortet 2010). Cette absence d'effet pourrait s'expliquer par l'augmentation de l'usage des fertilisants dans les jardins, induisant une augmentation de la richesse et de l'abondance de la faune du sol (Kampichler *et al.* 1999) et limitant ainsi les effets négatifs pouvant résulter d'une gestion intensive. L'absence de

modification des densités ou de la richesse spécifique avec l'intensité des pratiques peut aussi provenir d'une augmentation de l'abondance de quelques espèces tolérantes due à une réduction de la compétition et de la prédation, tandis que les autres espèces subsistent à plus faible abondance (Fountain et Hopkin 2004). Cependant, les indices d'équitabilité des communautés ne varient pas en fonction des pratiques. De même, aucune différence de composition entre les jardins n'est observée à l'aide des indices de similitudes. Une autre hypothèse expliquant l'absence d'effet visible des pratiques est liée aux fortes différences au niveau taxonomique entre les villes, pouvant masquer l'effet des pratiques sur les communautés de microarthropode. Les indices de diversité et l'abondance des collemboles comme des acariens augmentent le long d'un gradient allant du Grand Nancy, vers Marseille puis Nantes. La composition spécifique des collemboles diffère aussi selon les villes. L'origine pédoclimatique apparaît donc comme le facteur principal structurant les communautés de microarthropodes des jardins. Une hypothèse qui explique les différences au sein des villes est liée aux conditions climatiques. Des conditions favorables, à savoir une température moyennement chaude et humide, montrent des effets positifs sur les communautés de collemboles et peuvent expliquer la plus forte diversité spécifique à Nantes (Salmon *et al.* 2014). A l'inverse, des conditions climatiques extrêmes (p.ex. froid, sécheresse) favorisent des espèces possédant des formes d'écomorphose qui correspondent à une série de phénomènes particuliers propres aux collemboles, modifiant leur morphologie (Cassagnau 1986). Ce processus, plus complexe que les diapauses (Bachelier 1970), peut par exemple être déclenché chez *Isotomurus* par la diminution des teneurs en eau dans le milieu (Poinsot 1966; Poinsot-Balaguer et Barra 1991). Ces formes sont également très fréquentes dans la famille des Hypogastruridae (Cassagnau 1986). Même avec une approche fonctionnelle, les pratiques de jardinage n'induisent pas d'effet significatif sur la structure fonctionnelle des communautés de collemboles. Bien que l'homogénéisation des espèces et des traits soit démontrée habituellement en milieu urbain pour de nombreux taxons (p.ex. plante, oiseaux) (Clergeau *et al.* 2006; McKinney 2006; Olden et Rooney 2006; Croci 2007), il semble que ce ne soit pas le cas chez les collemboles dans les jardins. Chaque ville possède des espèces spécifiques qui présentent aussi des traits qui leur sont propres. Les communautés de collemboles de Nantes ont ainsi une plus forte proportion d'eu-édaphiques. Elles sont composées d'individus de très petite taille (>1mm), sans ocelles, apigmentés, sans furca et à reproduction asexuée qui caractérisent les milieux fermés, plus stables (Mebes et Filser, 1997). Les perturbations à Nantes sont donc sans doute plus faibles que dans les autres villes et permettent l'installation d'espèces plus sensibles aux modifications environnementales. Sur le Grand Nancy, à l'inverse, les perturbations sont plus fortes. Les communautés sont composées principalement des organismes aux caractéristiques adaptées aux milieux ouverts, à fortes perturbations (p.ex. ocelles, reproduction sexuée, furca) (Salmon *et al.* 2014). A Marseille, on trouve une communauté de collemboles aux caractéristiques intermédiaires et

ayant la particularité d'abriter des individus de grande taille (>2 mm). Le facteur pédoclimatique agit ainsi comme un filtre environnemental prépondérant induisant une convergence des espèces et des traits des collemboles dans les jardins d'une même ville, tandis que l'on observe une forte divergence entre les villes.

Derrière ce filtre se cachent en fait plusieurs facteurs successifs. Le premier facteur est lié aux caractéristiques édaphiques. De nombreuses corrélations entre la richesse spécifique (ou l'abondance) et les paramètres physico-chimiques sont observées dans les sols de jardins. Des corrélations positives avec le pH et la matière organique confirment l'hypothèse que les pratiques intenses créent des conditions géochimiques favorables aux collemboles, grâce à leur forte utilisation de fertilisants. Le pH affecte indirectement les collemboles (Salmon *et al.* 2014) en modifiant les formes d'humus (Ponge *et al.* 2002). L'effet positif de l'augmentation du pH et de la matière organique n'est pas contrebalancé par une augmentation des teneurs en contaminants. En effet, aucune corrélation (négative ou positive) significative n'est observée entre la richesse spécifique ou l'abondance et les contaminants liés aux pratiques (Cd, Cu, Pb et Zn) confirmant les conclusions de Bruce *et al.* (1999) qui estiment que la richesse spécifique des collemboles n'est pas affectée négativement par des contaminations métalliques. Les propriétés édaphiques sont aussi corrélées aux traits fonctionnels des collemboles. Des corrélations significatives de la taille, la forme du corps et la présence d'ocelles avec les métaux liés aux activités anthropiques (Cd, Zn, Pb) sont observées. Les métaux n'influencent donc pas la diversité spécifique, mais sélectionnent des espèces qui possèdent des traits adaptés à ces perturbations. Les individus de grande taille, présentant des ocelles ou de forme sphérique vivent au niveau de la surface des sols (Ponge *et al.* 2013b) limitant ainsi les contacts avec les métaux. Pour les autres métaux (Cr, Co, Mo, Ni, Tl), on observe des corrélations avec les indices globaux de la composition fonctionnelle (FDis et FRic). Les variations de ces teneurs sont liées au fond géochimique et différent donc entre les villes. De même, la sélection des traits fonctionnels est dépendante du facteur pédoclimatique. Ces corrélations sont alors peut-être un artefact, dû à un effet confondant avec le facteur pédoclimatique. En ce qui concerne les paramètres de fertilité, mis à part le phosphore assimilable qui est corrélé avec FDis et l'habitat agricole, les autres paramètres sont principalement reliés aux modalités de taille, de forme, d'habitat et microhabitat et de reproduction. Les paramètres agronomiques sont donc surtout reliés à des traits liés aux préférences d'habitat, confirmant la sélection de traits par les filtres environnementaux liés à l'habitat sur les assemblages de communautés (McGill *et al.* 2006; Salmon *et al.* 2014).

Les villes ne diffèrent pas uniquement en termes de sols, mais aussi au niveau de la politique globale de gestion des espaces verts et de l'urbanisation. Le paysage aux alentours des jardins diverge donc entre ces trois villes. Aucune corrélation n'est observée entre la richesse spécifique ou l'abondance et l'indice de végétation autour des jardins. En revanche, des corrélations significatives sont

observées entre, par exemple, les proportions de collemboles sphériques et l'indice de végétation. Cette diminution des individus sphériques peut être reliée à la fermeture du milieu autour des jardins. En effet, les individus sphériques appartiennent majoritairement au groupe des épi-édaphiques, qui sont surtout présents en milieux ouverts (Cortet 2010).

5.2.3. Les interactions biotiques, facteur d'influence des communautés de collemboles en zones non cultivées

En zones cultivées des jardins, aucune corrélation n'est observée entre la richesse spécifique ou l'abondance des collemboles et la richesse spécifique végétale. Les interactions biotiques ne semblent donc pas intervenir à l'échelle des jardins sur l'assemblage des communautés de collemboles. En revanche, en zones non cultivées, des corrélations sont bel et bien observées entre la richesse spécifique des collemboles et la richesse spécifique végétale. Le couvert végétal influence la structure des communautés de collemboles comme l'a déjà démontré Wardle (1993). En zones non cultivées, ce sont donc les interactions biotiques qui influencent l'assemblage des communautés. Les pratiques, qui ont pour but de supprimer la végétation spontanée en zones cultivées, ont alors un effet indirect sur les assemblages d'espèces. Ces pratiques vont favoriser l'influence du filtre environnemental lié à l'habitat (p.ex. propriétés édaphiques) aux dépens des interactions biotiques entre les plantes et les collemboles.

5.2.4. Un effet saisonnier sur les communautés de microarthropodes sous des climats très contrastés

Les différences saisonnières ne s'observent pas en termes de richesse spécifique ou d'abondance. En revanche, on observe des différences dans la composition spécifique, suggérant simplement un remplacement d'espèces entre les deux saisons en fonction de leur capacité d'adaptation aux conditions climatiques. Les différences de composition sont les plus marquées pour le Grand Nancy. Ces différences peuvent provenir de la forte variation climatique observée entre les deux saisons d'échantillonnage sous climat semi-continental.

6. Conclusion

Les sols de jardins créent des conditions édaphiques et environnementales particulières qui vont sélectionner des espèces de collemboles et végétales adaptées aux milieux à fortes perturbations (Figure 82). Le contexte pédoclimatique des jardins va agir dans un second temps sur la sélection d'espèces adaptées aux caractéristiques locales édaphiques et paysagères. Si l'approche par les traits fonctionnels permet de s'affranchir de ce facteur pour la végétation, une divergence des traits est

induite par le filtre pédoclimatique sur les communautés de collemboles. L'influence des pratiques va agir ensuite de manière directe sur les traits et espèces végétales et de manière indirecte sur les collemboles grâce à (i) l'action des pratiques de jardinage sur le sol et sur la diminution des interactions biotiques ainsi que (ii) des politiques urbaines globales agissant sur la structure du paysage. Après avoir décrit les facteurs d'influence de la qualité biologique des jardins, il convient de la positionner sur le gradient d'anthropisation des propriétés édaphiques.

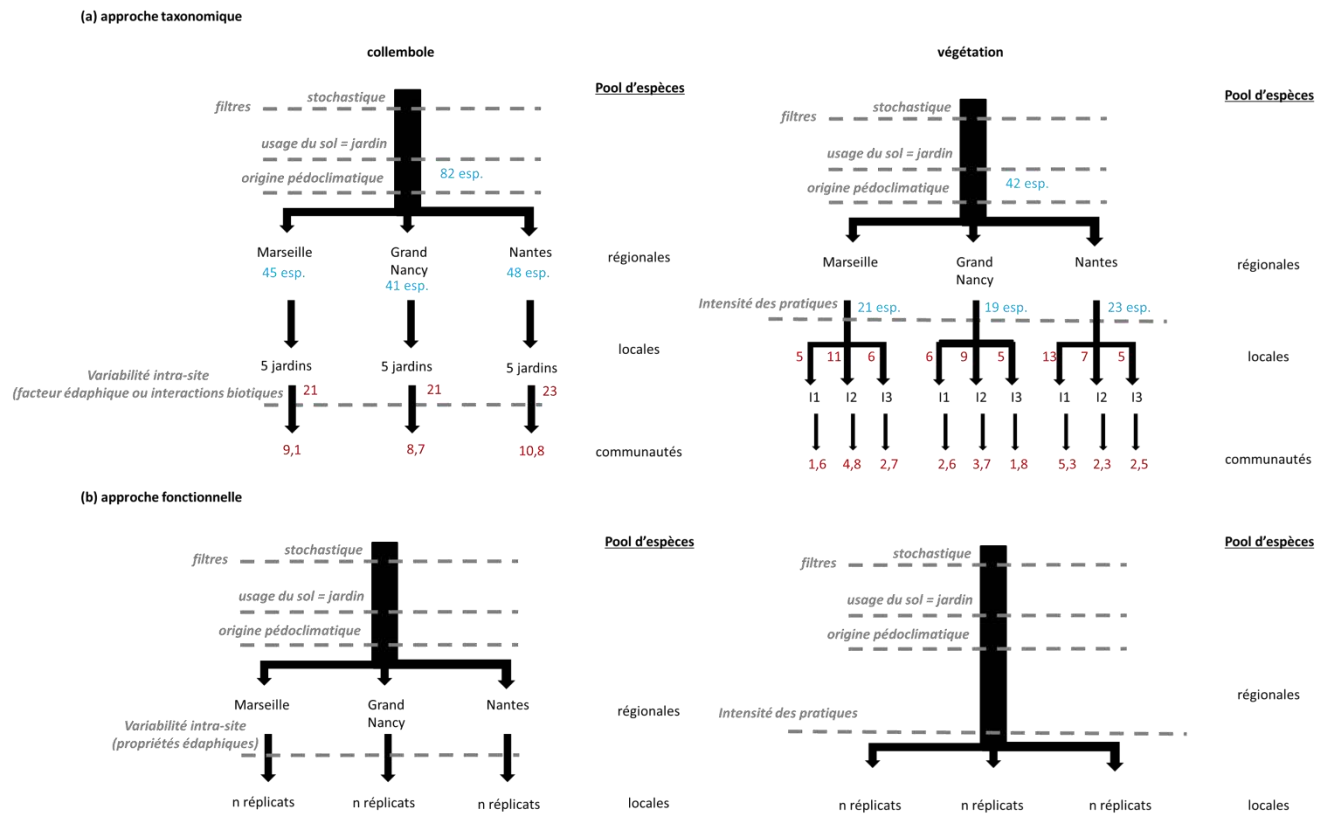


Figure 82 : Conclusions sur les règles d'assemblages des espèces de collemboles et végétales dans les jardins selon une approche taxonomique (a) et fonctionnelle (b) (en bleu, la richesse spécifique totale ; en rouge, la richesse spécifique moyenne par jardin)

Chapitre 6 : Les microarthropodes, indicateurs de la qualité biologique des sols de jardins

1. Introduction

Un *a priori* fréquent sur la biodiversité des sols consiste à décrire son appauvrissement le long du gradient d'anthropisation. L'augmentation d'intensité des activités humaines induirait alors une dégradation de la qualité biologique des sols. Ainsi, si on estime que les sols de jardin sont plus anthropisés que les sols agricoles, ils seraient aussi le support d'une biodiversité plus faible que les sols agricoles ou les sols forestiers. Or, nous avons démontré dans la partie précédente que, si des modifications des propriétés physico-chimiques des terres de surface apparaissent le long du gradient d'anthropisation, elles ne résultent pas toujours en une dégradation des sols de jardins. En France, jusqu'en 2005, aucun dispositif de suivi de la qualité des sols ne comportait de dimension biologique (Cortet 2010). Depuis cette date, l'acquisition de référentiels biologiques est alors apparue comme une question scientifique majeure. De nombreuses études ont ainsi été menées au niveau national, tels que les programmes Bioindicateurs de l'ADEME, RMQS Biodiv et RMQS Ecomic (Blanchart 2012). Ces travaux ont permis de constituer plusieurs bases de données proposant un état des lieux de la biodiversité des sols en lien avec des usages contrastés (Bohanec *et al.* 2007; Cluzeau *et al.* 2009, 2012; Pérès *et al.* 2011; Ponge *et al.* 2013a). A l'instar des données physico-chimiques, la biodiversité des sols urbains reste cependant peu renseignée dans ces bases de données. Dans cette partie de la Thèse, nous proposons alors de compléter les précédents approches en intégrant la biodiversité des sols plus anthropisés que sont les SUITMAs et les sols de jardins.

Les données servant à cette synthèse sont celles acquises en propre au cours de la Thèse, et celles obtenues lors de Thèses ou travaux menés par Jérôme Cortet au cours des vingt dernières années. Elles proviennent de neuf programmes de recherche et concernent exclusivement les microarthropodes (acariens, collemboles et autres micro-arthropodes). Les variables calculées sur ces données renseignent sur le type et le nombre d'espèces de chaque réplicat, ainsi que sur leur abondance par m². Au total, ce sont ainsi 166 espèces composant 3460 échantillons qui sont comparés sur la base de leur usage (Tableau 40). Les usages retenus se positionnent sur un gradient d'anthropisation : forêts – terres agricoles – jardins potagers – SUITMAs (hors jardins potagers).

Tableau 40 : Les différentes bases de données de la biodiversité des sols (microarthropodes)

programmes de recherche	année	publications associées	usages	nombre de points d'échantillonnage
RMQS - Biodiv	2006-2007	(Cluzeau <i>et al.</i> 2009, 2012; Ponge <i>et al.</i> 2013a)	forêt	27
			agriculture	265
ACTA	1997	(Cortet <i>et al.</i> 2002b)	agriculture	200
ANDRA	2008	(Maillant <i>et al.</i> 2009)	forêt	30
			agriculture	50
Pompey	2007	(Cortet <i>et al.</i> In prep)	SUITMAs	66
Bioindicateur 2	2009	(Pères <i>et al.</i> 2011; Cortet 2012)	forêt	8
			agriculture	112
			SUITMAs	76
BIOTECHNOSOL	2008-2011	(Hafeez <i>et al.</i> 2012; Cortet <i>et al.</i> 2013)	SUITMAs	72
PNETOX	2002	(El Zemrany <i>et al.</i> 2006)	agriculture	216
ECOGEN	1980	(Cortet <i>et al.</i> 2007)	agriculture	1978
JASSUR	2012-2013		jardin potagers	360
			forêt	65
			agriculture	2821
			jardin potagers	360
			SUITMAs hors jardins	214
total				3460

2. Les jardins, réservoirs de microarthropodes

Une ACP a été réalisée sur onze paramètres biologiques décrivant les 3460 échantillons de terres d'usages contrastés (Figure 83). Ces paramètres portent sur la richesse spécifique des collemboles (S), les indices de diversité (H) et d'équitabilité (E) de Shannon-Weaver, leurs abondances au sein des groupes écomorphologiques (épi-, hémi- et eu-édaphique) (Annexe 32), l'abondance des acariens selon leur famille (Acaridia, Actinida, Gamasida et Oribatida) et l'abondance des autres microarthropodes (p.ex. Chilopodes). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 58% de la variabilité. La projection des variables sur le premier axe est liée aux indices de structure des communautés de collemboles. Le second axe représente principalement les abondances des différents groupes d'acariens dans les échantillons de terres. En s'intéressant au positionnement des observations sur ces deux axes, de nettes différences entre les usages sont observées. Le long de l'axe 1, une augmentation des indices de diversité et d'abondance des collemboles depuis les terres arables vers les SUITMAs, forêts et enfin jardins potagers est observée. Sur l'axe 2, les terres arables se différencient des autres usages par des densités d'acariens plus faibles. Les ellipses permettent

aussi de mettre en évidence l'existence d'une variabilité des terres de forêts, tandis que les terres arables semblent plus homogènes.

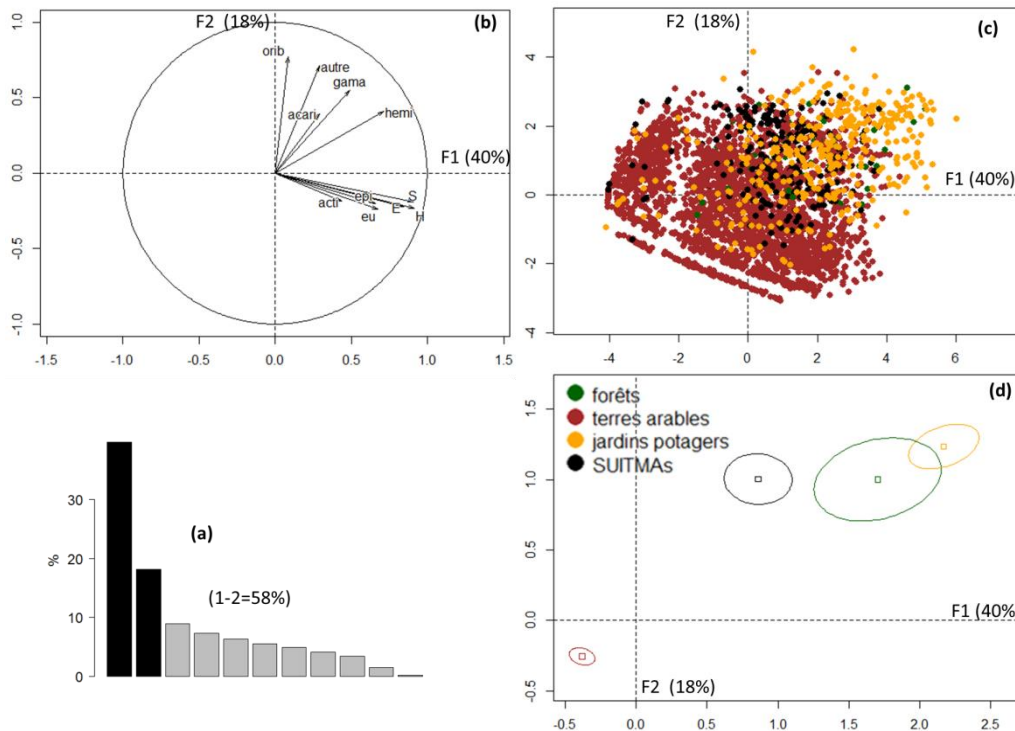


Figure 83 : Analyse en composantes principales de 3460 échantillon de terres sur la base de neuf variables : richesse spécifique des collemboles (S), les indices de diversité (H) et d'équitabilité (E) de Shannon-Weaver, le logarithme des abondances au sein des groupes écomorphologiques (épi, hémi et eu-édaphique), le logarithme de l'abondance des acariens selon leur famille (Acaridia, Actinida, Gamasida et Oribatida) et le logarithme de l'abondance des autres microarthropodes. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des variables sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des observations (d) en fonctions des usages (cercle de confiance et barycentre)

3. Distribution des paramètres biologiques le long du gradient d'anthropisation

Afin de décrire les caractéristiques propres à certains usages, chaque paramètre biologique a été comparé pour les différents usages à l'aide de tests non paramétriques.

3.1. Dominance des collemboles dans les jardins potagers

Parallèlement au gradient d'anthropisation, une augmentation progressive de la proportion de collemboles dans les échantillons est observée depuis les terres de forêts (44%) jusqu'aux SUITMAS (74%), en passant par les terres arables (50%) et les terres de jardins potagers (56%) (Figure 84). Cette augmentation se fait au détriment des acariens, alors que la proportion des autres microarthropodes reste stable entre 5% (terres arables) et 8% (terres de jardins potagers).

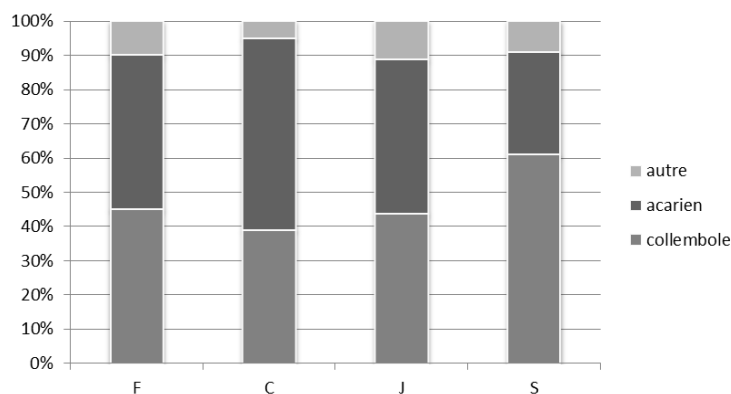


Figure 84: Part relative des différents groupes constitutifs des microarthropodes (collemboles, acaridien, et autres arthropodes) dans un échantillon moyen de terre en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA)

Le rapport collembole sur acaridien (Figure 85) montre principalement une différence significative entre d'un côté les forêts et terres arables qui ont une plus faible proportion en collemboles (médiane à 0,99 et 0,66) et les SUITMAs où l'on dénombre plus de collemboles (2,49). Les terres de jardins présentent des valeurs intermédiaires non significativement différentes (1,72) des terres de forêts et SUITMAs. Elles sont cependant significativement plus élevées que celles des terres arables. On notera aussi la présence de valeurs extrêmes dans les terres arables et les terres de jardins potagers qui résultent d'une absence d'acaridien dans certains échantillons.

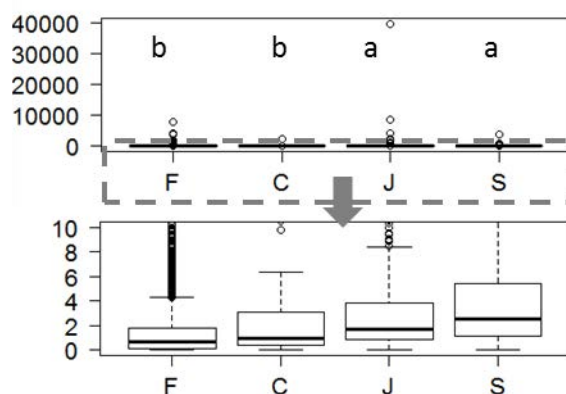


Figure 85 : Distribution du rapport de l'abondance des collemboles sur celle des acaridien en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$)

3.2. Forte richesse spécifique et abondance de collemboles dans les terres de jardins potagers

La richesse spécifique des collemboles (Figure 86) est significativement plus faible dans les terres arables (3,5 espèces en moyenne par échantillon) que dans les terres de forêts (5,7 espèces), de jardins potagers (5,6) et SUITMAs (5,3). L'indice de diversité de Shannon-Weaver suit la même tendance avec les plus faibles valeurs dans les terres arables (0,8) et les plus fortes valeurs dans celles de forêts (1,3) et de jardins potagers (1,2). Les SUITMAs montrent des valeurs de diversité (1,0) intermédiaires entre les terres arables et celles d'autres usages. En ce qui concerne l'équitabilité, les valeurs fluctuent de manière significative entre 0,32 pour les terres arables à respectivement 0,48 et 0,44 pour les terres de forêts et de jardins potagers. Les SUITMAs présentent à nouveau et de manière significative, des valeurs intermédiaires (0,39). Une augmentation progressive et significative de la densité de collemboles (ind/m²) est observée des terres arables (2157) vers les forêts (10232) puis les SUITMAs (11616). Les plus fortes valeurs sont obtenues dans les jardins potagers (18000).

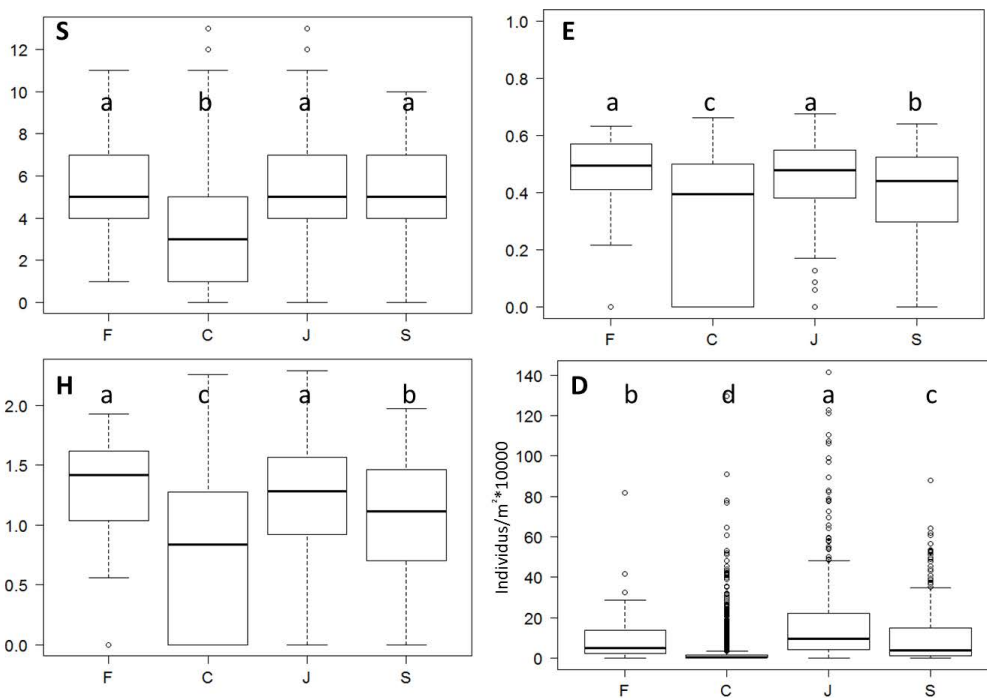


Figure 86 : Distribution de quatre indices de diversité et d'abondance des collemboles (richesse spécifique, S ; indices de diversité, H et d'équitabilité, E de Shannon-Weaver ; densité, D) en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).

Par rapport à cette densité, des disparités sont observables entre les différents groupes écomorphologiques (annexe) en fonction des usages (Figure 87). Ainsi, les terres arables présentent la plus forte proportion d'épi-édaphiques avec 26% d'individus en moyenne au sein des

communautés contre 12% dans les jardins potagers et respectivement 4 et 3% dans les forêts et SUTIMAs. La plus forte proportion d'hémi-édaphiques est observable dans les SUTIMAs (87%), tandis que les valeurs oscillent entre 46% pour les terres arables et 58% pour celles de jardins potagers. Les eu-édaphiques composent fortement les communautés de collemboles en forêts (43%), tandis que seulement 10% sont présents dans les SUTIMAs et respectivement 28 et 31% dans les terres arables et de jardins potagers.

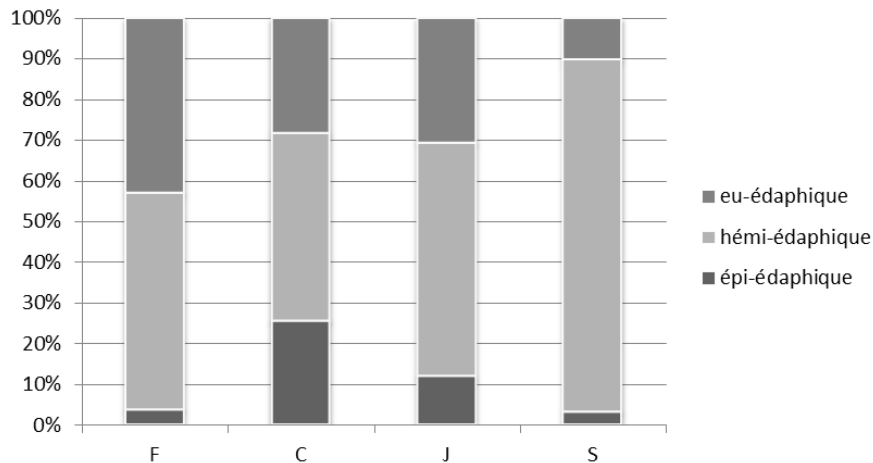


Figure 87 : Parts relatives des différents groupes écomorphologiques des collemboles (épi, hémi et eu édaphique) dans un échantillon moyen de terres en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUTIMA)

3.3. Forte proportion d'Acaridida dans les terres de jardins potagers

La densité d'Acaridida change entre les usages au même titre que les proportions des différents groupes composant les communautés (Figure 88). Les proportions d'Oribatida diminuent le long du gradient d'anthropisation depuis les terres de forêts (62%) et terres arables (42%) vers les SUTIMAs (30%), avec un décrochage fort dans les jardins (22%). Cette diminution est compensée par l'augmentation des Gamases dans les SUTIMAs (64%) contre respectivement 26, 20 et 19 % dans les terres de jardins, les terres arables et de forêts. La proportion d'Actinedida est plus forte dans les terres arables (36%), intermédiaire dans les forêts et jardins (19 et 18%) et faible dans les SUTIMAs (5%). Enfin, on notera la particularité des Acaridida représentant plus d'un tiers des Acariens des jardins (34%), tandis qu'ils représentent une fraction négligeable au sein des autres usages (entre 1% et 3%).

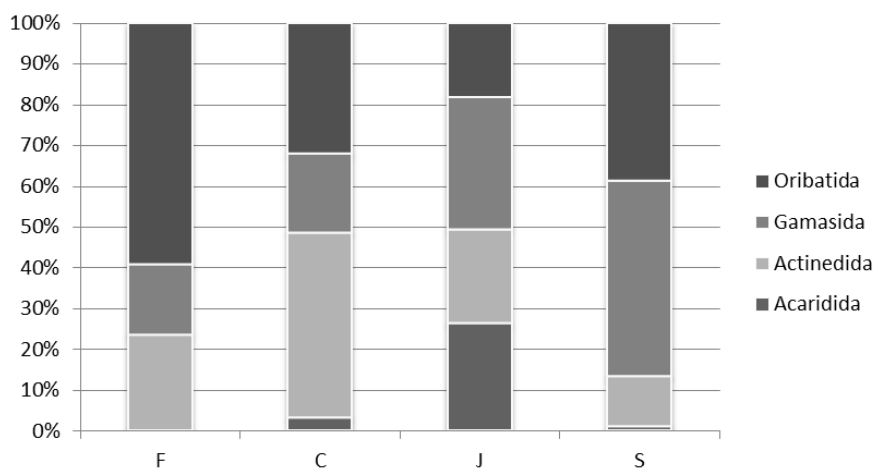


Figure 88 : Parts relatives des différents groupes d'Acariens dans un échantillon moyen de terres en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA)

4. L'indice BSQc confirme la qualité biologique des sols de jardins

Parisi *et al.* (2005) ont proposé une méthode d'évaluation de la qualité biologique de sols en utilisant l'indice BSQ (Biological Soil Quality). L'indice repose sur le postulat que, plus la qualité du sol est élevée, plus le nombre de microarthropodes adaptés à l'habitat augmente. Il est basé sur une approche de la forme de vie (Sacchi et Testard 1971) qui regroupe les microarthropodes en fonction de la similarité de leurs caractéristiques morphologiques (Migliorini *et al.* 2004). Un score est associé à chaque groupe selon des tables écomorphologiques (EMI). L'indice BSQ peut être soit basé sur l'ensemble des microarthropodes, soit uniquement sur les espèces de collemboles. Chaque espèce se voit attribuer une valeur dont l'addition donne le BSQ pour un échantillon. La Figure 89 présente la distribution des valeurs de cet indice dans les sols pour différents usages. La qualité biologique augmente significativement le long du gradient suivant : terres arables (28) < SUITMAs (39) ≤ terres de jardins potagers (43) < terres de forêts (62).

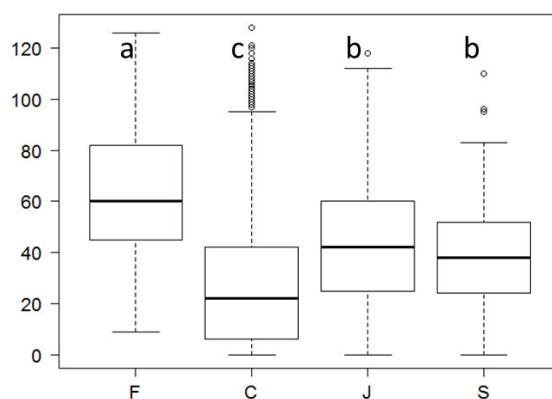


Figure 89 : Distribution de l'indice BSQ pour les collemboles en fonction de quatre usages des sols (F : forêt, C : terre arable, J : jardin potager, S : SUITMA). Les lettres indiquent les différences significatives (test de Wilcoxon, $\alpha=0,05$).

5. Discussion

5.1. Revenir sur les *a priori* concernant les conséquences de l'anthropisation sur la biodiversité des microarthropodes

Les effets de l'anthropisation sur les caractéristiques physico-chimiques des sols selon un gradient d'usages ne se répercutent pas sur la diversité taxonomique des collemboles ou sur leur abondance. Si le type d'usage implique bien des différences de biodiversité, ce sont les microarthropodes des terres arables qui sont les moins diversifiés et abondants. Une nette augmentation des indices est observable des terres arables vers les SUI-TMAs, puis vers les jardins potagers et les forêts. Les différences entre ces deux derniers usages sont moins marquées qu'entre les autres. L'augmentation de la richesse spécifique ne semble pas corrélée avec le degré de contamination en métaux des sols, puisque les sols cultivés présentent en moyenne des concentrations totales en Cd, Cu, Pb et Zn plus faibles que celles des terres de jardins potagers et des SUI-TMAs. Au contraire, il semble que la richesse spécifique des collemboles augmente avec le degré de contamination des sols (Fountain *et al.* 2004). Ce n'est toutefois pas toujours le cas (Santorufu *et al.* 2012, 2014b) comme l'atteste le fait que la richesse spécifique des jardins potagers, moins contaminés, soit plus forte que celles des SUI-TMAs. Nahmani et Lavelle (2002) démontrent qu'une augmentation de la richesse spécifique des vers de terre apparait du fait de la sélection de taxons tolérants aux contaminations métalliques. Les résultats de Fountain et Hopkin (2004) abondent dans ce sens, avec une diminution de l'indice d'équitabilité parallèlement au gradient de contamination. Pourtant, si les SUI-TMAs ont un indice plus faible que celui des terres de forêts, les terres de jardins potagers ne montrent pas de différence significative. Fountain et Hopkin (2004) mettent en avant la problématique du changement de couvert végétal, qui devrait être prise en compte lors des comparaisons entre différents sites. En effet, une diminution du couvert végétal induit une baisse de la richesse spécifique de la faune en modifiant localement la température et l'humidité du sol (House *et al.* 1987). La faible couverture végétale des terres arables peut être la cause d'une faible diversité des microarthropodes, tandis que les SUI-TMAs, notamment ceux qui sont le support d'une forte végétation (p.ex. forêt de Pompey, friche industrielle, parcs urbains) (Huot *et al.* 2013), ont une plus forte diversité. Les jardins, au même titre que les terres arables, sont les lieux de cultures potagères induisant souvent une diversification de la végétation. Pourtant, les jardins ont un des plus forts niveaux de diversité taxonomique. Cette situation particulière pourrait être la conséquence de la morphologie des jardins avec la présence de micro-habitats moins sujets à des perturbations (bande enherbée). L'autre hypothèse est liée aux conséquences de certaines pratiques, plus intensives dans les jardins que dans les sols agricoles. Cette intensité des pratiques se traduisant entre autres par une utilisation accrue d'engrais et

d'amendements organiques responsables d'une augmentation de la richesse spécifique et des abondances (Kampichler *et al.* 1999). Les études montrant des corrélations positives entre le taux de matière organique et la richesse spécifique, les indices de diversité ou l'abondance des collemboles vont dans ce sens (Santorufu *et al.* 2012, 2014a). En termes de densité globale, si on retrouve les mêmes patrons que pour la richesse spécifique, on observe toutefois des différences entre les proportions d'individus appartenant aux différents groupes écomorphologiques. Une augmentation du nombre d'individus hémi-édaphiques est observable des forêts vers les SUTIMAs, aux dépens des eu-édaphiques. Les terres arables et les terres de jardins potagers ont des compositions similaires avec la présence d'individus épi-édaphiques, absents des autres usages. Les épi-édaphiques sont souvent des espèces à fort pouvoir de dispersion qui sont favorisées dans les systèmes ouverts par rapport aux systèmes forestiers (Ponge *et al.* 2006; Cortet 2010). Les collemboles épi-édaphiques permettraient ainsi de distinguer les milieux fermés, qu'ils soient ou non anthropisés, des milieux ouverts en contexte d'urbanisation ou non. Les SUTIMAs se caractérisent, pour leur part, surtout par leur composition presque exclusive en individus hémi-édaphiques. Les eu-édaphiques sont défavorisés par les contaminations métalliques (Parisi *et al.* 2005; Cebren *et al.* 2011) fréquentes dans ces milieux (chapitre 4, 4.1.1). Pour les mêmes raisons, la macrofaune endogée est souvent moins abondante (Morgan et Morgan 1999), ce qui limite la décomposition des matières organiques et favorise ainsi les hémi-édaphiques.

La proportion de collemboles par rapport aux acariens augmente le long du gradient d'anthropisation. Les Acariens sont ainsi dominants dans les forêts et les collemboles dans les SUTIMAs. Ces variations pourraient s'expliquer par la hausse des contaminations métalliques, parfois multiples, le long du gradient d'anthropisation en favorisant les collemboles, souvent considérés comme étant plus tolérants aux contaminations que les acariens (Strojan 1978; Migliorini *et al.* 2004; Menta *et al.* 2008). Par contre, ces résultats vont à l'encontre des conclusions de Santorufu *et al.* (2012) en milieu urbain, où le rapport acarien/collembole augmente avec le degré de contamination. Ces résultats contradictoires entre la composition des microarthropodes et les contaminants peuvent être dues aux contaminations souvent multiples dans les sols urbains et industriels, y compris par des polluants organiques (Huot *et al.* 2013) qui affectent les communautés de microarthropodes (Ponge 2004). Au vu de leur influence sur les communautés de microarthropodes (abondance et diversité), la question des polluants organiques devrait aussi être posée. Les observations des proportions des différents groupes d'acariens permettent de mettre en évidence de fortes variations de composition le long du gradient. Les Oribatida, majoritaires en forêts et terres arables, représentent moins d'un tiers des communautés dans les jardins et SUTIMAs. Ils composent habituellement la majorité des communautés d'acariens dans les études sur les microarthropodes (Bachelier 1978; Cortet 2010). A l'inverse, la proportion de Gamases augmente jusqu'à devenir la fraction majoritaire dans les

SUITMAS, aux dépens des Actinedida. La particularité des terres de jardins potagers est qu'un tiers de leur communauté d'acariens est constitué par les Acaridida, alors qu'ils sont très faiblement représentés sous tous les autres usages et dans les autres études sur les microarthropodes (Petersen 1982). Cette augmentation peut être due aux préférences de ce groupe pour les fortes teneurs en matières organiques présentes dans les jardins, ou à leur haute tolérance aux perturbations grâce à leur stratégie r.

5.2. Evaluer la qualité biologique des sols à l'aide d'un seul indice : le BSQ

La tolérance des collemboles et acariens à des conditions édaphiques très contrastées, ainsi que leurs fortes abondances, diminue leur potentiel de bio-indication (McIntyre *et al.* 2001). Santorufo *et al.* (2012) notent cependant que ces fortes abondances s'accompagnent aussi d'une grande variabilité que l'on retrouve dans les résultats ci-présents. En outre, de nombreux auteurs utilisent les collemboles en tant qu'organismes modèles dans les tests écotoxicologiques ou de bioaccumulation (van Straalen et Løkke 1997; Hensbergen *et al.* 1999; Cortet *et al.* 1999). Les différences des indices H et E et des densités entre les quatre usages contrastés étudiés dans la Thèse montrent le potentiel des collemboles à servir de bioindicateurs globaux de la qualité des sols. Plus exactement, certains indices répondront mieux que d'autres à certaines problématiques. La richesse spécifique et l'équitabilité semblent ainsi plus liées au couvert végétal, tandis que l'intensité des pratiques est à relier aux abondances. Pour ce qui est de l'anthropisation, ce sont les proportions des groupes écomorphologiques et des acariens qui varient. Les formes de vies et plus exactement les traits fonctionnels des individus pourraient alors être un bon moyen de distinguer plus aisément les différents stress. Dans cette optique, la qualité biologique des sols a été évaluée à l'aide du BSQ sur les espèces formant les communautés de collemboles. Cet indice ne suit néanmoins pas le gradient d'anthropisation. Les terres de forêts présentent le meilleur indice, suivies des terres de jardins potagers, des SUITMAS et enfin des terres arables avec l'indice le plus faible. Ces variations démontrent la capacité des collemboles à permettre l'investigation des différents niveaux de qualité des sols. Pour autant, le BSQ présente plusieurs défauts, comme par exemple l'occultation de l'abondance dans son calcul. Or, en termes de fonctionnalité et à richesses spécifiques équivalentes, deux sols n'assureront pas les mêmes fonctions s'ils ont des densités différentes. La seconde limitation provient du caractère subjectif de la clef de classification des espèces, qu'il conviendrait de préciser afin de favoriser des comparaisons entre différentes études. Ainsi la catégorie 3 « formes de petite taille, mais pas nécessairement » à « pigmentation modérée » peut prêter à confusion. De même la catégorie 5 inclut les héli-édaphiques avec un nombre réduit d'ocelles accompagné « d'appendices à peine développée », tandis que les autres catégories incluant les héliédaphiques

concernent des organismes présentant plusieurs ocelles. Qu'en est-t-il des espèces disposant d'un nombre réduit d'ocelles (p.ex. *Pseudosinella alba*) mais avec une furca longue ? La précision du nombre d'ocelles, des exemples de taille des appendices et de pigmentation permettrait d'assurer une utilisation facilitée de la clef et similaire entre les différents utilisateurs.

5.3. Renforcer l'acquisition de données sur la faune du sol au sein des usages urbains

Les résultats acquis montrent des différences significatives entre les usages en termes d'abondance, de composition et de richesse spécifique. Il convient néanmoins de mettre en lumière certaines limitations ayant pu introduire des biais. Les jeux de données, compilés entre eux, n'ont pas tous vocation à être des référentiels de la biodiversité des communautés de microarthropodes. Il peut alors en découler des différences d'échantillonnage pouvant donner lieu à une plus faible représentativité de certains échantillons. Enfin, les études ont principalement eu lieu en systèmes agricoles de grandes cultures, ce qui induit leur surreprésentation dans les bases de données. En revanche, la variabilité des sols très anthropisés est peu étudiée. Une sous-estimation ou une surestimation des diversités dans les SUTMAs peut alors avoir été induite.

6. Conclusion

Contrairement aux *a priori*, les sols urbains (SUTMAs et jardins potagers) ne sont pas de plus faible qualité biologique que les sols agricoles. Tandis que les systèmes de grandes cultures apparaissent comme étant responsables d'une pression plus forte sur la biodiversité des sols, les terres de jardins potagers présentent une meilleure qualité biologique, proche de celle des terres de forêts. Les microarthropodes des terres de surface de jardins présentent de fortes variations par rapport aux communautés sous d'autres usages (forte proportion de collemboles, présence de collemboles épigéophiques et d'Acaridida) permettant la proposition de bioindicateurs de la qualité des sols urbains. Il reste cependant difficile de relier directement la qualité biologique avec la qualité physico-chimique des sols. En effet, le gradient de qualité biologique ne suit pas celui lié à l'anthropisation physico-chimique des sols (Figure 90). Afin de mieux comprendre les assemblages d'espèces, il convient d'étudier, à l'échelle d'une parcelle, l'influence de plusieurs facteurs (p.ex. contamination, monoculture).

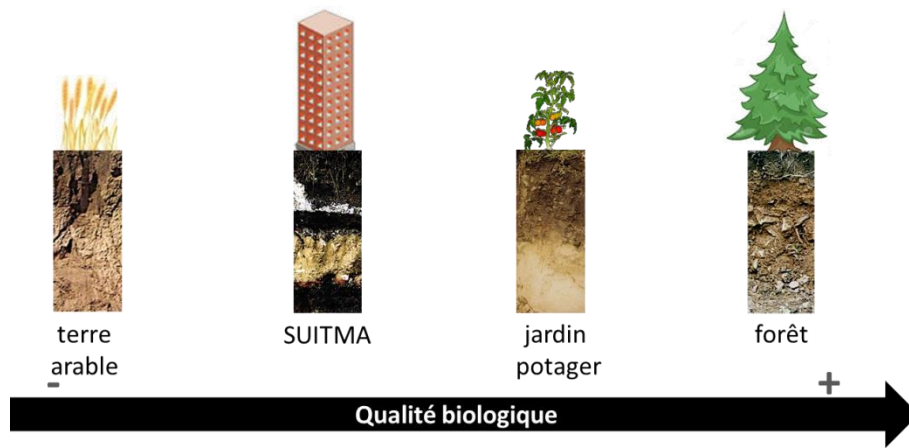


Figure 90 : Gradient de qualité biologique au sein de la couverture pédologique française

Chapitre 7 : Les traits fonctionnels, outils de compréhension des réponses des communautés de microarthropodes face à une contamination et à sa remédiation

1. Introduction

Les contaminations en métaux représentent un enjeu de gestion des sols, notamment dans le cas des jardins dont la production est à vocation alimentaire. Pour lutter contre ces pollutions dans les jardins, la méthode consiste majoritairement à fermer le jardin et à déplacer les jardiniers sur un autre site, ou à remplacer la terre contaminée par des terres agricoles excavées. Dans le but de maintenir l'activité de jardinage sans avoir recours à ces procédés coûteux aussi bien financièrement qu'au niveau de l'acceptation des populations, de nouvelles méthodes se sont développées. La phytoremédiation, qui consiste à utiliser les plantes pour extraire les métaux du sol tout en préservant la fertilité des sols, en fait partie. Cette technique est certes peu coûteuse mais relativement longue à mettre en œuvre (Diels *et al.* 2002; Schwartz *et al.* 2003, 2006). Pour augmenter les rendements d'extraction des métaux par les plantes, des associations avec des bactéries ou des apports d'acide citrique sont testés (bioaugmentation) afin d'accroître la bioaccessibilité des métaux pour les plantes (Wu *et al.* 2006; Lebeau *et al.* 2008; Braud *et al.* 2009). Les communautés de microarthropodes vont être influencées par différentes techniques de remédiation (phytoremédiation, désorption thermique) sur des sols multicontaminés par des métaux ou des polluants organiques (type HAP) (Ouvrard *et al.* 2011; Cebon *et al.* 2011). L'objectif de ce chapitre est alors (1) d'étudier l'effet de la mise en œuvre de différentes techniques de remédiation d'un sol de jardin sur les communautés de microarthropodes et (2) d'analyser les facteurs potentiels de variabilité de cette biodiversité à l'échelle intra-parcellaire.

Pour ce faire, les données récoltées sur la variabilité des communautés de microarthropodes d'un jardin, celui des Eglantiers (n=25) à Nantes, sont analysées sur la base de la structure des communautés et de divers indicateurs (taxonomiques et fonctionnels). L'influence de la phytoremédiation est aussi prise en compte par le biais de prélèvements avant et après mise en place de l'expérimentation, ainsi que par des comparaisons entre différentes modalités : T1, blé noir ; T2, blé noir + bactéries ; T3, blé noir + acide citrique ; T4, absence de plantes (témoin) ; BH, bande enherbée autour des placettes de phytoremédiation. Les données physico-chimiques proviennent des analyses effectuées par le Laboratoire de Planétologie et Géodynamique de Nantes (Lebeau, communication personnelle).

2. Propriétés du sol de la parcelle expérimentale

Avec une moyenne de 194 mg.kg^{-1} de Pb total dans la terre de surface du jardin (Tableau 41), entre 97% et 100% des placettes ont respectivement des concentrations en Pb supérieures aux seuils d'investigations de l'arrêté du 8 janvier 1998 concernant l'épandage des boues (100 mg.kg^{-1}) et de ceux d'ASPITET (Baize 2000) (60 mg.kg^{-1}). Les teneurs en As sont liées à une anomalie modérée du fond géochimique puisque les valeurs sont comprises entre 30 et 60 mg.kg^{-1} (Baize 2000). En ce qui concerne le Zn, les valeurs sont en dessous des seuils d'investigations de l'arrêté du 8 janvier 1998 et d'ASPITET (respectivement 300 et 150 mg.kg^{-1}). Pour le Cu, les valeurs sont toutes en dessous des seuils de l'arrêté (100 mg.kg^{-1}), tandis qu'à l'inverse 100% des valeurs dépassent le seuil ASPITET (35 mg.kg^{-1}). Pour le pH, le sol du jardin des Eglantiers est neutre avec 1 placette montrant des valeurs plus acides (5,8).

Tableau 41: Concentrations (en mg.kg^{-1}) et coefficients de variation (cv) des métaux totaux ainsi que du pH dans l'horizon superficiel des placettes (n=32) du jardin des Eglantiers

	moyenne	médiane	min	max	cv
As	36	36	26	43	13
Cu	64	61	46	100	20
Pb	196	194	97	314	24
Zn	79	76	57	107	15
pH	7,3	7,4	5,8	7,6	5,0

Au niveau de la variation spatiale des paramètres au sein de la parcelle, on observe un plus fort coefficient de variation pour le Pb résultant d'un gradient de contamination sur la parcelle expérimentale (Figure 91).

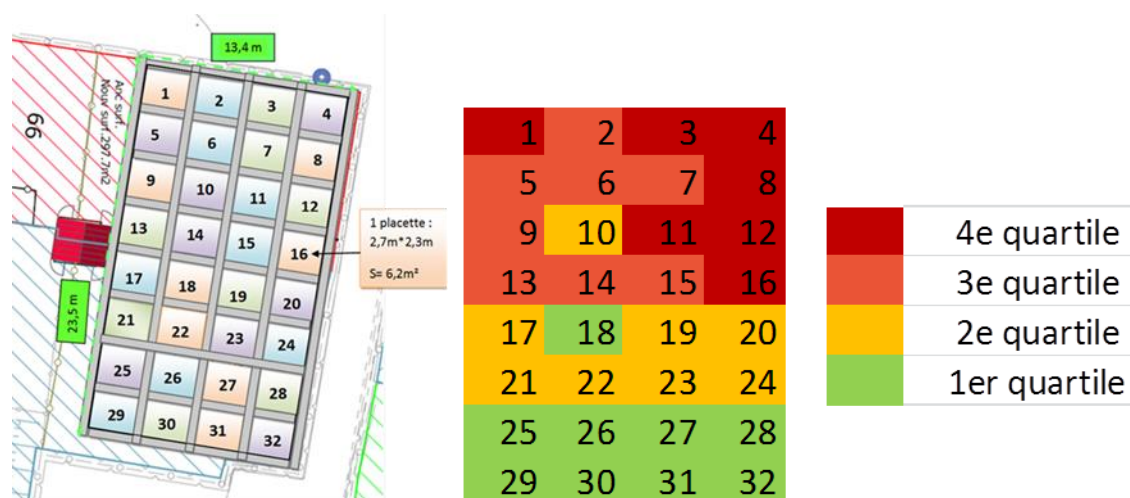


Figure 91: Positionnement des placettes au sein de la parcelle expérimentale et leur classement par quartile des analyses de Pb (Lebeau, 2013- ANR JASSUR)

3. La communauté de microarthropodes au printemps avant la mise en place de la phytoremédiation

Les densités globales de microarthropodes s'échelonnent de 2480 à 74 300 ind.m⁻² pour une moyenne de 18 040 ind.m⁻² avant l'expérimentation. Elles varient de 41 390 à 738 240 ind.m⁻² pour une moyenne de 178 640 ind.m⁻² après la phytoremédiation, soit une moyenne 10 fois supérieure aux valeurs avant bioremédiation. La composition moyenne des microarthropodes est dominée, quel que soit le temps de prélèvement, par les collemboles (64 ou 69 %) suivis des acariens (30 ou 29%) et des autres arthropodes (6 et 2%) (Figure 92). Les densités des acariens varient de 0 à 20 162 ind.m⁻² pour une moyenne de 5 480 ind.m⁻² et sont là encore dix fois plus faibles que les densités observées après phytoremédiation s'échelonnant entre 12 030 à 225 680 ind.m⁻² pour une moyenne de 51 650 ind.m⁻². La composition moyenne des acariens est dominée, quel que soit le temps de prélèvement, par les Acaridida (58 ou 60%) suivi des Oribatida (19 ou 17%) et Gamasida (21 ou 17%). Les densités des collemboles varient de 710 à 52 000 ind.m⁻² pour une moyenne de 11 320 ind.m⁻² (Figure 93) et sont multipliées par 10 après la phytoremédiation pour atteindre une moyenne de 122 800 ind.m⁻², avec des abondances variant entre 19 100 à 505 500 ind.m⁻². La richesse spécifique varie entre 2 et 8 espèces par échantillon, avec une moyenne de 5 taxons, et augmente d'un facteur deux après la phytoremédiation, avec des variations entre 6 à 13 espèces pour une moyenne de 10 espèces par réplicat. L'indice de Shannon-Weaver est en moyenne de 1,2 et augmente de 1,5 fois après la phytoremédiation, tandis que l'équitabilité est toujours faible (aux alentours de 0,4) démontrant une mauvaise répartition des espèces.

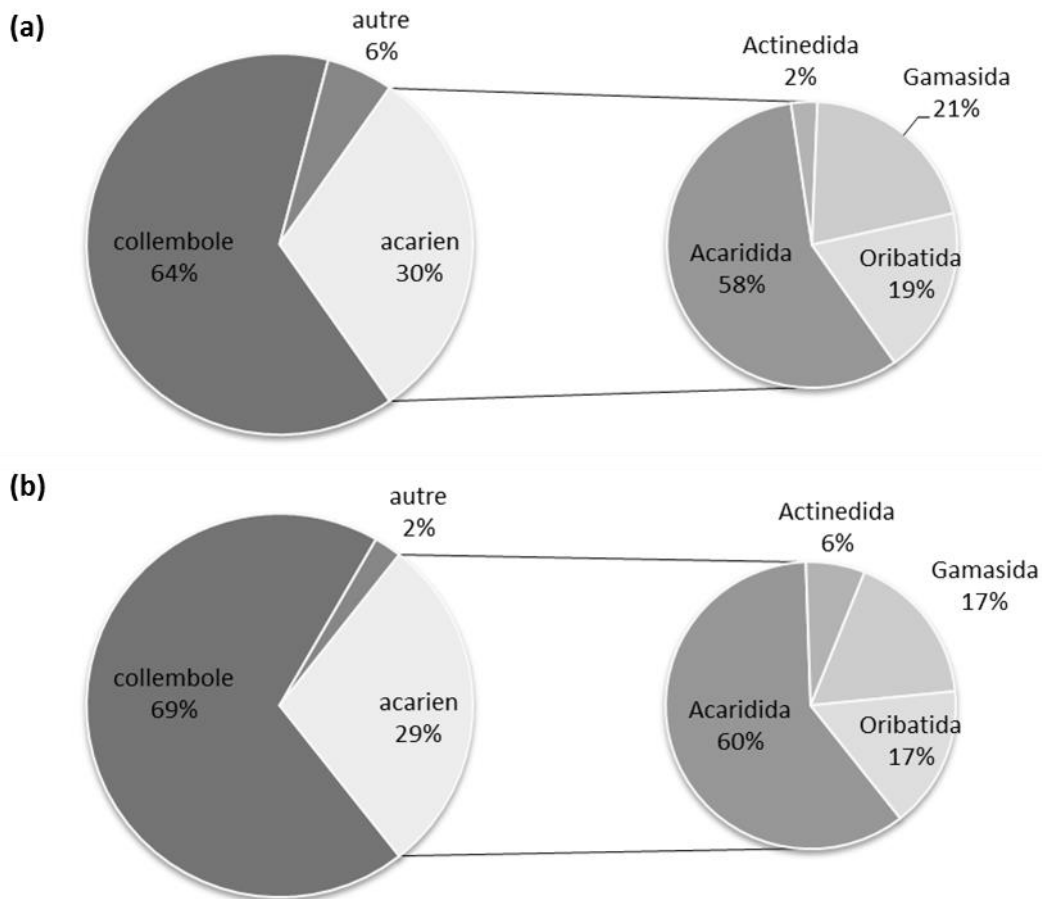


Figure 92 : Proportions des différents groupes de microarthropodes et d'acariens au sein du jardin (n=25) avant la phytoremédiation (a) et après la phytoremédiation (b)

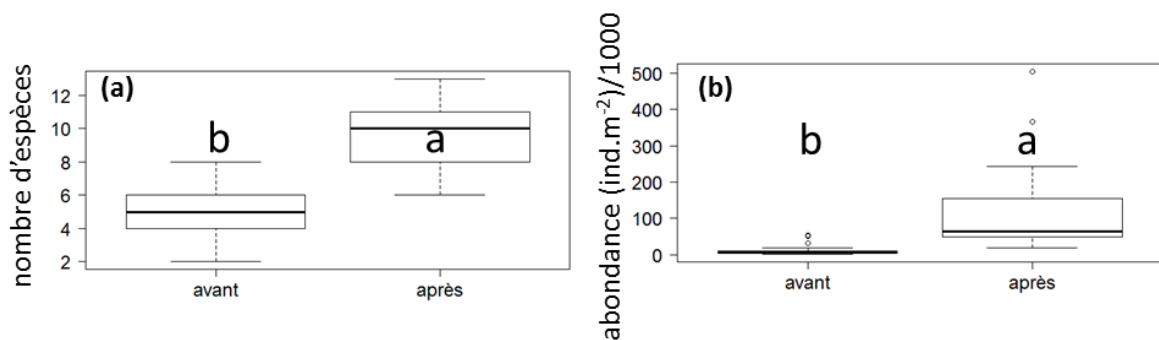


Figure 93 : Nombre d'espèces (a) et abondance (b) des collembolans avant et après la phytoremédiation

Au total, 32 taxons de collembolans ont été identifiés (Annexe 33) dont 20 taxons communs entre les deux temps de prélèvements. Le genre *Mesaphorura* n'a pas été identifié à l'espèce pour la totalité des individus. Les familles en communs entre les deux saisons sont : Brachystomellidae, Entomobryidae, Hypogastruridae, Isotomidae, Onychiuridae, Sminthuridae et Tullbergiidae. Bourletiellidae et Neanuridae sont spécifiques au printemps tandis que Sminthuridae et Neelidae sont spécifiques à l'automne. Les Isotomidae constituent la famille la plus représentée avec 10

espèces au printemps et 9 espèces à l'automne, tandis qu'on retrouve 5 familles avec seulement une espèce (p.ex. Neelidae). Trois taxons représentent à eux seuls 73 % de l'abondance des collemboles au printemps et 83% à l'automne : *Folsomia similis* (43% et 18%), *Parisotoma notabilis* (19% et 29%), *Proisotoma minuta* (11% et 36%). Néanmoins, la répartition des abondances entre ces trois espèces est différente de celle du printemps, *F. similis* ne représentant plus que 18% de l'abondance à l'automne contre 43% au printemps. En termes de présence, on observe 11 espèces singletons et trois doubletons au printemps contre trois espèces singletons et quatre doubletons après l'expérimentation. Les espèces les plus fréquentes au printemps sont *Folsomia similis*, *Proisotoma minuta*, *Parisotoma notabilis* qui sont présentes dans 90, 52 et 48 % des réplicats. Six autres taxons sont présents dans au moins un tiers des échantillons : *Bourletellia hortensis* Fitch 1863, *Ceratophysella gibbosa*, *Isotomodes productus* Axelson 1906, *Isotomurus palustris* Müller 1776, *Mesaphorura sp.* et *Protaphorura armata*. Après phytoremédiation, *Folsomia similis* et *Proisotoma minuta* sont présentes dans tous les échantillons. *Entomobrya multifasciata* Tullberg 1871, *Isotomodes productus*, *Mesaphorura sp.*, *Parisotoma notabilis* et *Protaphorura armata*, sont présentes dans au moins trois quarts des réplicats. Le groupe écomorphologique le plus abondant dans la communauté de collemboles est celui des hémi-édaphiques, avec 79% des individus au printemps et 85% à l'automne. Les eu-édaphiques représentent 10% des individus quel que soit le temps de prélèvement, tandis que la proportion d'épi-édaphiques passe de 11 à 5% des individus après la phytoremédiation.

4. Effets des différentes modalités de phytoremédiation sur les communautés de collemboles

4.1. Approche taxonomique

Aucune différence significative n'est observable entre les traitements, quelle que soit la période, pour la richesse spécifique, l'abondance, les indices de diversité ou d'équitabilité (Tableau 42). On notera tout de même une tendance à une diminution de la densité dans les traitements non concernés par la phytoremédiation (bande enherbée ou sans plante). De plus, dans le traitement sans plante, une tendance à une plus faible diversité est aussi observée.

Tableau 42 : Abondance en ind.m⁻² (D), Richesse spécifique moyenne (S), diversité (H) et équitabilité (E) en fonction de leur modalité de traitement (BH : bande enherbée ; T1 : blé ; T2 : Blé + bactéries ; T3 : blé + complexe ; T4 : témoin sans plante). Aucune différence significative n'est observée (0,05).

	BH	T1	T2	T3	T4
D	85 600	127 700	98 700	207 300	45 630
S	10,0	10,5	8,8	10,2	8,3
H	1,3	1,6	1,5	1,4	1,5
E	0,4	0,5	0,5	0,4	0,5

Une ordination ACoP a été réalisée sur la composition spécifique (26 espèces) des 25 placettes du jardin (Figure 94). Les 2 premiers axes expliquent 52% de l'inertie totale. Une séparation le long de l'axe 1 (35%) est observable de T4 vers T1 et T3. Sur l'axe 2 (17%), l'opposition s'effectue entre BH d'un côté et les 4 traitements de l'autre. Ce second axe semble représenter un gradient de végétation avec le T4 sans végétation, les traitements T1, T2 et T3 avec du blé, et enfin BH avec un couvert végétal continu. Par rapport au témoin (T4) et aux bandes enherbées, les cortèges spécifiques de collemboles semblent être modifiés par la phytoremédiation. En revanche, la composition spécifique ne diffère pas entre les différentes modalités de remédiation.

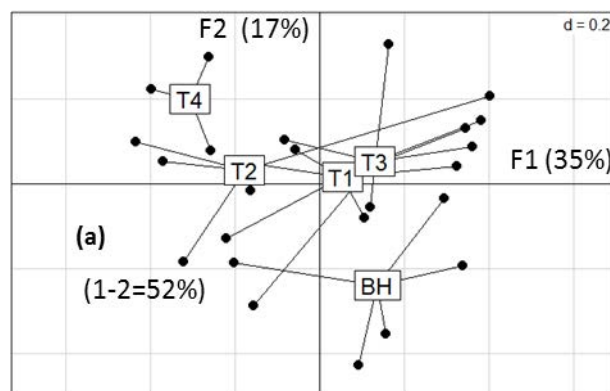


Figure 94 : Analyse des COordonnées Principales sur l'abondance relative des espèces présentes au sein des 25 placettes du jardin des églantiers (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des placettes en fonction du traitement (BH : bande enherbée ; T1 : blé ; T2 : Blé + bactéries ; T3 : blé + complexe ; T4 : témoin sans plante).

Afin d'analyser plus finement les communautés, une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été réalisée sur la présence-absence des espèces au sein des différents réplicats après la phytoremédiation (Figure 95). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 30% de la variabilité. La projection des réplicats sur les axes confirme la différenciation des communautés des bandes enherbées, mais ne montre pas de différence entre les traitements avec ou sans phytoremédiation. Cependant, il existe une variabilité du cortège spécifique en fonction des réplicats. On observe

notamment une opposition entre les espèces plus colorées (p.ex. *Brachystomella parvula*) et les espèces claires (p.ex. *Neelus murinus*). Des corrélations entre certaines espèces dans des réplicats indépendamment du traitement (p.ex. *Isotomiella minor* et *Sminthurdines signatus* en T4.1 et T3.3) sont observées.

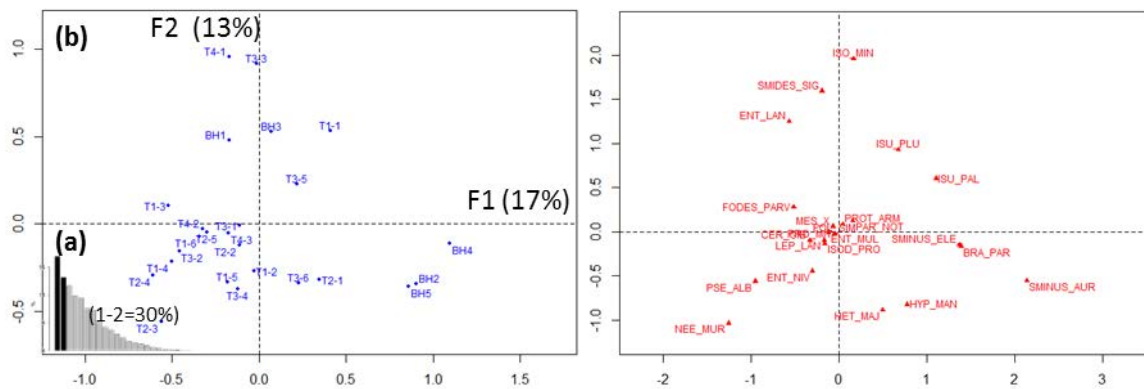


Figure 95: Analyse factorielle des correspondances sur la présence/absence des espèces de collemboles (23 espèces) dans les placettes de la parcelle expérimentale (n=25) après la récolte des cultures de blé utilisée dans le cadre d'une phytoremédiation. (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des réplicats sur les deux premiers axes (c) cercle de corrélation montrant la répartition des espèces (BH : bande enherbée ; T1 : blé ; T2 : Blé + bactéries ; T3 : blé + complexant ; T4 : témoin sans plante).

4.2. Approche fonctionnelle par les traits

Afin d'observer si les variations du cortège spécifique peuvent être liées à certains traits morphologiques (comme la couleur) ou à des traits liés aux préférences écologiques (p.ex. habitat), une approche fonctionnelle des communautés de collemboles selon 8 traits fonctionnels a été menée (Tableau 43) eu égard à leur capacité à renseigner sur la nature des stress environnementaux (Makkonen et al. 2011; Salmon et al. 2012) (cf. Chapitre 2).

Tableau 43 : Modalités et abréviations des 8 traits fonctionnels utilisés pour caractériser la structure fonctionnelle des communautés de collemboles du jardin des Eglantiers

trait	modalité	abréviation
forme du corps	sphérique	BSH_Sph
	cylindrique	BSH_Cyl
taille	<1mm	BLR_inf1
	1-2mm	BLR_1_2
	2-3 mm	BLR_2_3
	>3mm	BLR_sup3
locomotion	avec furca ou réduite	MS_Furca
	absente	MS_Nofurca
pigmentation	pigmenté	PIG_avec
	apigmenté	PIG_sans
organe visuel	ocelles	OCE_avec
	san ocelle	OCE_sans
reproduction	sexuée	REP_Sex
	asexuée	REP_Asex
habitat	forestier	HABI_For
	agricole	HABI_Agri
	anthropisé	HABI_Artif
micro-habitat	matière en décomposition	MHABI_Dec
	matière minérale	MHABI_Min
	végétation	MHABI_Veg

La proportion d'individus sphériques au sein des réplicats est négligeable car les 24% d'espèces sphériques sont peu abondantes. Il en va de même pour les individus sans ocelles (seulement 18% des espèces) et sans furca (9%). Aussi ces trois traits fonctionnels ne sont plus utilisés dans la suite des analyses du fait de leur faible variabilité au sein des communautés. La distribution des collemboles selon leurs traits fonctionnels montre une communauté dominée par des individus de petite taille (< 2 mm) (96%), pigmentés (61%) et ayant une reproduction sexuée (76%) (Figure 96). En termes d'habitat, les organismes sont associés à des forêts (52%), des habitats artificiels (28%) ou agricoles (19%), mais concernent peu les habitats humides (1%). Au niveau des micro-habitats, un équilibre entre deux catégories s'observe avec 48% d'organismes vivant au niveau des surfaces minérales (p.ex. roche) et 45% dans des matières en décomposition (p.ex. litière). Les individus associés aux micro-habitats de type végétation sont peu fréquents (7%).

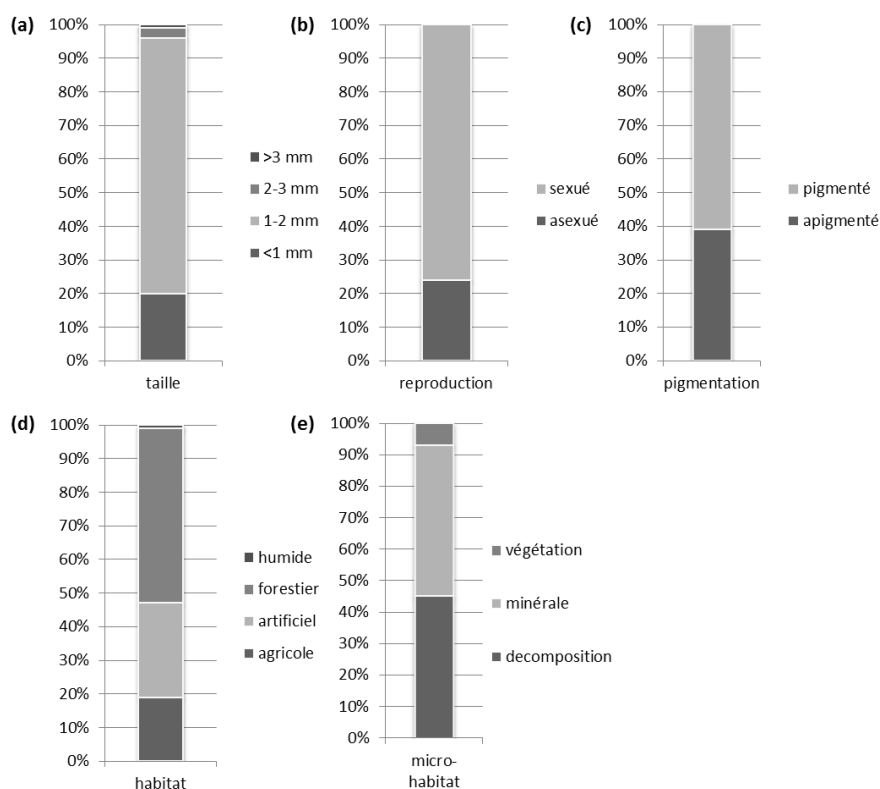


Figure 96 : Distribution du Community Weighted Mean (CWM) de la communauté de collemboles en fonction de 5 traits fonctionnels : (a) taille du corps, (b) reproduction, (c) pigmentation, (d) habitat, (e) micro-habitat

La distribution des collemboles selon leurs traits morphologiques ou leurs préférences écologiques ne présente pas de différences entre les traitements. De même, les valeurs moyennes de richesse fonctionnelle (0,001), de diversité fonctionnelle (0,79), de dissimilarité fonctionnelle (0,16), d'équitabilité fonctionnelle (0,61) et d'indice de RaoQ (0,04) ne montrent pas de différences significatives entre les traitements.

Une ACP a été réalisée sur 20 paramètres biologiques décrivant la structure fonctionnelle des 25 échantillons de microarthropodes (Figure 76). Les composantes principales F1 et F2 expliquent 64% de la variabilité. Sur le premier axe on observe une opposition, entre d'un côté les communautés composées d'individus de petite taille (1-2 mm) ayant une reproduction sexuée et inféodés aux habitats agricoles ou anthropisés et au micro-habitat de type matière en décomposition (p.ex. litière), et de l'autre côté les individus de très petite taille (<1 mm) ayant une reproduction asexuée et inféodés aux habitats forestiers et au micro-habitat minéral. Sur l'axe 2 on observe une opposition, entre d'un côté les individus pigmentés dont la proportion augmente dans les communautés avec la plus forte dissimilarité et divergence, et de l'autre côté les individus pigmentés inféodés au micro-habitat de type végétation. En s'intéressant au positionnement des observations en fonction des pratiques, aucune différence n'est à noter entre les traitements de phytoremédiation. Par contre, les bandes enherbées et le traitement sans plantes s'individualisent et

s'opposent le long de l'axe 2, les trois autres traitements se retrouvant en position médiane sur cet axe.

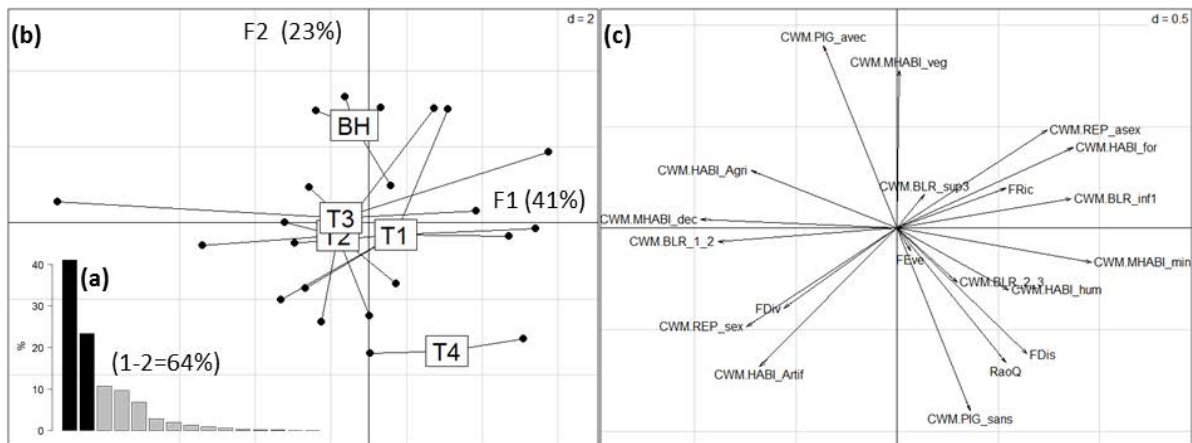


Figure 97 : Analyse en composantes principales de 25 échantillons sur la base de 20 variables (Fric : richesse fonctionnelle, FDiv : diversité fonctionnelle, FDis : dissimilarité fonctionnelle, FEve : équitabilité, RaoQ : divergence fonctionnelle et 15 CWM) (a) pourcentages d'inertie des axes (b) cercle de corrélation montrant la répartition des observation en fonction des pratiques (c) cercle de corrélation montrant la répartition des variables.

5. Effet du gradient de contamination au plomb sur les communautés de collemboles

L'AFC sur le cortège spécifique avait aussi permis de mettre en avant des corrélations entre certains réplicats non liés aux modalités de la phytoremédiation. Afin de comprendre cet autre facteur de sélection des espèces, des tests de corrélation ont été réalisés entre les métriques taxonomiques (S, H, E) et le gradient de contamination au Pb existant sur la parcelle, indépendamment des modalités de remédiation et uniquement à l'automne (au printemps, les faibles densités ne permettent pas d'effectuer des corrélations pertinentes). Les corrélations entre S, H, E et les teneurs en Pb (respectivement -0,38, -0,35 et -0,22) ne sont pas significatives ($pvalue > 0,05$). Par contre, lorsque l'on observe les corrélations entre les métriques fonctionnelles (FDiv, FRic, FEve, FDis, RaoQ, CWM) et le gradient de teneur en Pb après la récolte des cultures de blé, des différences significatives ressortent (Figure 98). L'augmentation des teneurs en Pb induit une augmentation de la proportion d'individus pigmentés et préférant les micro-habitats de type végétation. Dans le même temps, la dissimilarité et la divergence (RaoQ) fonctionnelle diminuent parallèlement au gradient de teneurs en Pb dans les horizons supérieurs du sol.

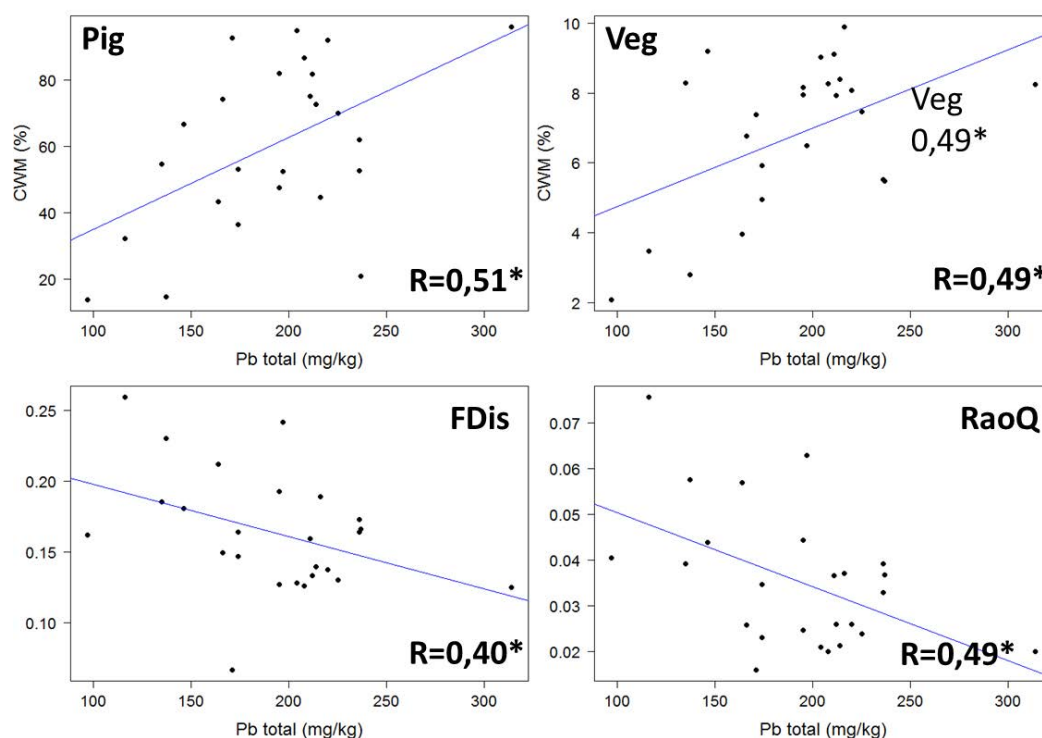


Figure 98 : Relations linéaires entre la concentration totale en Pb en fonction des valeurs de CWM des modalités pigmentée (PIG), d'habitat de type végétation (Veg), de dissimilarité fonctionnel (FDis) et d'indice de RaoQ pour les différentes communautés de collemboles des placettes de la parcelle expérimentales (n=25) après récolte du blé. * : corrélation significative (seuil de 0,05)

6. Discussion

6.1. La contamination en Pb du jardin des Églantiers : un filtre abiotique impliquant une convergence des traits de la communauté de microarthropodes

La communauté de microarthropodes du jardin des églantiers est très homogène. Parmi les acariens, les taxons majoritaires sont avant tout des taxons à forte capacité de colonisation (stratégie r) comme les Acaridida, qui vont être plus tolérants aux perturbations (Bachelier 1978). Au sein de la communauté de collemboles, ce sont les héli-édaphiques qui dominent de par leur plus forte tolérance aux contaminations que les eu-édaphiques (Parisi *et al.* 2005; Cebon *et al.* 2011). Cette dominance de certains groupes s'observe aussi par la faible valeur d'équitabilité induite par une forte fréquence et abondance de trois espèces : *F. similis*, *P. notabilis* et *P. minuta*. *P. notabilis* est une espèce considérée comme ubiquiste, très fréquente dans d'autres études et qui pourrait même rassembler plusieurs espèces cryptiques (Porco *et al.* 2012). *P. minuta* est une espèce de milieux agricoles qui est associée aux milieux ouverts et aux sols contaminés (Potapow 2001). *F. similis* est une espèce peu fréquente et semble spécifique des jardins (Potapow 2001). La composition

fonctionnelle des communautés de collemboles est homogène, avec notamment la prépondérance d'organismes ayant une forte capacité de dispersion et de mobilité (*furca*, ocelles, reproduction sexuée) (Mebes et Filser, 1997, Salmon *et al.* 2014). Ces faibles variations mènent à penser que le jardin des Eglantiers, contaminé par différents polluants (p.ex. Pb, As), crée des conditions édaphiques qui vont sélectionner des espèces possédant des traits adaptés à ce milieu stressant pour les organismes. Des corrélations positives entre les teneurs totales en Pb et les caractéristiques morphologiques ainsi que les préférences écologiques (micro-habitat de type végétation) démontrent la sélection d'organismes vivant en surface et adaptés à une plus forte prédation. Les organismes vivant en surface seront favorisés par leur plus faible contact avec sol. La vie en surface implique des adaptations à de plus fortes perturbations (ocelles et reproduction sexuée) (Prinzing *et al.* 2002; Lindberg *et al.* 2005; Malmström 2012; Farská *et al.* 2014), à une prédation plus forte (*furca*) (Ponge *et al.* 2006; Salmon *et al.* 2014) et la protection contre les UV (pigmentation) (Hopkin 2007). En outre, les corrélations négatives entre ces teneurs en Pb et les métriques fonctionnelles de dissimilarité, ou divergence fonctionnelle, démontrent une convergence des traits de la communauté parallèlement à l'augmentation de la contamination. La contamination agit ainsi comme un filtre environnemental, dont la diminution permettrait d'augmenter la divergence des traits et ainsi la diversité fonctionnelle (Pelosi *et al.* 2014).

6.2. La phytoremédiation : un effet confondant au couvert végétal

La phytoremédiation a pour objectif de diminuer les teneurs en Pb d'un sol. Outre l'effet indirect sur les communautés de microarthropodes, la phytoremédiation démontre un effet sur l'abondance et la richesse spécifique qui sont respectivement 10 et 2 fois plus élevées après la phytoremédiation qu'avant sa mise en place dans le jardin des Eglantiers. Bien qu'il existe des variations saisonnières des propriétés des communautés de collemboles, y compris en milieu urbain (Santorufó *et al.* 2014b), il n'a pas été démontré d'effet des saisons sur les communautés de microarthropodes au sein des jardins du même secteur et à la même période (chapitre 5, 3.4). Ainsi, la phytoremédiation semble bien avoir un effet positif sur la biodiversité des microarthropodes des jardins. Néanmoins, cet effet semble se généraliser au jardin et est difficilement reliable aux différentes modalités de traitements. Aucune différence significative n'est observable entre les différents traitements en termes de richesse taxonomique et d'abondance. Cet effet généralisé est sans doute dû à la mise en place d'un couvert végétal (blé ou végétation herbacée), comme observé dans le cadre d'autres études (Renaud *et al.* 2004). Cette hypothèse est étayée notamment par une différenciation des communautés spécifiques en trois groupes : les communautés des placettes sans plante, celle des parcelles avec phytoremédiation quelle que soit la modalité, et enfin celles des bandes enherbées.

Ces modifications selon le couvert végétal s'observent aussi au niveau des traits fonctionnels. Plus le couvert végétal est abondant, plus les organismes pigmentés et inféodés à ce type de micro-habitat sont sélectionnés, formant alors des communautés ayant une convergence de traits. Par rapport à cette communauté, le cortège spécifique du traitement sans plante démontre une divergence de traits fonctionnels. L'effet de la phytoremédiation est donc indirect sur les collemboles via le couvert végétal. Cet effet reste cependant temporaire. La culture sélectionnée pour la remédiation, le blé noir, est une culture annuelle impliquant un traitement du sol pouvant affecter les communautés de microarthropodes (Volk *et al.* 2006). On notera cependant que le projet a aussi pour but d'intégrer des cultures d'hiver (moutarde brune) entre les rotations de blé ce qui pourra permettre de minimiser l'effet des travaux en assurant un couvert végétal tout au long de l'année.

6.3. Complémentarité de l'approche fonctionnelle à l'approche taxonomique

Le but de l'approche fonctionnelle par les traits est (i) de s'affranchir du niveau taxonomique afin de relier plus facilement le fonctionnement des écosystèmes aux communautés qui le composent (Diaz *et al.* 2004) et (ii) de pouvoir englober la plupart des stratégies biologiques sans définir des groupes *a priori* (type groupe écomorphologique) (Hedde *et al.* 2012). Les traits se sont déjà illustrés comme étant plus sensibles que les indicateurs taxonomiques pour révéler les réponses des communautés face à une contamination dans le cas des carabes (Ribera *et al.* 2001; Skalski *et al.* 2010). On retrouve cette plus forte sensibilité dans cette étude pour le cas des collemboles. Les indicateurs taxonomiques n'évoluent pas en fonction du degré de contamination alors qu'on observe des variations au niveau des traits morphologiques, type pigmentation ou ocelles. Ces traits permettent donc de renseigner sur les modalités de la réponse des communautés à l'effet des contaminations en Pb. De même, si des différences au niveau du cortège spécifique sont observées entre les modalités de l'expérimentation, les indicateurs taxonomiques ne sont pas modifiés. C'est la prise en compte des préférences en termes de micro-habitat et habitat qui permet d'élucider les mécanismes liés à ces variations. En outre, l'approche fonctionnelle basée sur les traits met aussi en lumière la convergence des traits au sein des communautés sous l'effet de facteurs environnementaux. Ainsi, cette approche permet de faire le lien rapide, dans les études *in situ*, entre les traits et leurs patrons d'abondance en réponse à des gradients complexes (Gross *et al.* 2008) et d'apporter alors de nouveaux éléments aux règles d'assemblages (McGill *et al.* 2006).

7. Conclusion

La contamination au Pb des terres de surface de jardins agit comme un filtre environnemental dont l'intensité varie avec les teneurs dans le sol, et a pour conséquence une convergence des traits (Figure 99). La phytoremédiation a alors uniquement un effet indirect par la mise en place d'un couvert végétal qui permet des interactions biotiques entre la végétation et les microarthropodes. L'approche fonctionnelle par le biais des traits montre un fort potentiel pour mieux comprendre les règles d'assemblages. Les indices basés sur la structure fonctionnelle se montrent plus sensibles que les indices taxonomiques par rapport aux changements environnementaux, tels que le degré de contamination ou le changement de couvert végétal.

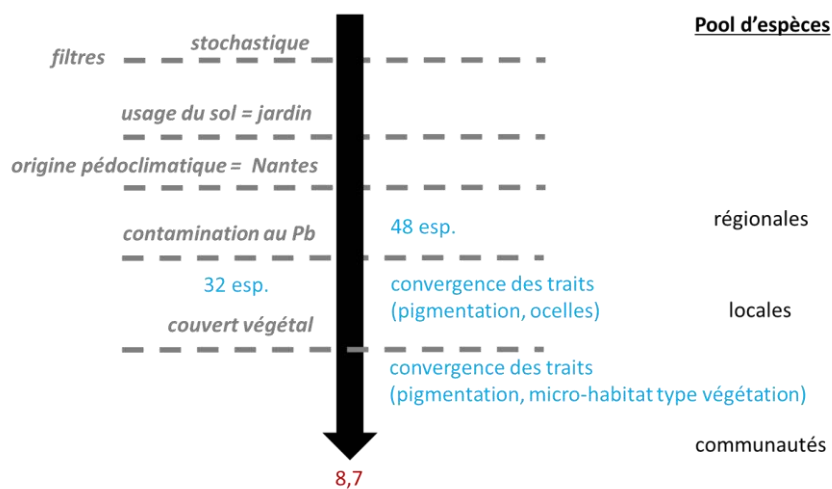


Figure 99: Conclusion sur les règles d'assemblages montrant l'effet des différents filtres de sélection des espèces de collemboles dans un jardin contaminé au plomb à Nantes (en bleu, la richesse spécifique totale ; en rouge, la richesse spécifique moyenne par jardin)

Conclusion de partie

Les communautés de microarthropodes des jardins sont la résultante des modifications anthropiques du milieu. Cet effet est seulement indirect et s'observe à plusieurs échelles de sélections des espèces. En premier lieu, les espèces présentes dans les jardins sont des organismes qui présentent des caractéristiques communes (convergence de traits) adaptées à ce type d'usage des sols, c'est-à-dire à la vocation anthropique du milieu. Dans un second temps, à l'échelle régionale (ville ou agglomération), ce sont les propriétés pédoclimatiques qui vont influencer les assemblages d'espèces. Ces propriétés découlent à la fois du contexte environnemental et de l'action des pratiques des politiques globales d'aménagement agissant sur la structure du paysage. A l'échelle du jardin, les pratiques vont influencer les communautés d'organismes en diminuant les interactions biotiques par suppression du couvert végétal (diminution de la divergence des traits) et en augmentant l'effet des contraintes du milieu (p.ex. contamination) sur la sélection des traits (convergence des traits).

PARTIE 4 : Discussion

Introduction

Les activités humaines induisent des perturbations au sein des écosystèmes que l'on nomme globalement « anthropisation ». La conséquence de ce facteur majeur de la pédogenèse est l'accroissement des surfaces de sols urbains, industriels, de zones de trafics, militaires et miniers (SUITMA) au sein de la couverture pédologique française et internationale. Ces sols doivent, comme le reste de la couverture pédologique, répondre à de nouvelles attentes sociétales et ainsi assurer toujours plus de services écosystémiques. Ces services écosystémiques sont reliés à la qualité du sol, qui s'exprime à travers ses dimensions physico-chimiques et aussi biologiques. Pour répondre à ces nouvelles attentes des agroécosystèmes urbains se développent au sein des villes, par exemple sous la forme de toits potagers ou encore d'agriculture péri-urbaine maraîchère. Parmi ces agroécosystèmes urbains, les jardins potagers sont à la convergence des fonctions de production alimentaire, d'interactions sociales et de conservation d'espaces végétalisés en ville. De par cette multifonctionnalité, les jardins potagers sont aussi au centre de plusieurs questionnements relatifs à l'anthropisation des écosystèmes, tant en termes de pratiques agricoles (gestion des intrants, pollutions potentiellement induites, pertes de biodiversité) que des conséquences de l'urbanisation sur ces systèmes par modifications des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols. Les jardins associatifs urbains ont été choisis comme supports d'étude afin de mieux comprendre les effets de (i) l'urbanisation, (ii) la localisation pédoclimatique et (iii) des pratiques de jardinage sur la qualité bio-physico-chimique des sols.

La qualité physico-chimique des sols de jardins, ainsi que ses facteurs d'influence, a été définie (chapitre 3) et replacée dans le contexte de la couverture pédologique française (chapitre 4). A partir de cette caractérisation, la qualité biologique (grâce à la structure des communautés) des sols de jardins a été évaluée (chapitre 5) et positionnée par rapport aux autres usages (forêt, terre arable, SUITMA) (chapitre 6). La variabilité de cette qualité au sein d'un jardin a été caractérisée dans un contexte de contamination métallique et de sa remédiation (chapitre 7).

Dans cette discussion, le but est alors dans un premier temps d'apporter de nouveaux éléments de réponse aux questions théoriques évoquées en introduction sur la qualité physico-chimique et biologique des sols de jardins et d'élargir notre approche à d'autres questions de fond en écologie des communautés. Il s'agira notamment de traiter de l'application de l'approche fonctionnelle de la biodiversité à la problématique des jardins associatifs urbains. Dans un second temps, ces éléments nous permettront de discuter des sorties finalisées de la Thèse, pour une meilleure gestion des sols de jardins.

Chapitre 8 : La qualité des sols de jardins : caractérisation et facteurs d'influence

1. La qualité des sols de jardins associatifs : des sols à haut potentiel en milieu urbain

1.1. La qualité physico-chimique des sols de jardins associatifs

La qualité d'un sol de jardin est évaluée d'une part par le biais de ses propriétés physico-chimiques en termes de fertilité, afin d'assurer la croissance des végétaux, et d'autre part sous l'angle des contaminations potentielles, pouvant induire des risques sanitaires par transferts de polluants vers les plantes potagères. La qualité physico-chimique des sols de jardins est la résultante de plusieurs facteurs successifs induisant des modifications de l'état des terres de surface à différentes échelles. Le premier facteur prépondérant est l'usage du sol. En effet, dans le chapitre 4, le gradient d'anthropisation a été décrit comme étant un facteur majeur de modification des propriétés physico-chimiques des sols (Chapitre 4, Figure 58). Cette altération modifie les caractéristiques physico-chimiques de sols en fonction de leurs usages, qui peuvent alors être discriminés par une gamme de propriétés physico-chimiques. Les sols de jardins apparaissent ainsi comme une entité homogène ; leurs teneurs élevées en Cu, Pb et Zn totaux les distinguent des usages moins anthropisés (type forêt, prairies ou terres arables agricoles), tandis que leur fertilité élevée (C, N) les distingue des SUTMAS. La surfertilisation phosphatée, liée à leur fonction de support de production de biomasse à vocation alimentaire, est très caractéristique des sols de jardins (par rapport aux autres usages des sols, même agricoles). Un deuxième facteur d'influence va engendrer trois types de sols au sein des sols de jardins : leur localisation pédoclimatique. Ce facteur lié à la pédogenèse va déterminer en grande partie la texture des sols et leurs teneurs en métaux (en particulier Co, Cr, Mo, Ni, Tl), qui seront plus ou moins élevées dans les terres de jardins potagers en fonction du fond géochimique (Chapitre 3, Figure 41). En revanche, il est difficile de relier les différents niveaux de fertilité des sols uniquement au fond géochimique. De même, les teneurs totales en certains autres métaux (essentiellement Cd, Cu, Pb et Zn) ne sont pas corrélées au fond géochimique. Les teneurs en métaux sont alors très corrélées à l'intensité de certaines pratiques de jardinage (p.ex. relation entre teneur totale en Cu et utilisation de bouillie bordelaise) (Chapitre 3, Figure 44). Il faut alors aussi mentionner l'effet cumulatif des pratiques de jardinage au fil des ans (p.ex. augmentation des teneurs en MO et en métaux dans les jardins de plus de 50 ans). Les pratiques de jardinage sont toutefois différentes d'un jardinier à l'autre selon ses caractéristiques (principalement genre, CSP, âge). Or, toutes les catégories de jardiniers ne se retrouvent pas dans chacune des villes ; cela peut ainsi induire une

variation de la qualité physico-chimique des sols due aux autres pratiques, ceci aussi bien entre les villes qu'au sein d'une même ville.

Les terres de surface de jardins présentent donc une qualité physico-chimique intermédiaire, définie spécifiquement par leur usage. L'état des terres de jardins reflète une fertilité élevée, globalement très supérieure à celle des sols agricoles. Des teneurs excessives en métaux comme en éléments nutritifs (en particulier P) pourraient cependant diminuer leur capacité à assurer leurs principales fonctions et services, particulièrement ceux qui dépendent de l'activité biologique des sols.

Au vu de la variété des jardins sur le territoire français, il a été impossible d'étudier la totalité de la population statistique nécessaire, évaluée à plus de 7440 jardins par le programme SOJA-Ademe. Cependant, l'échantillonnage des sols de jardins a pris appui sur les conclusions de ce programme de recherche définissant neuf facteurs influant majoritairement les sols de jardins : le milieu actuel (p.ex. urbain, rural, péri-urbain), le matériau parental du sol, les usages passés, l'âge et le sexe du jardinier, les pratiques, la catégorie socioprofessionnelle du jardinier, les types et parts relatives des productions, le climat et l'âge du jardin. Ces facteurs ont été définis sur la base d'un état de l'art et de l'expertise du consortium ayant mené le projet (Tableau 44). Grâce aux résultats présentés dans cette Thèse, il est possible de discuter de la pertinence de ces variables explicatives sur la qualité des sols de jardins, ainsi que de la nécessité d'acquérir des informations supplémentaires pour conclure sur la qualité physico-chimique des sols de jardins sur le territoire français.

Tableau 44: Classement des neuf premiers facteurs d'influence de l'écosystème jardin en fonction de leurs indices de pertinence (Chenot *et al.* 2012)

variables explicatives	indice de pertinence
milieu actuel	0
matériau parental du sol	7
usage(s) passé(s)	9
âge et sexe du jardinier	10
pratiques	10
CSP du jardinier	11
types et parts relatives des productions	11
climat	15
âge du jardin	15

Premièrement, il s'avère que les différents niveaux d'urbanisation étudiés (industriel, mixte et habitation) n'agissent pas de manière significative sur les propriétés physico-chimiques des sols de jardins. Pour confirmer l'effet du milieu actuel sur l'état des sols de jardins, il conviendrait de comparer les propriétés physico-chimiques de sols de jardins urbains et ruraux. Le climat est également un facteur sur lequel il est difficile de statuer. En effet, le fond géochimique et le climat se confondent. Pour les distinguer, il faudrait étudier les sols de plusieurs villes par type de climat. En revanche, il a été démontré que les changements et superpositions d'usages sont un facteur clef de la qualité des sols. Le matériau parental est un autre facteur dominant dans la définition des propriétés physico-chimiques des sols. Ensuite, ce sont les pratiques de jardinage qui vont modifier les caractéristiques des sols. Les types et parts relatives des productions, âge, sexe et CSP du jardinier vont modifier le sol de manière indirecte en influençant les pratiques. Ces modifications seront plus ou moins marquées selon l'âge du jardin, les accumulations d'éléments s'accroissant au cours du temps.

Tableau 45: Classement des quatre facteurs d'influence de l'écosystème jardin en fonction de leurs indices de pertinence (Chenot *et al.* 2012)

variables explicatives
usage(s) passé(s)
matériau parental du sol
pratiques
âge du jardin

1.2. La qualité biologique des sols de jardins associatifs

La qualité biologique des terres de surface de jardins est-elle influencée par les mêmes facteurs que les caractéristiques physico-chimiques ? Les règles d'assemblage des communautés d'organismes vivants permettent de faire ressortir les facteurs majeurs (ou filtres) hiérarchisés qui conditionnent la composition d'une communauté donnée en un point et à un instant choisi (Lortie *et al.* 2004). Les assemblages présents dans l'ensemble des écosystèmes étudiés en France peuvent être assimilés aux pools d'espèces régionales. Plusieurs filtres associés à des contraintes environnementales, agissant à différentes échelles de temps et d'espace, vont ensuite sélectionner la diversité et la composition des espèces présentes au niveau du pool local (Weiher et Keddy 1999; Hedde 2006). Des contraintes environnementales à l'échelle locale (p.ex. hétérogénéité des ressources) et/ou les interactions biotiques (p.ex. compétition, facilitation) vont sélectionner les espèces présentes à l'échelle de la communauté.

Afin de déterminer l'effet des différents filtres sur la biodiversité, les microarthropodes et notamment les collemboles sont utilisés dans cette démonstration comme groupe modèle. Ils sont souvent considérés comme bio-indicateurs de la qualité des sols (Cortet *et al.* 1999) et forment un groupe faunistique très diversifié, même si la répartition géographique de beaucoup d'espèces reste encore méconnue. Au Royaume-Uni et en Irlande, on dénombre un total de 250 espèces de collemboles (Hopkin 2007). En France, ce sont 168 taxons de collemboles qui ont été identifiés au sein des quatre usages pris en compte dans cette étude : forestier, agricole, jardins et urbain (Figure 100). Cet ensemble d'espèces forme le pool régional.

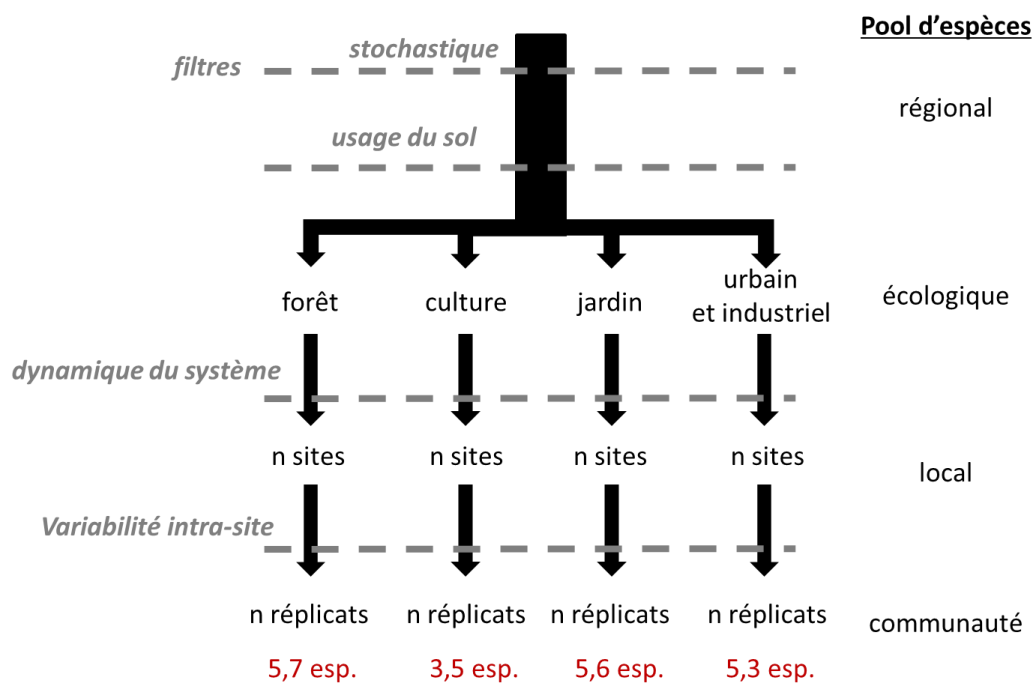


Figure 100 : Sélection des pools d'espèces en fonction de l'intervention des différents facteurs d'influence des communautés de collemboles au sein de la couverture pédologique Française. En rouge, le nombre moyen d'espèces par réplicat.

Du fait de la sur-représentativité des échantillons de sols issus de milieux agricoles, il n'est pas possible de quantifier l'effet du filtre lié à l'usage du sol. En revanche, il s'avère que ce filtre environnemental influence la répartition des groupes fonctionnels entre les usages. Seulement 23 % d'espèces eu-édaphiques sont observées en milieu urbain et industriel contre 44 et 35% en milieux forestier et agricole (Chapitre 6, Figure 87). De même, la proportion d'espèces hémi-édaphiques est plus élevée dans les jardins (49%) et les milieux urbains et industriels (48%) qu'en forêt (31%) ou en milieu agricole (30%). Quant aux espèces épi-édaphiques, on les retrouve préférentiellement en milieu agricole (34%) par rapport aux forêts (25%). Il faut également noter une différenciation au niveau des abondances des acariens lors de l'application de ce filtre d'usage des sols. Les Oribatida sont majoritaires dans les sols agricoles (42%) et forestiers (62%), tandis que les Acaridida dominant

la composition des acariens dans les terres de jardins (34%). Dans les sols urbains et industriels, on retrouve surtout des Gamasida (64%). De même, on observe une diminution de l'abondance des acariens des forêts vers les sols urbains et industriels. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ces différences : (i) la disponibilité des ressources nutritives en termes de quantité et de variabilité spatiale, (ii) la contamination des sols et (iii) l'ouverture ou la fermeture du milieu. En ce qui concerne les ressources trophiques, le rapport entre le nombre d'espèces par réplicat et celui par site permet d'étudier la disponibilité des ressources pour chaque usage (Hedde 2006). Les valeurs les plus faibles sont obtenues en milieu agricole (0,35) et en milieux urbain et industriel (0,38). Ce faible rapport indique que malgré un pool potentiel d'espèces élevé, les espèces ne se maintiennent dans ces milieux qu'à des niveaux faibles, ce qui diminue ainsi la probabilité de les échantillonner (Hedde 2006). Les raisons expliquant ce faible rapport sont liées (i) aux faibles ressources trophiques des sols agricoles dont la matière organique est exportée et (ii) à la forte variabilité des ressources trophiques dans les sols urbains et industriels (Séré 2007; Lefort 2009). A l'inverse, les rapports élevés dans les jardins (0,75) et forêts (0,81) peuvent être expliqués par la forte disponibilité des ressources trophiques, qui permet la coexistence d'espèces à l'échelle des communautés. Cette hypothèse est aussi étayée par les fortes abondances dans les sols de jardins par rapport aux sols soumis à d'autres usages (Chapitre 6, Figure 86). Ces différences de disponibilité des ressources entre les milieux expliquent notamment la présence dans les jardins des Acaridida, qui préfèrent les sols très riches en matière organique (Bachelier 1978). L'hétérogénéité des ressources en milieux urbain et industriel permet l'augmentation des groupes trophiques appartenant aux prédateurs, comme les Gamasida qui préfèrent les milieux fortement perturbés. L'augmentation des prédateurs en milieu urbain a été notée par de précédentes publications sur les fourmis et araignées (Philpott *et al.* 2014) avec par exemple une augmentation de l'abondance des araignées en milieu péri-urbain (Vergnes *et al.* 2014). La contamination des sols de jardins, urbains et industriels empêche l'installation des espèces plus sensibles comme les collemboles eu-édaphiques (Cebren *et al.* 2011) et favorise les collemboles aux dépens des acariens plus sensibles (Bachelier 1978; Santorufo *et al.* 2012). Enfin, l'ouverture des milieux agricoles conditionne la présence des espèces épi-édaphiques (Ponge *et al.* 2006; Cortet 2010) dans les sols agricoles et de jardins.

Si les jardins exhibent des communautés de microarthropodes déterminées par l'usage du sol, des différences existent cependant entre les sols de jardins, permettant de mettre en lumière l'effet d'autres facteurs. L'origine pédoclimatique des sols de jardins va grandement influencer la sélection des espèces de collemboles potentiellement présentes au niveau local. Les différences des caractéristiques environnementales entre les villes s'observent au niveau de la répartition des espèces de collemboles selon leurs groupes éco-morphologiques. Les communautés marseillaises présentent plus d'espèces hémi-édaphiques (70 contre 45 à 51%) aux dépens des espèces eu-

édaphiques (22 contre 35 à 36%) (Chapitre 5, Figure 72). Dans les jardins nancéens, on note aussi une augmentation de la proportion d'épi-édaphiques (20 contre 8 à 13%). Ces variations de communautés peuvent être dues à (i) des conditions climatiques plus favorables à Nantes (Salmon *et al.* 2014), à (ii) une plus forte homogénéité d'habitats à Marseille et dans le Grand Nancy et à (iii) un stress environnemental plus fort dans le Grand Nancy (Mebes et Filser, 1997 ; Salmon *et al.* 2014). S'il est difficile de conclure sur la première hypothèse, en revanche, l'étude des traits fonctionnels permet d'apporter des éléments de discussion sur les deux autres hypothèses. En effet, les communautés du Grand Nancy et de Marseille sont composées d'organismes à forte mobilité (furca, ocelles, reproduction sexuée) (Chapitre 5, Figure 75), habituellement caractéristiques des milieux agricoles (Mebes et Filser, 1997) où le stress environnemental est plus fort du fait de l'ouverture du milieu (Salmon *et al.* 2014) et des perturbations récurrentes liées aux pratiques agricoles (Cortet *et al.* 2002b; Bouthier *et al.* 2014).

Outre l'origine pédoclimatique, l'hypothèse d'un effet des pratiques de jardinage sur la biodiversité des jardins avait été formulée. Aucune différence n'ayant été observée, l'hypothèse d'un effet direct est réfutée dans le cas des microarthropodes. En revanche les pratiques influencent la végétation, notamment lorsqu'elles sont intensives, en diminuant la richesse spécifique voire en supprimant le couvert végétal. Or, la présence d'un couvert végétal influence les communautés de collemboles (composition spécifique et traits fonctionnels) (Chapitre 7, Figure 94 et Figure 97). De même, la diversité végétale influence positivement la diversité de collemboles dans les zones non cultivées des jardins (Chapitre 5, Figure 81). Ainsi, les pratiques affectent indirectement les communautés de collemboles en gommant l'effet de la végétation.

2. Les traits fonctionnels, des outils de compréhension

2.1. Avec des différences entre la végétation et les collemboles

Les traits fonctionnels sont de plus en plus mis en avant pour mettre en lumière les relations entre les assemblages d'espèces et les facteurs environnementaux (Heemsbergen *et al.* 2004; McGill *et al.* 2006). De nombreuses études ont démontré l'intérêt des traits pour la flore, aussi bien pour comprendre les assemblages au sein des communautés soumises à des gradients environnementaux que pour évaluer les processus et services écosystémiques assurés par ces espèces (Lavorel *et al.* 2002, 2007). Plus récemment, des efforts ont été fournis sur l'étude des traits fonctionnels de la faune du sol, afin de comprendre les réponses des communautés aux filtres, voire de prédire le fonctionnement des écosystèmes à l'aide de ces nouveaux indicateurs (Pey *et al.* 2014b; Gagic *et al.* 2015). Ainsi, les traits fonctionnels sont utilisés pour comprendre l'influence des pratiques sur la

végétation (Kleyer 1999; Kahmen et Poschlod 2008) et sur la faune (Decaëns *et al.* 2011; Hedde *et al.* 2013; Pelosi *et al.* 2013b, 2014; Mazzia *et al.* 2015), y compris pour les microarthropodes (Farská *et al.* 2014). Jusqu'à présent, si quelques études ont essayé de mener une approche fonctionnelle croisée entre la faune du sol et la végétation (Le Viol *et al.* 2008; Moretti *et al.* 2009, 2013; Aubin *et al.* 2013), aucune n'a porté sur la réponse de la végétation et des microarthropodes aux pratiques agricoles en milieux urbains. Dans les jardins, l'utilisation des traits fonctionnels pour décrire la biodiversité des microarthropodes et de la flore montre des réponses contradictoires aux facteurs d'influence (p.ex climat, pratiques). Le facteur pédoclimatique va influencer la diversité taxonomique des deux phylums. Cependant, lorsque l'on utilise les traits fonctionnels, l'influence de ce facteur disparaît dans le cas de la végétation et persiste au niveau des microarthropodes (Chapitre 6, Figure 67 et Figure 74). Ainsi, contrairement à ce qui est supposé et souvent étayé pour d'autres groupes de faune du sol, l'approche par les traits fonctionnels ne semble pas permettre d'éliminer les effets pédoclimatiques pour les microarthropodes. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées quant à ces résultats contradictoires : (i) le milieu urbain comme facteur d'homogénéisation des espèces végétales présentes, (ii) la structure du paysage affectant différemment les groupes, (iii) la mobilité des organismes et (iv) le choix des traits.

Le milieu urbain est souvent avancé comme un facteur d'homogénéisation biotique (McKinney 2006). Cette homogénéisation n'est pas observable au niveau de la richesse spécifique de la végétation ou des collemboles. Avec une approche par le biais des traits fonctionnels, une homogénéisation est bien observable pour la végétation (Chapitre 6, Figure 69) tandis que ce processus ne semble pas effectif pour les collemboles (Chapitre 6, Figure 76). La divergence des réponses lors de l'utilisation des traits fonctionnels pourrait provenir d'un effet différent du milieu urbain, en tant que facteur d'homogénéisation, sur ces deux groupes.

Une seconde hypothèse des résultats contradictoires sur les traits fonctionnels est liée à la structure du paysage autour des jardins. Selon la théorie de métacommunauté de Leibold *et al.* (2004), la structure du paysage (p.ex. corridors, configuration et composition de la matrice) va influencer les communautés présentes au sein du jardin en permettant ou non une dispersion des espèces entre les différentes taches d'habitats (p.ex. jardins, parcs) au sein d'un paysage urbain donné. Les villes ayant des configurations différentes, le paysage aura alors des effets différents sur les traits de ces communautés. En outre, une des limitations en milieu urbain provient de l'effet du voisinage d'une multitude d'habitats sur la biodiversité, en agissant en co-variable masquant alors l'effet que l'on cherche à analyser (ici les pratiques) (Clergeau *et al.* 2001; Croci 2007). Ce facteur a été testé, à travers le NDVI, sans démontrer d'effet sur les communautés végétales ou de collemboles (Chapitre 7, 2.2 et 3.3) mais nécessiterait d'être élargi à d'autres indicateurs de structure du paysage (p.ex. fragmentation).

De même, la végétation et les collemboles n'ayant pas les mêmes capacités de dispersion, à une même échelle on observera des différences de réponses. Au même titre que la définition d'un trait fonctionnel pour la flore (Violle *et al.* 2007) a besoin d'être amendée pour la faune du sol du fait du comportement de ces organismes, il est possible que les réponses aux mêmes facteurs diffèrent entre les plantes, immobiles, et les collemboles.

Enfin, la dernière hypothèse provient du choix des traits pour les collemboles. D'autres traits auraient peut-être permis de supprimer l'effet du filtre pédoclimatique. Salmon et Ponge (2012) utilisent notamment, dans une étude à l'échelle régionale, les traits renseignant sur la présence d'écaillés, de trichobotries ou de pseudocelle, ou encore la taille des antennes et des pattes.

2.2. Pour visualiser l'effet des filtres à l'échelle de la communauté de collemboles

Si les traits fonctionnels des collemboles n'ont pas permis de s'affranchir de l'effet du filtre pédoclimatique, ils ont permis de mieux visualiser les effets d'autres filtres intervenant à des échelles spatiales plus petites. Dans les jardins des Eglantiers à Nantes (chapitre 7), l'approche taxonomique des microarthropodes n'a pas permis de voir d'effet du gradient de contamination en métaux sur la diversité ou l'abondance des collemboles. En revanche, l'effet de ce filtre sur les communautés de collemboles a pu être observé sur la structure fonctionnelle. En effet, plus la pression de ce filtre est forte, plus les communautés de collemboles sont composées d'organismes ayant les mêmes caractéristiques (convergence de traits) afin de sélectionner les organismes vivant à la surface et adaptés à la contamination (pigmentation, micro-habitant de type végétation). De même, les indices basés sur la taxonomie des espèces n'ont pas permis de mettre en lumière des différences entre les modalités de l'expérimentation de phytoremédiation, alors qu'au niveau de la composition spécifique il existait bel et bien des différences. Les traits fonctionnels des collemboles ont alors permis de mettre en avant des différences au sein des communautés, liées à la présence ou non du couvert végétal.

En outre, les traits fonctionnels des microarthropodes ne permettent pas de faire abstraction du facteur pédoclimatique ; ils permettent en revanche de conclure sur l'influence du filtre abiotique sur les communautés de collemboles. Plus ce filtre est important, plus les communautés présentent une convergence de traits, confirmant les démonstrations précédentes sur les plantes (De Bello *et al.* 2009; Freschet *et al.* 2011; Bernard-Verdier *et al.* 2012). Ces résultats vont à l'encontre de la théorie de Grime (2006) sur l'effet des perturbations du filtre abiotique induisant une divergence des traits. A l'inverse, le filtre biotique implique bien une divergence des traits à l'échelle des communautés au même titre que pour les plantes (Cornwell *et al.* 2009). Ce filtre biotique semble aussi moins dominant que le filtre abiotique.

L'utilisation de l'approche fonctionnelle en complément de l'approche taxonomique nous permet d'acquérir des connaissances sur les mécanismes d'assemblage des espèces dans les jardins, participant ainsi au développement de l'écologie urbaine. Si les invertébrés semblent être de bons indicateurs des milieux urbains, il semble évident qu'une approche au niveau du paysage est nécessaire pour compléter ces résultats.

Chapitre 9 : Implications en termes de gestion des sols de jardins

1. A l'échelle du jardinier

L'écologisation est une notion qui est apparue devant le constat d'une altération, parfois irréversible, de l'environnement naturel en raison des activités humaines (Portney 2000). L'écologisation se réfère à l'hypothèse que seule une modification des modes de production permettra de les rendre réellement durables au regard des contraintes écologiques et sociales (Mzoughi et Napoléone 2013). Cette notion désigne alors les processus par lesquels l'environnement est pris en compte, aussi bien dans les politiques publiques que dans les pratiques professionnelles (telles que celles du monde agricole, par exemple). La définition de l'environnement prend alors un sens large autour des questions sanitaires appliquées aussi bien à des milieux naturels qu'anthropisés (Mormont 2013). L'écologisation des politiques et des pratiques tend à interroger transversalement les sphères publiques et institutionnelles locales, nationales, voire internationales (p.ex. collectivités locales, Grenelle de l'environnement) et aussi la sphère privée où chaque individu est par exemple confronté aux normes de productions (Mzoughi *et al.* 2013). L'agriculture est un secteur d'activité illustratif des interrogations sur les conditions qui prévalent à l'écologisation des pratiques productives et leur encadrement institutionnel (Mzoughi *et al.* 2013). Le modèle de production dominant, qualifié d'intensif car basé sur l'utilisation à haute dose d'intrants de synthèse (Griffon 2013), est interrogé politiquement et socialement (Mzoughi *et al.* 2013). Le jardinage amateur prend également en compte ces nouvelles considérations écologiques. La réglementation évolue aussi : les produits phytosanitaires seront interdits à la vente pour les particuliers en 2022⁷. Les jardiniers ont ainsi un discours sensibilisé à l'écologie, bien que les pratiques restent parfois écologiquement intensives. Or, ces pratiques interviennent directement sur la qualité des sols de jardins. Plusieurs actions peuvent alors être entreprises par les jardiniers eux-mêmes pour limiter les contaminations et les excès en nutriments, tant pour améliorer la qualité de leur sol que celle de leur environnement. Ces conseils découlent des observations faites dans les jardins, de l'analyse des questionnaires et des relations existantes entre les pratiques, la qualité des sols et les niveaux de biodiversité.

En premier lieu, tous les produits biologiques ou chimiques utilisés dans le jardin doivent respecter les dosages en suivant les indications mentionnées sur les notices d'utilisation. Une dose trop forte

⁷ Le Monde, Les pesticides interdits dans les espaces verts et les jardins (23-01-2015)

pourra affecter d'autres organismes que ceux visés et contaminer le sol, tandis qu'une dose trop faible n'agira pas et nécessitera une seconde application avec souvent les mêmes conséquences qu'une dose trop forte. De même, le respect de la date de limite d'utilisation du produit est nécessaire car certains pesticides encore utilisés dans les jardins sont aujourd'hui interdits en France à cause de leurs effets sur l'environnement découverts plus récemment.

Dans la mesure du possible, il convient de limiter les produits utilisés dans le jardin en substituant des traitements chimiques par des traitements organiques (p.ex. insecticides à base de plantes). Les associations de cultures (p.ex. soucis et tomates) et les rotations des légumes doivent être favorisées afin de limiter l'utilisation de produits luttant contre les « nuisibles » et les adventices. L'accent doit être mis sur la réduction de l'utilisation de la bouillie bordelaise, qui a pour effet d'accroître le pH déjà basique des jardins et de contaminer les sols de jardins par le cuivre. De même, le chaulage n'est pas nécessaire dans les jardins. Les sols étant pourvus en éléments nutritifs, l'utilisation d'engrais chimique est déconseillée, d'autant plus si celui-ci contient du phosphore.

En ce qui concerne le travail du sol, l'utilisation d'outils mécaniques à main de type grelinette sont à préférer au motoculteur ou au bêchage profond, d'autant plus si celui-ci est fréquent. L'utilisation d'un couvert végétal en hiver (p.ex. moutarde) permettra d'améliorer la structure du sol sans exercer d'activité mécanique et permettra de conserver les éléments nutritifs dans le sol. Ce couvert végétal aura aussi l'avantage de favoriser l'installation d'une faune du sol plus diversifiée au niveau fonctionnel, pouvant permettre un meilleur recyclage de la matière organique. En effet, si le taux de matière organique est suffisamment élevé, on note une mauvaise dégradation du carbone par l'activité biologique. Pour les mêmes raisons, l'installation ou la préservation de zones en friche au sein du jardin pourront être bénéfiques à l'ensemble des microarthropodes du jardin.

2. A l'échelle des gestionnaires

Les gestionnaires des sites de jardins associatifs ont une influence sur les pratiques de jardinage mises en œuvre par les jardiniers. Cette influence peut être directe en instaurant une charte des pratiques dans les jardins gérés, et/ou indirecte en mettant en place un certain nombre de modifications au sein des jardins. Il est nécessaire d'avoir un cadre afin de sortir du système socio-technique qui supporte l'agrochimie (Papy 2013) et qui passe par la désadoption de pratiques ancrées dans la tradition (Barbier et Goulet 2013), comme le démontre la plus forte proportion de jardiniers âgés utilisant les intrants de synthèse. Une évolution des pratiques est déjà en cours au sein des jardins grâce à l'introduction d'une mixité sociale plus forte. La population devient plus jeune, plus féminine et appartient à des CSP variées et actives. Ces jardiniers cultivent différemment que les jardiniers masculins, plus âgés et souvent de manière moins intensive. Dans les jardins, les

jardiniers s'appuient beaucoup sur leurs connaissances (souvent liées à la « tradition ») et sur les interactions avec leurs voisins. En augmentant la mixité au sein des jardins, l'évolution des pratiques vers un nouveau modèle sera ainsi accélérée. Afin d'accroître la présence de ces populations, les gestionnaires doivent réduire la taille des jardins aux alentours de 100 à 150 m². De plus grands jardins ne sont pas compatibles avec une activité professionnelle en parallèle. En outre, cette surface est suffisante pour approvisionner une famille en légumes frais. Les jardiniers qui disposent de surfaces plus grandes donnent souvent plus autour d'eux (famille, amis, voisins).

La méconnaissance des termes « environnement » ou « agriculture biologique » par les membres des associations doivent être un signal pour les gestionnaires. La mise en place de campagnes d'information vers les jardins est nécessaire afin que le jardinier intègre ces nouvelles considérations écologiques à ses pratiques. De nouveaux modes de communication, tels qu'Internet et la radio, font leur apparition dans les jardins et peuvent permettre de toucher un plus large public.

Modifier les pratiques, c'est aussi éviter des effets négatifs sur l'environnement et la santé humaine, notamment par des contaminations métalliques et/ou organiques des sols ou des pollutions de l'eau par le phosphore (risque d'eutrophisation). Ces conséquences environnementales ne sont pas seulement dues aux pratiques. L'anthropisation a pour effet de modifier les propriétés physico-chimiques des sols. Les résultats ont mis en avant des contaminations dans les jardins en Cd, Cu, Pb et Zn. Cependant, les teneurs extractibles et biodisponibles de ces métaux sont majoritairement faibles dans les terres de surface des jardins du fait (i) d'un pH basique, (ii) de fortes teneurs en matière organique et (iii) d'une texture équilibrée. Les risques de contaminations des légumes sont donc supposés faibles. On notera tout de même des pics de mobilité pour Cd et Zn dus à la nature de ces éléments, plus mobiles que les autres métaux comme Pb (Kabata-Pendias 2004). Dans certains cas, il faudrait envisager des voies de remédiation. Pour les gestionnaires de jardins, il demeure difficile de savoir s'il faut intervenir ou non dans les jardins lorsque des teneurs élevées en métaux sont mesurées dans les sols. En effet, il n'existe pas de valeurs seuils des teneurs en polluants métalliques dans les terres, quel que soit l'usage qui en est fait. La seule législation permettant d'appréhender le degré de contamination des terres est l'arrêté du 08/01/1988⁸ sur les valeurs limites pour l'épandage des boues urbaines en agriculture. Lorsque l'on observe le pourcentage des terres ayant des teneurs supérieures à ces valeurs limites (Tableau 46), il apparaît que les usages les moins anthropisés n'ont pas de problématique de contamination, à l'exception de pollutions localisées en Ni. En revanche, des contaminations sont observées dans au moins 10% des jardins (pour Cu et Ni) et jusqu'à 33% des jardins (pour Pb).

⁸ Arrêté 1998-06-03 art. 1 JORF 30 juin 1998

Tableau 46: Pourcentage de sites dont les teneurs totales en métaux dans les terres de surfaces excèdent les valeurs limites d'épandage des boues en agriculture (Cd=2, Cu=100, Ni=50, Pb=100, Zn=300 mg.kg-1) en fonction de l'usage

	forêts (n=682)	prairies (n=623)	terres arables (n=820)	vignes et vergers (n=48)	jardins potagers (n=104)	SUITMAs hors jardins (n=274)
Cd	1	1	0	0	1	46
Cu	0	1	1	21	10	27
Ni	7	11	4	4	10	18
Pb	2	2	1	0	33	67
Zn	1	1	0	0	18	51

Ces seuils ne prennent pas en compte le fond géochimique. Les anomalies en Ni sont principalement dû à des variations locales de ces teneurs. En revanche, on observe peu d'anomalies en Cd, dont la présence dans les jardins est parfois due aux activités humaines. En s'intéressant aux ratios des teneurs totales en métaux dans les sols de jardins sur les teneurs moyennes de chaque région, on retrouve bien les quatre métaux pour lesquels des remédiations seraient à envisager (Cd, Cu, Pb, Zn). Ce sont ces valeurs qui devraient, dans un premier temps, permettre d'alerter les gestionnaires, les propriétaires des sites et les autorités locales.

Tableau 47 : Pourcentage de sites dont les teneurs totales en métaux dans les terres de surfaces excèdent les valeurs moyennes du fond géochimique propre à chaque région définies par le RMQS

	anomalies (%)
Cd	11
Cu	36
Ni	0
Pb	51
Zn	29

En revanche, du fait de faibles teneurs en métaux extractibles, une anomalie ne requiert pas systématiquement une intervention. De simples consignes de prévention peuvent limiter les risques, tels que le lavage et l'épluchage des légumes. Une surveillance des jeunes enfants, enclins à l'ingestion directe de terre, doit aussi être faite. Dans tous les cas, lors d'une réflexion sur les contaminations des jardins, l'activité de jardinage ne doit pas être réduite à son seul rôle de production alimentaire. Le jardin revêt une forte multifonctionnalité, allant de l'aspect de loisir et social à la sécurité alimentaire ou à l'éducation. Cette multifonctionnalité est dépendante de la catégorie socioprofessionnelle et de l'âge des jardiniers. Au-delà du discours du jardinier, il faut aussi prendre en compte les bienfaits sous-jacents qu'en retire le jardinier (toutes CSP confondues) sans l'annoncer clairement, comme par exemple l'intérêt économique du jardin. En outre, le jardinage est

une activité qui concerne aussi bien le jardinier lui-même que son entourage proche (famille et voisins).

Conclusion Générale

Trois principaux enjeux d'acquisition de connaissance structurent les travaux de cette Thèse :

Quelle est la qualité des sols de jardins ? Existe-t-il un gradient de qualité des sols de jardins en relation avec les modifications de leurs caractéristiques physico-chimiques liées aux pratiques de jardinage ?(Q1)

- Les changements d'occupation ou d'usage du sol ou sont démontrés comme étant des facteurs majeurs de modification de la qualité des terres de surfaces des jardins associatifs.
- Les activités humaines impliquent une augmentation des pressions sur les sols le long d'un gradient d'anthropisation (forêt < prairies < terres arables < vignes et vergers < jardins potagers < SUITMAs hors jardins).
- Ces modifications ne sont pas toujours synonymes de dégradation.
- Les sols de jardins présentent une fertilité supérieure à celle des sols agricoles.
- Les pratiques de jardinage influencent les caractéristiques physico-chimiques des sols en induisant des contaminations d'origine anthropique (Cd, Cu, Pb et Zn), un faible recyclage de la MO et des teneurs excessives en P.
- Le gradient de qualité physico-chimique des sols de jardins est surtout lié à leur contexte pédoclimatique, qui va principalement déterminer la texture du sol ou encore les concentrations totales de la plupart des métaux (p.ex. As, Cr, Co, Mo, Ni et Tl).

Quelle est l'influence de la qualité physico-chimique des sols de jardins sur la biodiversité fonctionnelle et taxonomique ? Quelles sont les différences observées avec une approche uniquement taxonomique ? (Q2)

- Il est difficile de relier les modifications d'état des sols dues à l'anthropisation, en particulier pour leur fertilité physico-chimiques et leur contamination, avec des paramètres de caractérisation de la biodiversité.
- Le gradient de la qualité biologique des sols au sein de la couverture pédologique française ne suit pas celui de la qualité physico-chimique des sols.
- Les systèmes de grandes cultures apparaissent comme étant responsables d'une pression forte sur la biodiversité faunistique des sols.
- Les terres de jardins potagers présentent une meilleure qualité biologique, proche de celle des terres de forêts.
- Au sein des jardins, les communautés de collemboles et d'espèces végétales sont la résultante de filtres de sélection successifs.

- Pour la végétation, les deux filtres principaux sont le milieu urbain et les pratiques de jardinage, et ce quelle que soit la localisation pédoclimatique des sites de jardins.
- Pour les collemboles, les pratiques de jardinage ont uniquement une action indirecte.
- Le filtre principal de sélection des collemboles est l'origine pédoclimatique.
- A l'échelle locale, les contaminations métalliques des sols influencent la structure fonctionnelle des communautés d'organismes.
- A l'échelle de la communauté, ce sont les interactions biotiques entre la faune du sol et la flore qui peuvent modifier la structure des communautés.
- Les pratiques de jardinage agissent ainsi sur les collemboles (traits et composition spécifique) (i) en augmentant les teneurs en métaux des sols et (ii) en modifiant le couvert végétal, voire en le supprimant.
- L'approche fonctionnelle par le biais des traits, complémentaire de l'approche taxonomique, présente un fort potentiel pour mieux comprendre les règles d'assemblages des communautés en se montrant plus sensible aux changements environnementaux.
- L'approche « traits » permet de comprendre plus aisément les relations pouvant exister entre les facteurs environnementaux/sociaux et les communautés d'organismes.
- Cette approche met également en lumière les différences de réponse des groupes taxonomiques étudiés (collembole ou végétation).

Le jardin, via le sol, remplit-il correctement la fonction de support d'alimentation et de support de biodiversité ? (Q3)

- Le niveau de fertilité physique et chimique élevée et la richesse de la biodiversité des sols de jardins reflètent leurs potentialités très fortes pour assurer une production alimentaire.
- Malgré des contaminations métalliques avérées, la production alimentaire n'est pas mise en danger, essentiellement du fait d'un faible niveau de mobilité et de disponibilité des métaux.
- Il conviendra de mieux encadrer les pratiques de jardinage pour optimiser la qualité des sols de jardins en vue de produire durablement des végétaux alimentaires.

Perspectives

A partir des résultats obtenus, plusieurs élargissements sont possibles afin de caractériser de manière plus précise encore la qualité des sols de jardins. Ainsi, il convient de préciser que les analyses physico-chimiques n'ont pas pris en compte les polluants organiques et certains métaux. Or, l'utilisation de brulis, de cendres ainsi que d'herbicides dans les jardins pourrait résulter en une augmentation des teneurs en HAPs ou en glyphosate. De même, les jardins situés sur d'anciennes friches industrielles pourraient être contaminés par des métaux plus rares, comme le mercure.

Au niveau biologique, la caractérisation de la microfaune (respiration microbienne) et de la macrofaune du sol (vers de terre : abondance, biomasse et diversité) dans les jardins permettraient de compléter le travail effectué sur la mésofaune afin d'étudier les différences de réponses entre ces groupes pour évaluer la qualité des sols (Bispo *et al.* 2009).

La composition spécifique et fonctionnelle des communautés de collemboles est fortement conditionnée par le facteur pédoclimatique. L'étude des traits fonctionnels laisse entrevoir l'action du paysage au voisinage des jardins dans la divergence de réponse entre les villes. Il conviendrait alors de prendre en compte la structure du paysage autour des jardins afin de mieux comprendre la réponse des collemboles.

Sur l'approche fonctionnelle, plusieurs questions demeurent tant sur la fonctionnalité des organismes que sur les divergences de réponses de la végétation et de la faune. Les microarthropodes des terres de jardins, à richesse équivalente, présentent de fortes variations par rapport aux communautés sous d'autres usages. La résultante de ces modifications sur leur fonctionnalité reste à définir et l'étude des traits d'effets sur certains processus (p.ex. décomposition de la matière organique) permettrait d'apporter des éléments de réponses. Les différences de réponses en utilisant l'approche fonctionnelle sur la végétation et les collemboles n'ont pas été mises en avant jusqu'alors. Il serait intéressant d'étudier les traits croisés entre ces deux groupes au sein d'autres usages afin de déterminer si ces différences sont dues au milieu urbain, à l'usage, ou bien sont présentes dans tous les milieux.

Bibliographie

- Albert, C.H., de Bello, F., Boulangeat, I., Pellet, G., Lavorel, S. et Thuiller, W. (2012) On the importance of intraspecific variability for the quantification of functional diversity. *Oikos*, **121**, 116-126.
- Albert, C.H., Grassein, F., Schurr, F.M., Vieilledent, G. et Violle, C. (2011) When and how should intraspecific variability be considered in trait-based plant ecology? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **13**, 217-225.
- Alberti, M. (2009) *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*. Springer-Verlag, New-York.
- Albert, C.H., Thuiller, W., Yoccoz, N.G., Douzet, R., Aubert, S. et Lavorel, S. (2010) A multi-trait approach reveals the structure and the relative importance of intra- vs. interspecific variability in plant traits. *Functional Ecology*, **24**, 1192-1201.
- Albuquerque, U.P., Andrade, L.H.C. et Caballero, J. (2005) Structure and floristics of homegardens in Northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments*, **62**, 491-506.
- Alloway, B.J. (2004) Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. *Land Contamination & Reclamation*, **12**, 179-187.
- Altieri, M.A. (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **74**, 19-31.
- Alves, A.S., Veríssimo, H., Costa, M.J. et Marques, J.C. (2014) Taxonomic resolution and Biological Traits Analysis (BTA) approaches in estuarine free-living nematodes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **138**, 69-78.
- Antoni, V. (2009) Le phosphore dans les sols nécessité agronomique, préoccupation environnementale. *Le point Sur*, **14**, 4.
- Archambault, V., Rosebery, J. et Morin, S. (2010) Traits biologiques et écologiques, intérêt et perspectives pour la bio-indication des pollutions toxiques. *Sciences Eaux et territoires*.
- Aronson, M.F.J., Handel, S.N. et Clemants, S.E. (2007) Fruit type, life form and origin determine the success of woody plant invaders in an urban landscape. *Biological Invasions*, **9**, 465-475.
- Arrouays, D., Saby, N.P.A., Thioulouse, J., Jolivet, C., Boulonne, L. et Ratié, C. (2011) Large trends in French topsoil characteristics are revealed by spatially constrained multivariate analysis. *Geoderma*, **161**, 107-114.
- Aubin, I., Venier, L., Pearce, J. et Moretti, M. (2013) Can a trait-based multi-taxa approach improve our assessment of forest management impact on biodiversity? *Biodiversity and Conservation*, **22**, 2957-2975.
- Auclerc, A., Ponge, J.F., Barot, S. et Dubs, F. (2009) Experimental assessment of habitat preference and dispersal ability of soil springtails. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**, 1596-1604.
- Bachelier, G. (1970) Observations d'une succession d'êtres vivants contribuant à la lyse des litières feuillues. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, **7**, 227-230.

- Bachelier, G. (1978) *La faune des sols. Son écologie et son action*. ORSTOM, Paris.
- Baize, D. (1997) *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Editions Quae.
- Baize, D. (2000) Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français: résultats généraux du programme ASPITET. *Le courrier de l'environnement*.
- Baize, D., Barriuso, E., Blanca, Y., Boulonne, L., Briand, O., Cabidoche, Y.M., Caria, G., Chéry, P., Cluzeau, D., Cousin, I., Couturier, A., Decaëns, T., Denoroy, P., Dequiedt, S., Derrière, N., Desbourdes, S., Dupuits, E., Fardeau, J.C., Feix, I., Gabrielle, B., Gibaud, C., Guernion, M., Hartmann, A., Hénault, C., Jamagne, M., Jolivet, C., Laroche, B., Le Martret, H., Lehmann, S., Lemerrier, B., Lucas, S., Malet, J.P., Martin, M., Massad, R.S., Miskovsky, J.C., Moulin, J., Morard, V., Nazaret, S., Pasquier, C., Péres, G., Perrin, J.L., Perrin, P., Ranjard, L., Richard, G., Richer de Forges, A., Estrade, J.R., Saby, N., Sauter, J., Schnebelen, N., Vibert, M.A. et Walter, C. (2011) *Synthèse sur l'état des sols de France* (éd V Antoni, D Arrouays, A Bispo, M Brossard, C Le Bas, P Stengel, et E Villanneau). GIS Sol, Paris.
- Baize, D. et Girard, M.-C. (2009) *Référentiel pédologique 2008*. Editions Quae.
- Baize, D. et Sterckeman, T. (2001) Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *The Science of the Total Environment*, **264**, 127-139.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. et Schmid, B. (2006) Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, **9**, 1146-1156.
- Barbaro, L. et Van Halder, I. (2009) Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography*, **32**, 321-333.
- Barbier, J.-M. et Goulet, F. (2013) Moins de technique, plus de nature : pour une heuristique des pratiques d'écologisation de l'agriculture. *Natures Sciences Sociétés*, **21**, 200-210.
- Barrios, E. (2007) Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, **64**, 269-285.
- Béchet, B., Carré, F., Florentin, L., Leyval, C., Montanarella, L., Morel, J. et Raimbault, G. (2009) Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains. In *Sous les pavés la terre, Cheverry et Gascuel* éd p. 45-74. Omniscience, Montreuil.
- De Bello, F., Lavorel, S., Albert, C.H., Thuiller, W., Grigulis, K., Dolezal, J., Janeček, Š. et Lepš, J. (2011) Quantifying the relevance of intraspecific trait variability for functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **2**, 163-174.
- 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., Silva, P.M. da, Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J.P., Storkey, J., Wardle, D.A. et Harrison, P.A. (2010) Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 2873-2893.
- De Bello, F., Lavorel, S., Lavergne, S., Albert, C.H., Boulangeat, I., Mazel, F. et Thuiller, W. (2013) Hierarchical effects of environmental filters on the functional structure of plant communities: a case study in the French Alps. *Ecography*, **36**, 393-402.

- De Bello, F., Thuiller, W., Lepš, J., Choler, P., Clément, J.-C., Macek, P., Sebastià, M.-T. et Lavorel, S. (2009) Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. *Journal of Vegetation Science*, **20**, 475-486.
- Belon, E., Boisson, M., Deportes, I.Z., Eglin, T.K., Feix, I., Bispo, A.O., Galsomies, L., Leblond, S. et Guellier, C.R. (2012) An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *The Science of the total environment*, **439**, 87-95.
- Benizri, E. et Amiaud, B. (2005) Relationship between plants and soil microbial communities in fertilized grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**, 2055-2064.
- Berendse, F. (1998) Effects of Dominant Plant Species on Soils during Succession in Nutrient-poor Ecosystems. *Biogeochemistry*, **42**, 73-88.
- Bernard-Verdier, M., Navas, M.-L., Vellend, M., Violle, C., Fayolle, A. et Garnier, E. (2012) Community assembly along a soil depth gradient: contrasting patterns of plant trait convergence and divergence in a Mediterranean rangeland. *Journal of Ecology*, **100**, 1422-1433.
- Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P., Sousa, J., Peres, G., Rutgers, M., Winding, A. et Römbke, J. (2009) Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **5**, 717-719.
- Blanchart, E. (2012) Quels bioindicateurs pour une gestion durable des sols ? *Bioindicateurs pour la caractérisation des sols* p. 31-38. ADEME, Paris.
- Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D. et Brun, J.-J. (2013) A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, **64**, 161-182.
- Blumstein, D.T. (2006) Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour*, **71**, 389-399.
- Bohanec, M., Cortet, J., Griffiths, B., Žnidaršič, M., Debeljak, M., Caul, S., Thompson, J. et Krogh, P.H. (2007) A qualitative multi-attribute model for assessing the impact of cropping systems on soil quality. *Pedobiologia*, **51**, 239-250.
- Bolam, S.G. et Eggleton, J.D. (2014) Macrofaunal production and biological traits: Spatial relationships along the UK continental shelf. *Journal of Sea Research*, **88**, 47-58.
- Bonnier, G. et Layens, G. de. (1985) *Flore complète portative de la France, de la Suisse, de la Belgique : Pour trouver facilement les noms des plantes sans mots techniques*, Édition : Belin. Belin, Paris.
- Botta-Dukát, Z. (2005) Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, **16**, 533-540.
- Bouché, M.B. (1993) *Lombriciens de France.. Ecologie et systématique*. Inra Editions.
- Bourennane, H., Douay, F., Sterckeman, T., Villanneau, E., Ciesielski, H., King, D. et Baize, D. (2010) Mapping of anthropogenic trace elements inputs in agricultural topsoil from Northern France using enrichment factors. *Geoderma*, **157**, 165-174.

- Bouthier, A., Pelosi, C., Villenave, C., Peres, G., Hedde, M., Ranjard, L., Vian, J.F., Peigné, J., Cortet, J. et Piron, D. (2014) Impact du travail du sol sur son fonctionnement biologique. *Faut-il travailler le sol ?* p. 85-108. Quae éditions.
- Bouzouidja, R., Sere, G., Claverie, R. et Lacroix, D. (2013) Caractérisation du fonctionnement thermo-hydrigue *in situ* d'une toiture végétalisée extensive. *La Houille Blanche*, 62-69.
- Braud, A., Jézéquel, K., Bazot, S. et Lebeau, T. (2009) Enhanced phytoextraction of an agricultural Cr- and Pb-contaminated soil by bioaugmentation with siderophore-producing bacteria. *Chemosphere*, **74**, 280-286.
- Breure, A.M., De Deyn, G.B., Dominati, E., Eglin, T., Hedlund, K., Van Orshoven, J. et Posthuma, L. (2012) Ecosystem services: a useful concept for soil policy making! *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **4**, 578-585.
- Brown, D.G. et Duh, J.-D. (2004) Spatial simulation for translating from land use to land cover. *International Journal of Geographical Information Science*, **18**, 35-60.
- Brussaard, L., de Ruiter, P.C. et Brown, G.G. (2007) Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **121**, 233-244.
- Burel, F. et Baudry, J. (1999) *Ecologie du paysage Concepts, méthodes et applications*, TEC & DOC (éd Lavoisier).
- Burnie, G., Forrester, S., Greig, D. et Guest, S. (2013) *Botanica : Encyclopédie de botanique et d'horticulture, plus de 10 000 plantes du monde entier*. HF Ullmann Editions, Potsdam, Allemagne.
- Cambier, P. et Mench, M. (1998) Contamination des sols par les métaux lourds et autres éléments-traces. *Sol: interface fragile*, INRA (éd P. Stengel & S. Gelin), p. 161-172. Paris.
- Cassagnau, P. (1986) Les écomorphoses des Collemboles. II: aspects phénologiques et analyse expérimentale des déterminismes. *Annales de la Société entomologique de France*, **22**, 313-338.
- Cebren, A., Cortet, J., Criquet, S., Biaz, A., Calvert, V., Caupert, C., Pernin, C. et Leyval, C. (2011) Biological functioning of PAH-polluted and thermal desorption-treated soils assessed by fauna and microbial bioindicators. *Research in Microbiology*, **162**, 896-907.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. et Díaz, S. (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature (London)*, **405**, 234-242.
- Chaussod, R. (1996) La qualité biologique des sols : Evaluation et implications. *Etude et Gestion des Sols*, **3**, 261-278.
- Chelinho, S., Domene, X., Andrés, P., Natal-da-Luz, T., Norte, C., Rufino, C., Lopes, I., Cachada, A., Espíndola, E., Ribeiro, R., Duarte, A.C. et Sousa, J.P. (2014) Soil microarthropod community testing: A new approach to increase the ecological relevance of effect data for pesticide risk assessment. *Applied Soil Ecology*, **83**, 200-209.

- Chenot, E.-D., Douay, F., Dumat, C., Pernin, C., Pourrut, B. et Schwartz, C. (coord.). (2012) *Jardins potagers : terres inconnues ?*. EDP Sciences, Les Ulis.
- Chen, T.B., Wong, J.W.C., Zhou, H.Y. et Wong, M.H. (1997) Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution*, **96**, 61-68.
- Chen, T.-B., Zheng, Y.-M., Lei, M., Huang, Z.-C., Wu, H.-T., Chen, H., Fan, K.-K., Yu, K., Wu, X. et Tian, Q.-Z. (2005) Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, **60**, 542-551.
- Cheptou, P.-O. et Avendaño, V.L.G. (2006) Pollination processes and the Allee effect in highly fragmented populations: consequences for the mating system in urban environments. *The New Phytologist*, **172**, 774-783.
- Chernova, N.M., Potapov, M.B., Savenkova, Y.Y. et Bokova, A.I. (2010) Ecological significance of parthenogenesis in collembola. *Entomological Review*, **90**, 23-38.
- Cheverry, C. et Gascuel, C. (2009) *Sous les pavés la terre*. omniscience, Montreuil.
- Choi, Y., Kim, J., Choi, J., Kim, W., Park, H., Hwang, S. et Jeong, G. (2009) Survey on insect fauna and role of insect gardens for ecotourism. *Korean Journal of Applied Entomology*, **48**, 453-457.
- Cihlar, J. et Jansen, L.J.M. (2001) From Land Cover to Land Use: A Methodology for Efficient Land Use Mapping over Large Areas. *The Professional Geographer*, **53**, 275-289.
- Clark, H.F., Brabander, D.J. et Erdil, R.M. (2006) Sources, sinks, and exposure pathways of lead in urban garden soil. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 2066-2074.
- Clark, H.F., Hausladen, D.M. et Brabander, D.J. (2008) Urban gardens: Lead exposure, recontamination mechanisms, and implications for remediation design. *Environmental Research*, **107**, 312-319.
- Clergeau, P. (2007) *Une écologie du paysage urbain*. Apogée, Rennes.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L. et Dinetti, M. (2006) Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, **127**, 336-344.
- Clergeau, P., Jokimäki, J. et Savard, J.-P.L. (2001) Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology*, **38**, 1122-1134.
- 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. et Pérès, G. (2012) Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*, **49**, 63-72.
- Cluzeau, D., Pérès, G., Guernion, M., Chaussod, R., Cortet, J., Fargette, M., Martin-Laurent, F., Mateille, T., Pernin, C., Ponge, J.F., Ruiz Camacho, N., Villenave, C., Rougé, L., Mercier, V., Bellido, A., Cannavacciuolo, M., Piron, D., Arrouays, D., Boulonne, L., Jolivet, C., Lavelle, P., Velasquez, E., Plantard, O., Walter, C., Foucaud-Lemerrier, B., Tico, S., Giteau, J.L. et Bispo, A. (2009) Intégration de la biodiversité des sols dans les réseaux de surveillance de la qualité

- des sols : exemple du programme-pilote à l'échelle régionale, le RMQS BioDiv. *Etude et Gestion des Sols*, **16**, 187-201.
- Coleman, D.C. et Whitman, W.B. (2005) Linking species richness, biodiversity and ecosystem function in soil systems. *Pedobiologia*, **49**, 479-497.
- Consalès, J.N. (2004) *Les jardins familiaux à Marseille, Gênes et Barcelone : laboratoires territoriaux de l'agriculture urbaine dans l'Arc Méditerranéen*. Aix Marseille 1.
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., Steege, H. ter, Morgan, H.D., Heijden, M.G.A. van der, Pausas, J.G. et Poorter, H. (2003) A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, **51**, 335.
- Cornwell, W.K. et Ackerly, D.D. (2009) Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. *Ecological Monographs*, **79**, 109-126.
- Cornwell, W.K., Schwillk, D.W. et Ackerly, D.D. (2006) A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, **87**, 1465-1471.
- Cortet, J. (2010) *Biodiversité des microarthropodes du sol en agroécosystèmes*. INPL-ENSAIA.
- Cortet, J. (2012) *Programme Bioindicateurs – Phase II. Analyse de l'indicateur basé sur les peuplements de mésofaune du sol*. ADEME.
- Cortet, J., Auclerc, A., Beguiristain, T., Charissou, A.-M., Chenot, E.-D., Hedde, M., Martin-Laurent, F., Masfaraud, J.F., Piron, D., Schwartz, C., Sere, G., Villenave, C. et Watteau, F. (2013) *Biodiversité et fonctionnement d'un Technosol construit utilisé dans la restauration de friches industrielles (BIOTECHNOSOL)*. GESSOL.
- Cortet, J., Gillon, D., Joffre, R., Ourcival, J.-M. et Poinot-Balaguer, N. (2002a) Effects of pesticides on organic matter recycling and microarthropods in a maize field: use and discussion of the litterbag methodology. *European Journal of Soil Biology*, **38**, 261-265.
- Cortet, J., Griffiths, B.S., Bohanec, M., Demsar, D., Andersen, M.N., Caul, S., E. Birch, A.N., Pernin, C., Tabone, E., de Vaufleury, A., Ke, X. et Henning Krogh, P. (2007) Evaluation of effects of transgenic Bt maize on microarthropods in a European multi-site experiment. *Pedobiologia*, **51**, 207-218.
- Cortet, J., Huot, H., Echevarria, G., Marion, P., Masfaraud, J.F., Florentin, L., Morel, J.L., Muller, J., Otterman, C., Nahmani, J., Ouvrard, S., Pernin, C., Schwartz, C., Sirguy, C. et Watteau, F. (en préparation) Biodiversity and trace elements biogeochemical cycles a in highly contaminated forest Technosol.
- Cortet, J., Joffre, R., Elmholt, S. et Krogh, P.H. (2003) Increasing species and trophic diversity of mesofauna affects fungal biomass, mesofauna community structure and organic matter decomposition processes. *Biology and Fertility of Soils*, **37**, 302-312.
- Cortet, J., Ronce, D., Poinot-Balaguer, N., Beaufreton, C., Chabert, A., Viaux, P. et Paulo Cancela de Fonseca, J. (2002b) Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems. *European Journal of Soil Biology*, **38**, 239-244.

- Cortet, J., Vaufleury, A.G.-D., Poinso-Balaguer, N., Gomot, L., Texier, C. et Cluzeau, D. (1999) The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology*, **35**, 115-134.
- Costanza, R., d' Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. et Belt, M. van den. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. , *Published online: 15 May 1997; | doi:10.1038/387253a0*, **387**, 253-260.
- Councell, T.B., Duckenfield, K.U., Landa, E.R. et Callender, E. (2004) Tire-wear particles as a source of Zn to the environment. *Environmental Science and Technology*, **38**, 4206-4214.
- Croci, S. (2007) *Urbanisation et Biodiversité: Traits Biologiques et Facteurs Environnementaux Associés À L'organisation Des Communautés Animales Le Long D'un Gradient Rural-Urbain*.
- Crößman, G. et Wüsteman, M. (1992) *Belastungen in Haus- und Kleingärten durch anorganische und organische Stoffe mit Schadstoffpotential*.
- Dajoz, R. (2006) *Précis d'écologie*, 8eme éd. DUNOD, Paris.
- Davydova, S. (2005) Heavy metals as toxicants in big cities. *Microchemical Journal*, **79**, 133-136.
- Decaëns, T., Jiménez, J.J., Gioia, C., Measey, G.J. et Lavelle, P. (2006) The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, **42**, **Supplement 1**, S23-S38.
- Decaëns, T., Margerie, P., Renault, J., Bureau, F., Aubert, M. et Hedde, M. (2011) Niche overlap and species assemblage dynamics in an ageing pasture gradient in north-western France. *Acta Oecologica*, **37**, 212-219.
- Decaëns, T., Porco, D., Rougerie, R., Brown, G.G. et James, S.W. (2013) Potential of DNA barcoding for earthworm research in taxonomy and ecology. *Applied Soil Ecology*, **65**, 35-42.
- Dewaelheyns, V., Elsen, A., Vandendriessche, H. et Gulinck, H. (2013) Garden management and soil fertility in Flemish domestic gardens. *Landscape and Urban Planning*, **116**, 25-35.
- Diaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S. et Tilman, D. (2006) Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol*, **4**, e277.
- Diaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., Torres-Espuny, L., Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A., Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P. et Zak, M.R. (2004) The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, **15**, 295-304.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K. et Robson, T.M. (2007) Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**, 20684 -20689.

- Diels, L., Lelie, N. van der et Bastiaens, L. (2002) New developments in treatment of heavy metal contaminated soils. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, **1**, 75-82.
- Díaz, S. et Cabido, M. (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**, 646-655.
- Dolédec, S., Chessel, D., ter Braak, C. et Champely, S. (1996) Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, **3**, 143-166.
- Dolédec, S. et Statzner, B. (2008) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology*, **53**, 617-634.
- Domene, E. et Saurí, D. (2007) Urbanization and class-produced natures: Vegetable gardens in the Barcelona Metropolitan Region. *Geoforum*, **38**, 287-298.
- Doody, B.J., Sullivan, J.J., Meurk, C.D., Stewart, G.H. et Perkins, H.C. (2010) Urban realities: the contribution of residential gardens to the conservation of urban forest remnants. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 1385-1400.
- Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. et Stewart, B.A. (1994) Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. *Soil Sci. Soc. Am.*, **35**.
- Douay, F., Roussel, H., Fourrier, H., Heyman, C. et Chateau, G. (2007) Investigation of heavy metal concentrations on urban soils, dust and vegetables nearby a former smelter site in Mortagne du Nord, Northern France. *Journal of Soils and Sediments*, **7**, 143-146.
- Douay, F., Roussel, H., Pruvot, C., Loriette, A. et Fourrier, H. (2008) Assessment of a remediation technique using the replacement of contaminated soils in kitchen gardens nearby a former lead smelter in Northern France. *Science of The Total Environment*, **401**, 29-38.
- Duchemin, E., Wegmuller, F. et Legault, A.-M. (2009) Urban agriculture: multi-dimensional tools for social development in poor neighbourhoods. *Field Actions Science Reports. The journal of field actions*.
- Dumat, C., Quenea, K., Bermond, A., Toinen, S. et Benedetti, M.F. (2006) Study of the trace metal ion influence on the turnover of soil organic matter in cultivated contaminated soils. *Environmental Pollution*, **142**, 521-529.
- Dunger, W. (1999) *Synopses on Palaearctic Collembola. 2. Symphypleona*. Staatliches Museum für Naturkunde.
- Dunger, W. et Schlitt, B. (2011) *Synopses on Palaearctic Collembola, Volume 6, Part 1: Onychiuroidea: Tullbergiidae (2011): NHBS: Dunger and Bettina Schlitt*, Staatliches Museum für Naturkunde.
- El Hamiani, O., Khalil, H.E., Lounate, K., Sirguey, C., Hafidi, M., Bitton, G., Schwartz, C. et Boularbah, A. (2010) Toxicity assessment of garden soils in the vicinity of mining areas in Southern Morocco. *Journal of Hazardous Materials*, **177**, 755-761.
- El Khalil, H., Schwartz, C., Elhamiani, O., Kubiniok, J., Morel, J. et Boularbah, A. (2008) Contribution of technic materials to the mobile fraction of metals in urban soils in Marrakech (Morocco). *Journal of Soils and Sediments*, **8**, 17-22.

- El Khalil, H., Schwartz, C., El Hamiani, O., Kubiniok, J., Morel, J.L. et Boularbah, A. (2013) Distribution of major elements and trace metals as indicators of technosolisation of urban and suburban soils. *Journal of Soils and Sediments*, **13**, 519-530.
- El Zembrany, H., Cortet, J., Peter Lutz, M., Chabert, A., Baudoin, E., Haurat, J., Maughan, N., Félix, D., Défago, G., Bally, R. et Moëgne-Loccoz, Y. (2006) Field survival of the phytostimulator *Azospirillum lipoferum* CRT1 and functional impact on maize crop, biodegradation of crop residues, and soil faunal indicators in a context of decreasing nitrogen fertilisation. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**, 1712-1726.
- Fahd Rachid, A. (1993) *Effet à long terme d'apports continus de déchets urbains sur les caractéristiques du sol*. Text, Ecole nationale supérieure agronomique de Montpellier, Montpellier.
- Farská, J., Prejzková, K. et Rusek, J. (2014) Management intensity affects traits of soil microarthropod community in montane spruce forest. *Applied Soil Ecology*, **75**, 71-79.
- Fernández, M.D., Vega, M.M. et Tarazona, J.V. (2006) Risk-based ecological soil quality criteria for the characterization of contaminated soils. Combination of chemical and biological tools. *Science of The Total Environment*, **366**, 466-484.
- Filser, J. (2002) The role of Collembola in carbon and nitrogen cycling in soil: Proceedings of the Xth international Colloquium on Apterygota, České Budějovice 2000: Apterygota at the Beginning of the Third Millennium. *Pedobiologia*, **46**, 234-245.
- Fismes, J., Schwartz, C., Perrin-Ganier, C., Morel, J.L., Charissou, A.-M. et Jourdain, M.-J. (2004) RISK OF CONTAMINATION FOR EDIBLE VEGETABLES GROWING ON SOILS POLLUTED BY POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS. *Polycyclic Aromatic Compounds*, **24**, 827-836.
- Fortunel, C., Garnier, E., Joffre, R., Kazakou, E., Quedsted, H., Grigulis, K., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Doležal, J., Eriksson, O., Freitas, H., Golodets, C., Jouany, C., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Lepš, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V.P., Quétier, F., Robson, M., Sternberg, M., Theau, J.-P., Thébault, A. et Zarovali, M. (2009) Leaf traits capture the effects of land use changes and climate on litter decomposability of grasslands across Europe. *Ecology*, **90**, 598-611.
- Fountain, M.T. et Hopkin, S.P. (2004) Biodiversity of Collembola in urban soils and the use of *Folsomia candida* to assess soil « quality ». *Ecotoxicology*, **13**, 555-572.
- Francenne, D. et Thibaut, A. (2008) Inégalités environnementales et pollution des sols : Comment améliorer la communication destinée aux populations précarisées. , pp. 29.
- Freeman, C., Dickinson, K.J.M., Porter, S. et van Heezik, Y. (2012) « My garden is an expression of me »: Exploring householders' relationships with their gardens. *Journal of Environmental Psychology*, **32**, 135-143.
- Freschet, G.T., Dias, A.T.C., Ackerly, D.D., Aerts, R., van Bodegom, P.M., Cornwell, W.K., Dong, M., Kurokawa, H., Liu, G., Onipchenko, V.G., Ordoñez, J.C., Peltzer, D.A., Richardson, S.J., Shidakov, I.I., Soudzilovskaia, N.A., Tao, J. et Cornelissen, J.H.C. (2011) Global to community scale differences in the prevalence of convergent over divergent leaf trait distributions in plant assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, **20**, 755-765.

- Frontier, S. (2007) *Statistique pour les sciences de la vie et de l'environnement*. Dunod.
- Frontier, S., Pichod-viale, D., Leprêtre, A., Davoult, D. et Luczak, C. (2008) *Ecosystèmes : Structure, Fonctionnement, Evolution*, Édition : 4e édition. Dunod, Paris.
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., Tschardtke, T., Weisser, W. et Bommarco, R. (2015) Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **282**, 20142620.
- Gao, S., Luo, T.-C., Zhang, B.-R., Zhang, H.-F., Han, Y., Zhao, Z.-D. et Hu, Y.-K. (1998) Chemical composition of the continental crust as revealed by studies in East China. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **62**, 1959-1975.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C. et Toussaint, J.-P. (2004) PLANT FUNCTIONAL MARKERS CAPTURE ECOSYSTEM PROPERTIES DURING SECONDARY SUCCESSION. *Ecology*, **85**, 2630-2637.
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C., Grigulis, K., Jouany, C., Kazakou, E., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Leps, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V.P., Quested, H., Quetier, F., Robson, M., Roumet, C., Rusch, G., Skarpe, C., Sternberg, M., Theau, J.P., Thebault, A., Vile, D. et Zarovali, M.P. (2007) Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: A standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Annals of Botany*, **99**, 967-985.
- Garnier, E. et Navas, M.-L. (2013) *Diversité fonctionnelle des plantes traits des organismes, structure des communautés, propriétés des écosystèmes*. De Boeck, Bruxelles.
- Gaston, K.J., Fuller, R.A., Loram, A., MacDonald, C., Power, S. et Dempsey, N. (2007) Urban domestic gardens (XI): variation in urban wildlife gardening in the United Kingdom. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 3227-3238.
- Gaston, K., Smith, R., Thompson, K. et Warren, P. (2005) Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, **14**, 395-413.
- Gaucherand, S. et Lavorel, S. (2007) New method for rapid assessment of the functional composition of herbaceous plant communities. *Austral Ecology*, **32**, 927-936.
- Gilbert, B. et Lechowicz, M.J. (2004) Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **101**, 7651-7656.
- Gillet, S. et Ponge, J.-F. (2003) Changes in species assemblages and diets of Collembola along a gradient of metal pollution. *Applied Soil Ecology*, **22**, 127-138.
- Girardin, P. (1994) Jardins familiaux, jardins privées... quand le mieux est l'ennemi du bien. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, **23**, 17-22.
- Giraudeau, P. (2014) pgirmess: data analysis in ecology. *R package*, 63p.

- Gisin, H. (1943) *Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im Schweizerischen Exkursionsgebiet Basels*.
- Gitay, H. et Noble, I. (1997) What are plant functional types and how should we seek them? *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change*, Cambridge University Press p. 3-19. Cambridge.
- Gonneau, C. (2014) *Distribution, écologie et évolution de l'hyperaccumulation des éléments en traces par *Noccaea caerulea**. Université de Lorraine.
- 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. et Zobel, M. (2012) Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews*, **87**, 111-127.
- Goulart, F.F., Vandermeer, J., Perfecto, I. et da Matta-Machado, R.P. (2011) Frugivory by five bird species in agroforest home gardens of Pontal do Paranapanema, Brazil. *Agroforestry Systems*, **82**, 239-246.
- Grandchamp, A.-C., Niemelä, J. et Kotze, J. (2000) The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. *Urban Ecosystems*, **4**, 321-332.
- Griffon, M. (2013) *Qu'est ce que l'agriculture écologiquement intensive ?*. Quae éditions, Versailles.
- Grime, J.P. (2006) Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*, **17**, 255-260.
- Gross, N., Robson, T.M., Lavorel, S., Albert, C., Le Bagousse-Pinguet, Y. et Guillemin, R. (2008) Plant response traits mediate the effects of subalpine grasslands on soil moisture. *The New phytologist*, **180**, 652-662.
- Guillou, M. et Matheron, G. (2011) *9 milliards d'hommes à nourrir : Un défi pour demain*, Édition : François Bourin. François Bourin Editeur, Paris.
- Hafeez, F., Martin-Laurent, F., Béguet, J., Bru, D., Cortet, J., Schwartz, C., Morel, J.-L. et Philippot, L. (2012) Taxonomic and functional characterization of microbial communities in Technosols constructed for remediation of a contaminated industrial wasteland. *Journal of Soils and Sediments*, **12**, 1396-1406.
- Hans Wedepohl, K. (1995) The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **59**, 1217-1232.
- Harrell, F.E. (2014) *Hmisc: Harrell Miscellaneous*.
- Hättenschwiler, S. et Gasser, P. (2005) Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **102**, 1519-1524.
- Hedde, M. (2006) *Etude de la relation entre la diversité des macro-invertébrés et la dynamique de la matière organique des sols limoneux de Haute-Normandie*. Université de Rouen.

- Hedde, M., Lavelle, P., Joffre, R., Jiménez, J.J. et Decaëns, T. (2005) Specific functional signature in soil macro-invertebrate biostructures. *Functional Ecology*, **19**, 785-793.
- Hedde, M., van Oort, F., Boudon, E., Abonnel, F. et Lamy, I. (2013) Responses of soil macroinvertebrate communities to *Miscanthus* cropping in different trace metal contaminated soils. *Biomass and Bioenergy*, **55**, 122-129.
- Hedde, M., van Oort, F. et Lamy, I. (2012) Functional traits of soil invertebrates as indicators for exposure to soil disturbance. *Environmental Pollution*, **164**, 59-65.
- Heemsbergen, D.A., Berg, M.P., Loreau, M., Hal, J.R. van, Faber, J.H. et Verhoef, H.A. (2004) Biodiversity Effects on Soil Processes Explained by Interspecific Functional Dissimilarity. *Science*, **306**, 1019-1020.
- Van Heezik, Y.M., Dickinson, K.J.M. et Freeman, C. (2012) Closing the Gap: Communicating to Change Gardening Practices in Support of Native Biodiversity in Urban Private Gardens. *Ecology and Society*, **17**.
- Hensbergen, P.J., Donker, Marianne H., Van Velzen, Martin J. M., Roelofs, Dick, Van Der Schors, Roel C., Hunziker, Peter E. et Van Straalen, N.M. (1999) Primary structure of a cadmium-induced metallothionein from the insect *Orchesella cincta* (Collembola). *European Journal of Biochemistry*, **259**, 197-203.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. et Wardle, D.A. (2005) EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. *Ecological Monographs*, **75**, 3-35.
- Hopkin, S.P. (1997) *Biology of the Springtails : (Insecta: Collembola): (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press.
- Hopkin, S.P. (2007) *A Key to the Collembola (springtails) of Britain and Ireland*. Field Studies Council, Shrewsbury.
- House, G.J., Worsham, A.D., Sheets, T.J. et Stinner, R.E. (1987) Herbicide effects on soil arthropod dynamics and wheat straw decomposition in a North Carolina no-tillage agroecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, **4**, 109-114.
- Hubert-Moy, L. (2004) *Occupation du sol et télédétection: de l'inventaire à la modélisation prédictive*. France.
- Huguenin, M.T., Leggett, C.G. et Paterson, R.W. (2006) Economic valuation of soil fauna. *European Journal of Soil Biology*, **42**, Supplement 1, S16-S22.
- Huhta, V. (2007) The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. *Pedobiologia*, **50**, 489-495.
- Huot, H., Simonnot, M.-O., Marion, P., Yvon, J., Donato, P.D. et Morel, J.-L. (2013) Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *Journal of Soils and Sediments*, **13**, 555-568.
- Hutchinson, G.E. (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, **22**, 415-427.

- Jangorzo, S.N. (2013) *Quantification du processus d'agrégation dans les Technosols*. Université de Lorraine.
- Jones, C.G., Gutiérrez, J.L., Groffman, P.M. et Shachak, M. (2006) Linking ecosystem engineers to soil processes: a framework using the Jenny State Factor Equation. *European Journal of Soil Biology*, **42**, Supplement 1, S39-S53.
- Kabata-Pendias, A. (2004) Soil-plant transfer of trace elements an environmental issue. *Geoderma*, **122**, 143-149.
- Kahle, P. (2000) Heavy metals in garden soils from the urban area of Rostock. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **163**, 191-196.
- Kahmen, S. et Poschlod, P. (2008) Effects of grassland management on plant functional trait composition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **128**, 137-145.
- Kaltsas, D., Panayiotou, E., Chatzaki, M. et Mylonas, M. (2014) Ground spider assemblages (Araneae: Gnaphosidae) along an urban-rural gradient in the city of Heraklion, Greece. *European Journal of Entomology*, **111**, 59-67.
- Kampichler, C., Bruckner, A., Baumgarten, A., Berthold, A. et Zechmeister-Boltenstern, S. (1999) Field mesocosms for assessing biotic processes in soils: How to avoid side effects. *European Journal of Soil Biology*, **35**, 135-143.
- Karlen, D.L., Ditzler, C.A. et Andrews, S.S. (2003) Soil quality: why and how? *Geoderma*, **114**, 145-156.
- Kattge, J., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I.C., Leadley, P., Bönsch, G., Garnier, E., Westoby, M., Reich, P.B., Wright, I.J., Cornelissen, J.H.C., Violle, C., Harrison, S.P., Van Bodegom, P.M., Reichstein, M., Enquist, B.J., Soudzilovskaia, N.A., Ackerly, D.D., Anand, M., Atkin, O., Bahn, M., Baker, T.R., Baldocchi, D., Bekker, R., Blanco, C.C., Blonder, B., Bond, W.J., Bradstock, R., Bunker, D.E., Casanoves, F., Cavender-Bares, J., Chambers, J.Q., Chapin, F.S., Chave, J., Coomes, D., Cornwell, W.K., Craine, J.M., Dobrin, B.H., Duarte, L., Durka, W., Elser, J., Esser, G., Estiarte, M., Fagan, W.F., Fang, J., Fernández-Méndez, F., Fidelis, A., Finegan, B., Flores, O., Ford, H., Frank, D., Freschet, G.T., Fyllas, N.M., Gallagher, R.V., Green, W.A., Gutierrez, A.G., Hickler, T., Higgins, S.I., Hodgson, J.G., Jalili, A., Jansen, S., Joly, C.A., Kerkhoff, A.J., Kirkup, D., Kitajima, K., Kleyer, M., Klotz, S., Knops, J.M.H., Kramer, K., Kühn, I., Kurokawa, H., Laughlin, D., Lee, T.D., Leishman, M., Lens, F., Lenz, T., Lewis, S.L., Lloyd, J., Llusià, J., Louault, F., Ma, S., Mahecha, M.D., Manning, P., Massad, T., Medlyn, B.E., Messier, J., Moles, A.T., Müller, S.C., Nadrowski, K., Naeem, S., Niinemets, Ü., Nöllert, S., Nüske, A., Ogaya, R., Oleksyn, J., Onipchenko, V.G., Onoda, Y., Ordoñez, J., Overbeck, G., Ozinga, W.A., Patiño, S., Paula, S., Pausas, J.G., Peñuelas, J., Phillips, O.L., Pillar, V., Poorter, H., Poorter, L., Poschlod, P., Prinzing, A., Proulx, R., Rammig, A., Reinsch, S., Reu, B., Sack, L., Salgado-Negret, B., Sardans, J., Shiodera, S., Shipley, B., Siefert, A., Sosinski, E., Soussana, J.-F., Swaine, E., Swenson, N., Thompson, K., Thornton, P., Waldram, M., Weiher, E., White, M., White, S., Wright, S.J., Yguel, B., Zaehle, S., Zanne, A.E. et Wirth, C. (2011) TRY - a global database of plant traits. *Global Change Biology*, **17**, 2905-2935.
- Kehlenbeck, K. et Maass, B.L. (2004) Crop diversity and classification of homegardens in Central Sulawesi, Indonesia. *Agroforestry Systems*, **63**, 53-62.

- Kendal, D., Williams, N.S.G. et Williams, K.J.H. (2012a) Drivers of diversity and tree cover in gardens, parks and streetscapes in an Australian city. *Urban Forestry & Urban Greening*, **11**, 257-265.
- Kendal, D., Williams, K.J.H. et Williams, N.S.G. (2012b) Plant traits link people's plant preferences to the composition of their gardens. *Landscape and Urban Planning*, **105**, 34-42.
- Kendal, D., Williams, N.S.G. et Williams, K.J.H. (2012c) A cultivated environment: Exploring the global distribution of plants in gardens, parks and streetscapes. *Urban Ecosystems*, **15**, 637-652.
- Kerr, J.T. et Ostrovsky, M. (2003) From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology & Evolution*, **18**, 299-305.
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K. et Swift, M.J. (2008) Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **363**, 685-701.
- Kim, B.F., Poulsen, M.N., Margulies, J.D., Dix, K.L., Palmer, A.M. et Nachman, K.E. (2014) Urban Community Gardeners' Knowledge and Perceptions of Soil Contaminant Risks. *Plos One*, **9**, e87913.
- Kirkpatrick, J.B., Daniels, G.D. et Zagorski, T. (2007) Explaining variation in front gardens between suburbs of Hobart, Tasmania, Australia. *Landscape and Urban Planning*, **79**, 314-322.
- Kladivko, E.J. (2001) Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research*, **61**, 61-76.
- Kleyer, M. (1999) Distribution of plant functional types along gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science*, **10**, 697-708.
- Kleyer, M., Bekker, R. m., Knevel, I. c., Bakker, J. p., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J. m., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G. m., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J. g., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W. a., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H. j., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J. h. c., Eriksson, O., Garnier, E. et Peco, B. (2008) The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, **96**, 1266-1274.
- Kleyer, M., Dray, S., Bello, F., Lepš, J., Pakeman, R.J., Strauss, B., Thuiller, W. et Lavorel, S. (2012) Assessing species and community functional responses to environmental gradients: which multivariate methods? *Journal of Vegetation Science*, **23**, 805-821.
- Knapp, S. (2010) Urbanization Causes Shifts of Species' Trait State Frequencies – a Large Scale Analysis. *Plant Biodiversity in Urbanized Areas* p. 13-29. Vieweg+Teubner.
- Knapp, S., Dinsmore, L., Fissore, C., Hobbie, S.E., Jakobsdottir, I., Kattge, J., King, J.Y., Klotz, S., McFadden, J.P. et Cavender-Bares, J. (2012) Phylogenetic and functional characteristics of household yard floras and their changes along an urbanization gradient. *Ecology*, **93**, S83-S98.
- Konvicka, M. et Kadlec, T. (2011) How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson from Prague nature reserves and parks. *European Journal of Entomology*, **108**, 219-229.

- Krab, E.J., Aerts, R., Berg, M.P., van Hal, J. et Keuper, F. (2014) Northern peatland Collembola communities unaffected by three summers of simulated extreme precipitation. *Applied Soil Ecology*, **79**, 70-76.
- Kraft, N.J.B., Valencia, R. et Ackerly, D.D. (2008) Functional Traits and Niche-Based Tree Community Assembly in an Amazonian Forest. *Science*, **322**, 580-582.
- Krantz, G.W. et Walter, D.E. (2009) *A Manual of Acarology: Third Edition*, 3 edition. Texas Tech University Press, Lubbock, Tex.
- Kühn, I. et Durka, W. (2004) BioFlor - a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. *Diversity and Distributions*, **10**, 363-365.
- Kula, H. et Kokta, C. (1992) Side effects of selected pesticides on earthworms under laboratory and field conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, **24**, 1711-1714.
- Kumar, B.M. et Nair, P.K.R. (2004) The enigma of tropical homegardens. *Agroforestry Systems*, **61-62**, 135-152.
- Kuznetsova, N.A. (2003) New Approaches to the Assessment of Structural Organization of Communities in Springtails (Hexapoda: Collembola). *Russian Journal of Ecology*, **34**, 248-254.
- Laliberté, E. et Shipley, B. (2011) Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. *In: R package version 1.0-11*.
- Lamarque, P., Quétier, F. et Lavorel, S. (2011) The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus Biologies*, **334**, 441-449.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. et Rossi, J.-P. (2006) Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, **42**, **Supplement 1**, S3-S15.
- Lavelle, P. et Spain, A. (2003) *Soil Ecology*, 1^{re} éd. Springer.
- Lavorel, S., de Bello, F., Grigulis, K., Leps, J., Garnier, E., Castro, H., Dolezal, J., Godolets, C., Quetier, F. et Thebault, A. (2011a) Response of Herbaceous Vegetation Functional Diversity to Land Use Change Across Five Sites in Europe and Israel. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, **57**, 53-72.
- Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J.H.C., Garnier, E., Harrison, S.P., McIntyre, S., Pausas, J.G., Pérez-Harguindeguy, N., Roumet, C. et Urcelay, C. (2007) Plant Functional Types: Are We Getting Any Closer to the Holy Grail? *Terrestrial Ecosystems in a Changing World* Global Change — The IGBP Series. (éd J.G. Canadell, D.E. Pataki & L.F. Pitelka), p. 149-164. Springer Berlin Heidelberg.
- Lavorel, S. et Garnier, E. (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, **16**, 545-556.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M.-P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G. et Douzet, R. (2011b) Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, **99**, 135-147.

- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A. et Bonis, A. (2008) Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology*, **22**, 134-147.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. et Forbes, T.D.A. (1997) Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, **12**, 474-478.
- Lavorel, S., Storkey, J., Bardgett, R.D., de Bello, F., Berg, M.P., Le Roux, X., Moretti, M., Mulder, C., Pakeman, R.J., Díaz, S. et Harrington, R. (2013) A novel framework for linking functional diversity of plants with other trophic levels for the quantification of ecosystem services. *Journal of Vegetation Science*, **24**, 942-948.
- Lebeau, T., Braud, A. et Jézéquel, K. (2008) Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: A review. *Environmental Pollution*, **153**, 497-522.
- Lefort, C. (2009) *Contribution à la définition et à la classification des Technosols*. INPL, Nancy.
- Legros, J.-P. (1996) *Cartographies des sols: de l'analyse spatiale à la gestion des territoires*. PPUR presses polytechniques.
- Lehmann, A. et Stahr, K. (2007) Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, **7**, 247-260.
- Lehvävirta, S., Kotze, D.J., Niemelä, J., Mäntysaari, M. et O'Hara, B. (2006) Effects of fragmentation and trampling on carabid beetle assemblages in urban woodlands in Helsinki, Finland. *Urban Ecosystems*, **9**, 13-26.
- 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. et Gonzalez, A. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, **7**, 601-613.
- Lê, S., Rennes, A., Josse, J., Rennes, A., Husson, F. et Rennes, A. (2008) FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 1-18.
- Levins, R. (1969) Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Bulletin of the ESA*, **15**, 237-240.
- Lindberg, N. et Bengtsson, J. (2005) Population responses of oribatid mites and collembolans after drought. *Applied Soil Ecology*, **28**, 163-174.
- Lis, M. et Bureaux, C. (2008) *Le potager : Le savoir-faire de deux maîtres-jardiniers*. Les Editions Eugen Ulmer, Paris.
- Lizee, M.-H., Bonardo, R., Mauffrey, J.-F., Bertaudière-Montes, V., Tatoni, T. et Deschamps-Cottin, M. (2011) Relative importance of habitat and landscape scales on butterfly communities of urbanizing areas. *Comptes Rendus Biologies*, **334**, 74-84.
- Loram, A., Thompson, K., Warren, P.H. et Gaston, K.J. (2008) Urban domestic gardens (XII): The richness and composition of the flora in five UK cities. *Journal of Vegetation Science*, **19**, 321-330.

- Loram, A., Warren, P., Thompson, K. et Gaston, K. (2011) Urban domestic gardens: the effects of human interventions on garden composition. *Environmental Management*, **48**, 808-824.
- Loreau, M. et Hector, A. (2001) Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, **412**, 72-76.
- Loredo, J., Ordóñez, A., Charlesworth, S. et De Miguel, E. (2003) Influence of industry on the geochemical urban environment of Mieres (Spain) and associated health risk. *Environmental Geochemistry and Health*, **25**, 307-323.
- Lorenz, K. et Kandeler, E. (2005) Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**, 1373-1385.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I. et Callaway, R.M. (2004) Rethinking plant community theory. *Oikos*, **107**, 433-438.
- Maillant, S., Cortet, J., Masfaraud, J.-F., Nahmani, J. et Pernin, C. (2009) *Etude de la biodiversité de la faune du sol de la ZO OPE*. ANDRA.
- Makkonen, M., Berg, M.P., van Hal, J.R., Callaghan, T.V., Press, M.C. et Aerts, R. (2011) Traits explain the responses of a sub-arctic Collembola community to climate manipulation. *Soil Biology and Biochemistry*, **43**, 377-384.
- Malmström, A. (2012) Life-history traits predict recovery patterns in Collembola species after fire: A 10 year study. *Applied Soil Ecology*, **56**, 35-42.
- Marco, A., Barthelemy, C., Dutoit, T. et Bertaudiere-Montes, V. (2010a) Bridging Human and Natural Sciences for a Better Understanding of Urban Floral Patterns: the Role of Planting Practices in Mediterranean Gardens. *Ecology and Society*, **15**.
- Marco, A., Dutoit, T., Deschamps-Cottin, M., Mauffrey, J.-F., Vennetier, M. et Bertaudière-Montes, V. (2008) Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. *Comptes Rendus Biologies*, **331**, 452-465.
- Marco, A., Lavergne, S., Dutoit, T. et Bertaudiere-Montes, V. (2010b) From the backyard to the backcountry: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. *Biological Invasions*, **12**, 761-779.
- Martin, A., Nolin, M.C. et (Canada), C. de recherches sur les terres et les ressources biologiques. (1991) *Étude pédologique du comté de Chambly (Québec): Description et interprétation des unités cartographiques*. Direction générale de la recherche, Agriculture Canada.
- Mason, N.W.H., de Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S. et Dray, S. (2013) A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, **24**, 794-806.
- Mason, N.W.H., MacGillivray, K., Steel, J.B. et Wilson, J.B. (2003) An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 571-578.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G. et Wilson, J.B. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, **111**, 112-118.

- Matteson, K.C., Ascher, J.S. et Langellotto, G.A. (2008) Bee Richness and Abundance in New York City Urban Gardens. *Annals of the Entomological Society of America*, **101**, 140-150.
- Matteson, K.C. et Langellotto, G.A. (2011) Small scale additions of native plants fail to increase beneficial insect richness in urban gardens. *Insect Conservation and Diversity*, **4**, 89-98.
- Mazzia, C., Pasquet, A., Caro, G., Thénard, J., Cornic, J.-F., Hedde, M. et Capowiez, Y. (2015) The impact of management strategies in apple orchards on the structural and functional diversity of epigeal spiders. *Ecotoxicology*, 1-10.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. et Westoby, M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**, 178-185.
- McIntyre, N.E., Rango, J., Fagan, W.F. et Faeth, S.H. (2001) Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and urban planning*, **52**, 257-274.
- McKinney, M.L. (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, **127**, 247-260.
- McKinney, M.L. (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, **11**, 161-176.
- McKinney, M.L. et Lockwood, J.L. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, **14**, 450-453.
- Menta, C., Leoni, A., Bardini, M., Gardi, C. et Gatti, F. (2008) Nematode and Microarthropod Communities: Comparative Use of Soil Quality Bioindicators in Covered Dump and Natural Soils. *Environmental Bioindicators*, **3**, 35-46.
- Michaud, A., Plantureux, S., Amiaud, B., Carrère, P., Cruz, P., Duru, M., Dury, B., Farruggia, A., Fiorelli, J.L., Kerneis, E. et Baumont, R. (2012) Identification of the environmental factors which drive the botanical and functional composition of permanent grasslands. *The Journal of Agricultural Science*, **150**, 219-236.
- Migliorini, M., Pigino, G., Bianchi, N., Bernini, F. et Leonzio, C. (2004) The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, **129**, 331-340.
- Mitchell, R.G., Spliethoff, H.M., Ribaud, L.N., Lopp, D.M., Shayler, H.A., Marquez-Bravo, L.G., Lambert, V.T., Ferenz, G.S., Russell-Anelli, J.M., Stone, E.B. et McBride, M.B. (2014) Lead (Pb) and other metals in New York City community garden soils: Factors influencing contaminant distributions. *Environmental Pollution*, **187**, 162-169.
- Moeys, J. et Shangguan, contributions from W. (2014) *soiltexture: Functions for soil texture plot, classification and transformation*.
- Möller, A., Müller, H.W., Abdullah, A., Abdelgawad, G. et Utermann, J. (2005) Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*, **124**, 63-71.

- Moon, J.-W., Moon, H.-S., Woo, N.-C., Hahn, J.-S., Won, J.-S., Song, Y., Lin, X. et Zhao, Y. (2000) Evaluation of heavy metal contamination and implication of multiple sources from Hunchun basin, northeastern China. *Environmental Geology*, **39**, 1039-1052.
- Morel, J.L., Chenu, C. et Lorenz, K. (2014) Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, **soumis**.
- Morel, J.L. et Schwartz, C. (1999) Qualité et gestion des sols de jardins familiaux. *Comptes-rendus de l'académie d'Agriculture*, **85**, 103-114.
- Morel, J., Schwartz, C. et Florentin, L. (2005) Urban soils. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, **335**, 202-208.
- Moretti, M., de Bello, F., Ibanez, S., Fontana, S., Pezzatti, G.B., Dziock, F., Rixen, C. et Lavorel, S. (2013) Linking traits between plants and invertebrate herbivores to track functional effects of land-use changes. *Journal of Vegetation Science*, **24**, 949-962.
- Moretti, M. et Legg, C. (2009) Combining plant and animal traits to assess community functional responses to disturbance. *Ecography*, **32**, 299-309.
- Morgan, J.E. et Morgan, A.J. (1999) The accumulation of metals (Cd, Cu, Pb, Zn and Ca) by two ecologically contrasting earthworm species (*Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa*): implications for ecotoxicological testing. *Applied Soil Ecology*, **13**, 9-20.
- Mormont, M. (2013) Écologisation : entre sciences, conventions et pratiques. *Natures Sciences Sociétés*, **21**, 159-160.
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H. et Mouillot, D. (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, **24**, 867-876.
- Mouillot, D., Mason, W.H.N., Dumay, O. et Wilson, J.B. (2005) Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia*, **142**, 353-359.
- Mouillot, D., Villéger, S., Scherer-Lorenzen, M. et Mason, N.W.H. (2011) Functional Structure of Biological Communities Predicts Ecosystem Multifunctionality. *PLoS ONE*, **6**, e17476.
- Mueller-Dombois, D. et Ellenberg, H. (1974) *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons.
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J. et Porcher, E. (2007) The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the greater paris area, France. *Ecosystems*, **10**, 661-671.
- Muratet, A., Porcher, E., Devictor, V., Arnal, G., Moret, J., Wright, S. et Machon, N. (2008) Evaluation of floristic diversity in urban areas as a basis for habitat management. *Applied Vegetation Science*, **11**, 451-460.
- Mzoughi, N. et Napoléone, C. (2013) Introduction. L'écologisation, une voie pour reconditionner les modèles agricoles et dépasser leur simple évolution incrémentale. *Natures Sciences Sociétés*, **21**, 161-165.

- Naeem, S., Duffy, J.E. et Zavaleta, E. (2012) The Functions of Biological Diversity in an Age of Extinction. *Science*, **336**, 1401-1406.
- Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S.P., Lawton, J.H. et Woodfin, R.M. (1994) Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, **368**, 734-737.
- Nahmani, J. et Lavelle, P. (2002) Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology*, **38**, 297-300.
- Nahmani, J., Lavelle, P., Lapied, E. et van Oort, F. (2003a) Effects of heavy metal soil pollution on earthworm communities in the north of France: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. *Pedobiologia*, **47**, 663-669.
- Nahmani, J. et Rossi, J.-P. (2003b) Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *Comptes Rendus Biologies*, **326**, 295-303.
- Nehls, T., Jozefaciuk, G., Sokolowska, Z., Hajnos, M. et Wessolek, G. (2008) Filter properties of seam material from paved urban soils. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **12**, 691-702.
- Nehls, T., Rokia, S., Mekiffer, B., Schwartz, C. et Wessolek, G. (2013) Contribution of bricks to urban soil properties. *Journal of Soils and Sediments*, **13**, 575-584.
- Norra, S., Lanka-Panditha, M., Kramar, U. et Stüben, D. (2006) Mineralogical and geochemical patterns of urban surface soils, the example of Pforzheim, Germany. *Applied Geochemistry*, **21**, 2064-2081.
- Norra, S. et Stuben, D. (2003) Urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, **3**, 230-233.
- Oksanen, J., Blanchet, G., Roeland, K., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. et Wagner, H. (2014) Vegan : Community Ecology Package. *R package*, 280.
- Olden, J.D. et Rooney, T.P. (2006) On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, **15**, 113-120.
- Ollier, S. (2004) *Des outils pour l'intégration des contraintes spatiales, temporelles et évolutives en analyse des données écologiques*.
- Onoda, Y., Westoby, M., Adler, P.B., Choong, A.M.F., Clissold, F.J., Cornelissen, J.H.C., Díaz, S., Dominy, N.J., Elgart, A., Enrico, L., Fine, P.V.A., Howard, J.J., Jalili, A., Kitajima, K., Kurokawa, H., McArthur, C., Lucas, P.W., Markesteijn, L., Pérez-Harguindeguy, N., Poorter, L., Richards, L., Santiago, L.S., Sosinski, E.E., Van Bael, S.A., Warton, D.I., Wright, I.J., Joseph Wright, S. et Yamashita, N. (2011) Global patterns of leaf mechanical properties. *Ecology Letters*, **14**, 301-312.
- Ouvrard, S., Barnier, C., Bauda, P., Beguiristain, T., Biache, C., Bonnard, M., Caupert, C., Cébron, A., Cortet, J., Cotellet, S., Dazy, M., Faure, P., Masfaraud, J.F., Nahmani, J., Palais, F., Poupin, P., Raoult, N., Vasseur, P., Morel, J.L. et Leyval, C. (2011) In Situ Assessment of Phytotechnologies for Multicontaminated Soil Management. *International Journal of Phytoremediation*, **13**, 245-263.

- Pantu, I.M. (2009) New trends in public urban parks - garden in motion theory. *Lucrari Stiintifice - Universitatea de Stiinte Agronomice si Medicina Veterinara Bucuresti. Seria B, Horticultura*, 339-344.
- Papy, F. (2013) L'agronomie entre logos et nomos. *Natures Sciences Sociétés*, **21**, 211-212.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C. et Mozzanica, E. (2005) Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **105**, 323-333.
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith, D.A. et Keeley, J.E. (2004) PLANT FUNCTIONAL TRAITS IN RELATION TO FIRE IN CROWN-FIRE ECOSYSTEMS. *Ecology*, **85**, 1085-1100.
- Pavoine, S. et Chessel, D. (2008) *Méthodes statistiques pour la mesure de la biodiversité*. Atelier national de reproduction des thèses, Lyon, France.
- Pavoine, S., Vela, E., Gachet, S., de Bélair, G. et Bonsall, M.B. (2011) Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly. *Journal of Ecology*, **99**, 165-175.
- Pelosi, C., Joimel, S. et Makowski, D. (2013a) Searching for a more sensitive earthworm species to be used in pesticide homologation tests - a meta-analysis. *Chemosphere*, **90**, 895-900.
- Pelosi, C., Pey, B., Hedde, M., Caro, G., Capowiez, Y., Guernion, M., Peigné, J., Piron, D., Bertrand, M. et Cluzeau, D. (2014) Reducing tillage in cultivated fields increases earthworm functional diversity. *Applied Soil Ecology*.
- Pelosi, C., Toutous, L., Chiron, F., Dubs, F., Hedde, M., Muratet, A., Ponge, J.-F., Salmon, S. et Makowski, D. (2013b) Reduction of pesticide use can increase earthworm populations in wheat crops in a European temperate region. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **181**, 223-230.
- Pérès, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L. et Cluzeau, D. (2011) Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia*, **54**, Supplement, S77-S87.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M.S., Cornwell, W.K., Craine, J.M., Gurvich, D.E., Urcelay, C., Veneklaas, E.J., Reich, P.B., Poorter, L., Wright, I.J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J.G., de Vos, A.C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J.G., Thompson, K., Morgan, H.D., ter Steege, H., van der Heijden, M.G.A., Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M.V., Conti, G., Staver, A.C., Aquino, S. et Cornelissen, J.H.C. (2013) New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, **61**, 167-234.
- Petchey, O.L. et Gaston, K.J. (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, **5**, 402-411.
- Petchey, O.L. et Gaston, K.J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, **9**, 741-758.

- Petchey, O.L., Hector, A. et Gaston, K.J. (2004) How do different measures of functional diversity perform? *Ecology*, **85**, 847-857.
- Petersen, H. (1982) Structure and size of soil animal population. *Oikos*, **39**, 306-309.
- Pey, B., Cortet, J., Watteau, F., Cheynier, K. et Schwartz, C. (2013) Structure of earthworm burrows related to organic matter of a constructed Technosol. *Geoderma*, **202-203**, 103-111.
- Pey, B., Laporte, M.-A., Nahmani, J., Auclerc, A., Capowiez, Y., Caro, G., Cluzeau, D., Cortet, J., Decaëns, T., Dubs, F., Joimel, S., Guernion, M., Briard, C., Grumiaux, F., Laporte, B., Pasquet, A., Pelosi, C., Pernin, C., Ponge, J.-F., Salmon, S., Santorufo, L. et Hedde, M. (2014a) A Thesaurus for Soil Invertebrate Trait-Based Approaches. *PLoS ONE*, **9**, e108985.
- 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. et Hedde, M. (2014b) Current use of and future needs for soil invertebrate functional traits in community ecology. *Basic and Applied Ecology*, **15**, 194-206.
- Philpott, S.M., Cotton, J., Bichier, P., Friedrich, R.L., Moorhead, L.C., Uno, S. et Valdez, M. (2014) Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems*, **17**, 513-532.
- Podgaiski, L.R., Joner, F., Lavorel, S., Moretti, M., Ibanez, S., Mendonca, M. de S. et Pillar, V.D. (2013) Spider Trait Assembly Patterns and Resilience under Fire-Induced Vegetation Change in South Brazilian Grasslands. *Plos One*, **8**, e60207.
- Poinsot, N. (1966) Existence d'un comportement constructeur chez un Collembole Isotomidae *Subisotoma variabilis* (Gisin, 1949). *Revue Ecol. Biol. Sol*, **3**, 173-178.
- Poinsot-Balaguer, N. et Barra, J.A. (1991) L'anhydrobiose : un problème biologique nouveau chez les Collemboles (Insecta). *Revue d'écologie et de biologie du sol*, **28**, 197-205.
- Ponge, J.-F. (2004) Effets des composés organiques sur la faune du sol. Perturbation des communautés et recolonisation des substrats pollués.
- Ponge, J.-F., Dubs, F., Gillet, S., Sousa, J.P. et Lavelle, P. (2006) Decreased biodiversity in soil springtail communities: the importance of dispersal and landuse history in heterogeneous landscapes. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**, 1158-1161.
- Ponge, J.-F., Peres, G., Guernion, M., Ruiz-Camacho, N., Cortet, J., Pernin, C., Villenave, C., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Bispo, A. et Cluzeau, D. (2013a) The impact of agricultural practices on soil biota: A regional study. *Soil Biology & Biochemistry*, **67**, 271-284.
- Ponge, J.F. et Salmon, S. (2013b) Spatial and taxonomic correlates of species and species trait assemblages in soil invertebrate communities. *Pedobiologia*, **56**, 129-136.
- Porco, D., Potapov, M., Bedos, A., Busmachiu, G., Weiner, W.M., Hamra-Kroua, S. et Deharveng, L. (2012) Cryptic Diversity in the Ubiquist Species *Parisotoma notabilis* (Collembola, Isotomidae): A Long-Used Chimeric Species? *PLoS ONE*, **7**, e46056.
- Portney, P.R. (2000) Environmental problems and policy: 2000-2050. , **14**, 199-206.

- Potapow, M. (2001) *Synopses on Palaearctic Collembola, Volume 3: Isotomidae*. Staatliches Museum für Naturkunde.
- Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Yesilonis, I.D., Groffman, P.M. et Schwarz, K. (2010) Chemical, Physical, and Biological Characteristics of Urban Soils. *Urban Ecosystem Ecology*, **agronomymonogra**, 119-152.
- Prinzing, A., Kretzler, S., Badejo, A. et Beck, L. (2002) Traits of oribatid mite species that tolerate habitat disturbance due to pesticide application. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**, 1655-1661.
- Purvis, A. et Hector, A. (2000) Getting the measure of biodiversity. *Nature*, **405**, 212-219.
- Quétier, F., Lavorel, S., Thuiller, W. et Davies, I. (2007) Plant-trait-based modeling assessment of ecosystem-service sensitivity to land-use change. *Ecological Applications*, **17**, 2377-2386.
- Quijas, S., Jackson, L.E., Maass, M., Schmid, B., Raffaelli, D. et Balvanera, P. (2012) Plant diversity and generation of ecosystem services at the landscape scale: expert knowledge assessment. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 929-940.
- Rafael, J. (2012) *Synopses on Palaearctic Collembola, Volume 7, Part 1: Capbryinae & Entomobryini*. Staatliches Museum für Naturkunde.
- Remy, J.C. et Marin-Lafèche, A. (1974) L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Annales Agronomiques*, **25**, 607-632.
- Renaud, A., Poinot-Balaguer, N., Cortet, J. et Le Petit, J. (2004) Influence of four soil maintenance practices on Collembola communities in a Mediterranean vineyard. *Pedobiologia*, **48**, 623-630.
- Reyes-García, V., Calvet-Mir, L., Vila, S., Aceituno-Mata, L., Garnatje, T., Lastra, J.J., Parada, M., Rigat, M., Vallès, J. et Pardo-De-Santayana, M. (2013) Does Crop Diversification Pay Off? An Empirical Study in Home Gardens of the Iberian Peninsula. *Society & Natural Resources*, **26**, 44-59.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. et Foster, G. (2001) Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology (Durham)*, **82**, 1112-1129.
- Roger-Estrade, J., Anger, C., Bertrand, M. et Richard, G. (2010) Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. *Soil and Tillage Research*, **111**, 33-40.
- Rokia, S., Séré, G., Schwartz, C., Deeb, M., Fournier, F., Nehls, T., Damas, O. et Vidal-Beaudet, L. (2014) Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste management (New York, N.Y.)*.
- Rosignol, J., Baize, D., Schwartz, C. et Florentin, L. (2008) Référentiel pédologique 2008: Anthrosols.
- Rouabah, A., Lasserre-Joulin, F., Amiaud, B. et Plantureux, S. (2014) Emergent effects of ground beetles size diversity on the strength of prey suppression. *Ecological Entomology*, **39**, 47-57.

- Le Roux, X. (2012) *Agriculture et biodiversité valoriser les synergies: expertise scientifique collective Inra Juillet 2008*. Éditions Quæ, Versailles Cedex, France.
- Roy, L. (2009) *Ecologie évolutive d'un genre d'acarien hématophage : approche phylogénétique des délimitations interspécifiques et caractérisation comparative des populations de cinq espèces du genre Dermanyssus (Acari : Mesostigmata)*. INAPG (AgroParisTech).
- Saby, N.P.A., Bellamy, P.H., Morvan, X., Arrouays, D., Jones, R.J.A., Verheijen, F.G.A., Kibblewhite, M.G., Verdoodt, A., Üveges, J.B., Freudenschuß, A. et Simota, C. (2008) Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? *Global Change Biology*, **14**, 2432-2442.
- Saby, N.P.A., Marchant, B.P., Lark, R.M., Jolivet, C.C. et Arrouays, D. (2011) Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma*, **162**, 303-311.
- Saby, N.P.A., Thioulouse, J., Jolivet, C.C., Ratié, C., Boulonne, L., Bispo, A. et Arrouays, D. (2009) Multivariate analysis of the spatial patterns of 8 trace elements using the French soil monitoring network data. *Science of The Total Environment*, **407**, 5644-5652.
- Sacchi, C.F. et Testard, P. (1971) *Écologie animale: organismes et milieu*. Doin.
- Salmon, S. et Ponge, J.F. (2012) Species traits and habitats in springtail communities: A regional scale study. *Pedobiologia*, **55**, 295-301.
- Salmon, S., Ponge, J.F., Gachet, S., Deharveng, L., Lefebvre, N. et Delabrosse, F. (2014) Linking species, traits and habitat characteristics of Collembola at European scale. *Soil Biology and Biochemistry*, **75**, 73-85.
- Samnegård, U., Persson, A.S. et Smith, H.G. (2011) Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation*, **144**, 2602-2606.
- Santorufu, L., Cortet, J., Arena, C., Goudon, R., Rakoto, A., Morel, J.-L. et Maisto, G. (2014a) An assessment of the influence of the urban environment on collembolan communities in soils using taxonomy- and trait-based approaches. *Applied Soil Ecology*, **78**, 48-56.
- Santorufu, L., Van Gestel, C.A.M. et Maisto, G. (2014b) Sampling season affects conclusions on soil arthropod community structure responses to metal pollution in Mediterranean urban soils. *Geoderma*, **226-227**, 47-53.
- Santorufu, L., Van Gestel, C.A.M., Rocco, A. et Maisto, G. (2012) Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, **161**, 57-63.
- Scharenbroch, B.C., Lloyd, J.E. et Johnson-Maynard, J.L. (2005) Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*, **49**, 283-296.
- Schauer, T. et Caspari, C. (2009) *Guide Delachaux des plantes par la couleur : 1 150 fleurs, graminées, arbres et arbustes*. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Scheu, S. (2003) Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectives: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. *Pedobiologia*, **47**, 846-856.

- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F. et Argillier, C. (2012) A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, **80**, 469-484.
- Schnug, L., Jensen, J., Scott-Fordsmand, J.J. et Leinaas, H.P. (2014) Toxicity of three biocides to springtails and earthworms in a soil multi-species (SMS) test system. *Soil Biology and Biochemistry*, **74**, 115-126.
- Schwartz, C. (1993) *Facteurs de qualité des sols de jardins de l'est-mosellan*. Institut National Polytechnique de Lorraine (INPL) Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires (ENSAIA).
- Schwartz, C., Chenot, E.-D., Pernin, C., Dumat, C., Pourrut, B. et Douay, F. (2010a) *Caractérisation des sols, des usages et des productions potagères dans les jardins français : Définitions, méthodes, approches statistiques et outils opérationnels pour l'acquisition de données*. ADEME.
- Schwartz, C., Chenot, E.-D., Pernin, C., Dumat, C., Pourrut, B. et Douay, F. (2010b) *Caractérisation des sols, des usages et des productions potagères dans les jardins français*. ADEME.
- Schwartz, C., Echevarria, G. et Morel, J.L. (2003) Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil*, **249**, 27-35.
- Schwartz, C., Florentin, L., Charpentier, D., Muzika, S. et Morel, J.. (2001) Le pédologue en milieu industriels et urbains. I. Sols d'une friche industrielle. *Etude et Gestion des Sols*, **8**, 135-148.
- Schwartz, C., Sirguy, C., Peronny, S., Reeves, R.D., Bourgaud, F. et Morel, J.L. (2006) Testing of Outstanding Individuals of *Thlaspi Caerulescens* for Cadmium Phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation*, **8**, 339-357.
- Séré, G. (2007) *Fonctionnement et évolution pédogénétique de technosols construits*. INPL, Vandoeuvre les Nancy.
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.-C. et Morel, J.L. (2008) Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils and Sediments*, **8**, 130-136.
- Shiple, B. (2010) *From Plant Traits to Vegetation Structure: Chance and Selection in the Assembly of Ecological Communities*. Cambridge University Press.
- Skalski, T., Stone, D., Kramarz, P. et Laskowski, R. (2010) Ground beetle community responses to heavy metal contamination. *Baltic Journal of Coleopterology*, **10**, 1-12.
- Smith, R.M., Gaston, K.J., Warren, P.H. et Thompson, K. (2005a) Urban domestic gardens (V): relationships between landcover composition, housing and landscape. *Landscape Ecology*, **20**, 235-253.
- Smith, R.M., Gaston, K.J., Warren, P.H. et Thompson, K. (2006a) Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Human Exploitation and Biodiversity Conservation Topics in Biodiversity and Conservation*. (éd D.L. Hawksworth & A.T. Bull), p. 175-205. Springer Netherlands.

- Smith, R.M., Thompson, K., Hodgson, J.G., Warren, P.H. et Gaston, K.J. (2006b) Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation*, **129**, 312-322.
- Smith, R.M., Thompson, K., Hodgson, J.G., Warren, P.H. et Gaston, K.J. (2006c) Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation*, **129**, 312-322.
- Smith, R.M., Warren, P.H., Thompson, K. et Gaston, K.J. (2005b) Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation*, **15**, 2415-2438.
- Sobocka, J. (2003) Urban soils vs anthropogenic soils, their differentiation and classification
- Sørensen, T.J. (1948) *A Method of Establishing Groups of Equal Amplitude in Plant Sociology Based on Similarity of Species Content and Its Application to Analyses of the Vegetation on Danish Commons*. I kommission hos E. Munksgaard, København.
- Sparfel, L. (2011) *Étude des changements d'occupation des sols dans la zone côtière à partir de données hétérogènes : application au Pays de Brest*. Brest.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourier, H., Proix, N. et Schwartz, C. (2006) Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma*, **136**, 912-929.
- Stewart, G.H., Meurk, C.D., Ignatieva, M.E., Buckley, H.L., Magueur, A., Case, B.S., Hudson, M. et Parker, M. (2009) Urban Biotopes of Aotearoa New Zealand (URBANZ) II: Floristics, biodiversity and conservation values of urban residential and public woodlands, Christchurch. *Urban Forestry & Urban Greening*, **8**, 149-162.
- Van Straalen, N.M. et Løkke, H. (1997) *Ecological Risk Assessment of Contaminants in Soil*. Springer Science & Business Media.
- Van Straalen, N.M., Timmermans, M.J.T.N., Roelofs, D. et Berg, M.P. (2008) Apterygota in the spotlights of ecology, evolution and genomics. *European Journal of Soil Biology*, **44**, 452-457.
- Strojan, C.L. (1978) The Impact of Zinc Smelter Emissions on Forest Litter Arthropods. *Oikos*, **31**, 41.
- Stuart Chapin, F.I., Autumn, K. et Pugnaire, F. (1993) Evolution of suites of traits in response to environmental stress. *The American naturalist*, **142**, S78-S92.
- Sutherland, W.J., Freckleton, R.P., Godfray, H.C.J., Beissinger, S.R., Benton, T., Cameron, D.D., Carmel, Y., Coomes, D.A., Coulson, T., Emmerson, M.C., Hails, R.S., Hays, G.C., Hodgson, D.J., Hutchings, M.J., Johnson, D., Jones, J.P.G., Keeling, M.J., Kokko, H., Kunin, W.E., Lambin, X., Lewis, O.T., Malhi, Y., Mieszkowska, N., Milner-Gulland, E.J., Norris, K., Phillimore, A.B., Purves, D.W., Reid, J.M., Reuman, D.C., Thompson, K., Travis, J.M.J., Turnbull, L.A., Wardle, D.A. et Wiegand, T. (2013) Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology*, **101**, 58-67.
- Takahashi, T., Amano, Y., Kuchimura, K. et Kobayashi, T. (2008) Carbon content of soil in urban parks in Tokyo, Japan. *Landscape and Ecological Engineering*, **4**, 139-142.

- Taylor, S.R. et McLennan, S.M. (1995) The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*, **33**, 241-265.
- Thibaud, J.-M., Schulz, H.-J. et Gama Assalino, M.M. da. (2004) *Synopses on Palaeartic Collembola, Volume 4: Hypogastruridae* (éd W Dunger). Staatliches Museum für Naturkunde, Görlitz, Allemagne.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dole'dec, S. et Olivier, J.-M. (1997) ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, **7**, 75-83.
- Thompson, K., Austin, K.C., Smith, R.M., Warren, P.H., Angold, P.G. et Gaston, K.J. (2003) Urban domestic gardens (I): Putting small-scale plant diversity in context. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 71-78.
- Thompson, K., Colsell, S., Carpenter, J., Smith, R.M., Warren, P.H. et Gaston, K.J. (2005) Urban domestic gardens (VII): a preliminary survey of soil seed banks. *Seed Science Research*, **15**, 133-141.
- Thompson, K., Hodgson, J.G., Smith, R.M., Warren, P.H. et Gaston, K.J. (2004) Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science*, **15**, 373-378.
- Tikhonova, G.N., Tikhonov, I.A., Surov, A.V. et Bogomolov, P.L. (2009) Structure of small mammal communities in Moscow parks and public gardens. *Russian Journal of Ecology*, **40**, 213-217.
- Tordoff, G.M., Baker, A.J.M. et Willis, A.J. (2000) Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, **41**, 219-228.
- Turner, B.L., Lambin, E.F. et Reenberg, A. (2007) The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**, 20666-20671.
- Turner, B.L., II, Meyer, W.B. et Skole, D.L. (1994) Global Land-Use/Land-Cover Change: Towards an Integrated Study. *Ambio*, **23**, 91-95.
- Twining, J.R., Payne, T.E. et Itakura, T. (2004) Soil-water distribution coefficients and plant transfer factors for ¹³⁴Cs, ⁸⁵Sr and ⁶⁵Zn under field conditions in tropical Australia. *J Environ Radioac*, **71**, 71-87.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P. et Tachet, H. (2000) Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia*, **422-423**, 153-162.
- Vanbergen, A.J., Watt, A.D., Mitchell, R., Truscott, A.-M., Palmer, S.C.F., Ivits, E., Eggleton, P., Jones, T.H. et Sousa, J.P. (2007) Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient. *Oecologia*, **153**, 713-725.
- Vandewalle, M., Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P.A., Lavorel, S., Silva, P.M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J.P., Sykes, M.T., Vanbergen, A.J. et Woodcock, B.A. (2010) Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 2921-2947.

- Vergnes, A., Pellissier, V., Lemperiere, G., Rollard, C. et Clergeau, P. (2014) Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodiversity and Conservation*, **23**, 1859-1877.
- Vergnes, A., Viol, I.L. et Clergeau, P. (2012) Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, **145**, 171-178.
- Villanneau, E.J., Saby, N.P.A., Marchant, B.P., Jolivet, C.C., Boulonne, L., Caria, G., Barriuso, E., Bispo, A., Briand, O. et Arrouays, D. (2011) Which persistent organic pollutants can we map in soil using a large spacing systematic soil monitoring design? A case study in Northern France. *The Science of the Total Environment*, **409**, 3719-3731.
- Villéger, S. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**, 2290-2301.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbiriou, C., de Redon, L., Carnino, N., Machon, N. et Porcher, E. (2008) Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation*, **141**, 1581-1590.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. et Garnier, E. (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos*, **116**, 882-892.
- Volk, T.A., Abrahamson, L.P., Nowak, C.A., Smart, L.B., Tharakan, P.J. et White, E.H. (2006) The development of short-rotation willow in the northeastern United States for bioenergy and bioproducts, agroforestry and phytoremediation. *Biomass and Bioenergy*, **30**, 715-727.
- Walker, B., Kinzig, A. et Langridge, J. (1999) Original Articles: Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. *Ecosystems*, **2**, 95-113.
- Walter, C., Bispo, A., Chenu, C., Langlais-Hesse, A. et Schwartz, C. (2015) Les services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation. *Cahier Demeter*.
- Wang, H.H., Li, L.Q., Wu, X.M. et Pan, G.X. (2006) Distribution of Cu and Pb in particle size fractions of urban soils from different city zones of Nanjing, China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, **18**, 482-487.
- Warkentin, B.P. et Fletcher, H.F. (1977) Soil quality for intensive agriculture. *Proc. Int. Sem. on Soil Environ. and Fert. Manage. in Intensive Agric. Soc. Sci. Soil and Manure* Natl. Inst. of Agric. Sci., Tokyo.
- Warren, S.D. et Buettner, R. (2008) Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation*, **12**, 671-676.
- Weiher, E. et Keddy, P. (1999) Assembly rules as general constraints on community composition. *Ecological Assembly Rules* Cambridge University Press.
- Westoby, M., Falster, D.S., Moles, A.T., Vesk, P.A. et Wright, I.J. (2002) PLANT ECOLOGICAL STRATEGIES: Some Leading Dimensions of Variation Between Species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **33**, 125-159.
- Wezel, A. et Bender, S. (2003) Plant species diversity of homegardens of Cuba and its significance for household food supply. *Agroforestry Systems*, **57**, 39-49.

- Williams, N.S.G., Morgan, J.W., McDonnell, M.J. et McCarthy, M.A. (2005) Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban–rural gradient. *Journal of Ecology*, **93**, 1203-1213.
- Wivstad, M., Dahlin, A. s. et Grant, C. (2005) Perspectives on nutrient management in arable farming systems. *Soil Use and Management*, **21**, 113-121.
- Wolters, V. (2001) Biodiversity of soil animals and its function. *European Journal of Soil Biology*, **37**, 221-227.
- Wong, C.S.C., Li, X. et Thornton, I. (2006) Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, **142**, 1-16.
- Wright, J.P., Naeem, S., Hector, A., Lehman, C., Reich, P.B., Schmid, B. et Tilman, D. (2006) Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. *Ecology Letters*, **9**, 111-120.
- Wu, Q., Deng, J., Long, X., Morel, J. et Schwartz, C. (2006) Selection of appropriate organic additives for enhancing Zn and Cd phytoextraction by hyperaccumulators. *Journal of Environmental Sciences*, **18**, 1113-1118.
- Yamaguchi, T. (2004) Influence of urbanization on ant distribution in parks of Tokyo and Chiba City, Japan I. Analysis of ant species richness. *Ecological Research*, **19**, 209-216.
- Yuan, F. et Bauer, M.E. (2007) Comparison of impervious surface area and normalized difference vegetation index as indicators of surface urban heat island effects in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, **106**, 375-386.
- De Zeeuw, H., Van Veenhuizen, R. et Dubbeling, M. (2011) The role of urban agriculture in building resilient cities in developing countries. *The Journal of Agricultural Science*, **149**, 153-163.
- Zeza, A. et Tasciotti, L. (2010) Urban agriculture, poverty, and food security: Empirical evidence from a sample of developing countries. *Food Policy*, **35**, 265-273.
- Zhideeva, V.A., Vasenev, I.I., Shcherbakov, A.P. et Vaseneva, E.G. (2000) Contamination of chernozemic allotment soils by heavy metals in the affected zone of the lead-nickel-cadmium plant. *Eurasian Soil Science*, **33**, 196-206.
- Zimdars, B. (1994) *Synopses on Palaearctic Collembola. 1. Introduction, Tullbergiinae Bagnall, 1935*. Staatliches Museum für Naturkunde.

Annexes

Annexe 1 : Fiche sur le site de jardins partagés ASPROCEP (Marseille)	- 259 -
Annexe 2 : Fiche sur le site de jardins familiaux Berre-Pastour (Marseille).....	- 260 -
Annexe 3 : Fiche sur le site de jardins familiaux Castellas (Marseille)	- 261 -
Annexe 4 : Fiche sur le site de jardins familiaux Coder (Marseille).....	- 262 -
Annexe 5 : Fiche sur le site de jardins partagés Font-Obscur (Marseille)	- 263 -
Annexe 6 : Fiche sur le site de jardins familiaux Magali-Aiguier (Marseille).....	- 264 -
Annexe 7 : Fiche sur le site de jardins familiaux Mazargues (Marseille).....	- 265 -
Annexe 8 : Fiche sur le site de jardins familiaux Montolivet (Marseille)	- 266 -
Annexe 9 : Fiche sur le site de jardins familiaux Saint-André (Marseille)	- 267 -
Annexe 10 : Fiche sur le site de jardins familiaux Saint-Louis (Marseille).....	- 268 -
Annexe 11 : Fiche sur le site de jardins familiaux Jarville-La-Malgrange (Grand Nancy).....	- 269 -
Annexe 12 : Fiche sur le site de jardins familiaux Heillecourt (Grand Nancy)	- 270 -
Annexe 13 : Fiche sur le site de jardins familiaux Laneuveville-Devant-Nancy (Grand Nancy)	- 271 -
Annexe 14 : Fiche sur le site de jardins familiaux Malzéville (Grand Nancy)	- 272 -
Annexe 15 : Fiche sur le site de jardins familiaux Maxéville (Grand Nancy).....	- 273 -
Annexe 16 : Fiche sur le site de jardins familiaux Seichamps (Grand Nancy)	- 274 -
Annexe 17 : Fiche sur le site de jardins familiaux Angle-Chaillou (Nantes)	- 275 -
Annexe 18 : Fiche sur le site de jardins familiaux Batignolles (Nantes)	- 276 -
Annexe 19 : Fiche sur le site de jardins familiaux Chaupières (Nantes).....	- 277 -
Annexe 20 : Fiche sur le site de jardins familiaux Contrie (Nantes).....	- 278 -
Annexe 21 : Fiche sur le site de jardins familiaux Crapaudine (Nantes)	- 279 -
Annexe 22 : Fiche sur le site de jardins familiaux Eglantiers (Nantes).....	- 280 -
Annexe 23 : Fiche sur le site de jardins partagés Lait de Mai (Nantes).....	- 281 -
Annexe 24 : Fiche sur le site de jardins familiaux La Roche (Nantes)	- 282 -
Annexe 25 : Fiche sur le site de jardins familiaux Moutonnerie (Nantes)	- 283 -
Annexe 26 : Fiche sur le site de jardins familiaux Vertais (Nantes)	- 284 -
Annexe 27 : Questionnaire d'investigations des pratiques dans les jardins familiaux	- 285 -
Annexe 28 : Liste des variables et des codes utilisés dans les analyses autour des pratiques et des jardiniers.....	292
Annexe 29 : Analyse factorielle des correspondances multiples sur 31 variables sociologiques et de pratiques analysées pour 98 jardiniers. (a) répartition des modalités sur l'axe 1 (10%) et (b) sur l'axe 2 (8%).....	295
Annexe 30 : Liste des espèces végétales spontanées présentes dans les sols de jardins.....	296

Annexe 31 : Liste des espèces de collemboles présentes dans les sols de jardins	298
Annexe 32 : Liste des espèces de collemboles présentes dans les sols Français de différents usages	301
Annexe 33 : Liste des espèces présentes dans le jardin des Eglantiers	305

Annexe 1 : Fiche sur le site de jardins partagés ASPROCEP (Marseille)

ASPROCEP

âge	<10
nombre de jardins	2
surface moyenne	100
usage passé	friche résidentielle
eau	robinet
type d'abri	aucun
infrastructure à proximité	habitation
mode de gestion	institution



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 2 : Fiche sur le site de jardins familiaux Berre-Pastour (Marseille)

Berre-Pastour

âge	>100
nombre de jardins	40
surface moyenne	190
usage passé	terre agricole
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	route
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 3 : Fiche sur le site de jardins familiaux Castellans (Marseille)

Castellans

âge	70-80
nombre de jardins	240
surface moyenne	300
usage passé	terre agricole
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	route, voies ferrés
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 4 : Fiche sur le site de jardins familiaux Coder (Marseille)

Coder

âge	70-80
nombre de jardins	110
surface moyenne	180
usage passé	friche industrielle
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	autoroute, voie ferrés
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 5: Fiche sur le site de jardins partagés Font-Obscur (Marseille)

Font-Obscur

âge	<10
nombre de jardins	10
surface moyenne	100
usage passé	friche urbaine
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	route
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 6 : Fiche sur le site de jardins familiaux Magali-Aiguier (Marseille)

Magali-Aiguier

âge	>100
nombre de jardins	40
surface moyenne	150
usage passé	nd
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	route
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 7 : Fiche sur le site de jardins familiaux Mazargues (Marseille)

Mazargues

âge	>100
nombre de jardins	70
surface moyenne	190
usage passé	nd
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	habitation collective
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 8 : Fiche sur le site de jardins familiaux Montolivet (Marseille)

Montolivet

âge	<10
nombre de jardins	100
surface moyenne	200
usage passé	sol construit
eau	robinet + eau de pluie
type d'abri	abri construit
infrastructure à proximité	autoroute
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 9: Fiche sur le site de jardins familiaux Saint-André (Marseille)

Saint-André

âge	70-80
nombre de jardins	20
surface moyenne	200
usage passé	friche industrielle
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	route
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 10 : Fiche sur le site de jardins familiaux Saint-Louis (Marseille)

Saint-Louis

âge	>100
nombre de jardins	nd
surface moyenne	500
usage passé	friche industrielle
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à	déchetterie, voies
proximité	ferrées
mode de gestion	cheminot



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 11 : Fiche sur le site de jardins familiaux Jarville-La-Malgrange (Grand Nancy)

Jarville-La-Malgrange

âge	<10
nombre de jardins	20
surface moyenne	100
usage passé	friche urbaine
eau	robinet
type d'abri	absence
infrastructure à proximité	habitation collective
mode de gestion	ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 12 : Fiche sur le site de jardins familiaux Heillecourt (Grand Nancy)

Heillecourt

âge	40-50
nombre de jardins	100
surface moyenne	200
usage passé	nd
eau	robinet ou ruisseau
type d'abri	collectif
infrastructure à proximité	industries/champs
mode de gestion	ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 13 : Fiche sur le site de jardins familiaux Laneuveville-Devant-Nancy (Grand Nancy)

Laneuveville-Devant-Nancy

âge	<10
nombre de jardins	10
surface moyenne	100
usage passé	friche urbaine
eau	robinet
type d'abri	absence
infrastructure à proximité	habitat individuel
mode de gestion	ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 14 : Fiche sur le site de jardins familiaux Malzéville (Grand Nancy)

Malzéville

âge	>100
nombre de jardins	100
surface moyenne	270
usage passé	terres agricoles
eau	pluie
type d'abri	abri construit
infrastructure à proximité	habitat individuel
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 15 : Fiche sur le site de jardins familiaux Maxéville (Grand Nancy)

Maxéville

âge	20-30
nombre de jardins	100
surface moyenne	170
usage passé	friche urbaine
eau	pluie
type d'abri	abri construit
infrastructure à proximité	route/autoroute
mode de gestion	association



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 16 : Fiche sur le site de jardins familiaux Seichamps (Grand Nancy)

Seichamps

âge	30-40
nombre de jardins	40
surface moyenne	200
usage passé	friche agricole
eau	pluie
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	route/champs
mode de gestion	ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 17: Fiche sur le site de jardins familiaux Angle-Chaillou (Nantes)

Angle-Chaillou

âge	10-20
nombre de jardins	60
surface moyenne	100
usage passé	terres agricoles
eau	robinet
type d'abri	abri construit
infrastructure à	champs/golf
proximité	
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 18 : Fiche sur le site de jardins familiaux Batignolles (Nantes)

Batignolles

âge	30-40
nombre de jardins	40
surface moyenne	160
usage passé	nd
eau	robinet
type d'abri	abri construit
infrastructure à proximité	industries
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 19 : Fiche sur le site de jardins familiaux Chaupières (Nantes)

Chaupière

âge	10-20
nombre de jardins	80
surface moyenne	150
usage passé	terres agricoles
eau	robinet
type d'abri	abri construit
infrastructure à proximité	route
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 20 : Fiche sur le site de jardins familiaux Contrie (Nantes)

Contrie

âge	30-40
nombre de jardins	80
surface moyenne	110
usage passé	friche industrielle
eau	puits
type d'abri	abri construit
infrastructure à proximité	habitat individuel
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 21 : Fiche sur le site de jardins familiaux Crapaudine (Nantes)

Crapaudine

âge	10-20
nombre de jardins	90
surface moyenne	100
usage passé	terres agricoles
eau	robinet
type d'abri	abri construit
infrastructure à	habitat individuel
proximité	
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 22 : Fiche sur le site de jardins familiaux Eglantiers (Nantes)

Eglantiers

âge	30-40
nombre de jardins	100
surface moyenne	150
usage passé	terres agricoles
eau	robinet
type d'abri	matériaux de récupérations
infrastructure à proximité	champs/habitat
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 23 : Fiche sur le site de jardins partagés Lait de Mai (Nantes)

Lait de Mai

âge	10-20
nombre de jardins	20
surface moyenne	2
usage passé	parc
eau	robinet
type d'abri	abri collectif
infrastructure à proximité	habitation collective
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 24 : Fiche sur le site de jardins familiaux La Roche (Nantes)

La Roche

âge	<10
nombre de jardins	16
surface moyenne	80
usage passé	friche urbaine
eau	pluie
type d'abri	abri construit
infrastructure à proximité	voies ferrées
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 25 : Fiche sur le site de jardins familiaux Moutonnerie (Nantes)

Moutonnerie

âge	10-20
nombre de jardins	22
surface moyenne	150
usage passé	parc
eau	pluie
type d'abri	abri construit
infrastructure à proximité	habitation collective
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 26 : Fiche sur le site de jardins familiaux Vertais (Nantes)

Vertais

âge	10-20
nombre de jardins	9
surface moyenne	100
usage passé	friche industrielle
eau	robinet
type d'abri	abri collectif
infrastructure à proximité	voie ferrée/habitat
mode de gestion	association et ville



© Joimel 2012



© Google earth, 2014

Annexe 27 : Questionnaire d'investigations des pratiques dans les jardins familiaux

Le jardin

1. Depuis combien de temps jardinez-vous au sein de jardins familiaux ?

2. Depuis combien de temps jardinez-vous sur cette parcelle ?

3. Etes-vous le premier occupant de cette parcelle ?

1. Oui 2. Non

4. Si non, de quoi avez-vous hérité ?

5. Avez-vous des animaux dans le jardin ?

1. Oui 2. Non

6. Si oui, lesquels ?

Les types de cultures

7. Quelle place accordez-vous à la pelouse dans votre jardin ?

1. Aucune 2. Peu 3. Beaucoup

8. Aux arbres ou arbustes ?

1. Aucune 2. Peu 3. Beaucoup

9. aux fleurs ?

1. Aucune 2. Peu 3. Beaucoup

10. Laissez-vous une surface en friche dans votre jardin ?

1. Oui 2. Non

11. Quels légumes cultivez-vous en automne/hiver ?

- | | |
|---|---|
| <input type="checkbox"/> 1. carottes | <input type="checkbox"/> 2. radis |
| <input type="checkbox"/> 3. céleris | <input type="checkbox"/> 4. navets |
| <input type="checkbox"/> 5. betteraves | <input type="checkbox"/> 6. salades |
| <input type="checkbox"/> 7. choux | <input type="checkbox"/> 8. poireaux |
| <input type="checkbox"/> 9. épinards | <input type="checkbox"/> 10. haricots verts |
| <input type="checkbox"/> 11. tomates | <input type="checkbox"/> 12. courgettes |
| <input type="checkbox"/> 13. petits pois | <input type="checkbox"/> 14. pomme de terre |
| <input type="checkbox"/> 15. topinambours | <input type="checkbox"/> 16. patates douces |
| <input type="checkbox"/> 17. autre | |

La liste sert uniquement à l'enquêteur

12. Si 'autre', précisez :

13. Quels légumes cultivez-vous au printemps/été ?

- | | |
|---|---|
| <input type="checkbox"/> 1. carottes | <input type="checkbox"/> 2. radis |
| <input type="checkbox"/> 3. céleris | <input type="checkbox"/> 4. navets |
| <input type="checkbox"/> 5. betteraves | <input type="checkbox"/> 6. salades |
| <input type="checkbox"/> 7. choux | <input type="checkbox"/> 8. poireaux |
| <input type="checkbox"/> 9. épinards | <input type="checkbox"/> 10. haricots verts |
| <input type="checkbox"/> 11. tomates | <input type="checkbox"/> 12. courgettes |
| <input type="checkbox"/> 13. petits pois | <input type="checkbox"/> 14. pomme de terre |
| <input type="checkbox"/> 15. topinambours | <input type="checkbox"/> 16. patates douces |
| <input type="checkbox"/> 17. autre | |

La liste sert uniquement à l'enquêteur

14. Si 'autre', précisez :

19. Quels fruits cultivez-vous ?

- | | | |
|--|---------------------------------------|---------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> 1. fraises | <input type="checkbox"/> 2. rhubarbes | <input type="checkbox"/> 3. mûres |
| <input type="checkbox"/> 4. framboises | <input type="checkbox"/> 5. prunes | <input type="checkbox"/> 6. myrtilles |
| <input type="checkbox"/> 7. groseilles | <input type="checkbox"/> 8. poires | <input type="checkbox"/> 9. pommes |
| <input type="checkbox"/> 10. figues | <input type="checkbox"/> 11. abricots | <input type="checkbox"/> 12. prunes |
| <input type="checkbox"/> 13. cassis | <input type="checkbox"/> 14. raisins | <input type="checkbox"/> 15. autre |

La liste sert uniquement à l'enquêteur.

20. Si 'autre', précisez :

21. Quelle part de votre production offrez-vous à vos connaissances (en %) ?

Méthode de culture

22. Quelle est la provenance de vos graines ou plantules ?

23. Quelle est votre méthode de semis ?

- 1. A la volée
- 2. En germoirs
- 3. En planche de semis
- 4. Sous châssis ou couches
- 5. En terrines ou godets
- 6. Autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

24. Si 'autre', précisez :

25. Effectuez-vous des rotations ?

- 1. Oui
- 2. Non

26. Si oui, pour quelle raison ?

27. Mélangez-vous plusieurs espèces au sein d'un même rang ?

- 1. Oui
- 2. Non

28. Existe-t-il une période où votre parcelle n'est pas cultivée ?

- 1. Oui
- 2. Non

29. Si oui, votre parcelle est-elle ?

- 1. Nue
- 2. Sous couvert végétal
- 3. Autre

30. Si 'autre', précisez :

Protection des plantes

31. Utilisez-vous des protections pour vos plantes ?

- | | | |
|--|--|------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> 1. Cloches | <input type="checkbox"/> 2. Tunnels | <input type="checkbox"/> 3. Filets |
| <input type="checkbox"/> 4. Palissades | <input type="checkbox"/> 5. Bouteilles | <input type="checkbox"/> 6. Serres |
| <input type="checkbox"/> 7. Autre | | |

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

32. Si 'autre', précisez :

33. Pratiquez-vous le paillage ?

- 1. Oui
- 2. Non

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

34. Quel type de paillage utilisez-vous ?

- | | |
|--------------------------------------|--|
| <input type="checkbox"/> 1. Paille | <input type="checkbox"/> 2. Tonte |
| <input type="checkbox"/> 3. Ecorces | <input type="checkbox"/> 4. Broyat de végétaux |
| <input type="checkbox"/> 5. Feuilles | <input type="checkbox"/> 6. Compost |
| <input type="checkbox"/> 7. Autre | |

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

35. Si 'autre', précisez :

Traitements phytosanitaires

36. Diriez-vous que vos plantes ornementales sont :

1. En bonne santé
 2. Quelques fois malades
 3. Souvent malades

37. Diriez-vous que vos fruits ou légumes sont :

1. En bonne santé
 2. Quelques fois malades
 3. Souvent malades

38. Quelles sont ces maladies ?

39. Si vos plantes ornementales ou fruit/légumes sont malades, que faites-vous ?

1. Vous utilisez un traitement chimique
 2. Vous les arrachez
 3. Vous utilisez un traitement biologique
 4. Vous ne faites rien
 5. Autre

40. Si 'autre', précisez :

41. Pratiquez-vous le désherbage manuel ?

1. Systématiquement 2. De temps en temps
 3. Jamais

42. Utilisez-vous des produits phytosanitaires ?

1. Oui 2. Non

43. Si oui, quelle est leur provenance ?

1. Achat 2. Production 3. Don

En plus, remplir le tableau se trouvant à la fin du questionnaire

44. Estimez-vous respecter la dose indiquée sur l'emballage de ces produits ?

1. Jamais 2. Rarement 3. Souvent
 4. Toujours

45. De manière générale, lisez-vous les notices d'utilisation des produits phytosanitaires ou des engrais ?

1. Jamais 2. Rarement 3. Souvent
 4. Toujours

46. Où stockez-vous ces produits ?

47. Connaissez-vous la date de péremption de ces produits ?

1. Oui 2. Non

48. Respectez-vous la date de péremption de ces produits ?

1. Oui 2. Non

Engrais et amendements

49. Utilisez-vous des engrais ?

1. Oui 2. Non

50. Si oui, quelle est leur provenance ?

1. Achat 2. Production 3. Don

En plus, remplir le tableau se trouvant à la fin du questionnaire

51. Utilisez-vous des amendements ?

1. Oui 2. Non

52. Si oui, quelle est leur provenance ?

1. Achat 2. Production 3. Don

En plus, remplir le tableau se trouvant à la fin du questionnaire

53. Pratiquez-vous le compostage ?

1. Oui 2. Non

54. Comment pratiquez-vous le compostage ?

1. En tas 2. En composteur
 3. En lombricomposteur

55. Le compostage est-il ?

1. Individuel 2. Collectif

56. Quels sont les déchets que vous compostez ?

1. épiluchures 2. papiers
 3. mauvaises herbes 4. marc de café
 5. cendres 6. tailles
 7. restes de repas 8. tontes
 9. feuilles 10. autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

57. Si 'autre', précisez :

58. Au cours du processus, vous :

1. arrosez
 2. broyez
 3. mélangez
 4. veillez à mélanger différents types de déchets
 5. ne faites rien
 6. utilisez un activateur de compost
 7. autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

59. Si 'autre', précisez :

60. Au bout de combien de temps utilisez-vous votre compost ?

1. Moins de 3 mois
 2. Entre 4 et 6 mois
 3. Entre 7 et 9 mois
 4. Entre 10 et 12 mois
 5. plus d'un an
 6. vous n'avez pas obtenu de compost

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

Irrigation

61. Pour arroser votre jardin, utilisez-vous de l'eau issue :

1. de pluie
 2. du robinet
 3. d'un puits, forage, fontaine, cours d'eau
 4. autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

62. Si 'autre', précisez :

63. Si vous utilisez l'eau de pluie, quelle est la nature de votre récupérateur d'eau ?

1. En plastique 2. En métal 3. Autre

64. Disposez-vous d'un compteur d'eau individuel ?

1. Oui 2. Non

65. Par temps sec et en saison de culture, vous arrosez votre jardin:

1. Plus d'une fois par jour
 2. 1 fois par jour
 3. 2 à 3 fois par semaine
 4. 4 à 6 fois par semaine
 5. 1 fois par semaine
 6. Rarement ou jamais

Travail du sol

66. Travaillez-vous votre terre ?

1. Oui 2. Non

67. Motoculteur

1. Oui 2. Non

68. Si oui, à quelle fréquence ?

1. Moins d'une fois par an
 2. 1 fois par an
 3. 2 à 4 fois par an
 4. Plus de 4 fois par an

69. Binage ou sarclage

1. Oui 2. Non

70. Si oui, à quelle fréquence ?

1. Plus d'une fois par semaine
 2. 1 fois par semaine
 3. Entre 1 à 3 fois par mois
 4. Moins d'une fois par mois

71. Bêchage

1. Oui 2. Non

72. Si oui, à quelle fréquence ?

1. Plus d'une fois par semaine
 2. 1 fois par semaine
 3. Entre 1 à 3 fois par mois
 4. Moins d'une fois par mois

73. Griffage

1. Oui 2. Non

74. Si oui, à quelle fréquence ?

1. Plus d'une fois par semaine
 2. 1 fois par semaine
 3. Entre 1 à 3 fois par mois
 4. Moins d'une fois par mois

75. Ratissage

1. Oui 2. Non

76. Si oui, à quelle fréquence ?

1. Plus d'une fois par semaine
 2. 1 fois par semaine
 3. Entre 1 à 3 fois par mois
 4. Moins d'une fois par mois

Biodiversité

77. Pour vous, que signifie l'environnement ?

78. Quelle importance accordez-vous à cette notion ?

1. 1 2. 2 3. 3 4. 4
 5. 5 6. 6 7. 7 8. 8
 9. 9 10. 10

79. Considérez-vous que vos pratiques se rapprochent de la culture biologique ?

1. Oui 2. Non

80. Pour quelles raisons ?

81. Avez-vous installé des mesures pour favoriser la biodiversité ?

1. Tas de feuilles mortes
 2. Bois morts
 3. Tas de pierres
 4. Mare
 5. Haie
 6. Graines de "prairies fleuries"
 7. Abri à papillons
 8. Abri pour insectes
 9. Abri pour oiseaux
 10. Autre

82. Si 'autre', précisez :

Le jardinier

83. Genre

1. Masculin 2. Féminin

84. Quel est votre âge ?

85. Catégorie socio-professionnelle

1. Agriculteur
 2. Commerçant, artisan
 3. Cadre.Prof.Intellectuelle.Sup.
 4. Prof. Intermédiaire
 5. Employé
 6. Ouvrier
 7. Retraité
 8. Inactif, Autre

86. Où habitez-vous ?

1. Appartement 2. Maison individuelle

87. Comment habitez-vous ?

1. Propriétaire 2. Locataire

88. Possédez-vous un jardin individuel ?

1. Oui 2. Non

89. Nombre de personnes vivant au foyer

90. Jardinez-vous

1. En famille 2. Entre amis 3. Seul(e)

91. Nombres de personnes qui jardinent avec vous

92. Quelle est la destination de votre production ?

1. Exclusivement familiale proche
 2. Don familial
 3. Don amical
 4. autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

93. Si 'autre', précisez :

94. Pour quelles raisons jardinez-vous ?

95. Combien de fois allez-vous au jardin ?

1. Tous les jours
 2. Plusieurs fois par semaine
 3. Une fois par semaine
 4. Moins souvent

96. Combien de temps passez-vous dans votre jardin lors de vos visites ?

1. Moins d'une heure 2. Entre 1 et 2h
 3. Entre 2h et 4h 4. Entre 4h et 6h
 5. Plus de 6 heures

97. Quelles sont les sources d'informations que vous privilégiez pour jardiner ?

1. Ouvrages et/ou magazines spécialisés
 2. Famille, connaissances
 3. Professionnels
 4. Voisins
 5. Internet
 6. Autre

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

98. Si 'autre', précisez :

Engrais						
Nom du produit	Marque	Type (spécial rosier, gazon, ...)	Aspect (granulés, liquide, poudre,...)	Quantité du paquet (ml, L, g, kg,...)	Volume d'application (ml, g,...)	Fréquence d'application (journalière, hebdomadaire, mensuel, annuel,...)

Produits phytosanitaires (<i>insecticides, herbicides, fongicide,...</i>)						
Nom du produit	Marque	Type (fongicide, herbicides, anti-fourmis,...)	Aspect (granulés, liquide, poudre,...)	Quantité du paquet (ml, L, g, kg,...)	Volume d'application (ml, g,...)	Fréquence d'application (journalière, hebdomadaire, mensuel, annuel,...)

Amendements						
Nom du produit	Marque	Type (compost, fumier,...)	Aspect (granulés, liquide, poudre,...)	Quantité du paquet (ml, L, g, kg,...)	Volume d'application (ml, g,...)	Fréquence d'application (journalière, hebdomadaire, mensuel, annuel,...)

Annexe 28 : Liste des variables et des codes utilisés dans les analyses autour des pratiques et des jardiniers

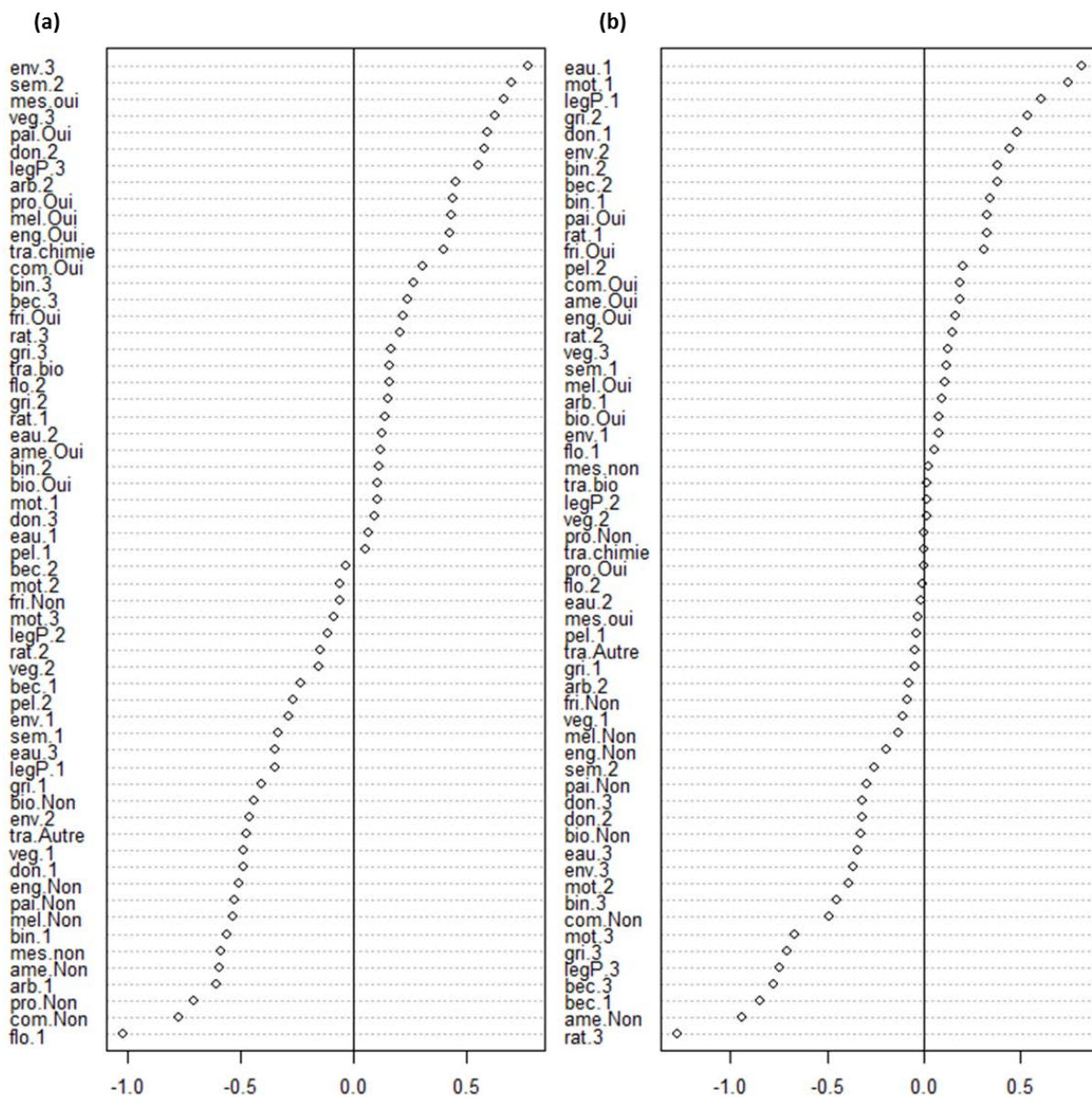
nom de la variable	description	modalité	code
ans	nombre d'année de jardinage	<5 ans	ans.1
		5-10 ans	ans.2
		>10 ans	ans.3
legA	nombre de légumes cultivés à l'automne	<3	legA.1
		3-4	legA.2
		>4	legA.3
legP	nombre de légumes cultivés au printemps	<12	legP.1
		12-14	legP.2
		>14	legP.3
fru	nombre de fruits cultivés	>3	fru.1
		3-4	fru.2
		>4	fru.3
don	Pourcentage de la production offerte	<20	don.1
		20-40	don.2
		>40	don.3
age	Age du jardinier	>60	age.1
		60-70	age.2
		>70	age.3
env	Importance accordée par le jardinier à l'environnement	<7	env.1
		7-8	env.2
		>8	env.3
foy	Nombre de personnes dans le foyer	1	foy.1
		2	foy.2
		>2	foy.3
pel	place accordée par le jardinier à la pelouse dans le jardin	aucune	pel.1
		peu ou beaucoup	pel.2
arb	place accordée par le jardinier aux arbres dans le jardin	aucune	arb.1
		peu ou beaucoup	arb.2
flo	place accordée par le jardinier aux fleurs dans le jardin	aucune	flo.1
		peu ou beaucoup	flo.2
fri	surface en friche dans le jardin	oui	fri.oui
		non	fri.non
sem	méthode de semis	à la volée ou en terre	sem.1
		sous chassis ou en terrine	sem.2
mel	mélange de plusieurs espèces au sein d'un même rang	oui	mel.oui
		non	mel.non

veg	type de couvert pendant l'hiver	sol nu	veg.1
		cultures potagères	veg.2
		couvert végétal (p.ex. moutarde)	veg.3
pro	Utilisation de matériel pour protéger les cultures (p.ex. filet)	oui	pro.oui
		non	pro.non
pai	Pratique du paillage	oui	pai.oui
		non	pai.non
tra	type de traitement des maladies des légumes	physique	tra.autre
		produits biologiques	tra.bio
		produits chimiques	tra.chimie
phy	Utilisation de phytosanitaires	oui	phy.oui
		non	phy.non
eng	Utilisation d'engrais	oui	eng.oui
		non	eng.non
ame	Utilisation d'amendements	oui	ame.oui
		non	ame.non
com	Pratique du compostage	oui	com.oui
		non	com.non
mot	Fréquence d'utilisation du motoculteur	0	mot.1
		1 fois par an	mot.2
		Plus souvent	mot.3
bec	Fréquence de bêchage	0	bec.1
		1à 3 fois par mois ou moins	bec.2
		Plus souvent	bec.3
bin	Fréquence de binage	0	bin.1
		1à 3 fois par mois ou moins	bin.2
		Plus souvent	bin.3
gri	Fréquence de griffage	0	gri.1
		1à 3 fois par mois ou moins	gri.2
		Plus souvent	gri.3
rat	Fréquence de ratissage	0	rat.1
		1à 3 fois par mois	rat.2
		Plus souvent	rat.3
bio	Volontée du jardinier de jardiner de façon biologique	oui	bio.oui
		non	bio.non
mes	Volontée du jardinier de prendre des mesures en faveur de	oui	mes.oui
		non	mes.non

la biodiversité (p.ex.
hotel à insectes)

gen	sexe du jardnier	feminin	gen.F
		masculin	gen.M
CSP	Catégorie socio- professionnel du jardinier	profession	CSP.cadre
		intermédiaire, libérale ou cadre	CSP.employe
		ouvrier ou employé	CSP.retraite
		retraité ou inactif	

Annexe 29 : Analyse factorielle des correspondances multiples sur 31 variables sociologiques et de pratiques analysées pour 98 jardiniers. (a) répartition des modalités sur l'axe 1 (10%) et (b) sur l'axe 2 (8%)



Annexe 30 : Liste des espèces végétales spontanées présentes dans les sols de jardins

famille	espèce	code_taxon
Amaryllidaceae	<i>Allium neapolitanum</i>	ALL_NEA
	<i>Narcissus jonquilla</i>	NAR_JON
Araliaceae	<i>Hedera helix</i>	HED_HEL
Asparagaceae	<i>Convallaria majolis</i>	CON_MAJ
	<i>Muscari comosum</i>	MUS_COM
	<i>Ornithogalum umbellatum</i>	ORN_UMB
Asteraceae	<i>Bellis perennis</i>	BEL_PER
	<i>Calendula officinalis</i>	CAL_OFF
	<i>Cirsium arvense</i>	CIR_ARV
	<i>Crepis biennis</i>	CRE_BIE
	<i>Crepis vesicaria</i>	CRE_VIS
	<i>Helminthotheca echioides</i>	HEL_ECH
	<i>Hypochaeris radicata</i>	HYP_RAD
	<i>Lactuca serrriola</i>	LAC_SER
	<i>Leucanthemum vulgare</i>	LEU_VUL
	<i>Senecio vulgaris</i>	SEN_VUL
	<i>Sonchus oleraceus</i>	SON_OLE
Boraginaceae	<i>Tanacetum balsamita</i>	TAN_BAL
	<i>Taraxacum officinale</i>	TAR_OFF
Boraginaceae	<i>Myosotis arvensis</i>	MYO_ARV
Brassicaceae	<i>Arabidopsis thaliana</i>	ARA_THA
	<i>Armoracia rusticana</i>	ARM_RUS
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	CAP_BURPAS
	<i>Cardamine hirsuta</i>	CAR_HIR
Caprifoliaceae	<i>Valerianella locusta</i>	VAL_LOC
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i>	CER_GLO
	<i>Stellaria media</i>	STE_MED
Convolvulaceae	<i>Calystegia sepium</i>	CAL_SEP
	<i>Convolvulus arvensis</i>	CON_ARV
Equisetaceae	<i>Equisetum arvense</i>	EQU_ARV
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia helioscopia</i>	EUP_HEL
	<i>Euphorbia lathyris</i>	EUP_LAT
Fabaceae	<i>Medicago arabica</i>	MED_ARA
	<i>Medicago lupulina</i>	MED_LUP
	<i>Trifolium dubium</i>	TRI_DUB
	<i>Trifolium pratens</i>	TRI_PAT
	<i>Trifolium repens</i>	TRI_REP

	<i>Vicia sepium</i>	VIC_SEP
	<i>Vicia sativa</i>	VIC_SAT
Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium</i>	ERO_CIC
	<i>Geranium dissectum</i>	GER_DIS
	<i>Geranium molle</i>	GER_MOL
Lamiaceae	<i>Lamium amplexicaule</i>	LAM_AMP
	<i>Lamium purpureum</i>	LAM_PUR
Oxalidaceae	<i>Oxalis fontana</i>	OXA_FON
Papaveraceae	<i>Fumaria capreolata</i>	FUM_CAP
	<i>Fumaria officinalis</i>	FUM_OFF
	<i>Papaver rhoeas</i>	PAP_RHO
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>	PLA_LAN
	<i>Plantago major</i>	PLA_MAJ
	<i>Veronica arvensis</i>	VER_ARV
	<i>Veronica persica</i>	VER_PER
Poaceae	<i>Bromus sterilis</i>	BRO_STE
	<i>Holcus lanatus</i>	HOL_LAN
	<i>Hordelymus europaeus</i>	HOR_EUR
	<i>Hordeum murinum</i>	HOR_MUR
	<i>Lolium perenne</i>	LOL_PER
	<i>Poa annua</i>	POA_ANN
	<i>Poa trivialis</i>	POA_TRI
Polygonaceae	<i>Rumex acetosella</i>	RUM_ACE
	<i>Rumex obtusifolius</i>	RUM_OBT
Primulaceae	<i>Lysimachia arvensis</i>	LYS_ARV
Ranunculaceae	<i>Ranunculus bulbosus</i>	RAN_BUL
	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	RAN_POL
	<i>Ranunculus repens</i>	RAN_REP
	<i>Ranunculus tuberosus</i>	RAN_TUB
Rosaceae	<i>Potentilla reptans</i>	POT_REP
Rubiaceae	<i>Sherardia arvenses</i>	SHE_ARV
	<i>Galium aparine</i>	GAL_APA
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i>	URT_DIO
Violaceae	<i>Viola odorata</i>	VIO_ODO
	<i>Viola tricolor</i>	VIO_TRI

Annexe 31 : Liste des espèces de collemboles présentes dans les sols de jardins

famille	genre	espèce	catégorie écomorphologique	code_taxon
Bourletiellidae	Bourletiella	arvalis	épi-édaphique	BOU_ARV
		hortensis	épi-édaphique	BOU_HOR
Cyphoderidae	Cyphoderus	bidenticulatus	hémi-édaphique	CYP_ALB
		albinus	hémi-édaphique	CYP_BID
Entomobryidae	Entomobrya	lanuginosa	épi-édaphique	ENT_LAN
		multifasciata	épi-édaphique	ENT_MUL
		nivalis	épi-édaphique	ENT_NIV
	Heteromurus	major	hémi-édaphique	HET_MAJ
		sp.	hémi-édaphique	HET_X
	Lepidocyrtus	cyaneus	hémi-édaphique	LEP_CYA
		lanuginosus	hémi-édaphique	LEP_LAN
		lignorum	hémi-édaphique	LEP_LIG
		violaceus	hémi-édaphique	LEP_VIO
	Orchesella	sp.	épi-édaphique	ORC_X
	Pseudosinella	alba	hémi-édaphique	PSE_ALB
		immaculata	eu-édaphique	PSE_IMM
		octopunctata	hémi-édaphique	PSE_OCT
		sexoculata	hémi-édaphique	PSE_SEX
Sinella	tenebricosa	hémi-édaphique	SIN_TEN	
Hypogastruridae	Brachystomella	parvula	hémi-édaphique	BRA_PAR
	Ceratophysella	gibbosa	hémi-édaphique	CER_DEN
		denticulata	hémi-édaphique	CER_GIB
	Hypogastrura	manubrialis	hémi-édaphique	HYP_MAN
		purpurescens	hémi-édaphique	HYP_PUR
		sahlbergi	hémi-édaphique	HYP_SAH
		vernalis	hémi-édaphique	HYP_VER
	Triacanthella	sp.	hémi-édaphique	HYP_X
		intermedia	hémi-édaphique	TRI_INT
	Xenylla	humicola	hémi-édaphique	XEN_HUM
welchi		hémi-édaphique	XEN_WEL	
sp.		hémi-édaphique	XEN_X	
Isotomidae	Cryptopygus	bipunctatus	hémi-édaphique	CRY_BIP
	Desoria	olivacea	épi-édaphique	DES_OLI
		tigrina	épi-édaphique	DES_TIG
		violacea	épi-édaphique	DES_VIO
Folsomia	agrelli	hémi-édaphique	FODES_PAR	

		candida	eu-édaphique	FOL_AGR
		fimetaria	eu-édaphique	FOL_CAN
		inoculata	eu-édaphique	FOL_FIM
		quadrioculata	hémi-édaphique	FOL_INO
		sexoculata	hémi-édaphique	FOL_QUA
		similis	hémi-édaphique	FOL_SEX
		spinosa	eu-édaphique	FOL_SIM
	Folsomides	parvulus	hémi-édaphique	FOL_SPI
	Isotoma	anglicana	épi-édaphique	ISA_ANG
		viridis	épi-édaphique	ISA_VIR
	Isotomodes	productus	eu-édaphique	ISOD_PRO
	Isotomiella	minor	eu-édaphique	ISO_MIN
	Isotomurus	palustris	épi-édaphique	ISU_PAL
		plumosus	épi-édaphique	ISU_PLU
	Parisotoma	notabilis	hémi-édaphique	PAR_NOT
	Proisotoma	minima	hémi-édaphique	PRO_MIN
		minuta	hémi-édaphique	PRO_MIT
	Proctostephanus	stukeni	hémi-édaphique	PROC_STU
Neanuridae	Friesea	claviseta	hémi-édaphique	FRI_CLA
		mirabilis	hémi-édaphique	FRI_MIR
		truncata	hémi-édaphique	FRI_TRU
	Monobella	grassei	hémi-édaphique	MON_GRA
	Neanura	muscorum	hémi-édaphique	NEA_MUS
Neelidae	Megalothorax	minimus	eu-édaphique	MEG_MIN
	Neelus	murinus	eu-édaphique	NEE_MUR
Oncopoduridae	Oncopodura	crassicornis	hémi-édaphique	ONC_CRA
Onychiuridae	Deuteraphorura	inermis	eu-édaphique	DEU_INE
		scotaria	eu-édaphique	DEU_SCO
	Protaphorura	armata	eu-édaphique	PROT_ARM
	Thalassophorura	debilis	eu-édaphique	THA_DEB
Sminthuridae	Sminthurinus	aureus	épi-édaphique	SMINUS_AUR
		elegans	épi-édaphique	SMINUS_ELE
		niger	épi-édaphique	SMINUS_NIG
	Sminthurus	viridis	épi-édaphique	SMI_VIR
Sminthurididae	Sminthurides	schoetti	épi-édaphique	SMIDES_SCH
		signatus	épi-édaphique	SMIDES_SIG
	Sphaeridia	pumilis	épi-édaphique	SPH_PUM
	Stenacidia	violacea	épi-édaphique	STE_VIO
Tomoceridae	Tomocerus	minor	épi-édaphique	TOM_MIN
Tullbergiidae	Mesaphorura	sp.	eu-édaphique	MES_X

	krausbaueri	eu-édaphique	
	macrochaeta	eu-édaphique	
Metaphorura	affinis	eu-édaphique	MET_AFF
Neotullbergia	ramiscuspis	eu-édaphique	NTUL_RAM
Stenaphorura	denisi	eu-édaphique	STE_DEN
	quadrispina	eu-édaphique	STE_QUA

Annexe 32 : Liste des espèces de collemboles présentes dans les sols Français de différents usages

famille	genre	espèce	catégorie écomorphologique	code EMI
Bourletiellidae	Bourletiella	arvalis	épi-édaphique	1
		hortensis	épi-édaphique	1
		sp.	épi-édaphique	1
Cyphoderidae	Deuterosminthurus	pallipes	épi-édaphique	1
	Cyphoderus	bidenticulatus	hémi-édaphique	3
		albinus	hémi-édaphique	3
Dicyrtomidae	Dicyrtoma	minuta	épi-édaphique	1
Entomobryidae	Entomobrya	lanuginosa	épi-édaphique	2
		multifasciata	épi-édaphique	2
		nivalis	épi-édaphique	2
		quinquelineata	épi-édaphique	2
		unostrigata	épi-édaphique	2
		sp.	épi-édaphique	2
	Heteromurus	major	hémi-édaphique	3
		nitidus	eu-édaphique	6
		sp.	hémi-édaphique	3
	Lepidocyrtus	curvicolis	hémi-édaphique	2
		cyaneus	hémi-édaphique	2
		lanuginosus	hémi-édaphique	2
		lignorum	hémi-édaphique	2
		violaceus	hémi-édaphique	2
		sp.	hémi-édaphique	2
	Orchesella	quinquefasciata	épi-édaphique	2
		villosa	épi-édaphique	2
		sp.	épi-édaphique	2
	Pseudosinella	alba	hémi-édaphique	3
		immaculata	eu-édaphique	6
octopunctata		hémi-édaphique	3	
petterseni		eu-édaphique	6	
sexoculata		hémi-édaphique	3	
sp.		eu-édaphique	6	
Seira	dolfusi	épi-édaphique	2	
	ferrarii	épi-édaphique	2	
	sp.	épi-édaphique	2	
Sinella	tenebricosa	hémi-édaphique	6	
Willowsia	sp.	épi-édaphique	1	
Hypogastruridae	Brachystomella	parvula	hémi-édaphique	4
	Ceratophysella	armata	hémi-édaphique	4
		bengtssoni	hémi-édaphique	4

	denticulata	hémi-édaphique	4
	succinea	hémi-édaphique	4
	assimilis	hémi-édaphique	4
	manubrialis	hémi-édaphique	4
	meridionalis	hémi-édaphique	4
Hypogastrura	purpurescens	hémi-édaphique	4
	sahlbergi	hémi-édaphique	4
	tullbergi	hémi-édaphique	4
	vernalis	hémi-édaphique	4
	sp.	hémi-édaphique	4
Triacanthella	intermedia	hémi-édaphique	4
	intermedia	eu-édaphique	7
Willemia	scandinavica	eu-édaphique	7
	sp.	eu-édaphique	7
	humicola	hémi-édaphique	5
Xenylla	maritima	hémi-édaphique	5
	welchi	hémi-édaphique	5
	sp.	hémi-édaphique	5
	bipunctatus	hémi-édaphique	3
Cryptopygus	scapeliferus	hémi-édaphique	3
	thermophilus	hémi-édaphique	3
	olivacea	épi-édaphique	2
Desoria	tigrina	épi-édaphique	2
	violacea	épi-édaphique	2
	sp.	épi-édaphique	2
Folsomides	americanus	hémi-édaphique	3
	parvulus	hémi-édaphique	3
	agrelli	hémi-édaphique	5
	bisettosa	eu-édaphique	6
	candida	eu-édaphique	6
	fimetaria	eu-édaphique	6
	inoculata	eu-édaphique	6
Folsomia	quadrioculata	hémi-édaphique	5
	setosa	eu-édaphique	6
	sexoculata	hémi-édaphique	5
	similis	hémi-édaphique	5
	spinosa	eu-édaphique	6
	sp.	eu-édaphique	6
	anglicana	épi-édaphique	1
	nivalis	épi-édaphique	1
Isotoma	tigrina	épi-édaphique	1
	viridis	épi-édaphique	1
	sp.	épi-édaphique	1
Isotomiella	minor	eu-édaphique	6

		armatus	eu-édaphique	6	
	Isotomodes	productus	eu-édaphique	6	
		trisetosus	eu-édaphique	6	
		antennalis	épi-édaphique	1	
		palustris	épi-édaphique	1	
	Isotomurus	plumosus	épi-édaphique	1	
		prasinus	épi-édaphique	1	
		sp.	épi-édaphique	1	
	Mucrosomia	garretti	hémi-édaphique	5	
		notabilis	hémi-édaphique	3	
	Parisotoma	terricola	hémi-édaphique	3	
		admaritima	hémi-édaphique	3	
	Proctostephanus	stukeni	hémi-édaphique	3	
		minima	hémi-édaphique	3	
	Proisotoma	minuta	hémi-édaphique	3	
	Vertagopus	abeloosi	épi-édaphique	1	
	Anurida	pygmae	hémi-édaphique	5	
	Bilobella	aurantiaca	hémi-édaphique	5	
		claviseta	hémi-édaphique	4	
		mirabilis	hémi-édaphique	4	
	Friesea	truncata	hémi-édaphique	4	
		sp.	hémi-édaphique	4	
	Micranurida	sensillata	eu-édaphique	7	
	Monobella	grassei	hémi-édaphique	5	
	Neanura	muscorum	hémi-édaphique	5	
	Pseudachorutes	sp.	hémi-édaphique	3	
	Megalothorax	minimus	eu-édaphique	6	
	Neelus	murinus	eu-édaphique	6	
	Odontella	lamellifera	hémi-édaphique	5	
		sp.	hémi-édaphique	5	
	Xenyllodes	armatus	hémi-édaphique	5	
	Oncopoduridae	Oncopodura	crassicornis	hémi-édaphique	6
		Detriturus	jubilarius	eu-édaphique	7
			inermis	eu-édaphique	7
	Deuteraphorura		scotaria	eu-édaphique	7
	Onychiurus	serratotuberculatus	eu-édaphique	7	
			armata	eu-édaphique	7
			meridiata	eu-édaphique	7
	Protaphorura		subuliginata	eu-édaphique	7
			sp.	eu-édaphique	7
	Thalassophorura	debilis	eu-édaphique	7	
	Allacma	fusca	épi-édaphique	1	
	Arrhopalites	coeca	eu-édaphique	6	

		sp.	eu-édaphique	6
	Caprainea	echinata	épi-édaphique	1
		aureus	épi-édaphique	1
	Sminthurinus	elegans	épi-édaphique	1
		niger	épi-édaphique	1
		sp.	épi-édaphique	1
		denisi	épi-édaphique	1
		gallicus	épi-édaphique	1
	Sminthurus	multifasciata	épi-édaphique	1
		multipunctatus	épi-édaphique	1
		viridis	épi-édaphique	1
		sp.	épi-édaphique	1
		assimilis	épi-édaphique	1
		malmgreni	épi-édaphique	1
		parvulus	épi-édaphique	1
	Sminthurides	schoetti	épi-édaphique	1
Sminthurididae		sexoculatus	épi-édaphique	1
		signatus	épi-édaphique	1
		sp.	épi-édaphique	1
	Sphaeridia	pumilis	épi-édaphique	1
	Stenacidia	violacea	épi-édaphique	1
		baudoti	épi-édaphique	2
Tomoceridae	Tomocerus	minor	épi-édaphique	2
		vulgaris	épi-édaphique	2
		florae	eu-édaphique	7
		hylophila	eu-édaphique	7
	Mesaphorura	italica	eu-édaphique	7
		krausbaueri	eu-édaphique	7
		macrochaeta	eu-édaphique	7
Tullbergiidae		sylvatica	eu-édaphique	7
	Metaphorura	affinis	eu-édaphique	7
	Neotullbergia	ramiscuspis	eu-édaphique	7
	Paratullbergia	callipygos	eu-édaphique	7
		denisi	eu-édaphique	7
	Stenaphorura	quadrispina	eu-édaphique	7

Annexe 33 : Liste des espèces présentes dans le jardin des Eglantiers

famille	genre	espèce	groupe écomorphologique	code taxon
Bourletiellidae	Bourletiella	hortensis	épi-édaphique	BOU_HOR
		arvalis	épi-édaphique	BOU_ARV
Entomobryidae	Entomobrya	lanuginosa	épi-édaphique	ENT_LAN
		multifasciata	épi-édaphique	ENT_MUL
		nivalis	épi-édaphique	ENT_NIV
	Heteromurus	major	hémi-édaphique	HET_MAJ
	Lepidocyrtus	cyaneus	hémi-édaphique	LEP_CYA
		lanuginosus	hémi-édaphique	LEP_LAN
		lignorum	hémi-édaphique	LEP_LIG
Pseudosinella	albinus	hémi-édaphique	PSE_ALB	
Hypogastruridae	Brachystomella	parvula	hémi-édaphique	BRA_PAR
	Ceratophysella	gibbosa	hémi-édaphique	CER_GIB
	Hypogastrura	manubrialis	hémi-édaphique	HYP_MAN
Isotomidae	Desoria	tigrina	épi-édaphique	DES_TIG
		violacea	épi-édaphique	DES_VIO
	Folsomia	similis	hémi-édaphique	FOL_SIM
	Folsomides	parvulus	hémi-édaphique	FODES_PAR
	Isotoma	viridis	épi-édaphique	ISA_VIR
	Isotomodes	productus	eu-édaphique	ISOD_PRO
	Isotomiella	minor	eu-édaphique	ISO_MIN
	Isotomurus	palustris	épi-édaphique	ISU_PAL
		plumosus	épi-édaphique	ISU_PLU
	Parisotoma	notabilis	hémi-édaphique	PAR_NOT
Proisotoma	minuta	hémi-édaphique	PRO_MIT	
Neanuridae	Monobella	grassei	hémi-édaphique	MON_GRA
Neelidae	Neelus	murinus	eu-édaphique	NEE_MUR
Onychiuridae	Deuteraphorura	inermis	eu-édaphique	DEU_INE
	Protaphorura	armata	eu-édaphique	PROT_ARM
Sminthuridae	Sminthurinus	aureus	épi-édaphique	SMINUS_AUR
		elegans	épi-édaphique	SMINUS_ELE
		niger	épi-édaphique	SMINUS_NIG
	Sminthurus	viridis	épi-édaphique	SMI_VIR
Sminthurididae	Sminthurides	signatus	épi-édaphique	SMIDES_SIG
Tullbergiidae	Mesaphorura	sp.	eu-édaphique	MES_X

Résumé

Les jardins associatifs (p.ex. familiaux, partagés) connaissent aujourd'hui un regain d'intérêt en France et sont souvent associés à de nombreuses fonctionnalités et services au sein des systèmes urbains. Ces services comprennent notamment l'approvisionnement en végétaux consommables, l'accès à des biomasses de qualité ainsi que la préservation de la biodiversité en ville. A ce titre, les sols de jardins représentent un enjeu majeur et leur caractérisation, aussi bien physico-chimique que biologique nécessite d'être mieux appréhendée. Quelle est alors la relation entre les modifications des caractéristiques physico-chimiques liées aux pratiques de jardinage et la qualité fonctionnelle ? Quelle est l'influence de ces propriétés des sols de jardins sur la biodiversité fonctionnelle et taxonomique ? Le jardin, via le sol, remplit-il alors correctement la fonction de support d'alimentation et de biodiversité ? Pour répondre à ces questions des investigations ont été menées au sein de jardins potagers choisis pour être représentatifs de la variabilité de ces systèmes sur le territoire national français (104 jardins dans trois agglomérations majeures situées sous des climats contrastés). D'une part, les travaux ont porté sur les propriétés agronomiques (fertilité) et toxiques (contamination par des éléments en traces métalliques) des terres de surface. Les sols ont d'autre part été caractérisés par différents indicateurs biologiques, notamment des espèces végétales cultivées ou non dans les jardins et les microarthropodes du sol (p.ex. collemboles). A l'aide de plusieurs larges bases de données (entre autres RMQS-INRA), des comparaisons avec d'autres usages de sols (forestier, agricole au sens large, urbain et industriel), sur la base de paramètres physico-chimiques et biologiques, ont permis de replacer les sols de jardins étudiés au sein de la couverture pédologique française. Les sols de jardins sont caractérisés par des teneurs moyenne en P_{olsen} (0,213 g/kg), entre 2,5 fois supérieures aux sols agricoles et jusqu'à 14 fois pour les sols forestiers. Les teneurs en métaux (Cu, Pb et Zn) sont 3 fois plus élevées dans les jardins que dans les sols agricoles. Ces résultats montrent que les propriétés des sols de jardins associatifs sont essentiellement influencées par leur origine pédoclimatique (texture, Co, Cr, Mo, Ni) et par les pratiques de jardinage (P_{olsen}, matière organique, Cd, Cu, Pb, Zn). Dans ce contexte édaphique, l'étude des traits fonctionnels des collemboles a permis d'acquérir une meilleure compréhension de l'effet de ces différents facteurs sur les assemblages d'espèces au sein des communautés. Ainsi, en dépit de teneurs totales élevées en métaux, les sols de jardins présentent une fertilité physico-chimique indéniable et sont le support d'une biodiversité élevée. Les collemboles présentent 1,6 fois plus d'espèces et sont 8 fois plus abondants dans les jardins (par réplicat) qu'en milieu agricole. Bien que ce soient majoritairement des espèces disposant d'une forte capacité de dispersion (ocelles, furca, reproduction sexuée), l'influence du contexte pédoclimatique et des pratiques propres à chaque ville empêche une homogénéisation des espèces et des traits dans les jardins au sein du territoire français. En revanche, pour la végétation, une homogénéisation biotique croissante au sein des villes est observable avec la sélection d'espèces ayant des traits adaptés au milieu urbain (p.ex. hémicryptophyte, autogamie). Les sols de jardins, pourtant situés dans un contexte urbain fortement anthropisé, ne doivent donc pas être considérés comme des écosystèmes dégradés, mais au contraire comme une ressource à préserver.

Mots-clefs : jardins potager, qualité des sols, fertilité, éléments en traces métalliques, faune du sol, traits fonctionnels, bases de données

Summary

Community gardens (e.g. allotments, shared gardens) currently experience a renewed interest among the French and are often associated with many functions and services within urban ecosystems. Among these services are vegetable supply, access to quality biomass and preservation of urban biodiversity. As such, garden soils are a major concern and their characteristics (physico-chemical as well as biological ones) need to be better understood. What connection is there between the functional quality of garden soils and the alteration of their physico-chemical characteristics by gardening practices? What influence do these properties in garden soils have on functional and taxonomic biodiversity? Do gardens adequately provide vegetables and biodiversity services? In order to answer these questions, investigations were conducted in vegetable gardens chosen as representative of the ecosystemic variability within French territory (104 gardens were chosen in three major urban areas under different climates). On one hand work was done on the topsoil's agronomical properties (fertility) and toxicity (contamination by trace metallic elements). On the other hand these soils were characterised using several biological indicators, such as what vegetal species were or were not cultivated and soil microarthropods (e.g. Collembola). With the help of several large databases (such as RMQS-INRA) we were able to place these garden soils among other french topsoils by comparing them (using physico-chemical and biological parameters) to other land uses (forest, urban, industrial, other agricultural uses). Garden soils are characterised by average P_{olsen} contents (0.213 g/kg) 2.5 times those found in agricultural soils, and up to 14 times those found in forests. Their metallic contents (Cu, Pb and Zn) are 3 times those found in agricultural soils. These results show that the properties of community garden soils are influenced mainly by their pedoclimatic origins (texture, Co, Cr, Mo, Ni) and by gardening practices (P_{olsen}, organic matter, Cd, Cu, Pb, Zn). In this edaphic context, Collembola functional traits study allowed us to better understand what effects these different factors have on community assembly rules. Despite having high total metallic contents garden soils show an undeniable physico-chemical fertility, and support a high level of biodiversity. They show 1.6 times the Collembola species richness as well as 8 times the abundance found in agricultural soils. Although these Collembola are mainly species with strong dispersal abilities (ocelli, furcula, sexual reproduction), influence from pedoclimatic contexts and practices specific to each city prevents species and traits homogenisation in gardens within the french territory. In contrast, an increasing plant biotic homogenisation can be observed within cities. Indeed, there is a selection of species with traits that are particularly adapted to urban environments (e.g. Hemicryptophytes, autogamy). In conclusion, even though garden soils exist in a highly anthropised urban context they are not degraded ecosystems, but rather a precious resource.

Keywords : vegetable gardens, soil quality, fertility, heavy metals, soil fauna, functional traits, databases