Potentiel de la Biodiversité dans la construction de Technosols à partir de déchets urbains

Charlotte Pruvost

▶ **To cite this version:**

Charlotte Pruvost. Potentiel de la Biodiversité dans la construction de Technosols à partir de déchets urbains. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Est, 2018. Français. NNT : 2018PESC1161 . tel-02371928

HAL Id: tel-02371928

https://theses.hal.science/tel-02371928

Submitted on 20 Nov 2019

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.

Contrat de thèse CIFRE

Université Paris Est Créteil - Enviro Conseils et Travaux

École Doctorale Sciences, Ingénierie et Environnement

Institut d'Écologie et de Sciences de l'Environnement de Paris

Potentiel de la biodiversité dans la construction de Technosols à partir de déchets urbains

THÈSE DE DOCTORAT D'ÉCOLOGIE

Présentée à l'Université de Paris Est Créteil

et soutenue publiquement le 12 décembre 2018

par **Charlotte Pruvost**

Dirigée par **Manuel Blouin** (directeur), **Thomas Lerch** et **Jérôme Mathieu** (co-encadrants)

Devant un jury composé de :

Nathalie Machon	Professeure, MNHN	Rapporteure
Geoffroy Séré	Maître de conférences, Université de Loraine	Rapporteur
Michaël Aubert	Professeur, Université de Rouen	Examinateur
Apolline Auclerc	Maître de conférences, Université de Loraine	Examinatrice
Benjamin Tilliet	Directeur Développement, ECT	Invité
Manuel Blouin	Professeur, Université de Dijon	Directeur de thèse

Université Paris Est Créteil – Enviro Conseils et Travaux

Potentiel de la biodiversité dans la construction de Technosols à partir de déchets urbains

Thèse effectuée à l'Institut d'Ecologie et de Sciences de l'Environnement de Paris

Équipe Biogéographie et Diversité des Interactions du sol

61 Avenue du Général de Gaulle, 94000 Créteil

32 Avenue Henri Varagnat, 93140 Bondy

4 Place Jussieu, 75005 Paris

Résumé

Les besoins en terre végétale pour l'aménagement d'espaces verts urbains induisent un prélèvement de sols agricoles ou naturels. D'autre part, des volumes considérables d'horizons profonds excavés lors de la construction de bâtiments sont mis en décharge en périphérie des villes, avec un impact sur l'environnement. Le recyclage de ces déchets inertes pour la construction de sols des espaces verts apparaît comme une solution prometteuse. Il est toutefois nécessaire de s'assurer que ces Technosols construits peuvent accueillir une diversité végétale et animale pour délivrer des services écosystémiques, comme propose de le faire ce travail de thèse. La composition des mélanges de matériaux (horizons profonds, compost de déchets verts, béton concassé) a été manipulée dans une expérimentation de 4000 m² en collaboration avec l'entreprise ECT et le CD 93. Un suivi de quatre ans a montré que le compost utilisé était responsable de la mort de certains arbres, mais qu'associé au béton, il augmentait fortement leur vitesse de croissance et de colonisation par la macrofaune. En usage prairial, l'ajout de compost a augmenté la production de biomasse et modifié l'assemblage de la communauté végétale, en favorisant les espèces compétitives, mais pas de la macrofaune. Dans une expérience en mésocosmes visant à étudier le lien entre diversité végétale et productivité, une complémentarité entre espèces a été observée pour une des trois communautés, à un niveau de fertilité intermédiaire. Il est donc possible d'améliorer la productivité primaire de nouveaux écosystèmes en manipulant la composition des mélanges de matériaux tout en évitant la dominance de certaines espèces, afin de conserver des communautés diversifiées.

Mots-clés : Ingénierie écologique, Technosol construit, biodiversité, communauté, arbres, prairies, macrofaune, traits, production primaire, effet de sélection, effet de complémentarité.

The potential of biodiversity in the construction of Technosols with urban wastes

Abstract

Topsoil requirements for the development of urban green spaces induce a harvest of agricultural or natural soils. On the other hand, huge volumes of deep horizons excavated during the construction of buildings are dumped on the outskirts of cities, with an impact on the environment. The recycling of these inert wastes for the construction of soils for green spaces appears as a promising solution. However, it is necessary to ensure that these constructed Technosols are suitable for plant and animal diversity, and can deliver ecosystem services, as proposed by this thesis. The composition of the material mixes (deep horizons, urban green waste compost, crushed concrete) was manipulated in a 4000 m² experiment in collaboration with the company ECT and CD 93. A four-year monitoring showed that the compost used was responsible for the death of some trees, but associated with concrete, it greatly increased their growth rate and macrofaunal colonization. In the meadow land use, the addition of compost increased biomass production and altered the assemblage of the plant community, favoring competitive species, but no effect on macrofauna assemblage was observed. In a mesocosm experiment aiming at studying the link between plant diversity and productivity, complementarity between species was observed for one of the three communities, at an intermediate level of fertility. It is therefore possible to improve the primary productivity of new ecosystems by manipulating the composition of the mixtures of materials while avoiding the dominance of certain species, in order to preserve diversified communities.

Keywords: ecological engineering, constructed Technosol, biodiversity, community, urban, grassland, macrofauna, primary production, selection effect, complementarity effect.

Table des matières

Résumé 3

Abstract 4

Table des figures 10

Table des tableaux 102

Remerciements 133

Avant-propos 17

Introduction générale 23

I. Enjeux de la construction de sols artificiels 23

I.1. Besoins en sols urbains 23

I.2. Potentiel des déchets urbains dans la construction de sols 25

II. Construction du sol d'un nouvel écosystème 29

II.1. Ingénierie pédologique 29

II.2. Rôles fonctionnels de la végétation et de la macrofaune du sol 31

III. Assemblage des communautés et fonctionnement de l'écosystème construit 34

III.1. Succession artificielle des Technosols construits 36

III.2. Biodiversité des Technosols construits 40

III. 2.1 Effet de la fertilité des sols artificiels sur les diversités taxonomique et fonctionnelle 400

III.2.2. Effet de la fertilité des sols artificiels sur les interactions entre espèces 44

IV. Structure de la thèse 466

Chapitre 1 : Effet des Technosols construits sur la survie et l'établissement des végétaux et de la macrofaune du sol 49

Tree growth and macrofaunal colonisation of Technosols constructed from recycled urban wastes 50

Abstract 511

Introduction 522

1. Materials and Methods 555

1.1 Experimental site 55

1.2 Composition of Technosols 56

1.3 Urban trees 588

1.4 Survival and growth surveys of trees 59

1.5 Physico-chemical properties of Technosols 59

1.6 Macrofaunal sampling and identification 60

1.7 Statistical analyses 61

2. Results 62

2.1 Physical and chemical propoerties of constructed Technosols 62

2.2 Survival and growth rate of trees in constructed Technosols 64

2.3 Abundance and taxonomic richness of soil macrofauna 66

3. Discussion 68

3.1 Physical and chemical properties of Technosols 68

3.2 Constructed Technosols as alternative planting substrates for urban trees 69

3.3 Colonisation of Technosols by soil macrofauna 71

Conclusion and perspectives 74

Supplementary material 76

Chapitre 2 : Colonisation et premiers stades de la succession des plantes et de la macrofaune du sol dans les Technosols construits 77

Limited effect of compost on the colonisation and early succession on constructed Technosols by plants and macrofauna 78

Abstract 79

1. Introduction 80

2. Materials and Methods 84

2.1 Experimental design 84

2.2 Parent materials 86

2.3 Physical and chemical Properties of the Technosols 87

2.4 Plant survey and trait composition 88

2.5 Macrofaunal sampling and trait composition 89

2.6 Analysis 90

3. Results 93

3.1 Effect of compost on plant productivity and soil macrofaunal density 93

3.2 Effect of compost on biodiversity 94

3.3 Succession and effect of compost on community composition 96

3.4 Succession and effect of compost on functional diversity 98

3.5 Succession and effect of compost on trait assembly of plants and soil macrofauna 102

4. Discussion 104

4.1 Colonisation and early succession on constructed Technosols 104

4.2 Effect of compost addition in initial mixtures of Technosols 106

Conclusion and applications 107

Supplementary materials 109

Chapitre 3 : Effet d'un gradient de compost et de la biodiversité sur la production de biomasse végétale sur les Technosols construits 115

1. Introduction 116

2. Matériels and Méthodes 119

2.1 Matériaux constituant les Technosols construits 119

2.2 Communautés végétales 120

2.3 Plan expérimental 121

2.4 Calculs des effets et analyses statistiques 123

3. Résultats 124

3.1 Biomasses aériennes en polyculture et en monoculture 124

3.2 Effet net 126

3.3 Effet de complémentarité indépendant du trait 127

3.4 Effet de dominance 129

3.5 Effet de complémentarité dépendant du trait 130

3.6 Effet net de la biomasse racinaire 132

4. Discussion 132

4.1 Effet de la biodiversité sur l'effet net de production 132

4.2 Effet du compost sur les interactions entre espèces 133

Conclusion 136

Discussion générale 139

I. Effet des matériaux sur la construction de l'écosystème 139

I.1. Les Technosols construits comme habitat pour la végétation et la macrofaune du sol 139

I.2. Effet du compost sur l'assemblage des communautés et la succession 142

I.3. Effet du compost sur les interactions interspécifiques et implication sur les fonctions de l'écosystème construit 145

II. Retour sur l'ingénierie écologique : gestion adaptative 147

Conclusion générale 149

Perspectives 151

Annexe 155

Bibliographie 161

Table des figures

Avant-propos :

Figure 1 : Placettes expérimentales pour l'usage Arbre. 19

Figure 2 : Placettes expérimentales pour l'usage Prairie. 19

Figure 3 : Placettes expérimentales pour l'usage agricole. 20

Figure 4 : Expérimentation en pot 21

Introduction générale

Figure 1 : Construction de sols artificiels : (a) pratiques actuelles. (b) fermeture du circuit. .. 28

Figure 2 : Intégration de la dimension temporelle dans la création d'écosystème 39

Figure 3 : Plan de la thèse 47

Chapitre 1 : Effet des Technosols construits sur la survie et l'établissement des végétaux et de la macrofaune du sol :

Figure I : Parcelles Arbre et quadrat de prélèvement de la macrofaune. 54

Figure 1 : Experimental site 56

Figure 2 : Parent materials. 58

Figure 3 : Physical and chemical properties of parent materials. 63

Figure 4 : Growth rates of trees 65

Figure 5 : Abundance and taxonomic richness of soil macrofauna. 67

Figure S1 : Soil water potential in experimental plots. 76

Chapitre 2 : Colonisation et premiers stades de la succession des plantes et de la macrofaune du sol dans les Technosols construits

Figure II : Parcelles de prairies. 77

Figure 1 : Experimental design:. 85

Figure 2 : Variables of taxonomic biodiversity in constructed Technosols 95

Figure 3 : Correspondence analysis (CA) of communities 97

Figure 4 : Functional diversity indices of plant..... 100

Figure 5 : RLQ analysis of communities 103

Figure 6 : Significant traits from the fourth-corner analyses 104

Figure S1 : Taxonomic biodiversity dynamic of standards..... 111

Figure S2 : Correspondence Analysis (CA) of macrofaunal communities..... 112

Figure S3 : Position of fruit types on RLQ. 112

Figure S4 : Climograph of temperature and precipitation..... 113

Chapitre 3 : Effet d'un gradient de compost et de la biodiversité sur la production de biomasse végétale sur les Technosols construits

Figure III : Mise en place et démontage de l'expérimentation en pot..... 115

Figure 1: Identification des effets de la biodiversité sur la production primaire 118

Figure 2 : Emplacement des espèces végétales dans les pots 122

Figure 3 : Biomasses aérienne sèche par plant..... 125

Figure 4 : Effet net 126

Figure 5 : Effet de complémentarité trait-indépendant 128

Figure 6 : Effet de sélection dominance..... 129

Figure 7 : Effet de complémentarité trait-dépendant 131

Figure 8 : Effet net sur la biomasse racinaire..... 132

Discussion générale

Figure IV : Plan et résultats principaux des travaux de thèse 148

Perspectives

Figure V : Variation du taux de carbone organique en fonction de l'usage..... 152

Annexe

Figure A1 : Matériaux des Technosols au Bois de Vincennes 157

Figure A2 : Réception des terres excavées et procédé de mélange 158

Table des tableaux

Chapitre 1 : Effet des Technosols construits sur la survie et l'établissement des végétaux et de la macrofaune du sol :

Table 1 : Tree mortality 64

Table 2 : Linear mixed-effect models describing the growth of trees 66

Table 3 : Annually growth rate of trees 73

Chapitre 2 : Colonisation et premiers stades de la succession des plantes et de la macrofaune du sol dans les Technosols construits

Table 1 : Physical and chemical properties of parent materials 88

Table 2 : ANOVA like permutation test of the CCA of communities 98

Table 3 : ADONIS analysis of functional diversity indices 101

Table 4 : RLQ and Fourth-corner analyses of communities.. 102

Table S1 : Species plant traits and sources 109

Tableau S2 : Taxonomic group soil macrofaunal traits and sources 110

Chapitre 3 : Effet d'un gradient de compost et de la biodiversité sur la production de biomasse végétale sur les Technosols construits

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques des matériaux parents 120

Tableau 2 : Modèles linéaires de l'effet net. 127

Tableau 3 : Modèles linéaires de l'effet de complémentarité trait-indépendant 128

Tableau 4 : Modèles linéaires de l'effet de dominance. 130

Tableau 5 : Modèles linéaires de l'effet de complémentarité trait-dépendant. 131

Remerciements

Je souhaiterais remercier tout d'abord M. Quentin Brunessaux, M. Benjamin Tilliet de l'entreprise Enviro Conseils et Travaux, Audrey Muratet (ARB, IdF) et Gaëlle Stotzenbach de l'Observatoire Départemental de la Biodiversité Urbaine du Conseil départemental de la Seine Saint-Denis (ODBU), et Manuel Blouin sans qui cette thèse CIFRE n'aurait pas eu lieu.

Je souhaiterais remercier les membres du jury, Nathalie Machon et Geoffroy Séré, pour avoir accepté d'être les rapporteurs de ce manuscrit, Apolline Auclerc et Michaël Aubert, pour avoir accepté d'être examinateurs de ce travail de thèse, et Benjamin Tilliet pour avoir accepté l'invitation de faire partie de ce jury. C'est un honneur de vous présenter ce travail.

Je souhaiterais remercier mon directeur de thèse, Manuel Blouin, pour avoir pensé à moi pour cette thèse au profil Naturaliste. « Tu verras, ce sera une belle thèse », des mots que j'ai toujours en tête, merci de m'avoir donné cette opportunité et de m'avoir accompagnée jusqu'à la fin de ces trois années et quelques. Merci de m'avoir initiée à la construction des écosystèmes, un sujet passionnant.

Merci aussi à mes co-encadrants Thomas Lerch et Jérôme Mathieu. Merci Thomas pour avoir été le premier à prendre le relais. Tu as toujours su trouver une solution aux différents problèmes logistiques et matériels, qui ne sont pas des moindre pour maniper et aller sur le terrain. Merci pour ton expertise en sciences du sol et aussi pour ces discussions anodines au café-clope pendant lesquelles pas mal d'idées ont émergé. Merci Jérôme, pour m'avoir accompagnée dans la deuxième partie de cette thèse. Merci pour ta patience et ton expertise concernant les analyses et l'écriture.

Merci aussi aux membres de mon comité de thèse : Jérôme Cortet, Audrey Muratet et Laura Albaric, pour avoir assisté avec moi au démêlage de toutes ces données récoltées. Merci pour ces discussions scientifiques et vos conseils.

Au commencement de la thèse, le site expérimental de Villeneuve-sous-Dammartin avait déjà été mis en place, et une campagne d'échantillonnage déjà réalisée. Je souhaiterais donc vivement

remercier Audrey Muratet pour avoir été un des moteurs de cette aventure et Alan Vergnes pour avoir réalisé l'état des lieux. Merci pour vos rapports et d'avoir répondu à mes questions pour me permettre de poursuivre l'aventure. Je souhaiterais aussi remercier Kevin William et Joffrey Le Goff, qui sous l'encadrement de Manu et Florence Dubs, ont réalisé les premiers échantillonnages de faune et de racines.

Je souhaiterais remercier particulièrement Mehdi Azdoud et Laura Albaric, lorsque vous étiez tous les deux à l'ODBU pour m'avoir aussi permis de reprendre le terrain de Villeneuve-sous-Dammartin dans de bonnes conditions. J'ai apprécié travailler avec vous.

Merci à Pauline Richard, Karène Poulet, Aurélie Vedel et Christelle Ghilardi de m'avoir aidé quand cela a été nécessaire. Pour m'avoir assisté dans la mise en place du site expérimental au Bois de Vincennes, je souhaiterais aussi remercier Mathieu Noel et Loïc. Merci aux autres personnes de ECT avec qui j'ai pu collaborer pendant cette thèse.

Merci à Fiona Lehane et Jeanne Vallet (Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien) qui m'ont accompagné sur le terrain et qui m'ont beaucoup appris lors des relevés floristiques.

C'était très enrichissant de faire partie de l'Institut d'Ecologie et des Sciences de l'Environnement de Paris (iEES-Paris), que ce soit à Bondy, Créteil ou Paris. A Michèle Bouchez, Effrossyni Grekis (ou Fryni pour nous), Nadia Zindy, Carole Bousquet, Paola Paradisi et Clarisse Coquemont (de m'avoir trouvé un bureau à Jussieu !), merci pour votre aide dans les procédures administratives.

Merci à toute l'équipe BIODIS : Naoise Nunan, Lise Dupont, Thomas, Agnès Gigon, Anne Pando, Christian Hartmann et depuis peu Virginie Roy d'avoir pris un peu le relais après le départ de Manu. Votre écoute et nos échanges sur mes résultats pendant les réunions d'équipe ont constitué un soutien important pour moi. Naoise, pour ton soutien et tes encouragements, ton écoute et tes histoires pleines d'enseignement, un très grand merci. Merci Agnès pour m'avoir aidée et formée dès que tu le pouvais, un merci plus personnel pour ton écoute et ta complicité. Merci aussi à l'incroyable Anne, jusqu'au bout tu m'as aidée avec cette manip en serre qui n'en finissait plus !

Merci Florence Dubs pour ton aide pour l'identification de la macrofaune et les différentes discussions que nous avons eu à ce propos.

Merci à l'équipe IPE : Juliette Leymarie, Éric Ruelland, Elodie Merlier, Igor Pokotylo, Anne Repellin, Christophe Espinasse, Xavier Laffray et Juliette Rochet, pour votre accueil au P1.

Merci aussi aux aides précieuses sans qui cette thèse n'aurait pas autant de données : Hanane Aroui Boukbida pour m'avoir formée à l'analyses de sol à Bondy, et les stagiaires que j'ai eu la chance d'encadrer ou co-encadrer pendant cette thèse : Pierre Brunelle (ravie d'avoir débuté l'aventure sur le terrain avec toi), Meïwen Mbesot, Lucas Parahy, Victoria Félix, Thomas Gane, Cynthia Sinarong, Matthieu Juston, Quentin Pionneau, Armelle Guillebaud et Clément Lequatre. J'espère vous avoir autant apporté. Merci aussi à Florian Duffroy, Julien Leverrier et Margot Suillerot pour votre aide.

Merci aux aînés Ruben Puga-Freitas et Maha Deeb, mais aussi à Hélène Audusseau, Marine Zwicke, Nicolas Romillac, Virginie Demeyrier et Clarence Schmitt que j'aimais interroger sur être ou ne pas être un thésard efficace. Merci d'avoir toujours répondu et pour vos différents conseils. Merci Hélène pour avoir relu dans les moindre détails ma présentation un soir sur un banc à Marseille. Le bon côté de la Recherche.

Et parce qu'il n'y aurait pas eu de thèse sans les cinq années précédentes, assise sur les bancs de l'Université de Paris Diderot (ou mieux encore, sur le terrain !), je voudrais remercier Sylvie Meyer, François Bouteau, Patricia Genet et Isabelle Dajoz pour m'avoir, par leurs enseignements passionnants, éveillée à la Recherche en Écologie. Merci aussi à Philippe Mora pour m'avoir laissée malmener mes premiers Technosols sur les toits de l'UPEC.

L'équilibre au labo a été quasiment parfait grâce aux bulles sportives du jeudi soir avec Juliette Rochet et Tetiana Kalachova et autres complices iEESsiens (?!). Merci à vous les Joyeuses Joggeuses, c'était un plaisir ! Merci My Dung pour ton amitié et tes conseils. Merci aux Cowan (Corine Agapit et Ewan Couic) pour ces délires caféinés et votre aide malgré les galères dans

lesquelles je vous embarquais. Merci Romain Fougeyrollas, j'ai toujours pu compter sur toi ! Aussi ravie et reconnaissante d'avoir partagé cette aventure avec Shabnam Taheri.

Merci Jussieu pour ces bulles de café (ou thé) et cette ambiance si soudée : j'ai nommé le club des 5 (tous Docteurs maintenant !): Aurore Picot, Gabrielle Ringot (coach codeur.e, ça a commencé par des petits déjeuners ratés, merci d'y avoir cru, et en moi aussi) ; Pierre Quévreux, Loïc Prosnier et Éric Tromeur (merci pour votre accueil avec ce premier café à la cafétéria de Jussieu quand j'ai débarqué du monde cristolien) ; le QG du 5e : Romain Honorio (cảm ơn vì cà phê), Alexis Dollion (peuple de l'ouest et d'Alforthome !), Adam Khalif (chanceuse d'avoir été ta voisine de bureau, merci pour ton humanisme et ta générosité), Chloé Duffaut, Clarence Schmitt (pigeon puissant), Lauren Jacquier (Fourmis féroce, tu feras une thèse du tonnerre j'en suis certaine, debriefs autour d'une table de restau !), David Rozen-Rechels (adorable lézard fanfare), Iry Adrianjara (ce sera grâce à toi si Paris aura de si beaux Tilleuls !); et ça n'aurait pas été pareil non plus sans Margot Neyret (que les sols soient avec toi !), Avril Weinbach (merci pour ton énergie communicatrice et inspirante), Claire Bertrand, José Mendez (on attend la danse des mouchoirs…), Youssef Yacine (bon 3 tours de soleil), Jérôme Eschenbrenner (à dans 4 ans pour une formation winrhizo, Tornade trophique) et Hatem Karboul (chokran Toum !).

Des mercis chaleureux à mes amis pour leur soutien, les personnes les plus près de moi qui ont suivi mes hauts et mes bas pendant cette aventure, Vincent, Nastasia, Béthy, Ines, Jessica, Amélie, Marion, Nicolas, Catherine, Andrea, Marianne et Ugo, *life is going on !*

Merci à ma famille pour votre amour et d'être toujours aux petits soins. C'est à vous, Papa, Maman (pour m'avoir transmis votre force et votre courage), Adélaïde et Claudia (mes petites sœurs, mes complices pour la vie) que je dédie cette thèse.

Avant-propos

Ces travaux de thèse ont été menés grâce à une Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE) établie entre l'Association Nationale de la Recherche et de la Technologie (ANRT), l'entreprise Enviro Conseils et Travaux (ECT) et l'Université de Paris Est Créteil.

La société ECT, certifiée ISO 14 001, est spécialisée dans le stockage de matériaux inertes issus des chantiers du bâtiment et de travaux publics. L'entreprise emploie 190 collaborateurs et gère 15 Installations de Stockage de Déchets Inertes (ISDI) en exploitation qui permettent le stockage d'environ 15 millions de tonnes de matériaux excavés (remblais) par an en Ile-de-France. C'est un acteur important dans la revalorisation des remblais et la réhabilitation des sites de stockage. Le financement des travaux de cette thèse s'inscrit dans leur démarche de promouvoir une économie circulaire, en réutilisant les déchets inertes des chantiers franciliens dans l'aménagement de projets urbains. Déjà spécialisés dans l'utilisation des remblais pour la création de protection phonique, l'exhaussement agricole, et le réaménagement paysager de leur site de stockage en fin d'exploitation, ils investissent aujourd'hui dans la recherche et développement afin d'industrialiser la production de substrats fertiles à partir de ces déchets de terres excavées non polluées.

Ces travaux de thèse s'appuient en grande partie sur le site expérimental mis en place sur un des sites de stockage de l'entreprise ECT, à Villeneuve-sous-Dammartin (77), à proximité de l'aéroport de Roissy. Ce site expérimental fait partie du projet « reconstitution de sols fertiles à partir de matériaux recyclés », initié et piloté par l'Observatoire Départemental de la Biodiversité Urbaine (ODBU) du Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis (93). Le conseil départemental est à la recherche d'une alternative à l'importation de terres végétales issues de milieux naturels et la réduction des coûts d'approvisionnement de ces ressources essentielles à

la mise en place d'espaces verts urbains. L'ODBU et ECT se sont associés avec l'Institut d'Écologie et des Sciences de l'Environnement de Paris (iEES), représenté par Manuel Blouin puis par Thomas Lerch (enseignant-chercheur à l'Université de Paris Est Créteil), pour créer un comité scientifique nécessaire à la mise en place et au suivi scientifique de l'expérimentation. D'autres acteurs tels que le Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien et la Chambre d'Agriculture d'Île-de-France ont rejoint ce comité scientifique.

La mise en place de l'expérimentation a été réalisée en mai 2013 et comprenait trois usages de sol répondant aux besoins d'acquérir des connaissances sur la construction de Technosols (sols artificiels construits à partir de matériaux anthropiques dans le but de remplir une fonction particulière), du Conseil Départemental et d'ECT. Ces types d'utilisation des sols sont les arbres d'alignement (Fig. 1) et les prairies (Fig. 2) pour le milieu urbain, et les cultures pour un usage agricole en milieu rural (Fig. 3). L'usage agricole correspond particulièrement aux problématiques de l'entreprise dont le réaménagement des sites de stockage en fin d'exploitation peut aboutir à une reprise de l'activité agricole. Cependant, la révision de l'itinéraire technique par le comité scientifique et des soucis liés à la gestion des parcelles agricoles nous ont conduit à ne pas inclure cet usage dans le cadre de cette thèse. Les arbres d'alignement et les prairies intéressaient particulièrement l'Observatoire De la Biodiversité Urbaine du CD 93. Un effort important de récolte de données a été investi sur ces deux usages. Les résultats de cette expérimentation suivie pendant quatre ans sont présentés dans les chapitres 1 et 2 de ce rapport de thèse.

Figure 1 : Placettes expérimentales (7x12m) pour l'usage Arbre. Plantation des arbres en décembre 2013. Photo prise en 2014 © Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis

Figure 2 : Placettes expérimentales (7x12m) pour l'usage Prairie. Prairies semées en septembre 2013. Photo prise en 2014 © Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis

Figure 3 : Placettes expérimentales (12x25m) pour l'usage agricole. Photo prise en 2014, levée du blé d'hiver ©Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis

Les travaux de cette thèse ont aussi pu être menés grâce à une autre collaboration entre le laboratoire iEES-UPEC et le Conseil Départemental du Val-de-Marne (94) sur la construction de sols fertiles à partir de déchets urbains. Le financement de ce projet a permis la mise en place d'une expérimentation en mésocosmes sous serre pendant deux mois, à l'Institut de Recherche et Développement à Bondy (93) (Fig. 4). Les résultats de cette expérimentation sont présentés dans le chapitre 3 de ce rapport de thèse.

Figure 4 : Expérimentation en pot. Photo prise à l'IRD, Bondy (93) © Charlotte Pruvost

Introduction générale

I. Enjeux de la construction de sols artificiels

Les sols remplissent de nombreuses fonctions dont nous tirons parti pour notre survie et notre bien-être (Morel, Chenu, & Lorenz, 2015). Il s'agit des services écosystémiques rendus de façon directe par leur fonctionnement naturel comme le support de la biodiversité, la régulation du climat par le stockage de carbone et la gestion des eaux de ruissellement (Adhikari & Hartemink, 2016). Cependant, malgré le rôle important que jouent les sols dans le fonctionnement des écosystèmes, nous continuons de faire le bilan des dégradations nombreuses entrainées par nos activités (EEA, 2016), conséquences de notre développement et de nos besoins. Cependant, l'augmentation démographique (7.6 milliards aujourd'hui, 9.8 milliards en 2050) et de l'urbanisation (60% de la population mondiale en ville en 2050) nous poussent à reconsidérer la gestion de cette ressource peu renouvelable que sont les sols (UN, 2017; FAO, 2018). En effet, pour un même niveau de fonctionnalité d'un sol dégradé, sa reformation est largement supérieure à sa vitesse d'exploitation (Targulian & Krasilnikov, 2007).

I.1. Besoins en sols urbains

Le contraste entre les besoins en services écosystémiques et les pressions sur les sols est d'autant plus important en milieu urbain où la population est grandissante. De nombreuses études scientifiques ont montré l'intérêt et l'importance des espaces verts en ville, notamment au travers des services écosystémiques rendus (McGranahan *et al.*, 2005). Les parcs, jardins et arbres d'alignement permettent notamment la filtration des polluants de l'air (Bolund & Hunhammar, 1999; Yang *et al.*, 2005; Nowak, Crane, & Stevens, 2006), la limitation des eaux

de ruissellement (Berland *et al.*, 2017), la réduction des nuisances sonores urbaines de 1 à 11 dB en fonction de la densité de végétation (Bolund & Hunhammar, 1999; Ow & Ghosh, 2017) et la diminution de l'effet de l'ilot de chaleur urbain, en diminuant localement la température par la création de zones d'ombres et par l'évapotranspiration des végétaux (Bolund & Hunhammar, 1999; Lindén, Fonti, & Esper, 2016). Les espaces verts permettent de maintenir une biodiversité urbaine dont la fourniture des services écosystémiques dépend également (Mace *et al.*, 2005). Il est démontré que la création ou le maintien de ces espaces augmente la diversité des arbres (Zhang & Jim, 2014), des oiseaux (Aida *et al.*, 2016), des invertébrés et des microorganismes en ville (Francini *et al.*, 2018) et constituent des corridors écologiques au sein de villes pour le maintien des méta-communautés d'arthropodes (Vergnes *et al.*, 2017).

Les dégradations majeures que subissent le sol en ville sont l'excavation et l'exportation, l'imperméabilisation et la compaction (EEA, 2016). Les sols sont compactés par la circulation des piétons et des véhicules, imperméabilisés pour la construction des infrastructures (EEA, 2016), pollués par les activités industrielles et les transports, et sont fortement hétérogènes (Lehmann & Stahr, 2007; Baize & Girard, 2009). Les pollutions du sol peuvent être organiques comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) et polychlorobiphényles (PCBs) et/ou inorganiques avec les métaux traces (Pb, Cu, Zn) et les radionucléides. Par ailleurs, les sols urbains sont caractérisés par une hétérogénéité spatiale élevée provenant de la succession des dépôts de sol et de déchets pendant les phases successives de construction et le changement rapide d'occupations (EEA, 2016). Les sols urbains subissant ainsi une très forte pression due aux multiples activités anthropiques, l'aménagement d'espaces verts nécessite donc souvent un apport de terres végétales pour la plantation des végétaux (DEFRA, 2009; Damas & Coulon, 2016). Ce terme commercial désigne le sol superficiel décapé pour son exploitation ou son dégagement d'un site de construction qui va être imperméabilisé. Le volume de terres végétales utilisées en France est estimé à trois millions de mètre cube par an (Damas & Coulon, 2016).

Généralement, ces terres proviennent de sites ruraux (Fig. 1a) éloignées de 25 à 35 km du site d'utilisation (Damas & Coulon, 2016). Ces pratiques entraînent un appauvrissement de la ressource autour des villes, une augmentation de l'empreinte carbone des villes due au transport et à l'exploitation des sites, ainsi que l'augmentation du coût économique pour les aménageurs qui doivent importer ce sol (Muratet, 2014; Damas & Coulon, 2016).

I.2. Potentiel des déchets urbains dans la construction de sols

Depuis une dizaine d'année, les chercheurs se sont tournés vers la construction de sol à partir de déchets pour la réhabilitation de sites pollués (Séré *et al.*, 2008; Auclerc *et al.*, 2013; Pey *et al.*, 2014; Damas & Coulon, 2016) et répondre aux demandes de création d'espaces verts en ville et de recyclage de déchets urbains (Krzaklewski, Pietrzykowski, & Woś, 2012; Rokia *et al.*, 2014; Damas & Coulon, 2016; Deeb *et al.*, 2016a; Grard, 2017; Vergnes *et al.*, 2017; Burrow, 2018; Fourvel *et al.*, 2018; Yilmaz *et al.*, 2018). Dans le projet de construction de sol SIETRRE, la première étape a été d'identifier le potentiel des déchets dans la construction de sols artificiels, à partir de leurs propriétés physico-chimiques, et de leurs propriétés agronomiques en mélanges (Muratet, 2014; Rokia *et al.*, 2014; Damas & Coulon, 2016).

Certains de ces déchets sont générés en très grande quantité et ont des caractéristiques proches des matériaux naturels utilisés dans l'aménagement paysager. Les déchets de construction et démolition (C&D) représentent une grande partie des déchets générés en ville, soit environ 34% de la totalité des déchets de l'OCDE (Wilson *et al.*, 2015), et un tiers des déchets générés annuellement en Union Européenne (i. e. 1 milliard sur 3 milliards de tonnes de déchets) (Joint Research Centre & Institute for Environment and Sustainability, 2011). D'après la liste de la Commission Européenne (2000/532/EC), les déchets de C&D sont tous les déchets provenant de chantiers du bâtiment tels que les terres d'horizons profonds excavés pendant la construction des fondations de bâtiments ou le terrassement, le béton concassé issu des déconstructions, la

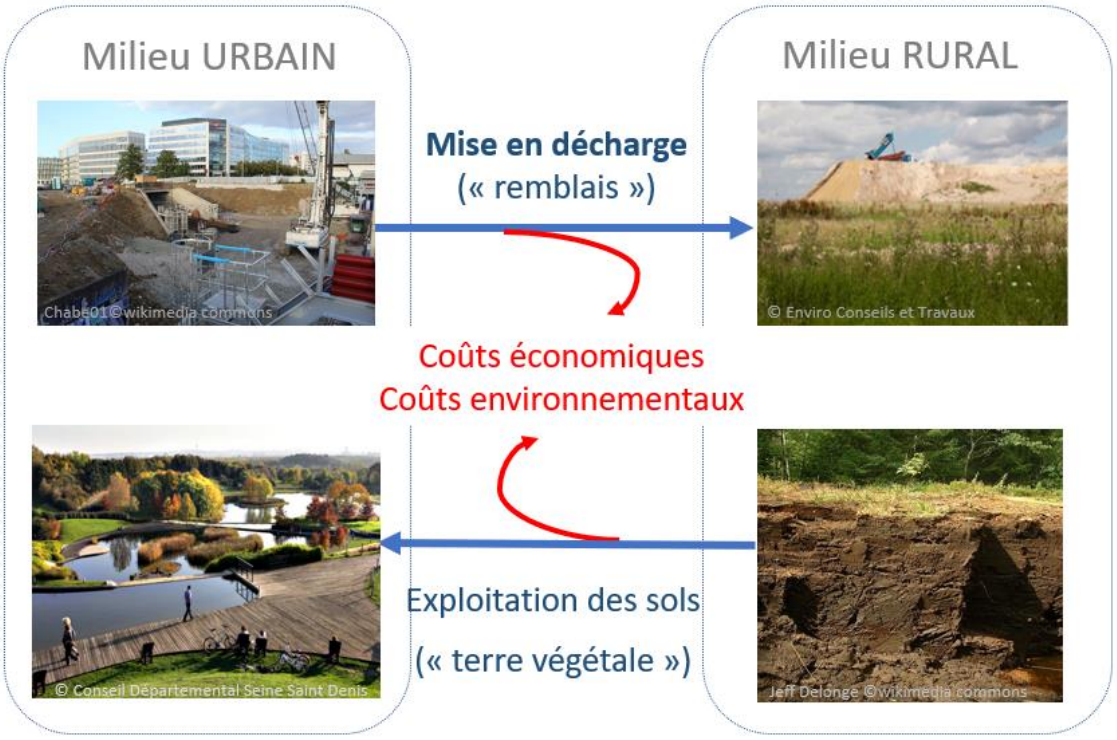
brique, la céramique, le verre, le bois, le plastique, etc. Une partie de ces déchets est recyclée (30%-40% en Union Européenne, Wilson *et al.*, 2015) sous forme concassée et utilisée le plus souvent en sous bassement de route ou en remblaiement (Di Maria, Eyckmans, & Van Acker, 2018). Cette volonté de recyclage des déchets de C&D s'inscrit dans la directive européenne qui donne à ses État membres pour objectif de recycler 70% ce type de déchets d'ici 2020 (Waste Framework Directive 2008/98/EC). Le béton est majoritairement recyclé en France mais ce « décyclage » (*downcycling* en anglais) dévalue le produit par rapport à sa valeur initiale (Di Maria *et al.*, 2018). Il est aujourd'hui identifié pour être utilisé en remplacement des gravats de carrière pour les mélanges terre-pierre (deux volumes de pierres et 1 volume de sol) qui permettent l'enracinement des végétaux en créant de la porosité et limitent la compaction du sol dans les zones de circulation pédestre et automobile en formant un squelette autobloquant (Damas & Coulon, 2016). Ce procédé est surtout utilisé pour la plantation d'arbres en ville, qui nécessite une portance élevée du fait du stationnement de véhicules automobiles à proximité des arbres et la circulation piétonne. Les briques concassées ont aussi été testées et ont permis la création d'une porosité suffisante pour la circulation de l'eau et sa rétention sans empêcher le développement racinaire des arbres lors d'un suivi expérimental de trois ans (Yilmaz *et al.*, 2018).

Le déchet de C&D majoritaire en France est le sol profond excavé. Il représente 80% de la totalité des déchets de C&D (Bio Intelligence Service, 2011). En Île de France, cela correspond à environ 10 millions de tonnes par an pour la région (Source interne ECT). Ce matériau peut contenir en mélange environ 5% d'artefacts issus des chantiers de déconstruction qui n'ont pu être triés lors du remblayage (tissus, verre, carrelage, etc.). Ces horizons profonds sont parfois essentiellement constitués de roche mère altérée, mais peuvent également être très hétérogènes du fait d'un long historique d'accumulation de déchets divers (Morel *et al.*, 2015). Ces déchets sont gérés en dehors des villes (Fig. 1a) dans des centres d'enfouissement spécialisés : les

Installations de Stockage de Déchets Inertes (ISDI). Ces remblais contiennent peu de matières organiques (0.38 $g.kg^{-1}$ Deeb *et al.*, 2016b) et ne doivent pas dépasser certains seuils pour les métaux traces et hydrocarbures notamment, selon l'arrêté du 12 décembre 2014. La saturation des sites de stockage actuels et la tendance à la hausse du volume de ce type de déchets (notamment lié au projet d'aménagement du Grand Paris en Ile de France) induit une recherche des sites de mise en décharge de plus en plus éloignés des zones sources (Deloitte, 2015). Ceci entraine donc une augmentation du transport et du coût de mise en décharge.

Le besoin de sol en milieu urbain (I.1) et le potentiel des déchets de construction et démolition dans la construction de sols (I.2) sont deux problèmes environnementaux qui peuvent qui peuvent se neutraliser l'un l'autre. Cela éviterait potentiellement le transport de terre végétale des milieux ruraux vers les milieux urbains, et le transport de déchets du milieu urbain vers les campagnes, ainsi que les impacts économiques et environnementaux associés à ces transports (Fig. 1b). La création de sols artificiels à partir des remblais pour l'aménagement d'espaces verts en ville est ainsi une des voies potentielles pour réduire l'exploitation des sols naturels, la création de décharges en milieu rural et le transport de matériaux, par la mise en place de circuits courts de recyclage des sols excavés en ville (aussi appelés « remblais ») (Fig. 1b). Une première approche de construction de sol en mésocosmes à partir de ces déchets a montré leur potentiel pour l'aménagement d'espaces verts en ville (Deeb *et al.*, 2016a,b, 2017; Yilmaz *et al.*, 2018; Cannavo *et al.*, 2018). Toutefois, des expérimentations à grande échelle permettant d'optimiser la fonctionnalité de ces nouveaux sols manque cruellement, malgré de rares projets en ce sens (projet Biotechnosols ADEME, coordinateur Jérôme Cortet, projet Plante et Cité SITERRE, coordinateur Olivier Damas).

(a)



(b)

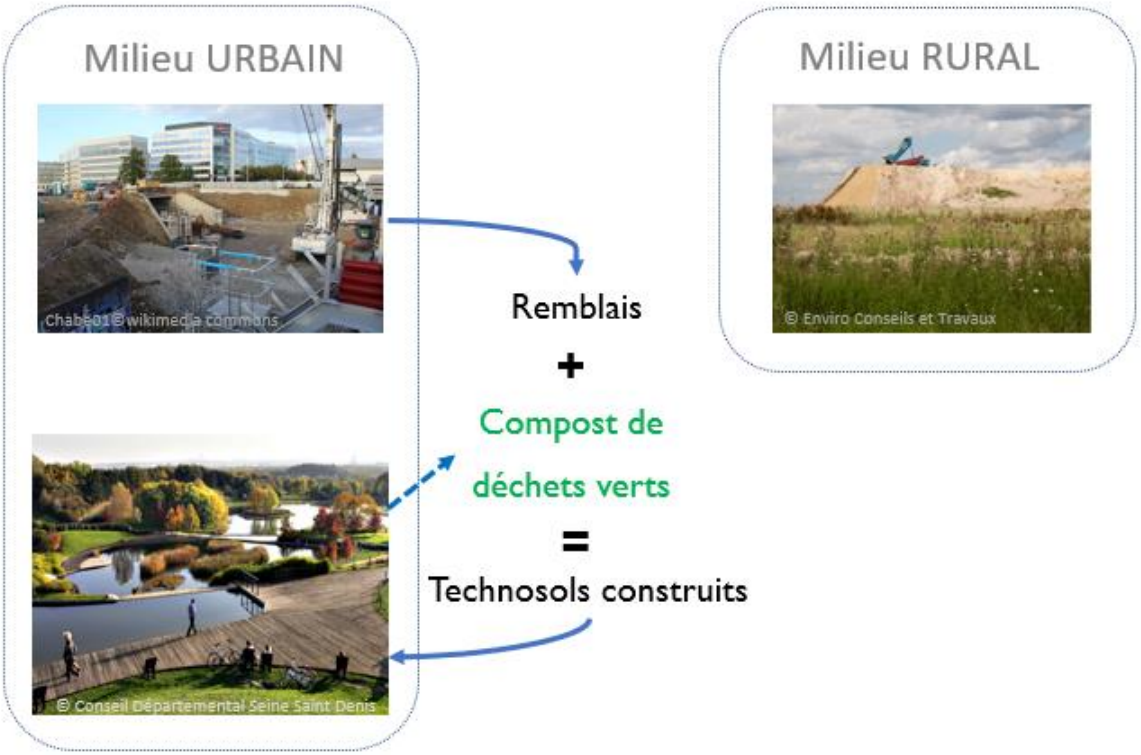


Figure 1 : Construction de sols artificiels pour répondre à une demande d'aménagement en utilisant des déchets urbains. (a) Pratiques actuelles. (b) Fermeture du circuit au sein du milieu urbain pour réduire les coûts économiques et environnementaux des transports de sols.

II. Construction du sol d'un nouvel écosystème

II.1. Ingénierie pédologique

Les Technosols construits sont des sols volontairement construit par l'Homme à partir de matériaux techno-géniques dans le but qu'ils remplissent des fonctions (Séré *et al.*, 2008, 2010). Les Technosols construits appartiennent au groupe de sols : les Technosols, définis par l'IUSS Working Group WRB (2015), et qui contiennent environ 20% de matériaux dont l'origine anthropique est reconnaissable. Dans cette étude, les Technosols construits permettraient de répondre à un besoin en terres végétales pour l'aménagement d'espaces verts en ville et le recyclage de déchets urbains.

Cette démarche s'inscrit dans celle de l'ingénierie écologique. Cette ingénierie a pour but restaurer des écosystèmes dégradés ou de créer de nouveaux écosystèmes pour répondre à une demande sociétale par le couplage de technologies humaines avec les processus naturels auto-organisés d'un écosystème (Odum & Odum, 2003). Cette démarche a pour avantages d'avoir moins d'impact sur l'environnement que l'ingénierie classique et de reconnecter la société à son environnement naturel. Dans le cas des Technosols construits, la création de l'écosystème se fait à partir du sol artificiel et peut être qualifiée d'ingénierie pédologique. Une bonne connaissance du comportement des matériaux utilisés pour les Technosols construits est une étape préalable essentielle pour parvenir à créer un écosystème qui s'organise lui-même (Séré *et al.*, 2010; Rokia *et al.*, 2014; Leguédois *et al.*, 2016), en permettant notamment la colonisation et l'implantation d'organismes qui formeront par eux-mêmes des réseaux d'interaction complexes (notamment des réseaux trophiques) et délivreront les services écosystémiques attendus par la société (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

La pédogenèse est l'ensemble des processus qui amènent à la formation d'un sol, mais aussi sa transformation et sa différenciation. Les sols naturels se forment par la fragmentation et la dissolution de la roche mère, puis la formation des horizons de sols. Certains processus pédogénétiques qui surviennent lors de la formation des sols naturels sont observés lors de l'évolution rapide des Technosols construits (Séré *et al.*, 2010; Leguédois *et al.*, 2016). Ces processus peuvent être (i) physiques, avec la fragmentation des déchets par la circulation de l'eau, (ii) chimiques, avec la dissolution du calcaire dans le cas des sous-sols excavés et la formation de liaisons chimiques permettant de constituer les micro-agrégats (complexes argilo-humiques : CAH), et (iii) biologiques, tels que les activités des organismes vivants qui permettent de former les macro-agrégats. Cette agrégation est à l'origine de la structuration du sol et est donc un processus essentiel à son fonctionnement. Il a été démontré que les processus d'agrégation étaient largement facilités par les activités des microorganismes (Buscot, 2005), des invertébrés du sols, tels que les vers de terre (Lavelle *et al.*, 2006; Blouin *et al.*, 2013) et le développement racinaire des végétaux (Haynes & Beare, 1996).

Les activités des organismes vivants peuvent être augmentées par la présence de matières organiques dans le sol. Un déchet organique peut donc être ajouté au mélange pour participer à la structuration du sol artificiel. L'association de matière organique et minérale forme ce que l'on appelle des complexes argilo-humiques (CAH) responsable de la rétention des cations (potassium : K^+, magnésium : Mg_2^+, hydrogène : H^+) et du phosphore (PO_4^{3-} via sa liaison avec le calcium Ca_2^+) du sol. Ces complexes organo-minéraux agissent comme une réserve de nutriments malgré le lessivage et tamponnent les variations de teneur en nutriments liés aux prélèvements des plantes (Haynes, 2014). A une échelle plus grande, la formation de macro-agrégats est facilitée par la présence du CAH, le développement de biofilms bactériens, d'hyphes mycorhiziens et le développement d'une rhizosphère autour des racines (Haynes & Beare, 1996). Cette structuration est aussi essentielle à la création de porosité et favorise ainsi

la circulation de l'air et de l'eau dans le sol. La matière organique permet aussi une retenue d'eau plus importante dans les sols. Plusieurs types de déchets organiques ont été testés dans les Technosols construits, tels que le compost de déchets verts, les boues de station d'épuration ou encore les boues de papeterie pour étudier l'effet de la matière organique sur les propriétés physiques, hydriques et chimiques des Technosols (Séré *et al.*, 2010; Grosbellet *et al.*, 2011; Cannavo, Vidal-Beaudet, & Grosbellet, 2014; Rokia *et al.*, 2014; Deeb *et al.*, 2017; Cannavo *et al.*, 2018; Fourvel *et al.*, 2018; Vidal-Beaudet *et al.*, 2018; Yilmaz *et al.*, 2018).

Le compost de déchet vert est un déchet produit au sein des parcs urbains et proche des sites potentiels de production de sol. Les déchets verts sont les produits de tonte et d'élagage des arbres et arbustes. Dans les Technosols construits, il a été démontré que l'ajout de 40% (v/v) de compost de déchets verts à des horizons profonds excavés permettait une augmentation de la stabilité des macro-agrégats (Grosbellet *et al.*, 2011; Fourvel *et al.*, 2018), avec un rôle majeur des vers de terre et des végétaux (Deeb *et al.*, 2017). La présence de compost permet d'améliorer les caractéristiques hydro-structurales des Technosols en créant suffisamment de porosité pour la circulation de l'eau et son stockage (Cannavo *et al.*, 2014; Deeb *et al.*, 2016b; Yilmaz *et al.*, 2018). Les teneurs en phosphore (P_2O_5) et azote total sont également plus importantes en présence de compost de déchets verts (Rokia *et al.*, 2014; Cannavo *et al.*, 2018).

II.2. Rôles fonctionnels de la végétation et de la macrofaune du sol

L'aménagement végétal est l'un des objectifs principaux de la construction de sol en ville. Des études ont porté sur le développement végétal dans les Technosols, sur des arbres et des tapis herbacés, notamment pour les toits végétalisés (Grard, 2017; Yilmaz *et al.*, 2018; Cannavo *et al.*, 2018). Les études sont encore peu nombreuses au regard des mélanges possibles (Rokia *et al.*, 2014). Le travail présenté dans cette thèse a été consacré à l'étude de trois matériaux (le remblais, le béton concassé et le compost de déchets verts) dont nous souhaiterions tester la

fonctionnalité pour la plantation d'arbres et de prairies. Nous nous attendons à une meilleure croissance en présence de matériaux structurant tel que le béton pour la croissance des arbres (Bartens, Wiseman, & Smiley, 2010; Grabosky & Bassuk, 2016; Yilmaz *et al.*, 2018). En milieu prairial, la fertilité des sols a un impact important sur la production de biomasse, par l'application d'un amendement (Ryals *et al.*, 2016) ou l'ajout d'azote minéral, en particulier pour les graminées (De Schrijver *et al.*, 2011). Nous nous attendons donc à voir une meilleure productivité primaire des prairies lorsque du compost de déchets verts est intégré aux mélanges.

Dans la construction des écosystèmes artificiels, les invertébrés du sol ont un rôle important tant sur l'indication de la qualité d'un milieu que sur les processus pédogénétiques et le fonctionnement de l'écosystème (Lavelle *et al.*, 2006). En effet, la recolonisation d'un milieu par les invertébrés du sol est un indicateur du fonctionnement du sol pour différentes intensités de pression anthropique (Ruiz *et al.*, 2011; Cluzeau *et al.*, 2012; Santorufo *et al.*, 2012). Selon ce gradient de pression, il a été observé récemment que les sols de villes pouvaient abriter une biodiversité de microarthropodes similaire à celle des forêts présentant de meilleurs indicateurs agronomiques (Joimel *et al.*, 2016, 2017). Au sein des invertébrés du sol, les vers de terre appartiennent au groupe de la macrofaune (organismes > 2 mm) considérés comme des organismes ingénieurs du sol permettant, par leurs activités, de modifier la structure physique et la composition chimique des sols et ainsi modifier les ressources disponibles pour les autres organismes (Jones, Lawton, & Shachak, 1994). Ils peuvent influencer la structure physique du sol en le compactant ou le décompactant, en fonction des espèces, par la formation de leurs galeries et turricules (Blanchart *et al.*, 1997). Les galeries forment des voies préférentielles de pénétration des racines dans le sol et de circulation de l'eau et de l'air (Blouin *et al.*, 2013). Les turricules de vers de terre représentent des « hot spots » de minéralisation, avec une activité des microorganismes plus importante que dans le reste du sol (Kuzyakov & Blagodatskaya, 2015). Ces turricules fournissent ainsi aux plantes des zones plus riches en nutriments (Agapit *et al.*,

2018). La matière organique et la matière minérale y sont plus intimement liées et participent aux processus pédogénétiques de formation des CAH et macro-agrégats. Les invertébrés du sol tels que les collemboles, les acariens (micro-invertébrés), les vers de terre, les cloportes et les carabes (macro-invertébrés) participent à la décomposition de la litière issue majoritairement des dépôts de la biomasse végétale. Cette décomposition de la matière organique par la faune du sol intervient donc au cycle des nutriments, et peut ainsi réguler indirectement la croissance et la composition des communautés végétales (Wardle, 2004a). La macrofaune du sol est constituée d'invertébrés de régime trophiques, de traits phénotypiques et comportementaux diversifiés. L'étude de leur colonisation dans les Technosols permet d'évaluer la qualité et le potentiel fonctionnel de l'écosystème. Des études de la colonisation des Technosols construits par la faune du sol, et plus particulièrement la macrofaune, ont permis de décrire une colonisation rapide qui dépend de la communauté présente dans l'environnement et des matériaux utilisés dans les mélanges de sols artificiels (Vergnes *et al.*, 2017; Burrow, 2018; Hedde *et al.*, 2018). Selon la nature des matériaux assemblés, nous nous attendons à une colonisation plus ou moins rapide du Technosol. La quantité de matière organique appliquée aux mélanges n'ayant pas encore fait l'objet d'études expérimentales à grande échelle, nous testerons l'impact de ce paramètre tout au long de ce travail de thèse. Nous nous attendons notamment à une abondance de la macrofaune corrélée positivement à la quantité de matière organique des mélanges : cette matière organique présente initialement, et l'impact positif de sa minéralisation sur la croissance des plantes et donc la production de litière, devrait constituer une base alimentaire plus importante pour les organismes décomposeurs (Haynes, 2014; Burrow, 2018).

Ces éléments nous amènent à considérer différentes questions de recherche et leurs hypothèses associées concernant l'impact des matériaux mélangés initialement pour la construction de Technosols :

Question 1 : Quel est l'impact des matériaux utilisés pour la construction de Technosols sur le développement végétal ?

- Hypothèse 1.1 : Le développement végétal sera plus important dans les mélanges contenant davantage de matière organique.
- Hypothèse 1.2 : La présence de béton concassé peut constituer un milieu de croissance pour les arbres.

Question 2 : Quel est l'impact des matériaux initiaux sur la colonisation de la macrofaune du sol ?

- Hypothèse 2.1 : La colonisation des Technosols par la macrofaune du sol peut être rapide et similaire en abondance et diversité aux communautés environnantes.
- Hypothèse 2.2 : La présence de MO dans les mélanges initiaux aura un impact positif sur cette colonisation.

III. Assemblage des communautés et fonctionnement de l'écosystème construit

L'assemblage des communautés dans un milieu est l'ensemble des règles qui déterminent la composition (espèces) et la diversité (abondances relatives) d'une communauté (Weiher, Clarke, & Keddy, 1998). La coexistence des espèces est influencée par les contraintes environnementales (propriétés abiotiques de l'habitat) et les interactions entre espèces (Keddy,

1992). A l'échelle de l'espèce, la réponse aux contraintes environnementales et aux interactions avec les autres espèces est appelée niche et peut être représentée comme un espace multidimensionnel qui régit sa valeur sélective (*fitness* an anglais) qui correspond à la survie et à la reproduction d'un individu (Hutchinson, 1991). L'assemblage des communautés est donc influencé par la niche de chaque espèce.

Un travail de base important en écologie est de décrire la coexistence des espèces d'un habitat en fonction de ses caractéristiques abiotiques (Keddy, 1990). Se baser sur les taxons ne permet toutefois pas de comparer des milieux géographiquement éloignés qui pourraient avoir les mêmes caractéristiques abiotiques mais un réservoir régional d'espèces différents. Cependant, ces espèces peuvent répondre de façon identique aux contraintes imposées par leur environnement abiotique et biotique. Ces caractéristiques appelés « traits fonctionnels » de réponse permettent de comparer des communautés de composition taxonomique différente (Keddy, 1992). Ainsi, l'étude de groupes fonctionnels basés sur les traits permet dans certains cas une meilleure compréhension de l'assemblage des communautés voire du fonctionnement de l'écosystème (traits effet) (Mcgill *et al.*, 2006). Cette approche pourrait se révéler pertinente pour prédire le fonctionnement des Technosols construits.

Le fonctionnement de l'écosystème est l'ensemble des processus biotiques et abiotiques qui décrivent les flux de matière et d'énergie au sein d'un écosystème. Les fonctions d'un écosystème peuvent être décrites par ses cycles biogéochimiques, la production de biomasse, la résistance aux perturbations (sècheresse, eutrophisation) ou la décomposition de la litière (Loreau, 2001; Jax, 2005). Dans le cadre de l'ingénierie écologique, l'auto-organisation du système construit est primordiale pour sa viabilité et l'approvisionnement en services écosystémiques attendus. Le fonctionnement de l'écosystème est notamment influencé par la

biodiversité (Hector, 1999; Tilman *et al.*, 2001) et la composition des communautés (Díaz & Cabido, 2001; Bannar-Martin *et al.*, 2018).

De ce fait, l'étude de l'assemblage des communautés sur les Technosols construits en fonction des matériaux mis en mélanges (qualitativement et quantitativement) est un enjeu lié à la construction même des Technosols. Dans la mesure où l'on manipule les matériaux parents composant initialement les Technosols construits, l'approche par les traits, en plus de l'identification des espèces, est nécessaire à la prédiction de l'assemblage des communautés. L'approche par les traits pourrait permettre de mesurer la niche disponible pour une plus large gamme d'espèces (Violle et al. 2009), et ainsi prédire plus précisément les profils fonctionnels des communautés (Keddy, 1992; Díaz, Cabido, & Casanoves, 1999).

III.1. Succession artificielle des Technosols construits

La succession est l'ensemble des changements de la diversité et de la composition des communautés qui ont lieu au cours du temps dans un milieu donné (Cowles, 1899; Chapin *et al.*, 1994; Haynes, 2014). Les changements de composition de la communauté sont la conséquence d'une évolution du milieu (Odum, 1969). Dans la littérature sont décrits deux types de successions. Dans la succession primaire, la formation du sol se fait au fur et à mesure de la colonisation des organismes vivants (Haynes, 2014). Ce qui rend la colonisation, la stabilisation de la communauté et de la productivité de l'écosystème relativement lente. Dans la première phase de la succession, les processus pédogénétiques principaux ayant lieu sont l'altération de la roche mère et l'accumulation de matière organique résultant de la colonisation par les plantes. L'accumulation de nutriments tels que l'azote et le phosphore (Crews *et al.*, 1995; Wardle, 2004b) qui en découle est à l'origine de la phase progressive de la succession pendant laquelle la diversité et la production de l'écosystème augmentent au cours du temps. Cette phase peut être plus rapide pour la faune (20-50 ans) que pour la flore (centaine – milliers

d'années) (Haynes, 2014) ; toutefois la faune ne s'installe en général qu'une fois la flore installée. Avec l'accumulation de la matière organique et le développement racinaire, on assiste à une différenciation des horizons du sol et à l'augmentation de son épaisseur (Emmer, 1995). Durant cette phase de colonisation, les espèces dites pionnières sont caractérisée par une grande capacité de dispersion (Tilman, 1994; Moretti, Obrist, & Duelli, 2004). L'énergie allouée dans la dispersion (production importante de graines, structures de dispersion par le vent pour les plantes) ou la mobilité (organes locomoteurs pour les animaux) rend ces organismes moins compétitifs pour l'acquisition des ressources (nutriments, lumière, eau) que les autres espèces. Au cours de la succession et l'augmentation de la compétition pour les ressources, ces espèces pionnières peuvent être remplacées (Tilman, 1994). Des espèces dites compétitives pour l'acquisition des ressources remplacent peu à peu les espèces colonisatrices. Pour la végétation, la compétition pour les ressources peut concerner l'acquisition des nutriments du sol, avec une allocation de l'énergie dans le développement d'un système racinaire dense ou la mise en place de symbioses avec des bactéries fixatrices d'azote ou de mycorhizes (Reynolds *et al.*, 2003). Avec la fermeture du couvert végétal, la compétition peut concerner l'accès à la lumière, avec un développement plus important des parties aériennes pour l'optimisation de la photosynthèse (Tilman, 1994). Ceci explique notamment l'augmentation de la production primaire dans cette première phase de succession. Pour la faune, il s'agit aussi et surtout dans les premières années de colonisation en fonction de la disponibilité des ressources avec la fermeture du couvert végétal (Kaufmann, 2001; Haynes, 2014; Auclerc *et al.*, 2019). Après l'apparition successive des espèces colonisatrices comme les araignées, les coléoptères et les opilions, sont observées une installation et une diversification des herbivores et détritivores (Kaufmann, 2001). Ces successions primaires peuvent notamment être étudiées sur des chronoséquences, par exemple sur des moraines après retrait des glaciers, des coulées de lave et des dunes de sable (Cowles, 1899; Crews *et al.*, 1995; Doblas-Miranda *et al.*, 2008).

La succession secondaire décrit généralement une dynamique plus rapide, ponctuée par une perturbation comme une déprise agricole (Maharning, Mills, & Adl, 2009) ou un feu de forêt (Shafi & Yarranton, 1973). La première phase de colonisation est rapide, allant d'une dizaine à des centaine d'années (Shafi & Yarranton, 1973). De plus, le sol conserve son histoire pédogénétique et peut contenir une banque de graines issue des communautés végétales précédentes.

Dans les Technosols construits, la qualité et la quantité de matière organique peut potentiellement influencer le type de succession. Sans apport de matière organique dans les mélanges initiaux, la succession « artificielle » peut s'apparenter à une succession primaire où l'assemblage des communautés est influencé par l'incorporation de la matière organique et la disponibilité des nutriments uniquement issu du développement végétal. L'assemblage des espèces végétales peut être tout d'abord influencé par la compétition des ressources du sol. S'il y a un apport initial de matière organique dans les mélanges, la succession peut s'apparenter à une succession secondaire, qui s'explique par la présence d'une quantité importante de ressources potentielles. La colonisation et la succession des espèces de macrofaune ont été observées dans les Technosols construits et témoignent de la même dynamique de colonisation que dans les successions naturelles (Burrow, 2018; Hedde *et al.*, 2018). Un changement de traits de la communauté a été observé pendant le suivi d'une succession de quatre ans, tel que l'augmentation de la taille des espèces d'araignées, qui témoigne d'un remplacement d'espèces colonisatrices par des espèces plus compétitrices (Hedde *et al.*, 2018). On pourrait donc s'attendre à une progression plus rapide de la succession de la macrofaune dans les Technosols avec un apport initial de matière organique, que dans les mélanges sans, qui serait à la fois corrélé à la disponibilité des ressources du sol et la composition floristique (Hedde *et al.*, 2018; Auclerc *et al.*, 2019). Si l'évolution des mélanges composant les Technosols peut être rapide (Séré *et al.*, 2010) et influencer les successions végétales et de macrofaune, ces communautés

ont réciproquement un impact sur les processus pédogénétiques (Deeb *et al.*, 2017) et donc sur l'évolution des mélanges. Cet effet « organisme ingénieur » (Jones *et al.*, 1994) ou « construction de niche » (Odling-Smee, Laland, & Feldman, 1996) est une dimension à prendre en compte dans la mise en place de Technosols construits (Fig. 2).

Ces considérations nous permettent d'identifier de nouvelles questions de recherche :

Question 3 : Quel est l'impact des mélanges initiaux sur le stade de succession artificielle des communautés végétales ?

- Hypothèse 3.1 : L'ajout de matière organique augmente la vitesse de succession.
- Hypothèse 3.2 : L'ajout de matière organique détermine les profils de traits fonctionnels, du fait d'une compétition différente pour les ressources nutritives et la lumière

Question 4 : Quel est l'impact des mélanges initiaux sur le stade de succession artificielle de la macrofaune du sol ?

- Hypothèse 4 : la succession est plus rapide avec un ajout de matière organique dans les mélanges initiaux.

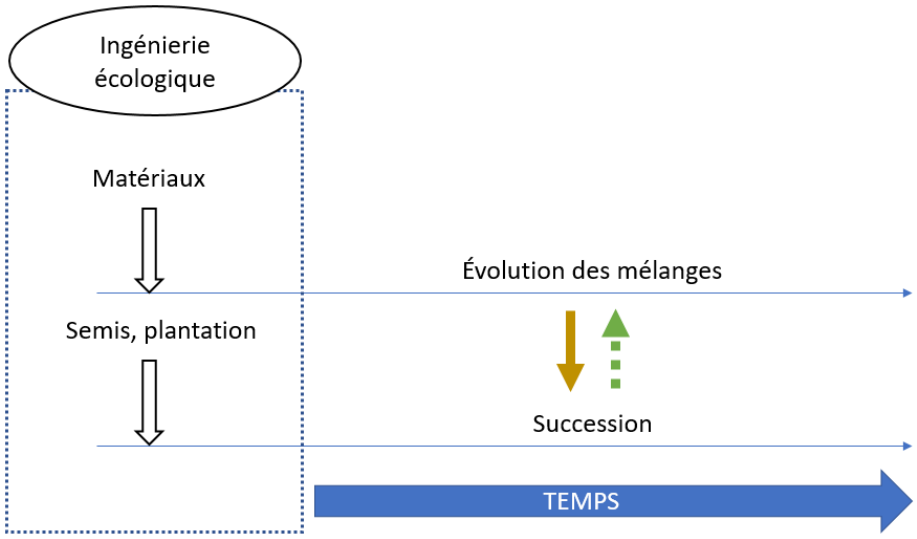


Figure 2 : Intégration de la dimension temporelle dans la création d'écosystème à partir des Technosols construits

III.2. Biodiversité des Technosols construits

Depuis une trentaine d'année, la recherche en écologie s'intéresse aux conséquences d'une perte de la biodiversité sur le fonctionnement de l'écosystème et les services écosystémiques (Schwartz *et al.,* 2000). L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire commandée par le secrétaire général des Nations Unies Kofi Annan en 2000, a permis de faire le bilan des connaissances scientifiques sur le sujet et plus particulièrement, l'implication de la biodiversité dans la survie des êtres humains et leur bien-être (Watson *et al.,* 2005). Les études expérimentales ont permis de démontrer l'effet positif de la biodiversité sur la production de l'écosystème (Hector, 1999; Lehman & Tilman, 2000), notamment grâce à la complémentarité interspécifique qui permet une optimisation de l'exploitation des ressources (Loreau & Hector, 2001), une meilleure utilisation des ressources limitantes (Tilman, Wedin, & Knops, 1996), une résilience assurée par les espèces mineures lorsque l'abondance des espèces dominantes baisse fortement suite à une perturbation extérieure (Walker, Kinzig, & Langridge, 1999) et une optimisation du cycle de nutriments qui permet le stockage des ressources et une meilleure disponibilité au cours du temps (Tilman, Isbell, & Cowles, 2014).

Dans le cadre de la construction de Technosols pour l'aménagement urbain, il est donc important d'évaluer la biodiversité taxonomique et fonctionnelle que peut contenir ces sols artificiels et les implications de cette biodiversité dans le fonctionnement de l'écosystème construit.

III. 2.1 Effet de la fertilité des sols artificiels sur les diversités taxonomiques et fonctionnelles

La biodiversité est la diversité des organismes au sein des écosystèmes et à différentes échelles : intraspécifique (variabilité génétique), entre les espèces (communautés) et entre les biomes. Tout d'abord appréhendée par la richesse spécifique, elle inclut aujourd'hui les abondances

relatives des espèces au sein des communautés (Mace, Norris, & Fitter, 2012), mesurées par les indices de diversité (diversité α : indice de Shannon, indice de Pielou, etc.) et entre les communautés (diversité β) (Pielou, 1966b; Anderson, Ellingsen, & McArdle, 2006). A partir du début des années 2000, la diversité fonctionnelle est mise en avant pour sa capacité à mieux décrire le lien entre diversité et fonctionnement (Petchey & Gaston, 2006). Cette diversité fonctionnelle permet de mieux considérer les activités des organismes, en se détachent de leur histoire évolutive (Petchey & Gaston, 2006).

Les indices de diversité fonctionnelle à partir de ces traits peuvent être calculés et nous renseigner au même titre que les indices taxonomiques sur la diversité fonctionnelle des communautés (p. ex. richesse fonctionnelle, équitabilité fonctionnelle) (Villéger, Mason, & Mouillot, 2008; Laliberté & Legendre, 2010; Mouchet *et al.*, 2010).

La complémentarité des espèces peut être mise en évidence par la présence d'espèces appartenant à des groupes fonctionnels différents (Hooper & Vitousek, 1997; Tilman *et al.*, 1997a). Les groupes fonctionnels sont un ensemble d'espèces qui présentent les mêmes réponses aux conditions environnementales et/ou les mêmes effets sur le fonctionnement de l'écosystème (Hooper *et al.*, 2005). Par exemple, la limitation en ressource azotée de l'expérimentation à Cedar Creek de Tilman *et al.*, (1997) a permis de mettre en évidence l'interaction positive entre les légumineuses (Fabaceae) et les herbacées en C4. Cependant, la catégorisation des organismes dans les groupes fonctionnels est limitée par la définition même de ces groupes et la quantification de la diversité fonctionnelle est subjectives au nombre de groupes considérés et établis (Hooper *et al.*, 2005; Wright *et al.*, 2006).

L'approche par les traits permet d'établir une typologie plus objective que les groupes fonctionnels (Mouchet *et al.*, 2010). En effet, les traits fonctionnels sont définis comme les caractéristiques morphologiques, physiologiques, phénologiques et comportementales d'un

individu directement mesurables au niveau individuel (Violle *et al.*, 2007; Carmona *et al.*, 2016). On distingue les traits réponses, qui caractérisent la réponse des organismes aux conditions environnementales, selon leur niche, et qui peuvent notamment expliquer leur assemblage dans un milieu ; des traits effets, quant à eux, sont impliqués dans le fonctionnement de l'écosystème (Violle *et al.*, 2007; Violle & Jiang, 2009; Mouchet *et al.*, 2010). Ces traits peuvent être mesurés directement sur les individus ou référencés dans des bases de données de traits (p.ex. (Fitter & Peat, 1994; Julve, 1998; Khun, Durka, & Klotz, 2004; Kleyer *et al.*, 2008). Nous faisons l'hypothèse que les valeurs de traits nous renseignent sur les communautés éventuelles qui peuvent coloniser les Technosols construits et que ces milieux restreignent la diversité fonctionnelle par comparaison à des milieux naturels auxquels les espèces sont plus adaptées.

Trois grands concepts nous permettent de prédire la biodiversité taxonomique et fonctionnelle d'un milieu : la filtration par la niche, la différenciation de niche et la limitation des similarités (Hooper *et al.*, 2005). La filtration par la niche est l'hypothèse selon laquelle seules certaines espèces ayant des traits permettant leur développement et leur maintien dans un milieu avec ses contraintes environnementales sont présentes dans la communauté. Ce filtre limiterait la diversité taxonomique et fonctionnelle observable dans une communauté donnée, par comparaison au pool régional potentiellement présent (Zobel, 1997). La différenciation de niche vient de l'hypothèse qu'il existe des compromis (*trade-off* en anglais) dans l'allocation d'énergie vers les différentes voies métaboliques, responsables du développement pour chaque espèce d'une stratégie écologique spécifique (Tilman, 2000). La limitation des similarités est le concept selon lequel les espèces exploitant la même ressource peuvent coexister si la compétition ne dépasse pas un certain niveau, au-delà duquel on observe ainsi une ségrégation de niche (McArthur & Levins, 1967). L'exclusion compétitive peut être évitée si les espèces d'une même communauté présentent différentes stratégies écologiques et donc différentes

valeurs de traits. Ces deux dernières théories expliqueraient le maintien d'une certaine diversité spécifique et fonctionnelle au sein de la communauté.

La nature des matériaux et la quantité de matière organique utilisée dans les Technosols construits peuvent être déterminantes pour les interactions entre espèces. Des études ont montré que selon un gradient de fertilité des sols, les diversités taxonomique et fonctionnelle ne variaient pas de la même façon. La disponibilité des ressources du sol tend à augmenter la production primaire, et fournir ainsi plus de ressources pour les communautés de macrofaune du sol (Kirchner, 1977; Gough *et al.*, 2000; De Schrijver *et al.*, 2011). Cependant, cette augmentation de production s'accompagne d'une diminution de la diversité taxonomique végétale. Cependant, un Technosol de fertilité moyenne héberge une richesse floristique plus forte qu'un sol de fertilité plus faible (Rebele, 1992). Dans les sols plus riches en nutriments, la compétition pour la lumière est plus forte que la compétition pour les nutriments, et réduit davantage la richesse spécifique par exclusion compétitive (Tilman, 1994). Ces conditions de fertilité permettent l'installation d'espèces plus compétitives pour la lumière que pour les ressources du sol. Ces espèces présentent des stratégies écologiques qui permettent un investissement plus important dans les organes aériens photosynthétiques que dans leur système racinaire (Tilman, 1994). Dans les sols pauvres, la compétition pour les nutriments du sol favorise les espèces investissant davantage dans leur système racinaire (Tilman, 1994). L'hétérogénéité du sol accroît la séparation de niche (Rebele, 1992). Ceci peut avoir comme conséquence une augmentation de la diversité fonctionnelle dans des sols pauvres ou à fertilité intermédiaire, tandis qu'elle serait réduite dans les sols riches. Concernant la faune du sol, il a été observé une augmentation de la biomasse et de la diversité taxonomique des arthropodes avec une augmentation de la fertilité du sol (Kirchner, 1977; Doblas-Miranda *et al.*, 2008), mais qui peut s'accompagner d'une réduction de la diversité fonctionnelle (p. ex. Nematodes, De Deyn, Raaijmakers, & Van Der Putten, 2004).

La diversité de plantes et de faune pourrait donc varier en fonction de la quantité de matière organique ajoutée dans les mélanges initiaux de Technosol, ce qui nous amène à considérer la question et l'hypothèse suivantes :

Question 5 : Quels sont les effets de l'augmentation de la fertilité des Technosols par l'ajout de compost sur la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés ?

- Hypothèse 5 : l'augmentation de la fertilité du sol permet de produire davantage de biomasse mais réduit la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés.

III.2.2. Effet de la fertilité des sols artificiels sur les interactions entre espèces

Les deux grandes expérimentations menées à la réserve de Cedar Creek (Minnesota, États-Unis) et dans le cadre du projet européen BIODEPTH ont permis de démontrer une plus grande production primaire en présence d'une plus grande diversité taxonomique et de groupes fonctionnels (Hector, 1999; Tilman *et al.*, 2001). Le fait que cette production primaire soit due à un effet de sélection d'une espèce particulièrement productive ou à une réelle complémentarité fonctionnelle entre espèces ont fait l'objet de nombreux débats (Grime, 1998; Aarssen, Laird, & Pither, 2003; Tilman *et al.*, 2014). L'effet de sélection est l'hypothèse selon laquelle les communautés les plus diversifiées ont plus de chance de contenir des espèces plus compétitives. Les espèces les plus compétitives ont un ensemble de traits qui leur permettent de se maintenir et de produire davantage de biomasse que les autres espèces dans le milieu considéré. Ainsi, leur présence augmente la production totale de biomasse de la communauté sans qu'il y ait d'effet attribuable aux interactions entre espèces (Tilman, 2000). En se basant sur la production de biomasse en monoculture, une décomposition statistique des performances en polycultures permet de différencier l'effet de sélection de l'effet de complémentarité (Loreau & Hector, 2001; Fox, 2005; Fargione *et al.*, 2007). Ainsi, pour des sols pauvres en nitrate au

début des suivis expérimentaux, un effet positif de la biodiversité sur la production de biomasse végétale est observé et attribuable à l'effet de complémentarité. D'autres études dans des sols artificiels ont permis de démontrer que la fertilité du sol avait un impact plus important sur la production que l'effet de la biodiversité (Fridley, 2002; Aarssen *et al.*, 2003), probablement dû à la disponibilité en ressources. Cette augmentation des ressources du sol tendrait à augmenter l'exclusion compétitive et ainsi les effets de sélection et de complémentarité négative, c'est-à-dire un chevauchement des niches (Loreau & Hector, 2001; Aarssen *et al.*, 2003). Selon certains modèles, un effet de complémentarité positif, tel que la facilitation ont plus de chance de survenir dans des conditions environnementales sévères, comme par exemple dans des milieux pauvres en nutriments (Brooker & Callaghan, 1998; Aarssen *et al.*, 2003).

Les Technosols construits sont une opportunité de faire varier l'apport initial de matière organique et donc la fertilité du sol afin d'étudier les mécanismes sous-jacents à l'effet de la biodiversité sur la production primaire.

Question 6 : Le gradient de compost dans les Technosols construits modifie-t-il la production de biomasse végétale et les interactions entre espèces ?

- Hypothèse 6.1 : l'augmentation des ressources du sol diminue les interactions de complémentarité et augmente la compétition entre les espèces végétales.
- Hypothèse 6.2 : l'optimum de productivité est atteint pour une fertilité du sol intermédiaire, qui constitue une situation qui minimise le chevauchement des niches et la compétition entre espèces.

IV. Structure de la thèse

Les Technosols construits sont une opportunité pour tester l'impact des conditions abiotiques (composition des mélanges de matériaux) sur l'assemblage des communautés et le fonctionnement de l'écosystème. Cette thèse est structurée en trois parties, qui s'intéressent à l'impact de la proportion des matériaux des Technosols sur (1) la survie et la croissance des végétaux (arbres d'alignement) (**chapitre 1**), (2) l'assemblage des communautés floristiques (prairies) et faunistiques (macrofaune) au début d'une succession écologique artificielle (**chapitre 2**), et (3) les liens entre productivité et diversité des plantes, dans une expérimentation en mésocosmes (**chapitre 3**) (Fig. 3).

Les différents chapitres de la thèse sont rédigés sous la forme d'articles scientifiques plus ou moins aboutis, qui abordent les questions suivantes :

Chapitre 1 : Effet des Technosols construits sur la survie et l'établissement des végétaux et de la macrofaune du sol. "Tree growth and macrofaunal colonisation of Technosols constructed from recycled urban wastes", soumis au journal Waste Management.

- Question 1 : Quel est l'impact des matériaux utilisés pour la construction de Technosols sur le développement végétal ?
- Question 2 : Quel est l'impact des matériaux initiaux sur la colonisation de la macrofaune du sol ?

Chapitre 2 : Colonisation et premiers stades de la succession des plantes et de la macrofaune du sol dans les Technosols construits. "Limited effect of compost on the colonisation and early succession on constructed Technosols by plants and soil macrofauna", en préparation pour la revue Journal of Applied Ecology.

- Question 3 : Quel est l'impact des mélanges initiaux sur le stade de succession artificielle des communautés végétales ?
- Question 4 : Quel est l'impact des mélanges initiaux sur le stade de succession artificielle de la macrofaune du sol ?
- Question 5 : Quels sont les effets de l'augmentation de la fertilité des Technosols par l'ajout de compost sur la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés ?

Chapitre 3 : Effet d'un gradient de compost et de la biodiversité sur la production de biomasse végétale sur les Technosols construits

- Question 6 : Le gradient de compost dans les Technosols construits modifie-t-il les interactions entre espèces et ainsi la production de biomasse végétale ?

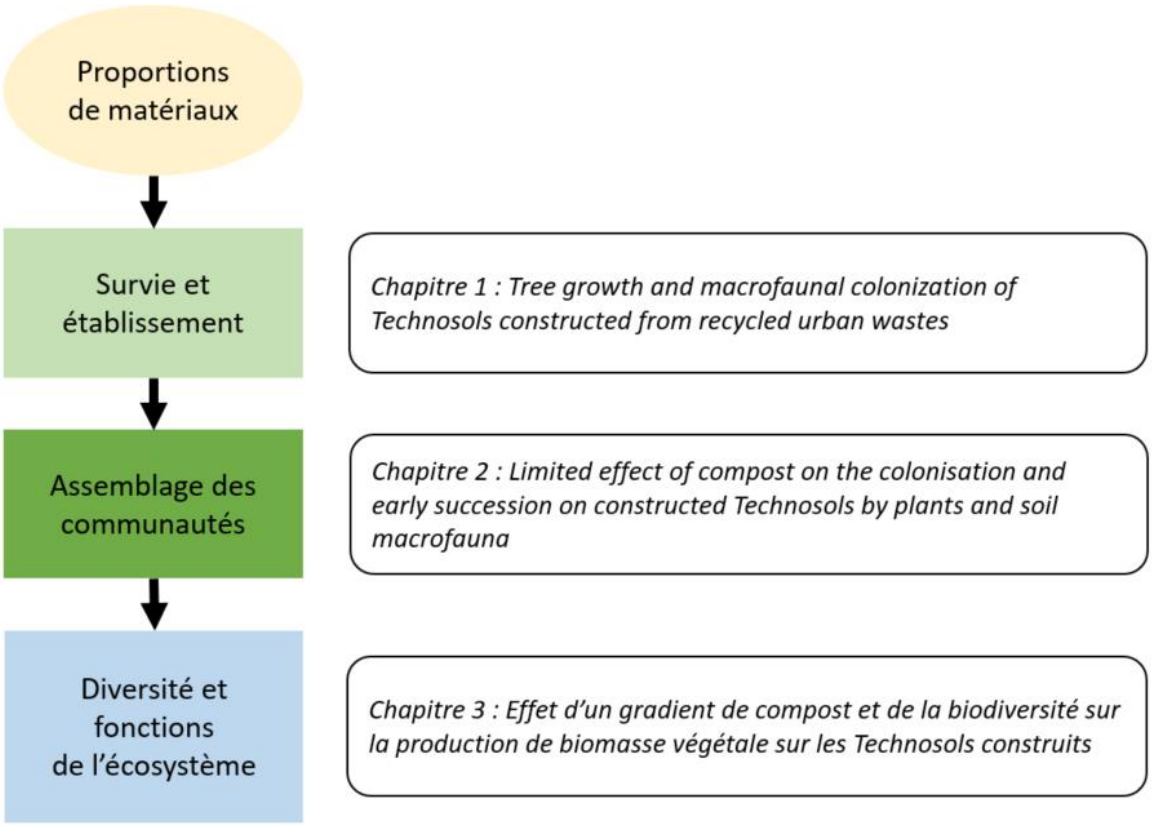


Figure 3 : Plan de la thèse

Chapitre 1 : Effet des Technosols construits sur la survie et l'établissement des végétaux et de la macrofaune du sol

Lors de la construction de l'écosystème, les mélanges ont été réalisés dans le but de constituer un substrat fertile pour la végétation et un habitat pour la macrofaune du sol qui joueront un rôle dans l'auto-organisation de l'écosystème construit. La caractérisation des matériaux a été réalisée juste après la mise en place des Technosols et après trois ans (cf Annexe 1). Dans ce chapitre, nous nous sommes plus particulièrement intéressés à l'usage des sols pour la plantation d'arbres en ville. Les trois matériaux utilisés sont le remblai, le béton concassé et le compost de déchet vert. La survie et la croissance de six espèces d'arbres utilisées en plantation urbaine (Merisier, Charme, Tilleul à petites feuilles, Erable champêtre, Erable plane et Erable sycomore) ont été suivies pendant quatre ans (Fig. I). La colonisation par la macrofaune du sol a été suivie pendant trois ans (Fig. I). Les résultats sont présentés dans l'article soumis à la revue Waste Management en juin 2018 et en révisions.

Figure I : Parcelle arbre prise en avril 2015 et d'un quadrat de prélèvement de la macrofaune
© Charlotte Pruvost

"Tree growth and macrofaunal colonization of Technosols constructed from recycled urban wastes"

Authors: Charlotte Pruvost[1, *], Jérôme Mathieu[1], Agnès Gigon[1], Anne Pando[1], Naoise Nunan[1], Thomas Lerch[1], Manuel Blouin[2]

1: Institute of Ecology and Environmental Sciences – Paris, Sorbonne Universités, UPMC, IRD, CNRS, INRA, UPEC, Univ Paris Diderot, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

2: Agroécologie, AgroSup Dijon, INRA, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

* Corresponding author at Institute of Ecology and Environmental Sciences – Paris, Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, IRD, CNRS, INRA, UPEC, Univ Paris Diderot, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France.

E-mail address: cha.pruvost.hqs@gmail.com

Key words: constructed Technosol, Excavated Deep Horizons of soil, Green Waste Compost, Crushed Concrete, tree survival, soil macroinvertebrates

Declaration of interest: This study was funded by the ECT Company through a PhD fellowship and the Seine-Saint-Denis Departmental Council ("Création de substrats fertiles" project, 2013-2016) in collaboration with ECT.

Statut de l'article : soumis au journal Waste Management (juin 2018). En révisions

Highlights

- The need for soil in cities calls for alternatives to the use of natural topsoil
- Technosols can be constructed from urban wastes
- Tree growth was improved by the interaction between crushed concrete and compost
- Survival and growth was identical to those observed in conventional substrata
- Macrofaunal diversity was similar to local pool after one year in the best mixture

Abstract

Urban waste recycling has been recognised as a potential alternative to importing natural soils for urban greening. However, construction and demolition wastes (CDW) are still poorly recycled because of insufficient techniques have been developed to transform them into reusable material. They represent a major waste in urban area and recycling them on site would dramatically reduce pollution and economic cost associated to their transport and landfilling in peri-urban areas.

In this paper, we present a field-scale experiment in which we tested the potential of excavated deep horizons of soil (EDH), a major CDW, as a suitable material for recycling CDW into fertile soil. We tested four compositions of substrate: EDH alone, EDH with green waste compost (GWC), EDH with crushed concrete from demolition sites (CC), and EDH with GWC and CC. We monitored over four years the overall fertility of the recycled substrate, by monitoring tree growth of six species, soil physical and chemical parameters, and natural colonization by soil macrofauna, a good bio-indicator of soil fertility.

Overall, EDH showed good results alone and in all combinations with other materials. The mix EDH + GWC led to the highest tree mortality, but this effect was counterbalanced by the

addition of CC. Indeed, the best tree survival and growth, and the quickest soil macrofauna colonization were obtained with a mix of 10% of GWC and 70% of CC. Among the six-tested species, *Acer campestre* and *Prunus avium* were the best adapted ones in all Technosols, with a 100 % survival rate. Our results show that Technosol construction for trees is a promising strategy for recycling CDW in urban areas.

Introduction

Global urbanization has resulted in an alarming production of construction and demolition wastes (CDW). CDW account for approximately 30% to 40% of all waste in OECD countries (Wilson *et al.*, 2015). They are wastes produced by construction and demolition of concrete structures, masonry, road-beds, asphalt pavements, rubble and excavated soil (EU List of Wastes 2000/532/EC). Recycling these wastes is a top priority. However, to date, only a limited number of countries have reached the minimum requirement of 70% indicated by the Waste Framework Directive 2008/98/EC. The most common recycling practice for CWD is the transformation into recycled aggregates (Wilson *et al.*, 2015). Most recycled aggregates are "downcycled", meaning they are used for purposes that deliver less value than the original usage of the material, i.e. road base and filling material (Di Maria *et al.*, 2018). CWD are produced in such large amounts that the market for recycled aggregates has reached saturation in several countries. The problem is particularly acute for excavated deep horizons of soils (EDH), which are produced in very large amounts and for which there are low recycling solutions at present (Magnusson *et al.*, 2015). For instance, EDH can account for almost 45% in UK to 80% in France of total CDW (Bio Intelligence Service, 2011). For the region of Paris, that represents 10 million of cubic meters per year of EDH, which are mostly landfilled (ECT, personal communication).

In order to improve the management of the EDH life cycles, it is necessary to find alternative avenues for dealing with these waste products, particularly ones that can furnish added values. The growing societal demand for urban greening may offer us a very promising opportunity for recycling EDH. Urban greening is the reintroduction of vegetation, such as trees and turf grass, into cities, both at ground level and on rooftops. It requires vast amounts of soil substrate as a growth medium for plants. At present, the soil substrate used in green urban projects is taken from natural soils in adjacent rural areas (Damas & Coulon, 2016; EEA, 2016). Undoubtedly, this solution is not sustainable in the long term because natural soils are not a renewable resource at human time scales and shortages are likely to occur rather rapidly. For instance, in France about three million cubic meters of natural and manufactured topsoil are used annually for public landscaping surfaces (Muratet, 2014; Damas & Coulon, 2016). The ever-increasing distance between the rural sites where natural soil is taken and the urban areas where it is used and the reductions in the availability of natural soil sources close to cities constitute an ever-increasing portion of the urban landscaping budgets (DEFRA, 2009; Muratet, 2014; Damas & Coulon, 2016). The increasing concern with waste recycling no can be viewed in legislation promoting on-site waste recycling and waste recovery (DEFRA, 2009). Furthermore, local planning authorities have shown willingness to adopt more sustainable practices (Damas & Coulon, 2016; EEA, 2016).

In order to improve the management of EDH and to meet the increasing demand for the greening of urban spaces, it may be possible to use EDH recycled locally as a growth medium for green spaces in urban areas. Not only this would allow the recycling of EDH in higher value products, but it would also limit the pressures exerted on natural soils in rural areas and minimize the financial and environmental costs associated with the export of EDH from cities. An active field of research is developing solutions for transforming EDH into constructed Technosols, which are artificial soils that can be used for green solutions (Rokia *et al.*, 2014;

Deeb *et al.*, 2017; Yilmaz *et al.*, 2018). Constructed Technosols are artificial soils that are typically made up of at least 20% material created or modified by human activities (industrial or artisanal), such as garbage, industrial waste, glass, pottery or bricks (IUSS Working Group WRB, 2015).

In order to improve the growth and survival of trees in urban settings, they are often grown on Technosols that are mixes of either coarse stones or gravel and natural soil (Kristoffersen, 1998; Grabosky, Haffner, & Bassuk, 2009; Bartens *et al.*, 2009). Stones and gravel (10-120 mm) are added to provide the skeleton required for load-bearing capacity while allowing root growth in interstices. Crushed concrete (CC), a major downcycled CWD, presents similar physical properties to those of stones and gravel, but is generally not used in Technosols for tree stands. A previous study has suggested that CC is suitable for lawns because it induces significant water infiltration (Yilmaz *et al.*, 2018). In order to assess the value of EDH and CC for the construction Technosols, it is necessary to establish field experiments in which the behaviour of the constructed Technosols in natural conditions can be monitored. In particular, we need to determine whether EDH can be used alone or whether the use of other materials, such as CC for improving the physical structure and/or organic matter for chemical fertility, is necessary. Organic matter is believed to improve both physical (water retention, porosity, etc…) and chemical properties of Technosols (Rokia *et al.*, 2014; Deeb *et al.*, 2016b). It is usually incorporated into Technosols as sewage sludge or composted green wastes (Damas & Coulon, 2016; Yilmaz *et al.*, 2018). However, the mixing procedure is costly for large scale applications and its utility needs to be carefully evaluated.

Here, we present a field-scale experiment that was established to assess the potential benefits of using EDH as a recycled material for fertile Technosols under natural conditions. We tested different compositions of Technosols, and specifically assessed, in a complete factorial design

with replicates, the effect of organic matter, supplied as green waste compost (GWC), and crushed concrete (CC) on the fertility of the Technosols. The fertility of the Technosols was measured as the growth (height and trunk circumference) and survival of six different species of trees during a period of four years after planting. In addition, we monitored the natural colonization of the different Technosols by macrofauna, which are good indicators of soil quality and fertility (Ruiz *et al.*, 2011; Cluzeau *et al.*, 2012).

1. Materials and Methods

1.1 Experimental site

The experimental site (Fig. 1a) is located in the North of Île-de-France (Villeneuve-sous-Dammartin, 49°02'94.99''N; 2°63'55.14''E) and belongs to a private company specialized in inert CDW storage (Environnement Conseils & Travaux, ECT). Millions of tons of EDH are available on this site, which is used as a discharge for CWD from the Ile-de-France region. It is surrounded by woods and fields, but relatively close to the national airport, Roissy Charles de Gaulle (Roissy-en-France). The experimental plots were set up in an old EDH storage site that had been partially restored by covering construction wastes with topsoil and planted with trees (acacias, pears and apple trees) and turf grass 15 years ago (Fig. 1b). In May 2013, the experiment was initiated by removing the soil in 12 plots (12x7m each) to a depth of 1.20m and filling the holes with the different mixes of experimental Technosols (total volume: 1210m^3; Fig. 1c and 1d).

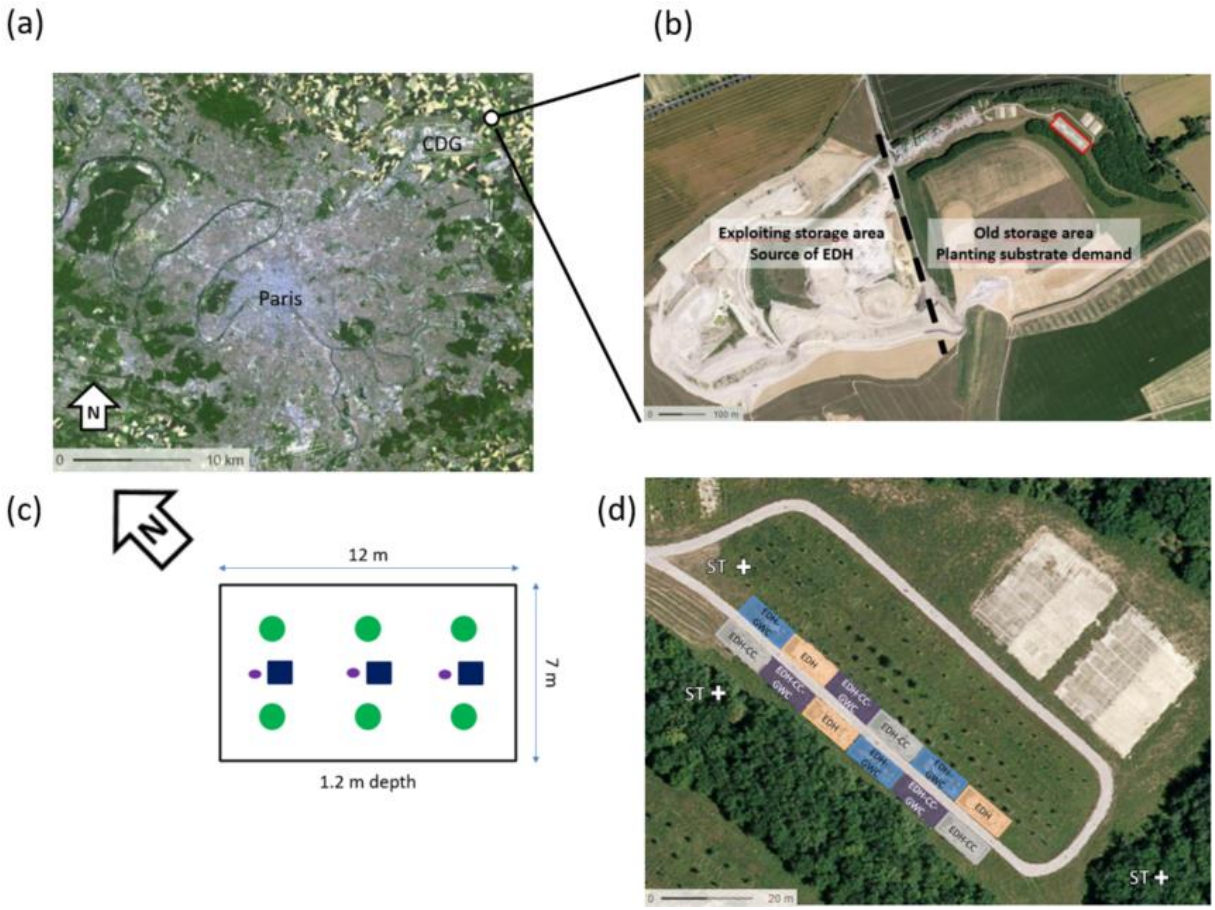


Figure 1 : (a) Map of the Paris region, location of the Charles de Gaulle airport (CDG) and the experimental site (the white circle); (b) The actual storage site of inert construction wastes and ancient site with topsoil converted to experimental plots (the rectangle); (c) Dimensions of plots and locations of trees (the large circles), samples of macrofauna (the squares), physical and chemical samples of constructed Technosols (the little circles); (d) Positioning of plots with the different constructed Technosols and the three reference samples of surrounding soil for assessing macrofauna local community (ST).

1.2 Composition of Technosols

Technosols were constructed by mixing different amounts three different materials (Fig. 2): excavated deep horizons of soil (EDH), crushed concrete (CC), and green waste compost (GWC). CC and EDH were obtained from different places in Ile-de-France. The samples were collected from different points in the discharge banks in order to form a sample representative of wastes present in the region. The crushed concrete was made of slabs and building foundation pillars that were crushed (40-80 mm) and sieved after the removal of iron pieces. EDH are

excavated for the construction of urban infrastructures and buildings. They are primarily made up of soil from the C horizon (approximately 95%), the remainder being all types of materials from deconstruction sites (crushed tile, tiles, brisk…) that were not correctly sorted. They contain very low amount of organic matter and their composition depends on the geological parent material (DEFRA, 2009). In the Île-de-France region, EDH are mainly composed of carbonated rock from alluvial sediments deposited during Eocene and characteristic of the Parisian Basin. EDH in this experiment was composed of 590 $g.kg^{-1}$ particles 50 µm – 2 mm in size, 300$g.kg^{-1}$ 2 µm – 50µm, and 110 $g.kg^{-1}$ particles of <2 µm (method NFX 31-107) (Deeb et al., 2016a, 2016b, 2017). After carbonate removal (431 $g.kg^{-1}$ carbonates in material), EDH was constituted of 880 $g.kg^{-1}$ sand, 100 $g.kg^{-1}$ silt and 20 $g.kg^{-1}$ clay of total dry mass (Deeb et al., 2016a, 2016b, 2017). The pH was relatively high, 8.3 ± 0.1 (1:5 soil: water suspension, NF ISO 10390), the organic carbon content was 3.8 ± 0.1 $g.kg^{-1}$, the total nitrogen was 0.3 ± 0.1 $g.kg^{-1}$ and the bulk density was 1.3 ± 0.1 $g.cm^{-3}$ (Deeb *et al.*, 2016a, b, 2017). Green waste compost (GWC) was used here as the main source of organic matter in the Technosols. The compost was produced from turf grass mowing and trimmings from trees and shrubs. The GWC was provided by BIODEPE, a subsidiary of ECT (Ahuy, France), which is in charge of organic waste repurposing. The composting and the quality of materials respected the norm NFU 44-051. The pH of the GWC was 7.9 ± 0.1 (1:5 waste: water suspension, NF ISO 10 390), the organic carbon content was 210.4 ± 4.2 $g.kg^{-1}$, the total nitrogen was 14.7 ± 0.1 $g.kg^{-1}$ (C/N ratio of 14.3), and the bulk density was 0.6 ± 0.1 $g.cm^{-3}$ (Deeb *et al.*, 2016a, b, 2017).

Four types of constructed Technosols were tested and mixed using the materials described above: (1) EDH (100%); (2) EDH – CC (30%, 70%); (3) EDH – GWC (90%, 10%); (4) EDH – CC – GWC (20%, 70%, 10%). In total, 12 plots (3 randomised replicates by mixture) were set up in May 2013 (Fig. 1d).

Figure 2: (a) Excavated deep horizons of soil (EDH); (b) crushed concrete (CC, 40-80 mm); (c) green waste compost (GWC).

1.3 Urban trees

In December 2013, six different tree species were planted, one individual of each per plot (Fig. 1c). After planting, the holes around the trees were filled with the same materials used in the plot, except for the plots with CC mixtures, where only EDH was used, in order to avoid root damage. The six-tree species used were: field maple (*Acer campestre* L. 1753, Sapindaceae Juss. 1789), Norway maple (*Acer platanoides* L. 1753, Sapindaceae Juss. 1789), sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L. 1753, Sapindaceae Juss. 1789), European hornbeam (*Carpinus betulus* L. 1753, Betulaceae Gray 1822), wild cherry (*Prunus avium* (L.) L. 1755, Rosaceae Juss. 1789) and Small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill. 1768, Malavceae Juss. 1789). All trees were bought from the Pépinières-Chatelain nursery (Le Thillay, France), were about six to eight years old and had a trunk circumference ranging from 14 cm to 16 cm. The trees were planted bare root in order to measure the direct impact of constructed Technosols on the survival and growth of trees. The soil matric potential (-kPa) was monitored from April to September during the first two years of growth around all *Acer platanoides* and *Carpinus betulus* by the engineering consultancy Hydrasol. Three tensiometers (Watermark®) were placed at 0,2 m from root collar and 0.25 m of depth (P1); 1m from root collar and 0.25 m of depth (P2); and 1 m

from root collar and 0.75 m of depth (P3). Trees were irrigated by ECT five to 15 days after being advised to do so by Hydrasol. Data are presented in Fig. S1 in Supplementary Material.

1.4 Survival and growth surveys of trees

The survival and growth of trees were monitored each February for four years, before bud break and regrowth. Trees without any new leave or bud during the monitoring period for two successive years, were considered to be dead. The three measurements of growth: (1) height, (2) trunk circumference and (3) length of five marked axillary branches since the first monitoring in 2014, were measured directly with rods and tape. The trunk circumference was measured at 1.30 m above ground to allow comparison with the diameter at breast height (DBH) standard method.

1.5 Physico-chemical properties of Technosols

In order to characterize the mixtures at the beginning of the experiment, samples of topsoil (0-20 cm) were taken from the centre of each plot with an auger, before tree planting. Granulometry without decarbonation (coarse: 50 µm – 2 mm, medium: 2 µm – 50µm, and fine <2 µm, NFX 31-107), pH (1:5 soil: water suspension, NF ISO 10390), cation exchange capacity (CEC, Metson NFX 31-130), available phosphorous (P_2O_5, Olsen NF ISO 11263) and exchangeable potassium (K_2O, water extraction 1/5 and ICP AES dosage NF ISO 10390) were measured by a soil analysis laboratory, SADEF (Aspach-le-Bas, France). Furthermore, five trace metals potentially present in urban wastes (Cu, Pb, Ni, Zn and Cd) were measured, as were soil organic carbon (SOC, $g.kg^{-1}$, gas chromatography) and total nitrogen (NT, $g.kg^{-1}$, gas chromatography) at the analytical platform Alizée (IRD & Sorbonne Université, Bondy, France).

1.6 Macrofaunal sampling and identification

Soil invertebrates with a body length >2mm were sampled by a method adapted from the Tropical Soil Biodiversity and Fertility program (TSBF) (Anderson & Ingram, 1993). After the setting up of the plots in 2013, one sample at the centre of each plot was taken to control for the absence of macrofauna. The colonization potential of the constructed Technosols by macro-invertebrates was evaluated by analysing the abundance (individuals.m^{-2}) and taxonomic richness (number of taxa.$quadrat^{-1}$) for three years after the plots were established. Three quadrats were placed lengthways along the centre of the plots and were spaced by three meters (Fig. 1c). To avoid sampling in the same location, the quadrats were moved by 1m each year. In order to determine the local pool of macro-invertebrates susceptible to recolonize our plots, three surrounding locations, each replicated three times, were also sampled each year (ST: surrounding topsoil; Fig. 1d). The first sampling step consisted in applying Formalin (0.4% dilution) to the 25 cm x 25 cm quadrats. All the organisms that emerged from the soil during the 10 subsequent minutes were then collected. This was repeated twice at each sampling point. Finally, soil was excavated to a depth of 20 cm and hand-sorted to retrieve the rest of the macrofauna. The organisms were identified to the class (Diplopoda, Chilopoda), order (Araneae, Dermaptera, Hemiptera, Isopoda, Lepidoptera larva, Mecoptera larva and Opiliones) and family levels (Aphididae, Formicidae, Lumbricidae, and Coleoptera adults and larva, and Diptera larva). Shell and no-shell terrestrial gastropods were gathered as snails and slugs respectively.

1.7 Statistical analyses

The survival of trees was analysed using a generalized linear regression (binomial family) with the R packages lme4 (Bates *et al.*, 2015) and lmerTest (Kuznetsova, Brockhoff, & Christensen, 2017). The tested factors were the duration since plantation, the type of constructed Technosols and the tree species. To compare significance of factors, an analysis of deviance was performed using the chi-squared test. To study the growth of each tree, the height, the trunk circumference and the length of each axillary branch were considered as response variables in linear mixed models. The size of axillary branches was log-transformed to ensure a normal distribution of residuals. The fixed effects were the age after plantation and the type of constructed Technosols. For the growth study, the species effect could not be tested because there were insufficient numbers of replicates, due to the mortality of trees during the four-year experiment. The random effect was assigned to the slopes and intercepts of the individual species within plots. The best fitting models were chosen comparing Akaike Information Criterion (AIC) and Bayesian Information Criterion (BIC). Because of differences of height and trunk circumference and sizes of axillary branches at the beginning of the survey, the intercepts of the first year of the survey were not compared between treatments. The slopes of linear regressions were estimated by restricted maximum likelihood (REML) and compared between Technosols with analyses of variance. Differences in soil characteristics, abundance and taxonomic richness of macrofauna in Technosols were analysed by ANOVA and post-hoc Tukey test (package Agricolae (De Mendiburu, 2017). All statistical analyses were performed with R software version 3.4.3 (R Core Team, 2017) and RStudio version 3.4.1 (RStudio Team).

2. Results

2.1 Physical and chemical characteristics of constructed Technosols

At the beginning of experiment, the particle size distribution was similar among Technosols. The coarse and medium size classes, which accounted for the large majority of the particles, did not present any significant difference between treatments (682±12 $g.kg^{-1}$ and 200±11 $g.kg^{-1}$ on average, respectively). The amount of fine particles in EDH-CC (84±17 $g.kg^{-1}$) was significantly lower than in EDH (139±5 $g.kg^{-1}$). There were no other significant differences (107±12 $g.kg^{-1}$ in EDH-GWC and 95±4 $g.kg^{-1}$ in EDH-CC-GWC). The pH and CEC of different constructed Technosols were not significantly different and equal to 8.5 ± 0.1 and 55.8 ± 5.1 $cmol^{+}.kg^{-1}$ on average, respectively (Fig. 3a and 3b). The organic carbon content in EDH-CC-GWC Technosols was 29.17±3.47 $g.kg^{-1}$ (Fig. 3c); this was ten times more ($P < 0.001$) than in EDH and EDH-CC (2.48±0.32 $g.kg^{-1}$ and 2.61±0.33 $g.kg^{-1}$, respectively) and three times more ($P < 0.001$) than in mixtures EDH-GWC (10.32±1.13 $g.kg^{-1}$). The same pattern was observed for the total nitrogen content (Fig. 3d), with the highest value for EDH-CC-GWC (2.00±0.20 $g.kg^{-1}$), then EDH-GWC (0.74±0.07 $g.kg^{-1}$) followed by EDH and EDG-CC (respectively 0.21±0.004 $g.kg^{-1}$ and 0.19±0.02 $g.kg^{-1}$). The C/N ratios ranged from 11.80 (EDH) to 14.59 (EDH-CC-GWC) with no significant difference. The available phosphorous concentration (Fig. 3e) was significantly higher ($P < 0.01$) in EDH-CC-GWC (0.09±0.01 $g.kg^{-1}$) than in EDH and EDH-CC (0.03±0.01 $g.kg^{-1}$ on average), with an intermediate value for EDH-GWC (0.06±0.01 $g.kg^{-1}$). The exchangeable potassium concentrations (Fig. 3f) was eight times higher in EDH-CC-GWC (0.39±0.02 $g.kg^{-1}$) and three times higher in EDH-GWC (0.16±0.02 $g.kg^{-1}$; $P < 0.05$) than in EDH and EDH-CC (0.04±0.01 $g.kg^{-1}$ and 0.06±0.02 $g.kg^{-1}$ respectively). The total Cd concentrations were lower than the detection threshold of the measuring instrument (i.e. 6 $mg.kg^{-1}$). The total Pb concentrations were not significantly different between treatments and

equal to 36.4±0.41 mg.kg^{-1}, on average. These concentrations are lower than the maximal reference threshold (RT) in Ile-de-France (Mathieu et al., 2008) which is equal to 53.7 mg.kg^{-1}, and lower than the maximum authorised (MA) concentration in sewage sludge spreading on agricultural soil defined by the French decree (n°97-1133 1997-12-08) and the European Directive 86/278/EEC which is 100 mg.kg^{-1}. The total Ni concentrations were inferior to detection threshold of measuring instrument (12 mg.kg^{-1}) in all plots, except in the third plot of EDH-CC-GWC (25.8 mg.kg^{-1}) and lower than the RT (31.2 mg.kg^{-1}) and the MA (50 mg.kg^{-1}). The total Cu concentrations of all plot were lower than the RT (28.0 mg.kg^{-1}) except in the third plot of EDH-CC-GWC (82.35 mg.kg^{-1}), but lower than the MA (100 mg.kg^{-1}). The total Zn concentrations of all plot were lower than the RT (88.0 mg.kg^{-1}) except in the third plot of EDH-CC-GWC (117.4 mg.kg^{-1}), but lower than the MA (300 mg.kg^{-1}).

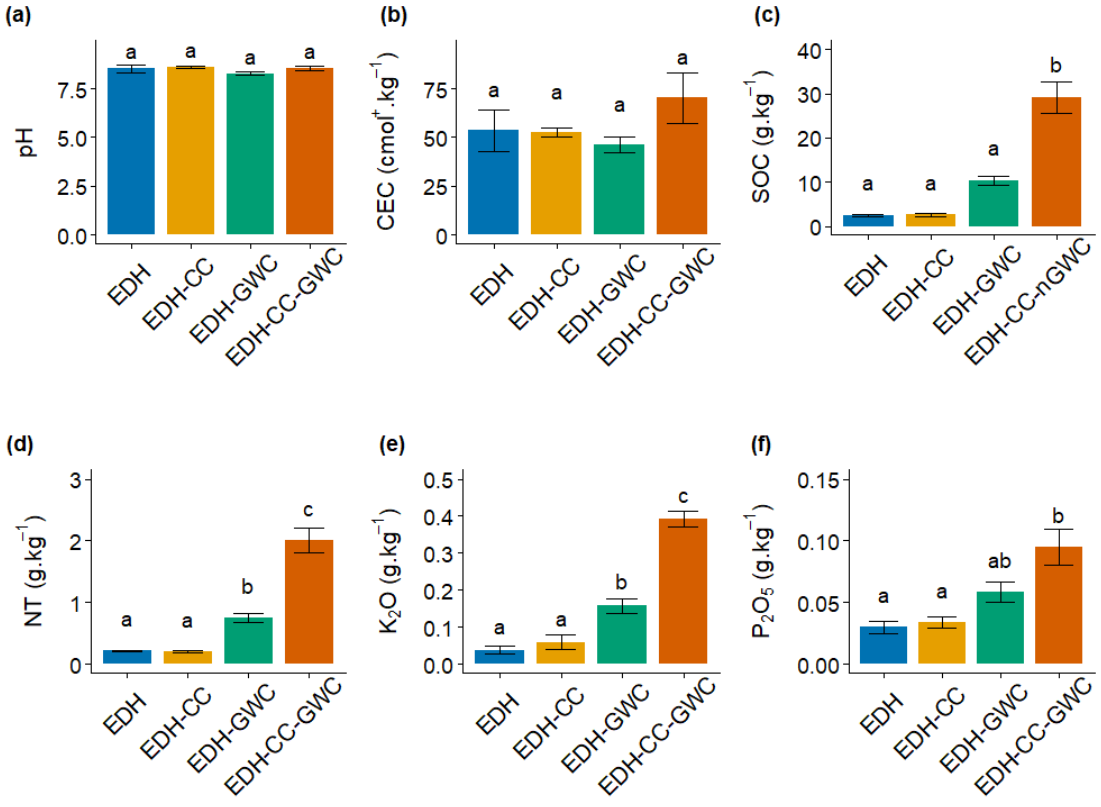


Figure 3: (a) pH water; (b) Cation Exchange Capacity (CEC, cmol^{+}.kg^{-1}); (c) Soil Organic Carbon (SOC, g.kg^{-1}); (d) Total nitrogen (NT, g.kg^{-1}); (f) Exchangeable potassium (K_2O; g.kg^{-1}) (e) Available phosphorous (P_2O_5; g.kg^{-1}). Results expressed on dry matter, as means ± standard errors (n = 3); letters (a, b, c) indicate significant differences between constructed Technosols (P < 0.05) at the beginning of experiment.

2.2 Survival and growth of trees in constructed Technosols

Tree death occurred mainly during the first year after planting (time effect, $P < 0.01$; Table 1). The EDH-GWC treatment showed a significantly greater number of deaths (8 out of 18; $P < 0.001$). In other constructed Technosols, one (EDH) or two deaths (EDH-CC and EDH-CC-GWC) were observed, with no significant difference among these treatments. The rate of survival of all species decreased as follows: EDH (94%) > EDH-CC (89%) = EDH-CC-GWC (89%) > EDH-GWC (56%). The survival of trees depended also on the species ($P < 0.001$), in the following order: *Acer campestre* (100%) = *Prunus avium* (100%) > *Acer platanoides* (83%) > *Acer pseudoplatanus* (75%) = *Tilia cordata* (75%) > *Carpinus betulus* (58%).

Table 1: Tree mortality in each mixture of materials. n = 18 per Technosol, n = 12 per species, and n= 3 per species and Technosol

Technosols	Number of death	Species	Year of death
EDH	1	*Carpinus betulus*	2015
EDH-CC	2	*Carpinus betulus*	2015
EDH-GWC	1	*Acer platanoides*	2015
	3	*Acer pseudoplatanus*	2015
	2	*Carpinus betulus*	2015
	2	*Tilia cordata*	2015, 2017
EDH-CC-GWC	1	*Acer platanoides*	2015
	1	*Tilia cordata*	2015

Two of the three variables describing the growth of trees (height and circumference of trunk) increased linearly (Fig. 4a and 4b), whereas the axillary branches displayed an exponential growth (Fig. 4c). The height growth rate was significantly faster in EDH-CC-GWC as compared with EDH, EDH-CC and EDH-GWC treatments ($P < 0.01$; Table 2). The increase of the trunk circumference was 32% higher in EDH-CC-GWC than in EDH and EDH-GWC ($P < 0.05$). Concerning the growth of axillary branches, the parameter A associated with time in the equation describing this growth (Table 2) was significantly higher for EDH-CC-GWC than EDH and EDH-GWC (respectively, 25% and 40% more, $P < 0.05$), but not significantly different from EDH-CC treatments.

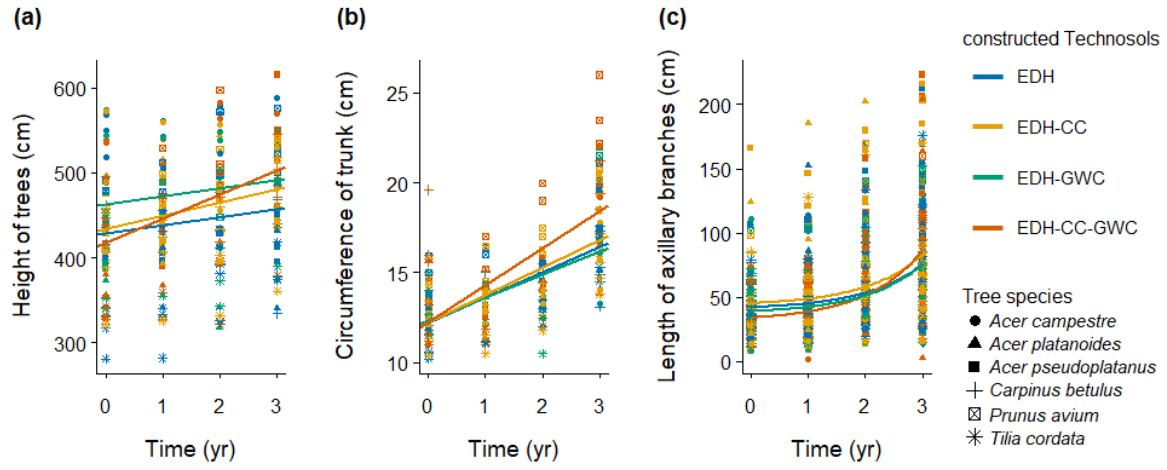


Figure 4: Regressions of (a) height (cm), (b) circumferences of trunk (cm) and (c) length of axillary branches (cm) of trees in function of time. Shapes represent tree species, and lines illustrate linear regression for each

Table 2: Comparison of parameters in the linear mixed-effect models describing the growth of trees in the different Technosols. Means ± standard errors; letters (a, b) indicate significant differences ($P < 0.05$); n = 3.

	Growth rate ($cm.yr^{-1}$)		Length growth of axillary branches $y = BA^t$	
Technosols	Height	Trunk circumference	A	B
EDH	9.52 ± 4.11 a	1.38± 0.21 a	1.24 ± 1.07 a	32.7 ± 1.16 a
EDH-GWC	9.57 ± 6.48 a	1.24 ± 0.34 a	1.21 ± 1.06 a	31.7 ± 1.16 a
EDH-CC	15.46 ± 5.88 a	1.47 ± 0.31 ab	1.29 ± 1.05 ab	33.3 ± 1.16 a
EDH-CC-GWC	28.34 ± 5.88 b	1.73 ± 0.31 b	1.39 ± 1.05 b	26.2 ± 1.16 a

2.3 Abundance and taxonomic richness of soil macrofauna

In 2013, we did not find any organisms in the constructed Technosols, directly after the establishment of the plots. Three years after the establishment of the plots, the macrofaunal abundance had increased in all Technosols (Fig. 5a) and did not differ significantly from the local surrounding abundance of macro-invertebrates (1205±113 $ind.m^{-2}$). The macrofaunal abundances of EDH, EDH-CC and EDH-GWC plots were not significantly different (887±154 $ind.m^{-2}$ on average). However, in EDH-CC-GWC treatment the density was two times higher than in EDH and EDH-CC Technosols with a value of 1618±113 $ind.m^{-2}$ ($P < 0.01$). After one year of experiment, the taxonomic richness was similar among EDH-CC-GWC (5.8±0.7

taxa.quadrat^{-1}) and surrounding soil (8.4±0.8 taxa.quadrat^{-1}) with no significant difference. The taxonomic richness of others Technosols were significantly lower than ST (EDH-GWC: 3.9±0.7 taxa.quadrat^{-1}; EDH-CC: 3.0±0.7 taxa.quadrat^{-1}; EDH: 1.6±0.3 taxa.quadrat^{-1}). In the second year of the experiment, no difference in taxonomic richness between ST (10.3±0.9 taxa.quadrat^{-1}), EDH-CC-GW (12.0±0.7 taxa.quadrat^{-1}), EDH-GWC (12.1±0.5 taxa.quadrat^{-1}) and EDH-CC (10.3±0.9 taxa.quadrat^{-1}) was observed. However, a lower value was found in EDH treatment (6.3±1.0 taxa.quadrat^{-1}). After three years, there were no longer any differences in taxa numbers between Technosols (10.3±0.2 taxa.quadrat^{-1}) and with the local pool (10.6 ±0.9 taxa.quadrat^{-1}) (Fig. 5b).

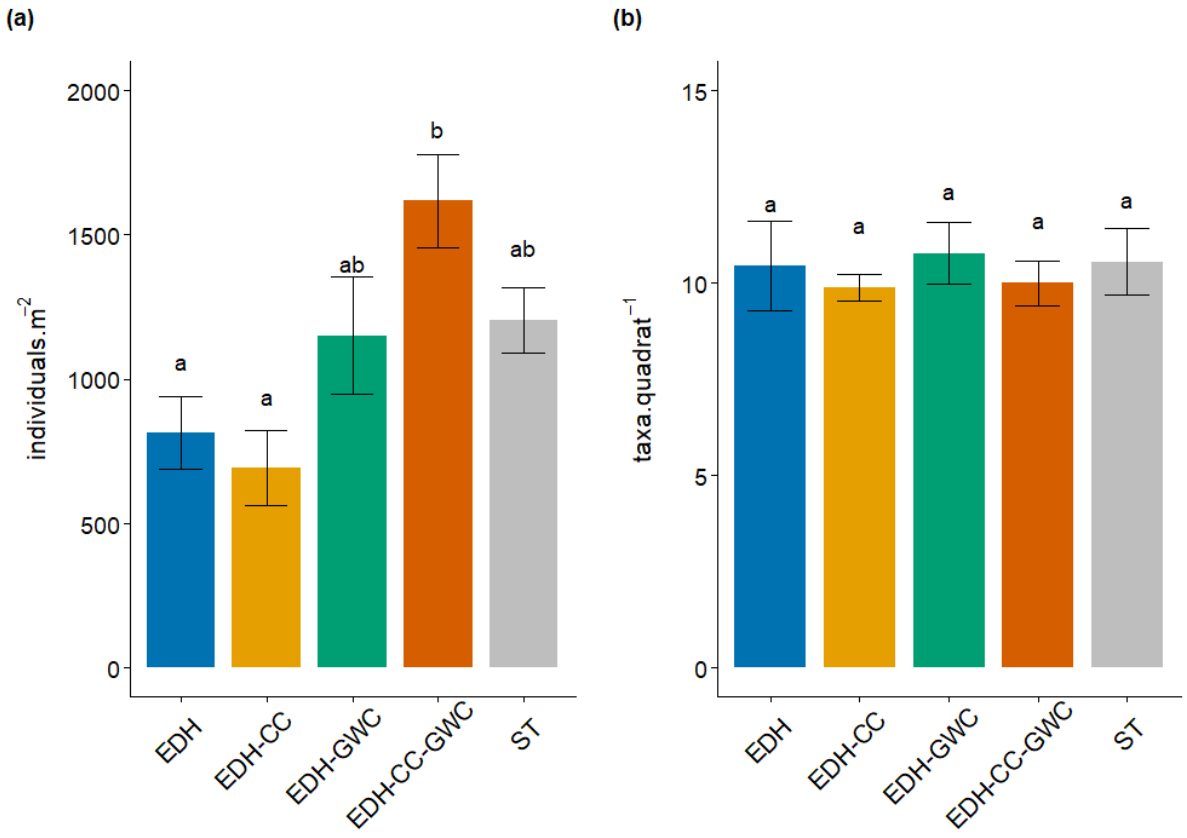


Figure 5: (a) Abundance (individuals.m^{-2}) of macrofauna by quadrat; (b) Taxonomic richness (taxa.quadrat^{-1}). Results expressed as means ± standard errors (n = 3); letters (a, b, c) indicate significant differences between constructed Technosols (P < 0.05) three years after the setting up.

3. Discussion

3.1 Physical and chemical properties of Technosols

The choice of specific materials such as Excavated Deep Horizons of soil for the particle size, Crushed Concrete for a physical structure resistant to heavy loads and Green Waste Compost to ensure chemical fertility was made according to their individual physico-chemical properties and what could be expected from their association. The addition of CC and GWC had a small effect on Technosols texture because of the measurement method which excludes particles with a diameter > 2mm. Since all parent materials had similar pH values, no differences among the four treatments were observed, as expected. The alkaline pH of these constructed Technosols was comparable to most urban soils (Lehmann & Stahr, 2007). The increase in the organic matter content of the Technosols amended with compost had no significant effect on CEC but improved the availability of plant nutrients such as phosphorous and potassium. Although EDH-GWC and EDH-CC-GWC Technosols had the same initial proportion of compost, the addition of CC (70% of the total) led to an increase in the concentration of the organic matter in the fraction of the soil volume exploitable by roots. In this soil volume the ratio of EDH: GWC in EDH-GWC was 9:1, while in the EDH-CC-GWC mixture it was 3:1. The higher organic matter concentration in also lead to higher available potassium (x 2.4) and available phosphorus (x 1.5). The presence of high total Ni, Cu and Zn values in a single sample in one EDH-CC-GWC plot may be due to the presence of a metallic artefact in the mixtures, revealing the importance of parent material selection for the construction of Technosols. The overall low trace element values however, suggest that the pollution risk associated with the use of this type of constructed Technosol for urban greening is low.

3.2 Constructed Technosols as alternative planting substrates for urban trees

The annual tree mortality rate of 6% found here was above the 1.6 to 5.1% mortality rate found in other tree planting studies in urban environments (Roman & Scatena, 2011; Roman, Battles, & McBride, 2014; Roman *et al.*, 2015). However, in these studies trees were mostly planted with root balls in soil strips rather than with bare roots in Technosols. According to the literature (Table 3), growth rates vary depending on tree species (McPherson, Nowak, & Rowntree, 1994; Solfjeld & Hansen, 2004; Sjöman, Nielsen, & Oprea, 2012; Loewe M., González O., & Balzarini, 2013; Moser *et al.*, 2015; Vaz Monteiro, Levanič, & Doick, 2017; Levinsson, Fransson, & Emilsson, 2017). The annual rate of height growth ranged from 17 $cm.yr^{-1}$ for *Acer spp.* (McPherson *et al.*, 1994) to 39±17 $cm.yr^{-1}$ for *Prunus avium* (Loewe M. *et al.*, 2013). The height growth rates in EDH (9.52±4.11 $cm.y^{-1}$) and EDH-GWC (9.57±6.48 $cm.y^{-1}$) were below the lower end of the range of values found in the literature. However, it was close to the range usually found for EDH-CC (15.46±5.88 $cm.y^{-1}$) and in the middle of this range for EDH-CC-GWC (28.34±5.88 $cm.y^{-1}$). The annual trunk circumference growth rates range from 0.88±0.25 $cm.yr^{-1}$ for *Acer campestre* (Sjöman *et al.*, 2012) to 2.89 $cm.yr^{-1}$ for *Acer spp.* (McPherson *et al.*, 1994). The Technosols did not appear to have negative effect on the trees tested as the growth values found here were within this range.

The survival and growth rates of trees did not increase as a function of either plant nutrient availability or of organic matter content. There was no impact of the crushed concrete addition, while the 10%-addition of compost surprisingly increased the mortality compared to other survival studies of urban trees (Layman *et al.*, 2016). There are three possible explanations for the negative effect of compost in EDH-GWC. First, increased mortality or reduced growth rate in the presence of compost has been attributed to phytotoxic and inhibiting compounds of germination and growth in unstable green waste compost (Sæbø & Ferrini, 2006). However,

this was not relevant here since any putative phytotoxins would have been more concentrated in EDH-CC-GWC than in EDH-GWC because the concentration of GWC in the volume exploitable by roots was higher in the EDH-CC-GWC treatment.

A second possible explanation is that the organic matter added to the GWC treatments stimulated microbial activity to such an extent that there was a reduction in oxygen levels in the soil, resulting in an asphyxiation of the plant roots (Drew & Lynch, 1980). The crushed concrete might have ensured a higher porosity and inhibited this phenomenon. However, anaerobic conditions occur under specific conditions such as compaction (Day, Bassuk, & van Es, 1995), waterlogging (Drew & Lynch, 1980), which did not occur in this experiment.

The third possible explanation for the negative effect of GWC in the absence of CC is related to water availability. Although compost is known to increase the water retention capacity of Technosols (Deeb *et al.*, 2016b; Yilmaz *et al.*, 2018), the preparation of the constructed Technosols may have resulted in a lowering of water infiltration. The mechanical mixing of the materials when setting up the experimental plots was carried out in wet weather. This could have led to particle sorting and favoured the deposition of finer particles at the soil surface, which favours soil crusting (Valentin & Bresson, 1992). The sealing of soil surface may have reduced water infiltration and resulted in a lower water contents in the EDH-GWC treatment relative to the other treatments (Fig. S1 in Supplementary Material). There was more water and probably less soil crusting in EDH because there was only one component and thus no need to mix. In EDH-CC-GWC, mixing could have led to the same crusting, but the roughness of soil surface due to the presence of concrete may have limited this effect. It would be necessary to carry out surface infiltration measurements to verify this hypothesis.

One of the main results of our study is the beneficial effect of adding both GWC and CC to EDH, whereas taken separately these two materials were responsible for a negative and a very

small positive effect, respectively. The higher survival rate in EDH-CC-GWC could be due to better hydric properties due to the interaction of CC and GWC: water infiltration due to a rough soil surface, diffusion of water and oxygen due to porosity and concentration of water and nutrients in the space between concrete blocks, which corresponded to only 30% of the total volume. As a consequence, tree height growth was three times faster in EDH-CC-GWC than in EDH. Despite containing ten-time more organic carbon, nitrogen and potassium, the height growth rate in EDH-CC-GWC was only three time faster than in EDH Technosols. Available phosphorus however, was only three times greater in EDH-CC-GWC than in EDH, suggesting that phosphorus might be growth limiting in these Technosols.

3.3 Colonisation of Technosols by soil macrofauna

The observing macrofauna diversity and abundance in constructed Technosols were similar to what can be observed in meadows less disturbed by anthropogenic activities (Cluzeau *et al.*, 2012). The number of taxonomic groups in the Technosols reached the same level as in the local community of surrounding soil after only one year in EDH-CC-GWC plots, after two years in EDH-CC and EDH-GWC plots and after three years in the EDH plots. These differences in taxonomic diversity between treatment suggests that dispersal is not the only mechanism involved, but habitat preference is also important, as demonstrated for springtails (Auclerc *et al.*, 2009) and two species of earthworms (Mathieu *et al.*, 2010). The data indicate a progressive attenuation of negative properties of EDH which occurred more rapidly in the presence of either CC or GWC or both. Once again, this could be due to the concentration of organic matter from GWC in 30% of the soil volume in the EDH-CC-GWC treatment, which could provide soil macrofauna with resource rich patches. Given the importance of soil invertebrates for many ecosystem services provided by soil, such as water retention, recycling of organic matter, primary production, pollution remediation (Lavelle *et al.*, 2006; Blouin *et*

al., 2013), this rapid colonisation of the Technosols by macrofaunal communities suggests that the potential for ecosystem service delivery by the Technosols may be increase quite rapidly.

Table 3: Annually growth rate of the height (cm.yr^{-1}), the trunk circumference (cm.yr^{-1}) and random axillary branches (cm.yr^{-1}) from various studies. Means ± standard errors. [a] Calculated from annual growth rate of DBH (multiplying by π). [b] Dividing by the age of the tree control. [c] Mean of annually shoot increments of tree controls for three years experiment. [d] Slope calculated from fitted curve

Species	References	Location	Environment	Mean annual growth rate (cm.yr^{-1})		
				Height	Trunk circumference[a]	Axillary branches
Acer campestre	Sjöman et al., 2012	Romania and Moldova	Forest with urban hydric stress	26 ± 0.08	0.88 ± 0.25	
Carpinus betulus	Sjöman et al., 2012	Romania and Moldova	Forest with urban hydric stress	29 ± 0.07	0.94 ± 0.22	
Acer platanoïdes	Solfjeld and Hansen, 2004	Norway	Field			37 ± 12.5[c]
Acer spp.	McPherson et al., 1994	Chicago, USA	Urban	15	2.54	
Acer pseudoplatanus	Vaz Monteiro et al., 2017	Great Britain	Urban	35 ± 0.04	2.89 ± 0.25	
Prunus avium	Levinsson et al., 2017	Sweden	Urban			18.37 ± 13.70
	Solfjeld and Hansen, 2004	Norway	Field			23 ± 13.2[c]
	Loewe M. et al., 2013	Chile	Urban	39 ± 17[d]	2.41 ± 0.85[d]	
Tilia cordata	Moser et al., 2015	Germany	Urban	20 ± 1[b]	2.26 ± 0.13[b]	
Tilia x europea (hybrid between Tilia cordata and Tilia platyphyllos)	Solfjeld and Hansen, 2004	Norway	Field			60.7 ± 6.8[c]

Conclusion and perspectives

This study showed that it is possible to grow trees in Technosols constructed from urban wastes. Excavated Deep Horizons of soils are a relatively good substratum for tree survival, but do not favour their growth. The best substratum was the mix between Excavated Deep Horizons, Crushed Concrete and Green Waste Compost, in which acceptable results were obtained for both survival (89%) and growth (Fig. 4, Table 2), likely due to the good soil surface roughness, porosity and distribution of resources.

Among the six-tree species tested in our experiment, *Carpinus betulus* seemed to be poorly adapted to the different Technosols whereas *Acer campestre* and *Prunus avium* were totally adapted (100% of survival), with intermediate survival rate for the other species (*Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus* and *Tilia cordata*). If this avenue for recycling urban waste is to be pursued, it would be necessary to choose the tree species carefully as their survival rates can differ quite dramatically. Indeed, it would be advisable to conduct pilot schemes under urban area conditions with higher trampling before launching large-scale programs, with a particular attention on different growth rates among selected tree species.

Even though our experiment lasted for only four years, it is essential to monitor the evolution of soil fertility and trees growth over the long term. More particularly, the consequences of the dissolution and fragmentation of concrete materials on the texture, chemical and biological properties of the Technosols are to be assessed.

The nature of our constructed Technosols did not prevent macrofaunal colonization and reproduction. It would be interesting to measure colonization of constructed Technosols in urban area where the pool of macrofaunal species and obstacles to dispersion are different. The

mixing of urban wastes can permit to respond to a demand of soil for landscaping urban areas and to avoid natural soil exploitation for urban activities.

Acknowledgements

This study was funded by the ECT Company through a Ph-D fellowship and the Seine-Saint-Denis Departmental Council (CD93, France) through “Création de substrats fertiles” project (2013-2016) with the collaboration of ECT Company. We also are grateful to Audrey Muratet (NatureParif), Gaelle Stotzenbach, Laura Albaric and Medhi Azdoud (CD93) for the coordination of the project; Alan Vergnes (UMR CEFE) for the characterisation of constructed Technosols during the first year; Abdelkader Bensaoud (Hydrasol) and Thomas Bur (Urbasense) for the tensiometric survey; the SADEF laboratory and Mercedes Mendez (Platform Alizée, IRD UMR LOCEAN) for soil physical and chemical parameter measurements; Maha Deeb, Ewan Couic, Corinne Agapit and Aurélien Prudot d’Avigny for their valuable assistance in collecting the data.

Supplementary material

The supplementary material contains graphics (Fig. S1) with soil water potential (-kPa) in function of Technosols monitored from April to September from 2014 to 2016.

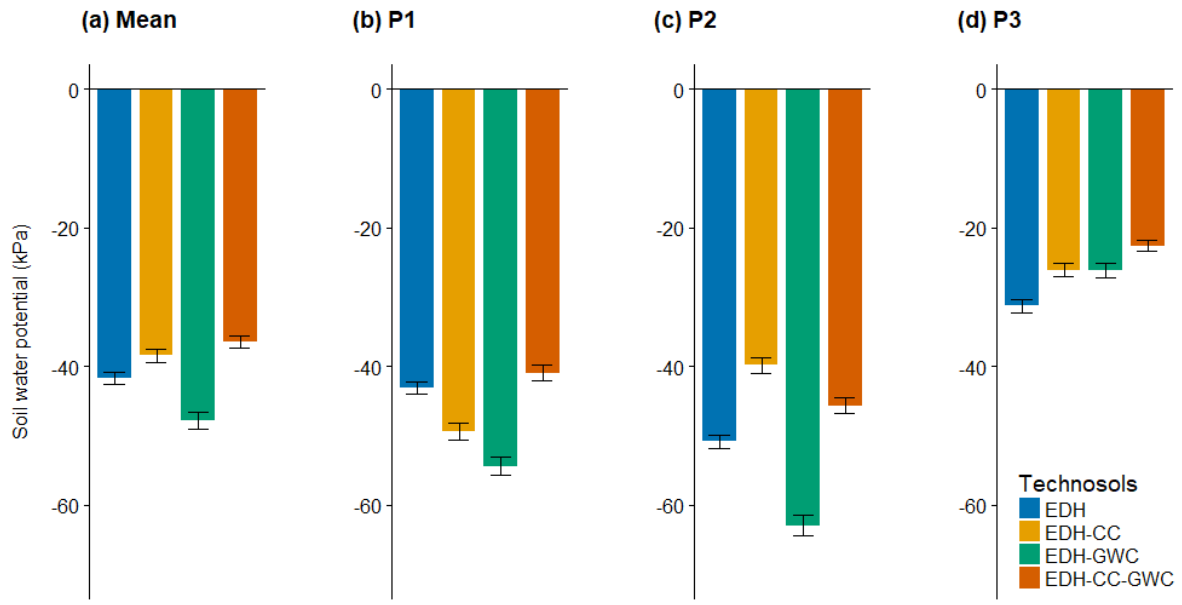


Figure S1 : Soil water potential (kPa) of the three probes (a), the probe P1 at 0,2 m from root collar and 0.25 m of depth (b), the probe P2 at 1 m from root collar and 0.25 m of depth (c) and the probe P3 at 1 m from root collar and 0.75 m of depth (d) from April to September from 2014 to 2016. Results expressed as means ± standard errors (n = 3 for EDH, EDH-CC-GWC for both species and EDH-CC for Carpinus betulus, n = 2 for EDH-GWC for both species and EDH-CC for Acer platanoides).

Chapitre 2 : Colonisation et premiers stades de la succession des plantes et de la macrofaune du sol dans les Technosols construits

Dans ce chapitre, nous avons étudié si l'ajout de compost de déchets verts dans les Technosols avait un effet sur l'assemblage des communautés de plantes et de macrofaune en partant d'un substrat vierge. L'assemblage a été étudié à travers la diversité et la composition des communautés de plantes prairiales et de macrofaune du sol au niveau taxonomique et fonctionnel avec une approche traits. Les communautés ont été étudiées dans des parcelles de 7x12 m^2 au cours des quatre premières années suivant la mise en place des Technosols sur un site expérimental de l'entreprise ECT (Fig. II). Les résultats sont présentés dans un article en préparation pour la revue Journal of Applied Ecology.

Figure II. Parcelles de prairies. Photo prise en 2015. © Conseil Départemental de Seine-Saint-Denis

“Limited effect of compost on the colonisation and early succession on constructed Technosols by plants and soil macrofauna”

Charlotte Pruvost[1, *] , Audrey Muratet[2], Florence Dubs, Jeanne Vallet[3], Agnès Gigon[1], Naoise Nunan[1], Thomas Lerch[1], Manuel Blouin[4], Jérôme Mathieu[1]

1: Sorbonne Université, IRD, CNRS, INRA, UPEC, Univ Paris Diderot, Institute of Ecology and Environmental Sciences – Paris, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

2: Regional Agency of Biodiversity in Île-de-France (ARB îdF), Biodiversity Department of IAU îdF, 15 rue Falguière 75015 Paris

3: National Botanical Conservatory of Parisian Basin (CBNBP), National Museum of Natural History, 15 bis rue Buffon, 75005 Paris

4: Agroécologie, AgroSup Dijon, INRA, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

* Corresponding author at Institute of Ecology and Environmental Sciences – Paris, Sorbonne Universités, UPMC Univ Paris 06, IRD, CNRS, INRA, UPEC, Univ Paris Diderot, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France.

E-mail address: cha.pruvost.hqs@gmail.com

Statut de l’article : en préparation pour Journal of Applied Ecology

Declaration of interest: This study was funded by the ECT Company through a PhD fellowship and the Seine-Saint-Denis Departmental Council ("Création de substrats fertiles" project, 2013-2016) in collaboration with ECT.

keywords: constructed Technosols, excavated subsoil, green waste compost, soil macrofauna, vegetation, functional diversity, community assembly, grassland

Abstract

1. Artificial soils based on construction and demolition waste material may offer a solution to the increasing demand for soil in urban areas. Ecological theory predicts that the presence of organic matter is essential for the rapid colonisation of these substrates by natural organisms. However, adding organic matter is very costly, which hampers the development of this kind of approach.

2. In this work we set up an experiment that aimed to understand the effect of compost on the colonisation of artificial soils by plants and soil macrofauna.

3. A field-scale experiment was conducted with constructed Technosols made up from excavated subsoil and green waste compost (GWC). Plant and soil macroinvertebrate colonisation were surveyed annually for four years.

4. The compost addition had a significant impact on plant community assembly but had no effect on macrofaunal assembly. The compost addition amplified the dominance of competitive plant species when moisture conditions were favourable.

5. A clear rapid succession of plant species and soil macrofaunal groups emerged. After four years, the establishment of typical grassland species was observed. This succession was not accompanied by the significant variations in trait values and functional diversity

of plants over time. While, the functional diversity of macrofauna increased with the increase of larvae and poor mobile organisms in Technosols. Overall, the succession pattern was much stronger than the effect of compost, indicating that compost had limited effect on ecosystem assembly. However, the effect of compost on plant community assembly tended to increase over the duration of the experiment.

6. These results suggest that the addition of compost may not be necessary for the success of natural colonisation and succession by plants and soil macrofauna on this particular type of Technosols, but that it leads to the assembly of different plant communities, with different functional properties.

1. Introduction

The increasing economic and environmental costs associated with the transport of natural soils from rural areas to cities, and the export of construction and demolition wastes in the opposite direction, demands that the ecological cycles of these materials be reconsidered. For instance, the transport of topsoil into cities stands at three million cubic meters a year in France (Damas & Coulon, 2016). As a consequence, policymakers now promote the recycling of urban construction and demolition wastes in short circuits for local planning and development (DEFRA, 2009; Muratet, 2014; Damas & Coulon, 2016).

The construction of artificial soils, also called constructed Technosols (IUSS Working Group WRB, 2015), from urban wastes is a promising avenue for reducing the transportation of soil and wastes between cities and rural areas (Damas & Coulon, 2016). These artificial soils must mimic natural soils and, ideally, should rapidly reach an autonomous state of functioning. This requires that these substrates be spontaneously colonized by indigenous organisms such as plants and soil macrofauna (Odum, 1969). A limited number of studies have shown that

artificial soils can indeed host plant and soil invertebrate communities (Séré *et al.*, 2008; Pey *et al.*, 2014; Burrow, 2018; Yilmaz *et al.*, 2018; Hedde *et al.*, 2018; Villenave *et al.*, 2018).

However, the conditions for the success of the establishment and succession of organisms on these artificial substrates remains poorly understood, particularly those related to the initial organic matter content. The importance of OM as a source of nutrients for plants, as a means for improving soil physical, and hydrological properties in constructed Technosols has frequently been stressed (Cannavo *et al.*, 2014; Rokia *et al.*, 2014; Deeb *et al.*, 2016b; Yilmaz *et al.*, 2018). If the benefits of OM in agricultural soils for food production are clear, it remains to be tested whether it is also true for community assembly in artificial soils. From an ecological point of view, starting with a pure mineral substrate, with no compost, is likely to trigger primary succession dynamics, in which plant-carnivore-herbivore interactions are gradually established (Haynes, 2014), with limited detritus pathways and a strong role of facilitation mechanisms (Chapin *et al.*, 1994). Initially colonisation would be expected to be dominated by pioneer species with a high dispersal ability. Whereas good competitors, with better resource-uptake ability are likely to be under-represented (Tilman, 1994). But with the accumulation of organic matter in soils and the sowing of species in landscaping, pioneer species may be quickly replaced by resource uptake competitors with higher root biomass, and symbioses with nitrogen-fixing bacteria or mycorrhizal fungi (Reynolds *et al.*, 2003).

In the case where compost is added, one would expect secondary succession to proceed, where colonizing plant species are excluded (Tilman, 1994). The presence of OM is likely to reduce the competition for soil resources and the necessity to invest in belowground biomass. Therefore, plant species that invest more in aboveground biomass and are more competitive for light may come to dominate (Tilman, 1994). Trait-based assembly leads to communities composed of species which allocate energy to leaves and stems to enhance the photosynthetic rate (Tilman, 1994). The replacement of colonizing plant species by competitive species leads

to an increase in plant biomass production (Tilman, 1994; Haynes, 2014), followed by an increase in macrofaunal abundance (Haynes, 2014).

The dispersal capacity has been identified as the principal trait for habitat colonization and the maintenance of macro-invertebrate diversity (Moretti *et al.*, 2004; Burrow, 2018). In the early stages of natural succession, macrofaunal pioneers, such as beetles (Coleoptera), spiders (Araneae) and harvestman (Opiliones) colonise the habitat (Kaufmann, 2001; Haynes, 2014). In primary succession, the first pioneers are exclusively predators, followed by herbivores and detritivores (Kaufmann, 2001). This process of colonisation by macrofauna depends on the vegetation and litter cover of the environment (Scheu & Schulz, 1996; Doblas-Miranda *et al.*, 2008). In secondary succession, where perturbations of the soil are less drastic, the pedogenic history of soils influences the speed of recolonization and the diversity of the recolonising communities (Auclerc *et al.*, 2019).

Similarly, the initial colonisation and succession of constructed Technosols by macrofauna has been found to be predominantly composed of predators (arachnids, beetles and Hymenoptera), followed by more diverse species of phytophagous and saprophagous organisms, such as woodlice and gastropods (Burrow, 2018). In a larger 4-year-field experiment by Hedde et al. (2018), the succession was less distinct, but an increase of detritivore abundance was observed.

The taxonomic diversity and composition of communities are known to play a significant role in ecosystem processes (Bannar-Martin *et al.*, 2018). However, the study of the functional diversity and composition of communities using a trait-based approach provides a more intimate understanding of ecosystem functioning (Tilman *et al.*, 1997a). Useful indices for assessing the functional diversity of communities have been developed (Villéger *et al.*, 2008; Laliberté & Legendre, 2010; Mouchet *et al.*, 2010; Mouillot *et al.*, 2013). Variations of these indices provide information about shifts in coexistence mechanisms between species in

communities along environmental gradients (Mason *et al.*, 2012). Some indices are highly correlated, and they are generally grouped into three descriptors of functional diversity: functional richness (FRic), functional evenness (FEve) and functional divergence (FDiv) (Mouchet *et al.*, 2010).

During succession, the increase of competition is likely to lead to a diversification of ecological strategies, thus increasing functional diversity, as observed during the diversification of plant strategies with soil fertility (Mason *et al.*, 2012). Concerning the functional diversity of macrofaunal communities, the complexification of the food web is likely to lead to an increase in functional diversity during the early years of succession (Hedde *et al.*, 2018; Villenave *et al.*, 2018). However, the application of fertilizers in agricultural grasslands modified the functional diversity of soil microarthropods and decreased the diversity of functional groups (Bardgett & Cook, 1998). Beyond this, little is known about the functional diversity of plant and macrofaunal communities in the early years of colonisation of constructed Technosols, in particular as a function of OM content. Here, we assess the assembly rules of plant and macrofaunal communities on constructed Technosols through functional diversity indices during the early succession stages and in function of OM addition.

The objectives of this study were to assess (1) the early colonization and assembly rules of plant and macrofaunal communities on constructed Technosols made from excavated deep horizons of soils (EDH, i.e. subsoil), and (2) the effect of compost addition on the ecosystem development in these Technosols. We monitored the composition of plants and soil macroinvertebrates in 6 plots (84m2 each) for 4 years and used a trait-based approach to describe the functional properties of the communities. We hypothesised that a distinct plant community trait assembly would occur in response to the addition of OM. The plant communities were expected to present a succession with a rapid recruitment of species with higher competitive abilities for soil nutrients (without OM addition) or for light (with OM

addition). The resource competition profiles of the plant communities were determined by analysing the abundance of species in the different groups in the Grime classification (Grime, 1974; Pierce *et al.*, 2017). The competition for light was determined using the trait values for maximal height, leaf area and mass. We expected an overall increase of functional diversity during succession. We also expected higher functional diversity values in Technosols with OM addition. For macrofaunal succession, we hypothesised that a rapid colonization and increase in functional diversity would occur, starting with the installation of predators, followed by herbivores and detritivores. It was expected that the process would be more rapid in Technosols with an initial OM addition.

2. Material and Methods

2.1 Experimental design

In order to test the effect of compost addition on plant and soil invertebrate community assembly, a field-scale experiment was conducted in the North of Île-de-France in a peri urban area (Villeneuve-sous-Dammartin, 49°02’94.99’’N; 2°63’55.14’’E) (Fig. 1a). The experimental plots were surrounded by field crops typical of the Paris region and a lawn with planted trees (acacias, pears and apple trees), which had been restored by covering construction wastes with topsoil 15 years ago (Fig. 1b). Two Technosols were set up: (1) the control, was a Technosol made exclusively of EDH, and (2) the treatment with Green Waste Compost (GWC), which was a Technosol made with 90% EDH and 10% Green Waste Compost (EDH-GWC). Three replicates per treatments were set up, each measuring 12x7m (Fig. 1c and 1d).

In May 2013, the first meter of the original topsoil was completely removed from each plot to a depth of 1m and replaced by either of the two types of Technosols (total volume of materials: 504m^3). In September 2013, spontaneous growth was removed by harrowing, and 15 native and

perennial grassland species were sown: five species of Poaceae: *Agrostis capillaris*, *Arrenatherum elatius*, *Dactylus glomerata*, *Festuca rubra*, *Poa pratensis*, and 10 species of forbs: *Achillea millefolium* (Asteraceae), *Daucus carota* (Apiaceae), *Galium album* (Rubiaceae), *Jacobaeae vulgaris* (Asteraceae), *Knautia arvensis* (Caprifoliaceae), *Leucanthenum vulgare* (Asteraceae), *Lotus corniculatus* (Fabaceae), *Plantago lanceolata* (Plantaginaceae), *Prunella vulgaris* (Lamiaceae) and *Tragopogon pratensis* (Asteraceae). The seeds were provided by the Ecosem company (Corroy-le-Grand, Belgium). Annual mowing and removal of biomass was conducted in September.

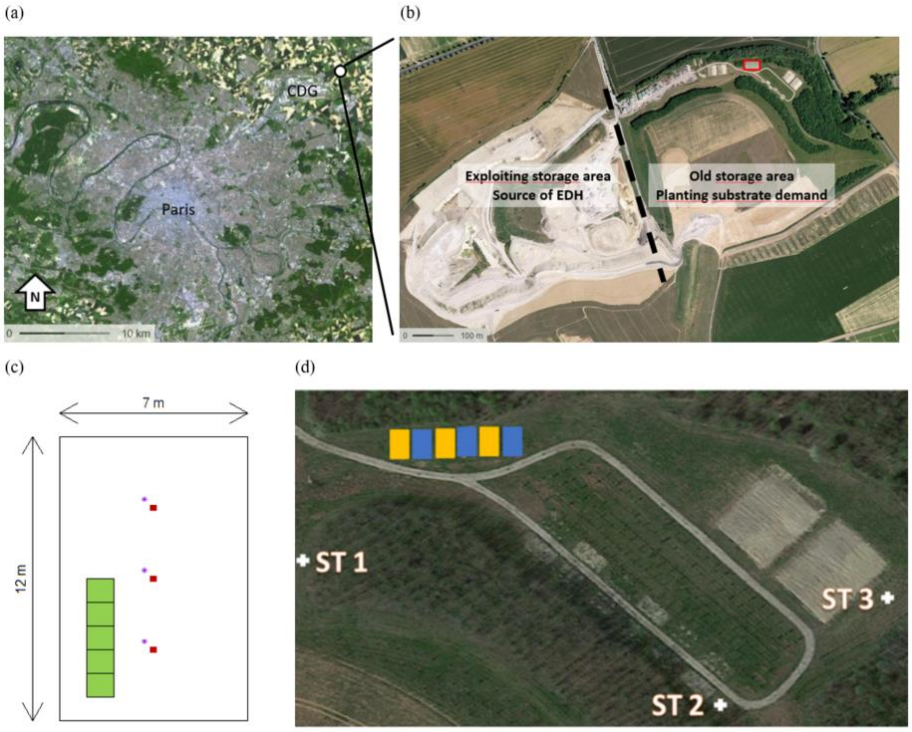


Figure 1 : Experimental design. (a) Location of the experimental site in the Paris region (white circle). CDG: the French National Airport Roissy Charles de Gaulle. (b) Location of the experimental plots in storage site (the red rectangle). (c) Plot dimensions and location of sampling (green square: botanical survey, red squares: macrofaunal sampling, purple asterisk: soil samples). (d) Location of EDH (blue rectangles), EDH-GWC plots (yellow rectangles) and ST samples.

2.2 Parent materials

The EDH material was primarily made up of subsoil from the C horizon (approximately 95%) and from random non-organic materials from deconstruction sites (crushed tile, tiles, brisk). The composition of EDH depends therefore on the geological parent material and contains very low amount of organic matter (DEFRA, 2009; Deeb *et al.*, 2016b). Here the EDH came from the ECT storage site nearby the experimental plots (Fig. 1b). It is characteristic of the Parisian Basin and is mainly composed of carbonated rock. The EDH used in the experiment was characterised by Deeb et al. (2016a, b, 2017). The pH was 8.3 ± 0.1 (1:5 soil: water suspension, NF ISO 10390), the organic carbon content was 3.8 ± 0.1 $g.kg^{-1}$, the total nitrogen was 0.3 ± 0.1 $g.kg^{-1}$ and the bulk density was 1.3 ± 0.1 $g.cm^{-3}$. The material was constituted of 110 $g.kg^{-1}$ particles of <2 µm in size, 300$g.kg^{-1}$ 2 µm – 50µm and 590 $g.kg^{-1}$ particles 50 µm – 2 mm (method NFX 31-107). After carbonate removal with HCl 10% (431 $g.kg^{-1}$ carbonates in material), EDH was composed of 20 $g.kg^{-1}$ clay, 100 $g.kg^{-1}$ silt, and 880 $g.kg^{-1}$ sand of total dry mass. Green waste compost (GWC) was obtained by composting products of turf grass mowing and trimmings from trees and shrubs. The compost was provided by BIODEPE (Ahuy, France), a subsidiary company of ECT. The composting respected the French norm NFU 44-051. The GWC was also characterised by Deeb et al. (2016a, b, 2017). The pH was equal to 7.9 ± 0.1 (1:5 waste: water suspension, NF ISO 10 390) on average, the organic carbon content was 210.4 ± 4.2 $g.kg^{-1}$, the total nitrogen was 14.7 ± 0.1 $g.kg^{-1}$ (C/N ratio of 14.3), and the bulk density was 0.6 ± 0.1 $g.cm^{-3}$.

2.3 Physical and chemical characteristics of the Technosols

The physical and chemical characteristics of the Technosols were determined at the beginning of the experiment, before sowing. Soil samples for the physical and chemical analyses were taken from the centre of each plot with an auger (0-20 cm). The main part of physical and chemical measures were performed at the soil analysis laboratory SADEF (Aspach-le-Bas, France): pH (1:5 soil: water suspension, NF ISO 10390), organic carbon ($g.kg^{-1}$, gas chromatography), total nitrogen ($g.kg^{-1}$, gas chromatography), available phosphorous (P_2O_5, Olsen NF ISO 11263), exchangeable potassium (K_2O, water extraction 1/5 and ICP AES dosage NF ISO 10390) and particle size analysis without decarbonation (coarse: 50 µm – 2 mm, medium: 2 µm – 50µm, and fine <2 µm, NFX 31-107). The compost addition in EDH-GWC treatment led to significantly higher amounts of organic carbon, total nitrogen, and exchangeable potassium (Table 1). Furthermore, five trace metals potentially present in urban wastes (Cu, Pb, Ni, Zn and Cd) were measured by the analytical platform Alizée (IRD & Sorbonne Université, Bondy, France). The heavy metal concentrations of Cu, Pb, Ni and Zn were lower than the reference thresholds for soils in Île-de-France (Mathieu *et al.*, 2008; Foti *et al.*, 2017) and in the European Directive 86/278/EEC (ED). The compost addition did not affect these heavy metal concentrations. The Cd contents were lower than the detection threshold of the measuring instrument (i.e. 6 $mg.kg^{-1}$) and cannot be compared to the RT and ED thresholds (0.51 and 3 $mg.kg^{-1}$ respectively).

Table 1 : Physical and chemical properties of EDH and GWC. Mean ± standard error (n=3), letters (a, b) indicate significant differences between Technosols (P < 0.05) at the beginning of the experiment.

	EDH	EDH-GWC
pH (H_2O)	8.6 ± 0.1	8.3 ± 0.1
Organic carbon ($g.kg^{-1}$)	1.63 ± 0.21 a	11.29 ± 1.45 b
Total nitrogen ($g.kg^{-1}$)	0.12 ± 0.01 a	0.69 ± 0.09 b
Available phosphorous ($g.kg^{-1}$)	0.037 ± 0.009	0.038 ± 0.003
Exchangeable potassium ($g.kg^{-1}$)	0.03 ± 0.01 a	0.22 ± 0.04 b
Grain size ($g.kg^{-1}$):		
<2 µm	119.3 ± 9.9	91.7 ± 3.5
2 µm – 50µm	173.0 ± 27.5	130.3 ± 3.6
50 µm – 2 mm	699 ± 34.2	768.3 ± 6.6

2.4 Plant survey and trait composition

Botanical surveys were performed annually in June. In each plot, five quadrats of $1m^2$ were aligned (Fig. 1c). In each quadrat, species were identified and marked as absent (0) or present (1). The plant biomass was measured annually in August in a mowing band of 1m30 x 12m. Because of technical issues, the dry plant biomasses were obtained in 2016 and 2017 only. Fresh samples were dried at 60°C during 48h and weighed.

The plant traits used in the analysis were maximum height (cm), leaf area (mm^2), seed mass (mg), leaf dry matter content ($mg.g^{-1}$), leaf mass (mg), specific leaf area ($mm^2.mg^{-1}$), strategies from Grime's classification (competitor, stress tolerator, ruderal), life span (annual, biennial, perennial), life form (geophyte, hemicryptophyte, therophyte), vegetative propagation ability,

pollination vectors (entomophily, autogamy, anemophily), fruit type (achene, capsule, caryopsis, pod, silique), seed dispersal (anemochory, autochory, barochory, zoochory). Other aspects of plant species were integrated with the trait data table to assess the success of sown (establishment: sown, spontaneous) and the colonisation by exotic species (indigenous, naturalised). Plant traits were collected using the R package TR8 (Bocci, 2015) from plant trait data in publicly available databases: BiolFlor (Khun *et al.*, 2004), Catminat (Julve, 1998), EcoFlora (Fitter & Peat, 1994) and LEDA (Kleyer *et al.*, 2008) (supplementary materials, Table S1). The SLA trait was not directly available on TR8 package and was manually collected on the LEDA site.

2.5 Macrofaunal sampling and trait composition

An adapted method from Tropical Soil Biodiversity and Fertility program (TSBF) (Anderson & Ingram, 1993) was used to sample soil macroinvertebrates. In quadrats (25 cm x 25 cm), all the organisms with a body length > 2 mm were collected and stored in absolute ethanol. First of all, macrofauna were collected on the soil surface from the litter, after removing vegetation and during 10 minutes after an application of Formalin (0.4% dilution). This was repeated once. Finally, the rest of the macrofauna was hand-sorted from soil sampled to a depth of 20 cm. Sampling was carried out in plots and three supplementary sampling locations surrounding the plots. These extra locations were sampled to integrate the surrounding dynamics of macrofaunal communities in the analyses (Fig. 1d). The local pool of macrofauna was considered to be the standard (ST) responding to annual weather variations (temperature, pluviometry) in our study. For each plot and ST location, three quadrats, spaced by 3m (Fig. 1c), were sampled annually. Each year the quadrats were shifted by 1m to avoid sampling the same area.

Taxonomic groups were identified at the class (Diplopoda, Chilopoda), order (Araneae, Dermaptera, Hemiptera, Isopoda, Lepidoptera larva, Mecoptera larva and Opiliones) and

family levels (Aphididae, Formicidae, Lumbricidae, and Coleoptera adults and larva, and Diptera larva). Terrestrial gastropods were subdivided into snails for shell organisms, and slugs for non-shell organisms. After the experimental setting up in 2013, one sample at the centre of each plot was analysed to verify the absence of all soil macrofauna at the beginning of the experiment. Subsequently, the density (individuals.m^{-2}), taxonomic richness (number of taxa.$quadrat^{-1}$) and soil macrofauna composition of Technosols were monitored annually in April for four years.

The macrofaunal traits used to characterise functional communities were the diet (carnivore, fungivore, omnivore, phytophagous, saprophagous, various), the vertical distribution in soil (anecic, endogeic, epigeic), the mobility (mobile, resident, feeding organ (chelicerae, forcipules, mandibles, mouth, radula, rank), and the presence of exoskeleton, the number of legs, of pseudopodes and of wings, and body size (mm). Traits were collected from different sources and presented in supplementary materials (Table S2). Due to the broad taxonomic resolution of the macrofaunal data, the diet within a group was sometimes variable. When this was the case, the diet was described as “various”. The mobility of a taxonomic group was defined depending on how the organisms were caught: they were defined as “mobile” if they were found in the litter, either before or after the formalin applications. They were defined as “resident” if they were found only in the soil. Within the taxonomic groups, organisms presented different traits values in function of their life cycle stage (larva, adult). As a consequence, the distinction between larva and adults from the same taxonomic groups were taken in account during trait assembly analyses.

2.6 Analysis

The plant dry biomass, the macrofaunal density, the taxonomic richness and Pielou's evenness index were measured in order to study the dynamics of taxonomic biodiversity and the effect of compost addition in Technosols. Pielou's index of evenness was calculated from the Shannon-Weinner index (Pielou, 1966a) with the vegan package (Oksanen *et al.*, 2018), where is the proportional abundance of species for plants or taxonomic group for macrofauna and the number of species or taxonomic group.

The functional diversity (FD) indices, such as the functional richness (FRic), the functional evenness (FEve), the functional divergence (FDiv) (Villéger *et al.*, 2008) and the functional dispersion (FDis) (Laliberté & Legendre, 2010) were calculated with the function dbFD in the FD package (Laliberté, Legendre, & Shipley, 2014). These multidimensional β-indices of functional diversity were obtained with the distance matrices generated with the Cailliez transformation (Cailliez, 1983; Legendre & Anderson, 1999).

Functional richness is the volume occupied by all species of a community in trait space. Functional evenness is the measure of equitability of species abundance in the community functional space. Functional divergence measures the distance to the centroid of higher species abundance. A fourth aspect of functional diversity, introduced by (Laliberté & Legendre, 2010) and called the functional dispersion index (FDis), is the mean distance of species to the weighted mean of the community.

The taxonomic and functional diversity variables were studied as univariate response variables to time and compost addition in linear models. The significances were calculated by analyses of variance (ANOVA). Linear mixed models were used for soil macrofaunal analysis due to the sampling replication of three quadrats per plot. The three quadrats were located lengthways within plots. In order to account for the variability within plots, the quadrat position was nested

within the experimental plots and was fitted as a random effect. To analyse macrofaunal density, the Poisson error distribution was used. Moreover, standard values were added as co-variables in mixed linear models in order to distinguish colonization and assembly dynamics from the effects of fluctuations in environmental conditions. With regard to the FD indices, richness was added as co-variable, and explicative variables were centred and scaled in models in order to avoid difference in scales. The functional indices were also analysed with the non-parametric permutation test of variance ADONIS from the package vegan (Oksanen *et al.*, 2018). Linear models were fitted as functions of time, compost addition and richness.

The dynamics of taxonomic composition were analysed based on the tables of abundance and occurrence (sample x taxonomic group) of plant and macrofaunal data, also called the L table in RLQ analyses. After the Hellinger distance transformations (Legendre & Gallagher, 2001), correspondence analyses (CA) were performed. The ellipses' major axis lengths were extracted to compare variability of community composition between plots from the same modality (year of experiment x Technosols). The ellipses encompassed 0.65% standard error around the centroid of each group. Then, the effect of time and compost addition were tested with ANOVA like permutation test for constrained correspondence analysis (CCA) (ter Braak, 1987; Legendre, Oksanen, & ter Braak, 2011).

The dynamics of trait assembly and the effect of compost addition were analysed with RLQ and Fourth-corner analyses. To perform the RLQ analyses (Doledec & Chessel, 1994), the R tables for environmental descriptors (sample x year and compost addition) and the Q tables for traits (taxonomic group x traits) were also analysed with principal component analysis, using the Hill and Smith method for mixing quantitative and qualitative variables (Hill & Smith, 1976). Multivariate analyses were carried out with the package ade4 (Dray & Dufour, 2007). The fourth-corner analysis was also used to determine which specific traits were impacted by

succession and compost addition (Legendre, Galzin, & Harmelin-Vivien, 1997; Dray *et al.*, 2014). With the purpose of identifying significant modifications of trait diversity of communities over time and in function of compost addition, permutation tests were performed on RLQ and Fourth-corner analyses according to the model 6 of permutations (ter Braak, Cormont, & Dray, 2012). The presence of both categorical and quantitative variables led us to consider different methods to test associations between environmental and traits variable. The "D2" method was used to test the association between the quantitative variable and each value of the categorical variables. The "D" method measured this same association in function of the dispersion of quantitative values within each value of the categorical variable.

3 Results

3.1 Effect of compost on plant productivity and soil macrofaunal density

The compost addition had significant, positive effect on plant production (P=0.001). The dry biomass was higher in the presence of compost (574±30 g.m^{-2}) than in the pure EDH treatment (333±12 g.m^{-2}) the fourth year of experiment (Fig. 2a).

The density of soil macrofauna increased significantly with time (P<0.001) (Fig. 2b). There was also a significant, positive correlation with the density of standards (P<0.001). Colonisation was observed during the first year of the experiment. The density was equal to 307.6±66.5 individuals.m^{-2}. In comparison, the density of ST was 634.7±140.6 individuals.m^{-2}. Four years later, the density reached 1457±173 individuals.m^{-2} on average in both Technosols and was similar to the ST density (1166.2±169.3 individuals.m^{-2}).

3.2 Effect of compost on biodiversity

The interaction effect between compost addition and time was significant for plant species richness (P=0.038). Indeed, the plant diversity was significantly lower in EDH-GWC (13.7±1.5 species.plot^{-1}) than in EDH (22.7±1.7 species.plot^{-1}) the third year of experiment (Fig. 2c). Pielou's index was, on average, equal to 0.94±0.01 and constant during the experiment, with no significant difference between Technosols.

Independently with treatments, the taxonomic richness of macrofauna increased with time and the diversity of standards (P<0.001). The same temporal trend was found in the external control. In the first year, the taxonomic diversity in the Technosols was equal to 3.7±0.6 group.quadrat^{-1} (ST: 7.5±1.2 group.quadrat^{-1}) and reached 11.6±0.4 group.quadrat^{-1} (ST: 13.5±0.8 group.quadrat^{-1}) (Fig. 2d). Pielou's index decreased significantly with time in both treatments (P<0.001) (Fig. 2f). The first year, the evenness index was equal to 0.86±0.04 in Technosols and 0.79±0.04 in surrounding topsoil, on average. The fourth year of survey, the index was equal to 0.70±0.02 in Technosols and 0.74±0.04 for standards. The density, the taxonomic richness and the Pielou's index of standards as a function of time are presented in supplementary information Fig. S1.

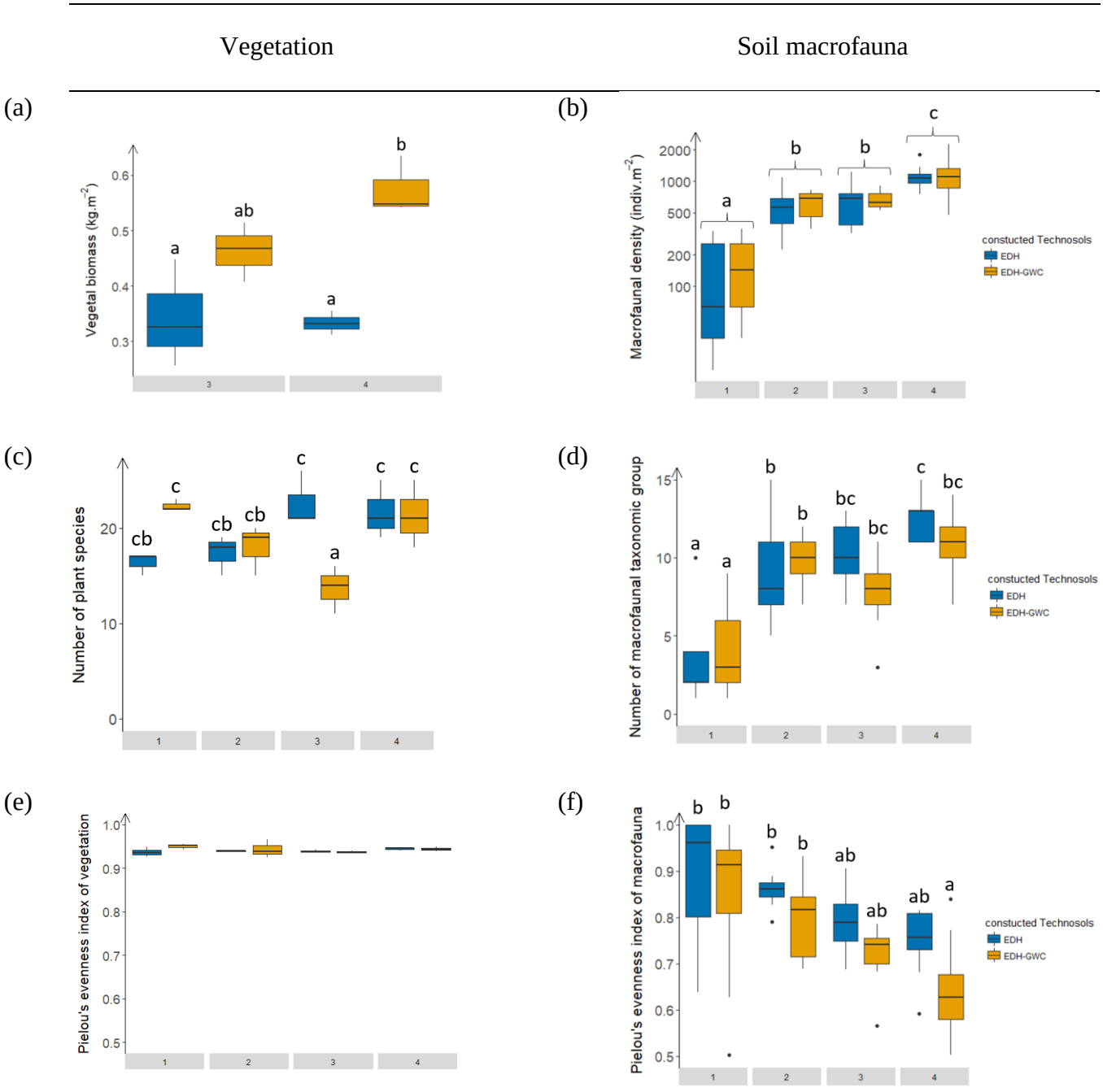


Figure 2: Variables of taxonomic biodiversity in constructed Technosols in function of time and the Technosol. (a) The dry plant biomass of the third and fourth year of experiment (kg.m-2). (b) The density of macrofauna (individuals.m-2). (c) The species richness of vegetation (species.plot^{-1}). (d) The number of taxonomic group of macrofauna (group.quadrat^{-1}). (e) the evenness index of plant communities. (f) the evenness index of macrofaunal communities. The letters (a, b, c) indicate significant differences between groups.

3.3 Succession and effect of compost on community composition

A clear Guttman effect was observed for both plant and soil macrofauna communities which was strongly related to the age of the experiment: a clear succession of communities, which gradually changed from the first year to the last year was evident and dominated the distribution of samples in the PCA space (Fig. 3a and 3b). For the composition of plant communities, species were present only the first years of experiment (*Agrostis stolonifera, Anisantha sterilis, Crepis capillaris, Lysimachia arvensis, Trifolium fragiferum, Tripleuspermum inodorum*), or last year of experiment (*Bromus hordeaceus, Cerastium glomeratum, Euphorbia peplus, Galium aparine, Geranium dissectum, Hypericum perforatum, Hypochaeris radicata, Jacobaea erucifolius, Knautia arvensis, Lactuca serriola, Lepidium latifolium, Malva neglecta, Medicago arabica, Plantago major, Rumex acetosa, Rumex crispus, Torilis arvensis, Tropogo pratensis, Veronica arvensis, Vicia tetrasperma*). The succession of macrofaunal groups in the Technosols was contrasting by the presence of earwigs the first year only and the progressive increase in abundance of adults of bean weevils, larvae of soldier beetles, larvae of ground beetles, centipedes, isopods, caterpillars, larvae of Muscidae family and juveniles of earthworms. The effect of compost addition was much weaker, but the strength of the effect increased over time: communities of plant and soil macrofauna were clearly distinct in the compost treatment at years three and four, but not in years one and two. The first two axes of the correspondence analysis of vegetation represented 14.7% and 10.2% of the total variance (Fig. 3a). The correspondence analysis of soil macrofauna represented similar eigenvalues: 14.5% and 8.6% of the total variance (Fig. 3b). The plant communities were more differentiated between the control (EDH) and the compost treatment (EDH-GWC) than the macrofaunal communities. The canonical correspondence analyses (CCA) highlighted the significant effect of time ($P<0.001$) in the succession of taxonomic groups (Table 2). The effect of compost addition was significant on the taxonomic composition of plant communities ($P=0.014$). The

adjusted R^2 for the relationships between plant or macrofaunal communities with time, the compost addition and the interaction between time and the compost addition were equal to 0.11 or 0.10, respectively. According to the major axis lengths of ellipsoids, the variabilities in plant community compositions between plots in EDH-GWC were twice as high the third and fourth years than during the first two years of the experiment (Fig. 3c). In EDH plots, the increase of intra-treatment variability the third year was not maintained the next year. The variability in soil macrofaunal community compositions between plots of decreased with time and was similar between treatments, except the first year, where the variability in EDH were higher than in EDH-GWC (Fig. 3d). Overall, soil macrofauna converged to a unique composition, regardless of the addition of compost.

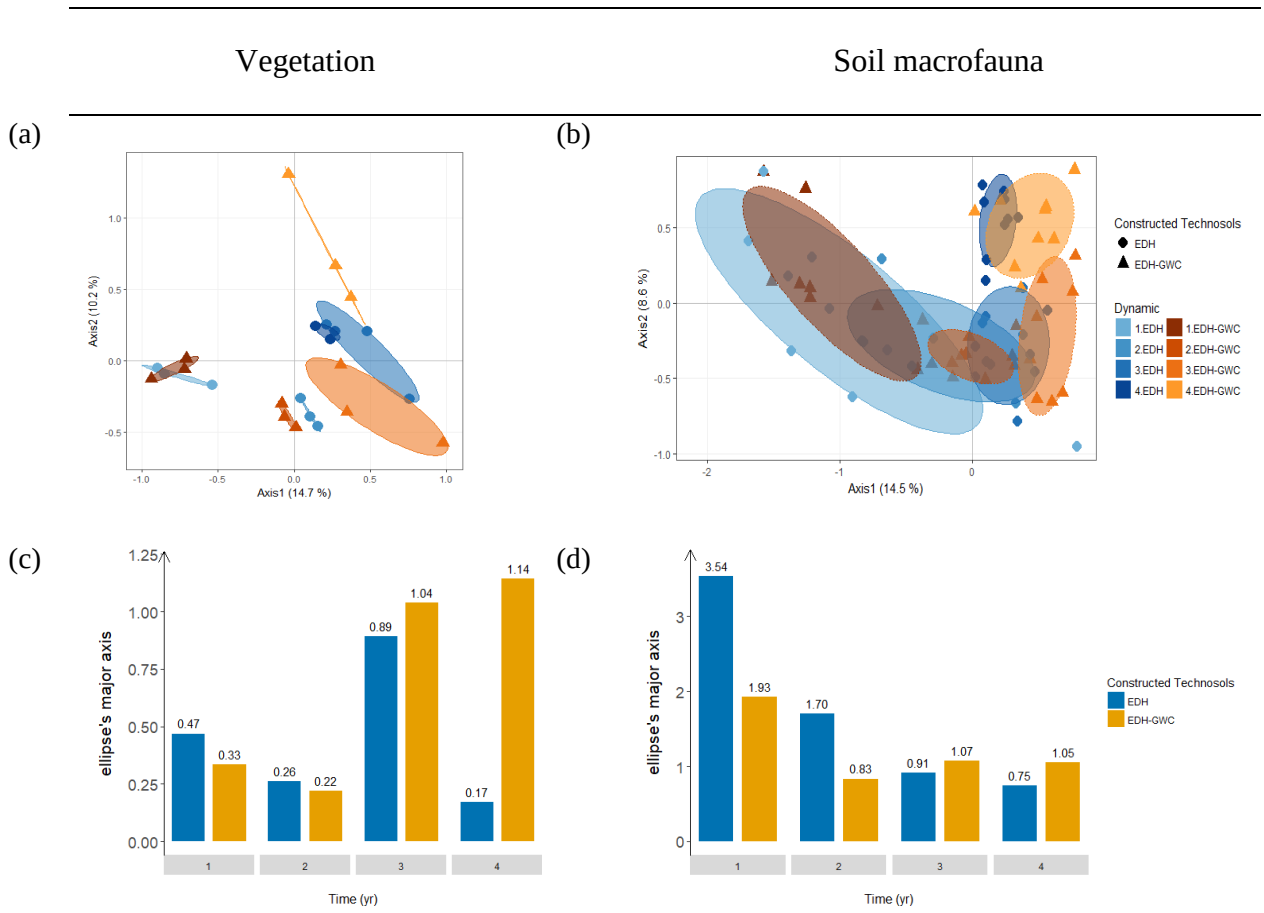


Figure 3 : The Correspondence analysis (CA) of plant (a) and soil macrofaunal communities (b) in Technosols during the four years of survey. For each year, the ellipses gather the plots (0.65% standard error around the centroid), for botanical surveys, and the quadrats, for macrofaunal sampling, from the same Technosols. The lengths of the ellipses' major axis were represented for plants (c) and macrofauna (d)

*Table 2: Analysis of variance (ANOVA) like permutation test of the canonical correspondence analyses (CCA) of plant and macrofaunal taxonomic data in function of time and compost addition. The symbols indicate significant effect of variables P***<0.001, P**<0.01, P*<0.05.*

		d.f.	X^2	*F*	*P*
Vegetation	Time (year)	1	0.20933	3.0926	0.001 ***
	Compost addition	1	0.11202	1.6550	0.014 *
	Time x compost	1	0.07001	1.0344	0.385
R^2 = 0.11	Residuals	20	1.35371		
Soil macrofauna	Time (year)	1	0.24616	8.1464	0.001 ***
	Compost addition	1	0.04315	1.4280	0.067
	Time x compost	1	0.04001	1.3241	0.116
R^2 = 0.10	Residuals	68	2.05478		

3.4 Succession and effect of compost on functional diversity

The multivariate non-parametric permutation test (ADONIS) showed significant variability of the functional diversity of plant communities with time (P=0.002, R^2 = 0.24) (Table 3). The functional diversity of macrofaunal communities also varied significantly with time (P<0.001, R^2 = 0.68), as did the taxonomic richness (P<0.001, R^2 = 0.21) (Table 3).

The functional richness of vegetation increased with time (P=0.002) (Fig. 4a) and was correlated to species richness (P<0.001). The interaction effect between compost addition and time on the functional richness in Technosols was also significant (P=0.027). Indeed, the functional richness increased positively with time in EDH-GWC and decreased in EDH plots. The functional richness values were extremely low, 0.92e-8±0.30e-8 on average. No significant difference was observed between means for a given treatment and year. The functional evenness of vegetation was equal to 0.78±0.01 and was similar in both treatments (Fig. 4c). For both

treatments, the functional divergence increased significantly with time (P<0.001) but decreased significantly with the number of plant species (P=0.016) (Fig. 4e). The interaction effect between compost addition, time and species richness was also significant (P=0.040). The plant functional divergence varied with time in EDH-GWC Technosols but not in EDH Technosols. The first year, the index was equal to 0.83±0.01 and was highest the third year, with a value of 0.92±0.01. The functional dispersion increased significantly with time (P<0.001) and species richness (P<0.01) (Fig. 4g). The difference in functional dispersion with time was marked in EDH Technosols. The first year, the index was equal to 0.22±0.01 (EDH-GWC: 0.23±0.01) and was highest the third year, with a value of 0.25±0.01 (EDH-GWC: 0.23±0.01).

For soil macrofauna, the functional richness significantly increased with time (P<0.001) and was correlated to the number of taxonomic groups (P<0.001) (Fig. 4b). The interaction effect between the taxonomic richness and the functional richness of standards in Technosols was also significant (P<0.001). The first year, the average functional richness of macrofaunal communities was equal to 0.15±0.07 in Technosols (ST: 0.36±0.16) and reached 0.56±0.04 the fourth year (ST: 0.62±0.02). In contrast, the functional evenness decreased significantly with time (P=0.006) (Fig. 4d). The average functional evenness of macroinvertebrates was equal to 0.80±0.01 in Technosols (ST: 0.73±0.08) and reached 0.70±0.01 the fourth year (ST: 0.70±0.01). The functional evenness of both treatments was not significantly different. The functional divergence of macrofaunal communities increased over time (P=0.002) (Fig. 4f). The effect of time was weaker in the compost treatment. The functional divergence in EDH was 0.67±0.09 (EDH-GWC: 0.72±0.05; ST: 0.75±0.04) and reached to 0.82±0.02 (EDH-GWC: 0.82±0.01; ST: 0.76±0.08). The functional dispersion increased significantly with time (P<0.001), the taxonomic richness (P<0.001) and the functional dispersion of standards (P<0.001) (Fig. 4h). The interaction effect between the taxonomic richness and time on the functional dispersion in Technosols was also significant (P=0.002). The functional dispersion

decreased from 0.10±0.01 (ST: 0.22±0.02) in both treatments to 0.23±0.02 (ST: 0.26±0.01) on average to the next three years.

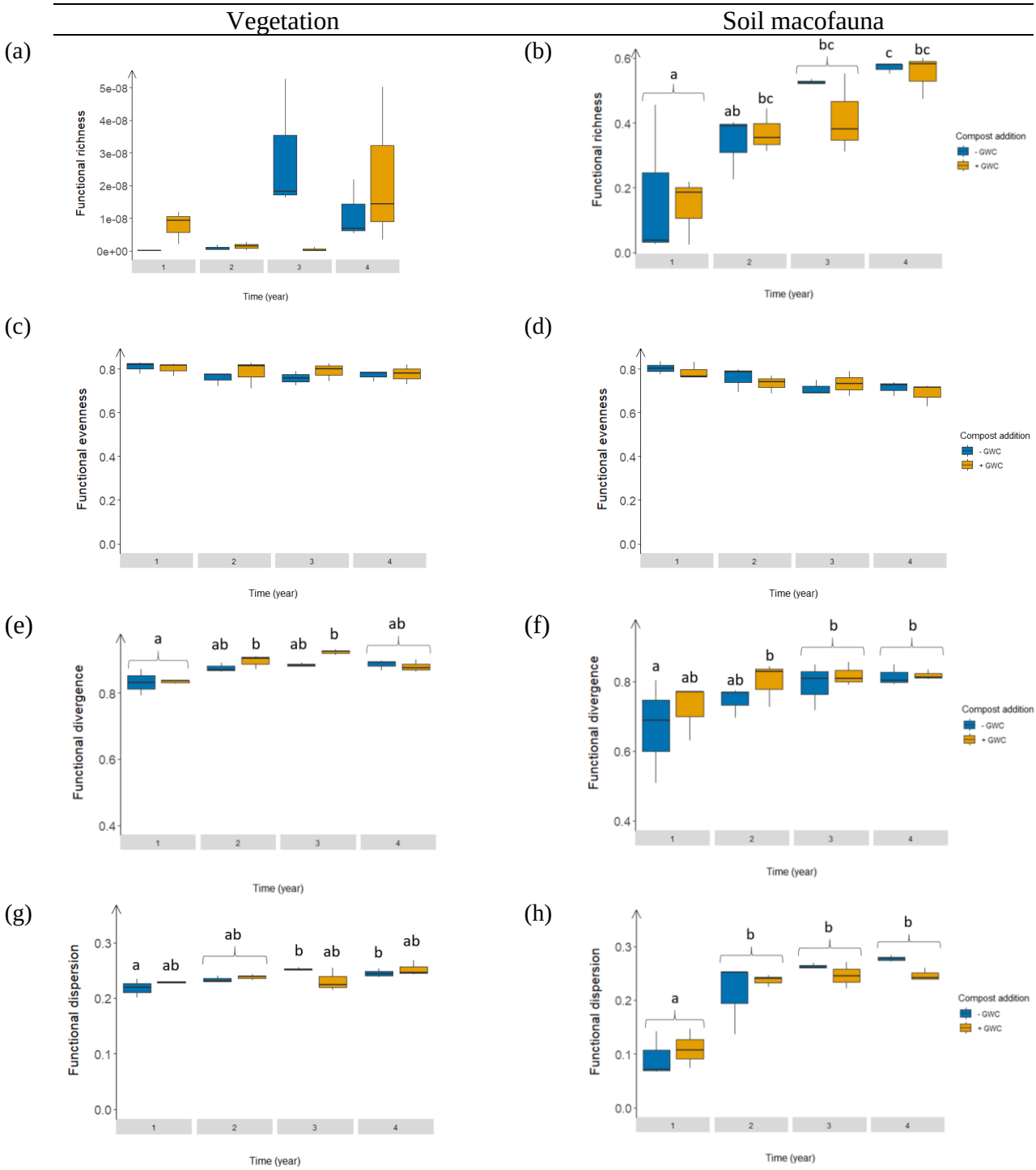


Figure 4: Functional diversity indices of plant (a, c, e, g) and soil macrofaunal communities (b, d, f, h) by constructed Technosols in function of time. The letters (a, b) indicate significant differences between groups.

*Table 3 : Permutational multivariate analysis of variance using distance matrices (ADONIS) between functional diversity indices (functional richness, functional evenness, functional divergence and functional dispersion) of vegetation and soil macrofaunal communities. The symbols indicate significant effect of variables P***<0.001, P**<0.01, P*<0.05.*

	Vegetation						Soil macrofauna					
	d.f.	SS	MS	*F*	R^2	*P*	d.f.	SS	MS	*F*	R^2	*P*
Time (year)	1	0.0023224	0.0023224	7.224	0.242	0.0017**	1	0.66688	0.66688	124.804	0.678	<0.001***
Compost	1	0.0003215	0.0003215	0.999	0.033	0.3763	1	0.00417	0.00417	0.781	0.004	0.3885
Richness	1	0.0007032	0.0007032	2.187	0.073	0.1254	1	0.20909	0.20909	39.130	0.212	<0.001***
Time x compost	1	0.0001529	0.0001529	0.475	0.015	0.6326	1	0.00053	0.00053	0.100	0.005	0.8548
Residual	19	0.0061086	0.00032150		0.635		19	0.10152	0.00534		0.103	
Total	23	0.0096085			1.0		23	0.98220			1.0	

3.5 Succession and effect of compost on trait assembly of plants and soil macrofauna

The RLQ and fourth-corner analyses show a significant correlation between environmental variables and trait composition for both communities of vegetation and soil macrofauna (P=0.022 and P=0.041, respectively) (Table 4). The relationship was stronger in soil macrofauna than in plant communities (45% and 26% of inertia on the first two axes of RLQ respectively) (Fig. 5). For both RLQ analyses, axis 1 mainly represented the age of the Technosols, and axis 2 compost addition.

Table 4 : Results of the permutation tests of RLQ and Fourth-corner analyses. The number of permutations was 10000. The permutation model was the scenario 6 (ter Braak et al.*, 2012). The symbols indicate significant effect of variables P***<0.001, P**<0.01, P*<0.05.*

	Vegetation	Soil macrofauna
RLQ	Model 2: P = 0.00001***	Model 2: P = 0.00001***
	Model 4: P = 0.02070*	Model 4: P = 0.03889*
Fourth-corner	P = 0.022*	P = 0.05*

The fourth-corner analyses were used to test separately each environmental variable on each trait. The presence or not of compost in initial mixtures of Technosols had an impact on trait assembly. The traits concerned were leaf area (method “D2” and “D”: P=0.02) and leaf mass (method “D2” and “D”: P=0.01) (Fig. 6a and 6b). The statistic also revealed the significant increase of plant occurrence having capsule as fruit type over time (method “D2”: P>0.05, method “D”: P=0.02) (Fig. S3). The abundance of larva stage (method “D2”: P>0.05*,* method *“D”:* P=0.04) and resident organisms (method “D2”: P>0.05*, method “D”:* P=0.04) increased significantly with age of constructed Technosols (Fig. 6c and 6d).

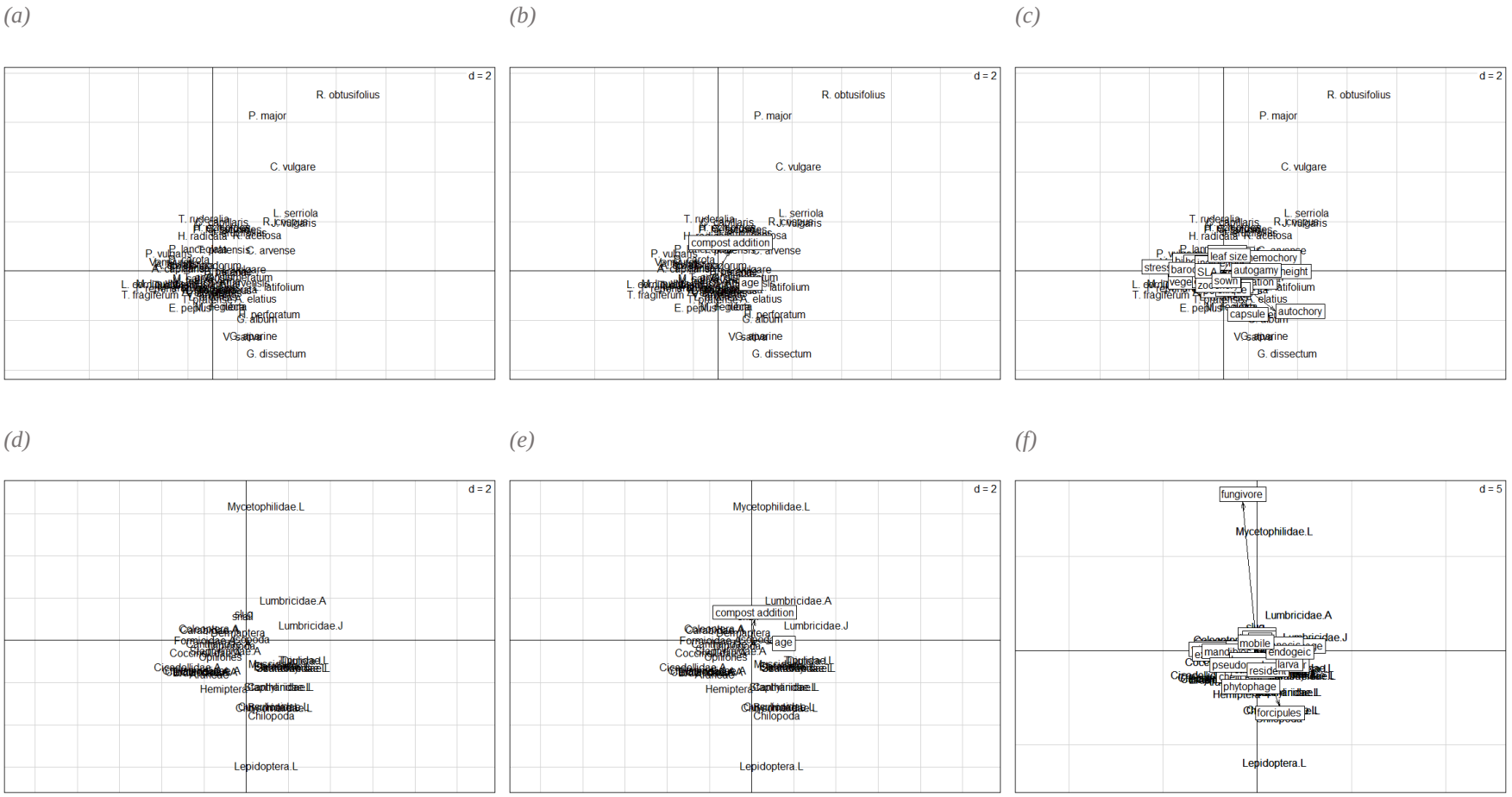


Figure 5 : The RLQ projections of samples for soil macrofaunal and plots in function of R table (environmental), L table (density and occurrence of taxonomic groups) and Q table (traits of plant species and taxonomic groups). "d" describes the grid scale

.

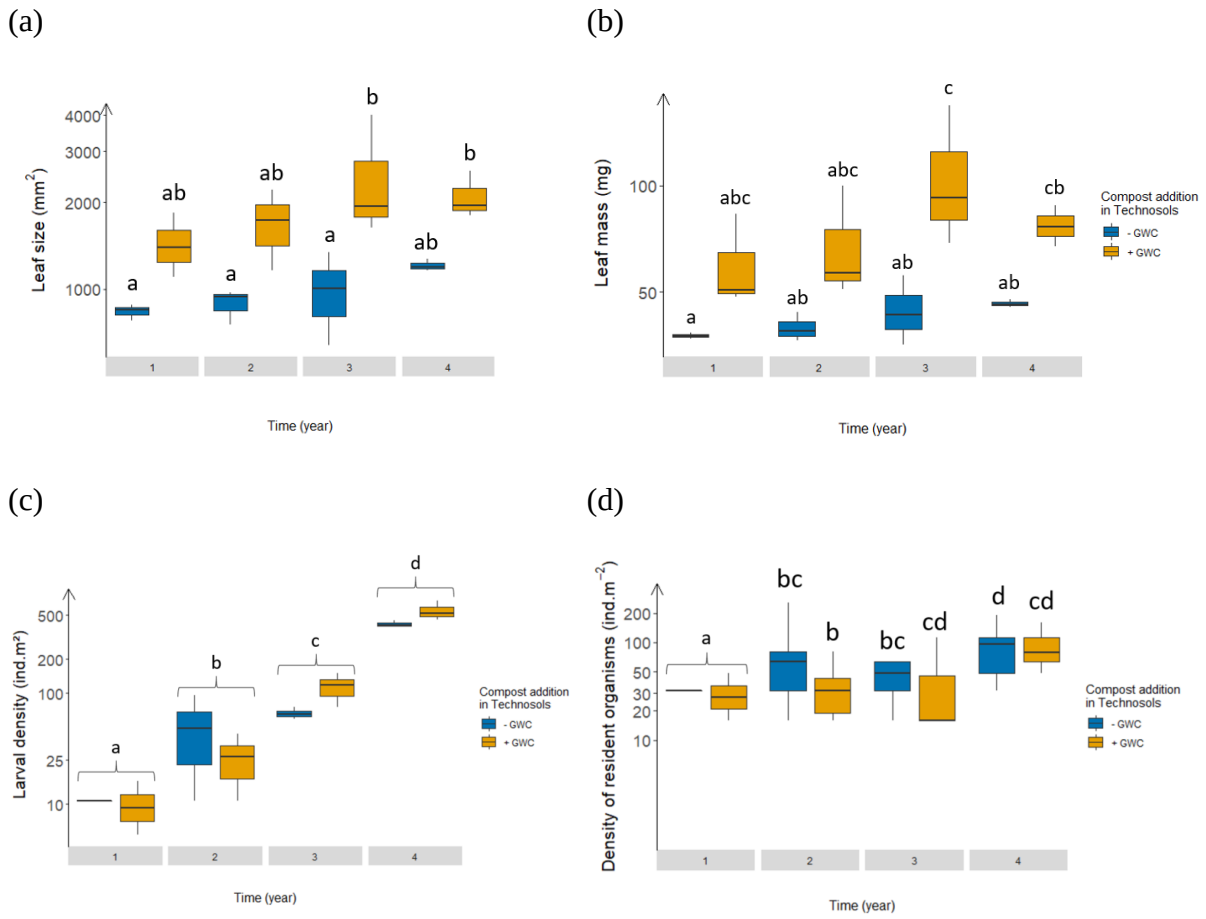


Figure 6 : Significant traits that the fourth-corner analyses associated significantly with environmental variables. (a) Increase of plant occurrence with higher leaf size in EDH-GWC (logarithmic scale of leaf size). (b) Increase of plant occurrence with higher leaf mass in EDH-GWC. (c) Increase of the number of larva with time in constructed Technosols (logarithmic scale of density). (d) Increase of the number of resident macroinvertebrates with time in constructed Technosols (logarithmic scale of density). The letters (a, b, c, d) indicate significant differences between groups.

4 Discussion

4.1. Colonisation and early succession on constructed Technosols

One of the most striking results was the lack of succession in the functional diversity and the relatively small changes in the functional composition of plant communities. Such changes generally occur during the first stages of ecosystem development (Odum, 1969). This may be because the experiment was conducted for a period of only four years. However, studies of the

recolonisation of old mining sites have observed species succession of annual followed by perennial plants, over a period of just four to five years (Rebele, 1992; Martínez-Ruiz, Fernández-Santos, & Gómez-Gutiérrez, 2001). Even though this particular trait was included in the analysis here, no such succession was observed. Another possible reason for the lack of succession is the fact that the Technosols were sown with 15 species at the outset of the experiment. These species may have excluded the pioneer species that would have been expected to be the first colonisers. There was however, a succession of plant species (Fig. 3), in particular an increase in the occurrence of prairie species (i.e. *Jacobaea erucifolius, Knautia arvensis, Tropogo pratensis*). As no succession in functional diversity was observed, this suggests that the succession was made up of species with similar functional profiles, as is predicted by the theory of environmental filtering in community assembly (Fukami *et al.*, 2005). This may be explained by the similarities between the environmental filtering of the Technosols and the regional environmental filtering. In this scenario, the regional pool of species contains competitive species that are well adapted to Technosols and may have inhibited the establishment of the pioneer species.

The succession in macrofaunal communities was, on the other hand, quite clear. The colonisation of Technosols did not begin with the pioneer groups which are surface-active and good dispersers (spiders, harvestman and beetles). However, there was an increase of the abundance of “resident” groups, suggesting the installation of species dependant on soil formation and the accumulation of a litter layer. These results are consistent with the early succession of natural and anthropogenic environments, where herbivorous and detritivore colonisation were correlated with plant and litter cover (Kaufmann, 2001; Haynes, 2014; Burrow, 2018). As a consequence, the taxonomic richness and functional diversity increased over time, as found in natural succession and in Technosols elsewhere (Odum, 1969; Hedde *et al.*, 2018). Particularly, the increase in functional diversity (functional richness, functional

divergence and functional dispersion) reflects the appearance of distinct macrofaunal functional groups within communities (Mouchet *et al.*, 2010; Mouillot *et al.*, 2013).These new functional groups within the communities were related to mobility and diet traits, as observed elsewhere and predicted by community trait assembly rules (Kaufmann, 2001; Burrow, 2018; Hedde *et al.*, 2018). Despite the increase of both taxonomic richness and functional diversity, there was a decrease of the taxonomic evenness. This was due to the rather large increase in the relative abundance of earthworms (Scheu & Schulz, 1996). The rapid reduction in the variability of intra-treatment taxonomic composition during the initial stages of the succession is consistent with the stabilisation of communities in Odum's theory of succession (Odum, 1969).

4.2. Effect of compost addition in initial mixtures of Technosols

The addition of compost to the initial Technosol mixture had a greater effect on the plant communities than on the macrofaunal communities: primary production was significantly higher in the presence of compost due to the increase in fertility. Despite the increase in fertility, no lose in species richness was observed, as might be expected (Kirchner, 1977). This may be because the differences in fertility were not sufficiently large to affect the species richness. There was however, a decrease in species richness the third year of the experiment. This may be due to the high rainfall recorded during the month prior to the floristic survey (Fig. S4), which favoured species that a preference for humid conditions, particularly in the compost treatment (Kirchner, 1977). In the compost treatment there was an increase in the variability among plots from the third year of the experiment (Fig. 3c). This suggests that the floristic composition is less predictable when soil fertility is higher.

The compost addition affected trait assembly by increasing leaf area and leaf mass, which indicates that this was driven by competition for light rather than competition for soil resources. The greater supply of resources in the compost amended Technosols is likely to have caused

this shift in competitive interactions (Rebele, 1992; Tilman *et al.*, 1997a). As a result, the increase in primary productivity may have been due to both the increase in resource availability and to the increase in aboveground traits favouring photosynthetic activity (Tilman, 1994).

It might have been expected that the addition of compost would affect the taxonomic or functional diversity or composition of macrofaunal communities through increases in the primary productivity of the plant. Indeed, it has been shown that macrofaunal communities are related to changes in plant biomass during the first three years of secondary succession on former arable land (Hedlund *et al.*, 2003). This was not observed here however. Macrofaunal communities may also have been affected by the functional diversity of plant communities (traits related to photosynthesis): changes in the function diversity of plant communities might be expected to have repercussions on the quality and quantity of the litter, thus affecting the functional diversity macrofaunal communities (Decaëns *et al.*, 1998). Here again, no such effect was observed. The relationship between the functional groups of plants and of macrofauna, particularly diet groups, is not clear and contradictory results have been obtained. Wardle et al. (1999) found that plant diversity had a negative effect on phytophagous organisms while there was no effect on decomposer organisms (collembola and earthworms). Hedlund et al. (2003), on the other hand, suggested that there could be idiosyncratic effects of plant communities on macrofaunal communities or that there may be time lags in the responses of macrofaunal communities.

Conclusion and applications

Plant and macrofaunal community assemblies were affected by different dominant factors: in the case of plant the addition of organic dominated community assembly whereas macrofaunal community assembly was by dominated by processes that occur over time (colonisation, larval

development, plant cover and litter accumulation). Macrofaunal community stability was more predictable than that of the plant community and tended towards the taxonomic composition of the surrounding macrofaunal communities. The effect of compost addition on plant communities was limited an increase to plant productivity, due to soil fertility, and to an increase of plant species with higher trait values in photosynthetic organs (mass and size leafs).

Acknowledgements

This study was funded by the ECT Company through a Ph-D fellowship and the Seine-Saint-Denis Departmental Council (CD93, France) through “Création de substrats fertiles” project (2013-2016) with the collaboration of ECT Company. We also are grateful to Gaelle Stotzenbach, Laura Albaric and Medhi Azdoud (CD93) for the coordination of the project, Alan Vergnes (UMR CEFE) for the characterisation of constructed Technosols during the first year, the SADEF laboratory and Mercedes Mendez (Platform Alizée, IRD UMR LOCEAN) for soil physical and chemical parameter measurements, Fiona Lehane (CBNBP-MNHN, France), Kévin William, Joffrey Le Goff, Pierre Brunelle, Victoria Felix, Lucas Parahy, Thomas Gane, Mathieu Juston and Quentin Pionneau for their valuable assistance in collecting the data, and Olivier Beauchard for his helpful sharing of scripts for RLQ and Fourth-corner analyses.

Supplementary materials

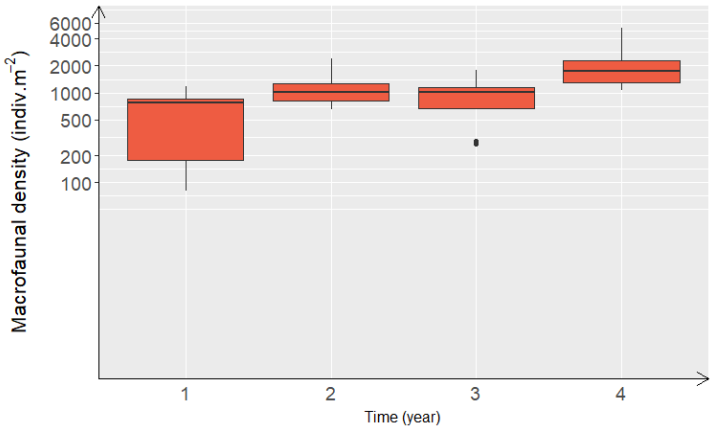
Table S1: Species plant traits and sources

Trait	Range of values	Sources
Maximum height (cm)	65.0-98.44	Ecoflora
Leaf size (cm^2)	6.40-40.02	LEDA
Seed mass (mg)	0.85-2.62	Ecoflora
Leaf dry matter content ($mg.g^{-1}$)	195.7-223.0	LEDA
Leaf mass (mg)	25.35-137.65	LEDA
Specific leaf area ($mm^2.mg^{-1}$)	21.86-27.68	LEDA
Competitor	1/0	BiolFlor
Stress tolerator	1/0	BiolFlor
Ruderal	1/0	BiolFlor
Life span	Annual/biennial/perennial	BiolFlor
Life form	Geophyte/hemicryptophyte/therophyte	Catminat
Vegetative propagation	1/0	BioFlor
Entomophily	1/0	Catminat
Autogamy	1/0	Catminat
Anemophily	1/0	Catminat
Seed dispersal	Anemochory/autochory/barochory/zoochory	Catminat
Fruit type	Achene/capsule/caryopsis/pod/silique	Catminat
Establishment on plots	Sown/spontaneous	*In situ*
Indigenous	Indigenous/naturalised	Catminat

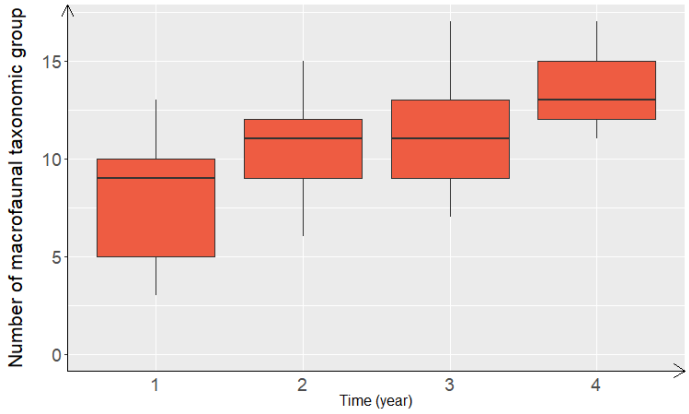
Table S2 : Taxonomic group soil macrofaunal traits and sources

Trait	Range of values	Sources
Stage	Adult/Larva	*In situ*
Diet	Carnivore/fungivore/omnivore/ phytophagous/saprophagous/various	Bouché, 1972 Gullan & Cranston, 2014 Expert knowledges Delta-inkey.com marine.spcies.org/Isopoda Buggide.net
Soil distribution	Anecic/endogeic/epigeic	
Mobility	Mobile/resident	*In situ*
Feeding organ	Chelicerae/forcipules/mandibles/ mouth/radula/trunk	*In situ*
Exoskeleton	1/0	*In situ*
Leg number	0-15	*In situ*
Pseudopode number	0-0.33	*In situ*
Wing number	0-1.2	*In situ*
Body size (mm)	7.50-107.50	Bouché, 1972 Delta-inkey.com marine.spcies.org/Isopoda Buggide.net

(a)



(b)



(c)

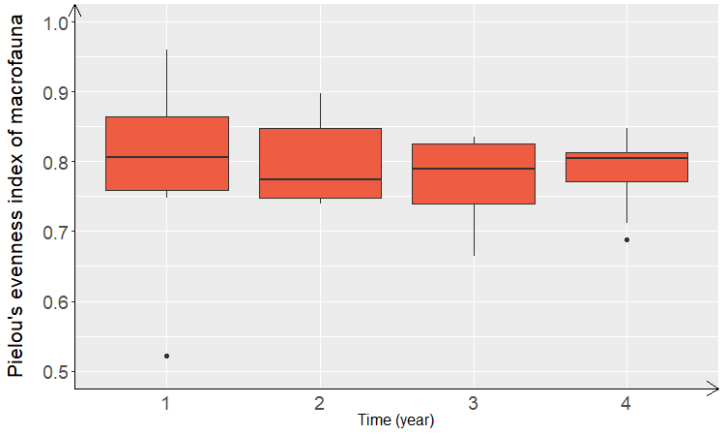


Figure S1: Taxonomic biodiversity dynamic of standards (a) Density (individuals.m^{-2}); (b) taxonomic richness (group.quadrat^{-1}) ; (c) Pielou's index of standards.

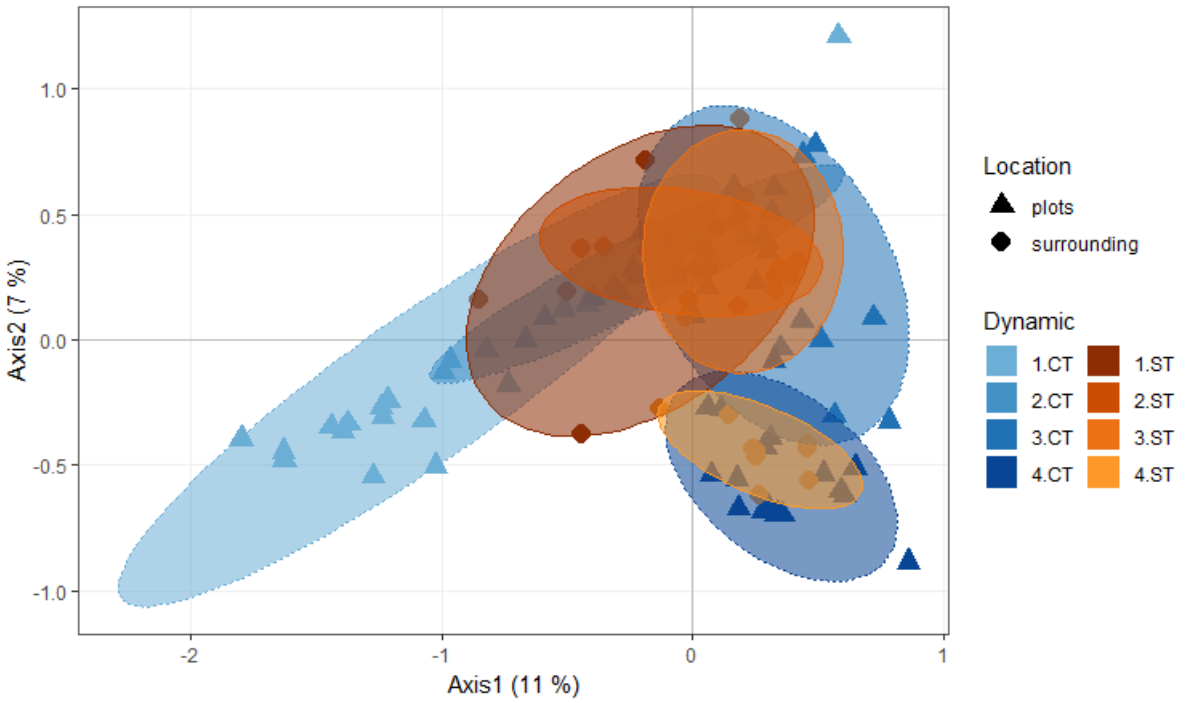


Figure S2: Correspondence Analysis (CA) of macrofaunal communities in constructed Technosols (CT) and in standards (ST) surrounding experimental plots

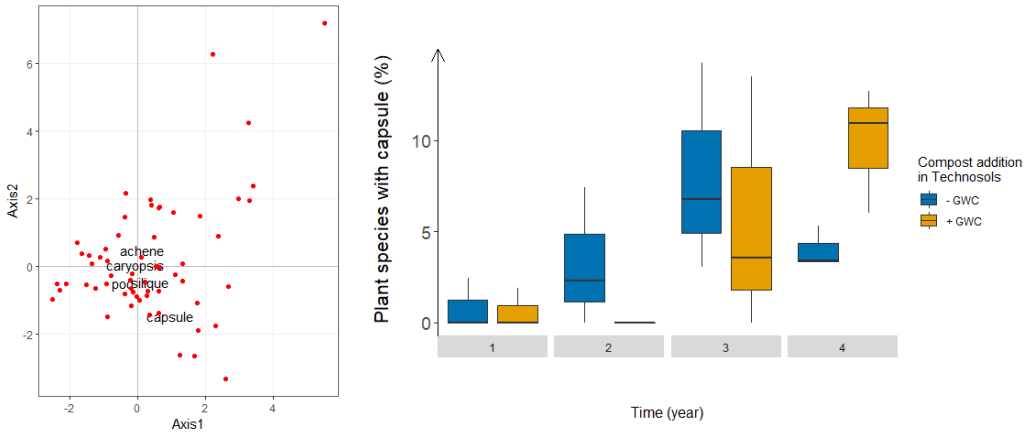


Figure S3: Position of fruit types on RLQ. Red circles are distribution of plant species. Proportion of plant species with capsule in function of time and compost addition on constructed Technosols

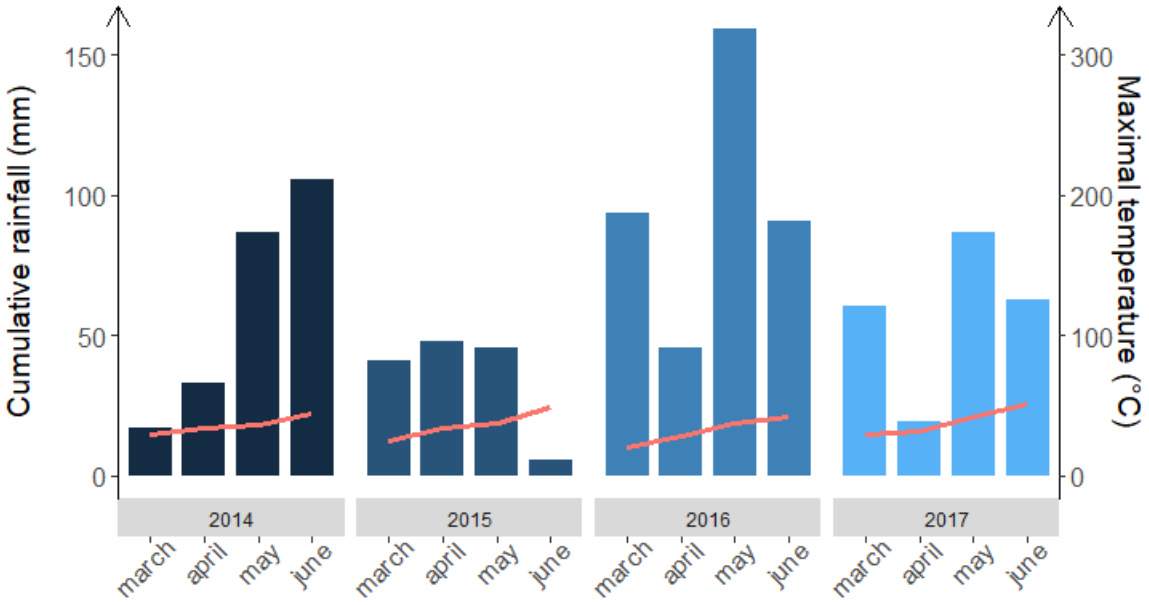


Figure S4: Climograph of temperature and precipitation during Macrofaunal and botanical surveys. Bar chart represent cumulative rainfall (mm) and curves show maximal temperatures (°C)

Chapitre 3 : Effet d'un gradient de compost et de la biodiversité sur la production de biomasse végétale sur les Technosols construits

La fourniture de services écosystémiques suite à la construction de sols artificiels dépend du fonctionnement des écosystèmes. Il a été démontré sur des sols naturels que la diversité et la composition des communautés végétales avait un impact sur les fonctions de l'écosystème telle que la production primaire. Ces impacts peuvent être modifiés par les conditions environnementales telle que la fertilité du sol, notamment à cause de la modification des interactions entre espèces. La construction de Technosols à partir de matériaux distincts nous permet de faire varier la proportion de compost, seul matériau contenant de la matière organique, et donc de manipuler la fertilité du Technosol. Nous nous sommes attachés ici à l'étude de l'impact d'un gradient de fertilité sur les interactions interspécifiques au sein de trois communautés prairiales différentes et aux conséquences de la modification de ces interactions sur la production de biomasse aérienne (Fig. III).

Figure III : Mise en place et démontage de l'expérimentation en pot à l'IRD de Bondy. © Charlotte Pruvost

1. Introduction

Les collectivités territoriales développent des espaces verts qui réclament l'acheminement en ville d'importants volumes de terre végétale (Muratet, 2014; Damas & Coulon, 2016). Les déchets inertes du bâtiment et le compost de déchets verts, produits en milieu urbain à proximité des sites d'implantation d'espaces verts, peuvent être assemblés en Technosols construits (Damas & Coulon, 2016), utilisés comme alternative à la terre végétale, très onéreuse, qui grève les budgets des projets d'espaces verts. Ces espaces verts ont généralement une vocation récréative pour les citadins, mais d'autres usages se développent comme la création de trame verte favorisant la mobilité légère (vélo, marche à pied) ou encore la préservation de la biodiversité en milieu urbain. Dans cette optique, certains gestionnaires promeuvent la mise en place de Technosols construits relativement peu fertiles, afin de favoriser le maintien d'espèces peu fréquentes en milieu urbain et d'éviter d'avoir à faucher trop régulièrement. Dans d'autres situations, il est nécessaire que le couvert végétal soit assez développé pour permettre une bonne croissance et couverture de la végétation pour des raisons esthétiques ou de stabilité du couvert malgré une fréquentation importante. Certaines entreprises gérant les déchets du bâtiment sont également intéressées par le développement de Technosols pour recouvrir des zones de mise en décharge. Ces Technosols se situent alors en milieu rural ou péri-urbain et sont destinés à un usage agricole ou pastoral. Dans ce dernier cas, une fertilité importante est attendue, afin de garantir de niveaux de productivité acceptables pour des exploitants agricoles. Il existe donc une gamme d'objectifs allant de la seule conservation de la biodiversité à la seule production végétale, avec des situations où un compromis entre ces deux extrêmes est recherché (Kirchner, 1977; Gough *et al.*, 2000). Une gestion de la fertilité de ces Technosols dès leur mise en place est possible, par une réflexion sur la quantité de matière organique intégrée dans la formulation des mélanges. Cette matière organique est en effet un des déterminants essentiels de la fertilité des Technosols du fait de son effet sur la rétention d'eau du sol (Deeb *et al.*, 2016a) ou de la

disponibilité des nutriments pour les plantes (Rokia *et al.*, 2014). Une importante teneur en matière organique peut permettre une production de biomasse satisfaisante mais peut être à l'origine d'une réduction de la diversité végétale due à cet enrichissement. Par exemple, la fertilisation en azote des prairies peut avoir un impact négatif sur la diversité végétale (Gough *et al.*, 2000; De Schrijver *et al.*, 2011). Sans impacter la richesse et la composition spécifique, la fertilisation peut modifier les abondances relatives des espèces de Poacées au détriment des herbacées non-graminées (Ryals *et al.*, 2016), conduisant à une faible équitabilité au niveau de la communauté, et un aspect visuel homogène peu recherché sur un plan esthétique.

Le raisonnement sur le niveau de fertilité ne doit pas faire oublier le lien intrinsèque qui existe entre diversité et productivité : les travaux théoriques sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes montrent que la diversité végétale en prairie est responsable d'une augmentation de la production de biomasse (Tilman, Lehman, & Thomson, 1997b; Loreau & Hector, 2001; Tilman *et al.*, 2001; Fargione *et al.*, 2007). Cette augmentation de la productivité peut être uniquement due à la production de biomasse de l'espèce dominante sans favoriser les autres espèces et ainsi ne pas renforcer la stabilité de l'écosystème (Schwartz *et al.*, 2000). Afin d'éclairer la prise de décision des gestionnaires en fonction de leurs objectifs conservatoires, productifs, esthétiques…, et de prédire quelle sera l'issue d'une augmentation de la diversité des mélanges semés en termes de productivité et d'équitabilité des différentes espèces dans le peuplement végétal, la comparaison entre la polyculture et la monoculture des espèces qui la composent nous donne une idée de la niche fondamentale d'une espèce, qui correspond à une situation où l'espèce peut acquérir l'ensemble des ressources à sa disposition, sans interaction négative ou positive avec les autres espèces (McArthur & Levins, 1967). L'effet net, défini comme la différence entre la productivité observée d'une polyculture et la productivité attendue par combinaison de la productivité des monocultures des espèces qui la composent permet donc

de décrire l'effet des interaction entre espèce sur la production de la communauté (Loreau & Hector, 2001).

Cet effet net est la résultante de deux effets bruts sur lesquels repose le lien potentiel entre diversité et productivité : l'effet de sélection (dominance des espèces ayant des traits particuliers) et l'effet de complémentarité (facilitation ou complémentarité entre les espèces). Loreau & Hector (2001) ont proposé une méthode statistique pour différencier les deux effets en considérant la production de biomasse en monoculture comme étant le trait sur lequel la sélection peut agir. L'effet de sélection est basé sur la théorie de sélection de Price. L'effet de sélection résulterait de la covariance entre l'expression d'un trait et la présence relative de l'espèce. La résultante d'une dominance des espèces est évaluée par leur trait de production en monoculture (acquisition des ressources, fixation dans la biomasse) (Loreau & Hector, 2001). Fox (2005) propose de décomposer l'effet de sélection en effet de dominance d'une espèce et l'effet de complémentarité dépendant du trait considéré (Fig. 1). Les deux effets sont corroborés par la prépondérance d'une espèce favorisée par l'un de ses traits (ici la biomasse en monoculture). Si l'espèce dominante domine aux dépens des autres espèces, il s'agira de l'effet de dominance entrainé par un chevauchement des niches. Dans le cas contraire, il s'agira d'un effet de complémentarité trait dépendant, avec la présence d'une compétition indirecte ou d'interférences via les microorganismes ou physico-chimique (Fox, 2005).

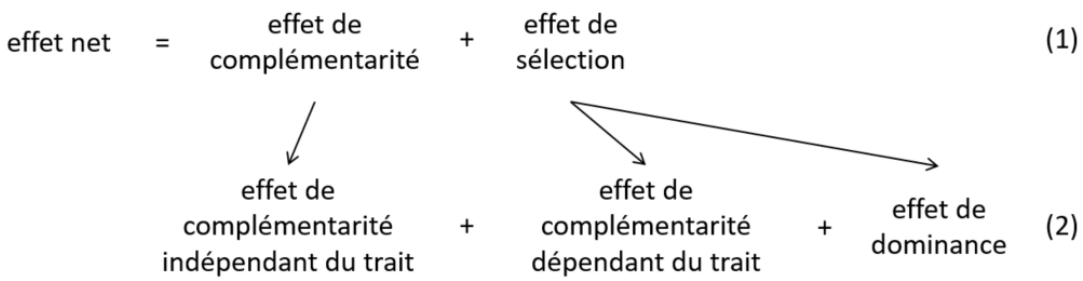


Figure 1: Identification des effets des interactions inter-spécifiques sur la production de la communauté selon (1) Loreau et Hector (2001) et (2) Fox (2005).

L'effet de complémentarité, aussi désigné effet de complémentarité indépendant du trait (Fox, 2005), résulte quant à lui d'un changement de production entre les conditions de monoculture et polyculture indépendamment du trait considéré, via des mécanismes comme la différenciation de niche ou la facilitation. La différenciation de niche permet d'expliquer la coexistence des espèces n'ayant pas les mêmes stratégies de développement et peuvent exploiter différentes ressources du sol ou les mêmes ressources à différents endroits dans le sol (profondeur racinaire) ou de temps (Hooper *et al.*, 2005).

Afin de mieux comprendre l'effet du niveau de fertilité du sol sur la relation entre diversité et productivité et ses conséquences en termes de dominance d'une espèce sur les autres, cette étude propose d'évaluer l'effet de la diversité végétale de trois communautés végétales distinctes sur la production de biomasse dans des Technosols représentant un gradient de fertilité, manipulé par la dose de compost. Ce protocole permet notamment de tester 12 espèces prairiales potentiellement intéressantes pour un usage prairial des Technosols en milieu urbain. L'effet de la biodiversité sur la production globale a été mesuré par le calcul de l'effet net. Les interactions interspécifiques ont été évaluées selon les effets de complémentarité dépendant et indépendant de la biomasse en monoculture et l'effet de dominance.

2. Matériels and Méthodes

2.1 Matériaux constituant les Technosols construits

Les matériaux utilisés sont les terres d'horizons profonds, aussi appelés remblai (R) et le compost de déchets verts (C), fournis par l'un des sites de stockage de l'entreprise ECT (Villeneuve-sous-Dammartin, 77) et la filiale de compostage BIODEPE. Le remblai est issu de

l'excavation d'horizons profonds de sol réalisée lors de construction des fondations de bâtiments (immeuble, parking souterrain, transport souterrain). Il est composé à 95% de l'horizon C et 5% d'autres matériaux récupérés sur les chantiers lors des terrassements (tissus, brique, verre). La composition du remblai est dépendante du fond géochimique de la région d'où il provient. Celui utilisé dans l'étude provient essentiellement des dépôts alluviaux de l'Eocène du Bassin Parisien. Le compost de déchets verts est issu du compostage contrôlé des déchets de tonte de pelouses et de taille de ligneux. Les matériaux parents ont été caractérisés par Deeb et al. (2016) (Tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques du remblai et du compost de déchets verts (Deeb et al., 2016).

	Remblai	Compost
pH (H_2O)	8.6 ± 0.1	8.3 ± 0.1
Carbone organique ($g.kg^{-1}$)	1.63 ± 0.21 a	11.29 ± 1.45 b
Azote total ($g.kg^{-1}$)	0.12 ± 0.01 a	0.69 ± 0.09 b
Phosphore Olsen ($g.kg^{-1}$)	0.037 ± 0.009	0.038 ± 0.003
Potassium échangeable ($g.kg^{-1}$)	0.03 ± 0.01 a	0.22 ± 0.04 b
Texture ($g.kg^{-1}$):		
<2 µm	119.3 ± 9.9	91.7 ± 3.5
2 µm – 50µm	173.0 ± 27.5	130.3 ± 3.6
50 µm – 2 mm	699 ± 34.2	768.3 ± 6.6

2.2 Communautés végétales

Trois associations végétales ont aussi été comparées afin de tester un grand nombre espèces prairiales pouvant se développer sur les Technosols construits et d'obtenir des réplicats de polycultures, afin que nos résultats gagnent en généricité. Les 12 espèces prairiales ont été

cultivées en monoculture et en polycultures selon trois associations, V1 : *Achilea millefolium* (Asteraceae), *Galium mollugo* (Rubiaceae), *Cynosorus cristatus* (Poaceae) et *Festuca ovina* (Poaceae), V2 : *Dactylis glomerata* (Poaceae), *Hypericum perforatum* (Hypericaceae) et *Origanum vulgare* (Lamiaceae), *Poa nemoralis* (Poaceae) et V3 : *Lolium perenne* (Poaceae), *Galium verum* (Rubiaceae), *Clinopodium vulgare* (Lamiaceae), *Festuca rubra* (Poaceae). Les critères retenus pour le choix des espèces végétales constituant les communautés étaient les suivants : (i) deux espèces de Poacées par association ; (ii) les espèces doivent être spontanées en d'Île-de- France; (iii) elles doivent avoir un port érigé pour éviter l'étouffement des autres espèces dans des microcosmes de surface relativement faible; (iv) elles doivent être observées en association dans les milieux naturels selon les associations végétales de Rameau (1989). Dans les parcs urbains le cortège floristique semé contient systématiquement des Poacées, parfois exclusivement, comme au Bois de Vincennes. Les Légumineuses n'ont pas été intégrées à l'expérimentation car ces espèces ont un port rampant. De plus, ces espèces ont un fonctionnement physiologique très différent des autres familles de par leur symbiose avec des microorganismes fixateurs d'azote. Ainsi la dépendance de la communauté végétale à la fertilité des Technosols est maximisée. De plus, il a été montré que le lien diversité-productivité reposait parfois essentiellement sur la présence de Fabacées dans la communauté. Leur exclusion permet de se prémunir de cet effet.

2.3 Plan expérimental

L'expérimentation a été conduite sous serre, pendant deux mois sur le site de Bondy (93) de l'Institut de Recherche pour le Développement. Les matériaux ont été mélangés selon quatre modalités de proportion volumique de compost : (1) 0%, (2) 10%, (3) 20% et (4) 30%. Les communautés végétales ont été cultivées selon deux modalités de diversité (1) monoculture, (2) polyculture. Dans des pots de 13 x 13 x 12 cm, 16 individus ont été transplantés après deux

semaines de germination dans du terreau de semis. Dans les polycultures, quatre individus par espèces ont été placés selon la Figure 2, en essayant de limiter les effets bords et de voisinage répété avec une espèce en particulier.

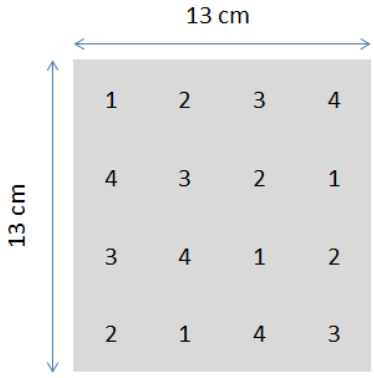


Figure 2 : Emplacement des espèces 1, 2, 3, et 4 pour chaque association dans les pots expérimentaux.

Chaque modalité de diversité, communauté végétale et proportion de compost est répliqué cinq fois (60 traitements). Le repiquage de plants âgés de 10 à 14 jours a été réalisé trois fois avant le début de l'expérimentation (t_0) pour augmenter le nombre de pot avec 16 individus viables. Le développement et la phénologie des plants ont été relevés à l'état initial juste après transplantation des plants (t_0), après un mois (t_1) et après deux mois (t_2), juste avant le démontage de l'expérimentation. Au démontage, les parties aériennes ont été mises à l'étuve pendant 48h à 60°C et pesées pour obtenir la biomasse aérienne sèche. Les racines de l'ensemble de la communauté d'un microcosme ont été récupérées par lavage et ressuyage, puis pesées après 48h à l'étuve à 60°C.

Un arrosage tous les deux jours a été effectué pendant le développement des plantes. La même quantité d'eau a été apportée dans tous les pots.

2.4 Calculs des effets et analyses statistiques

Les calculs des effets nets (équation 1), effets de sélection et de complémentarité ont été réalisé selon Fox (2005) à partir de la compartimentation proposée par Loreau & Hector (2001) (équation 2).

$$\Delta Y = Y_O - Y_E = Y_O - \sum_i RY_E M_i \quad (1)$$

$$\Delta Y = N\overline{\Delta RY}\,\overline{M} + Ncov(M, \frac{RY_O}{RYT_O} - RY_E) + Ncov(M, RY_O - \frac{RY_O}{RYT_O}) \quad (2)$$

ΔY : effet net	RY_O : masse relative observée dans les polycultures
Y_O : biomasse du pot en polyculture	RYT_O : total des masses relatives observées par polyculture
Y_E : biomasse du pot en monoculture	$N\overline{\Delta RY}\,\overline{M}$: effet complémentarité dépendant du trait
RY_E = 0,25 : proportion d'individus attendue dans les polycultures	$Ncov(M, \frac{RY_O}{RYT_O} - RY_E)$: effet dominance
M_i : masse sèche aérienne de l'espèce i	$Ncov(M, RY_O - \frac{RY_O}{RYT_O})$: effet de complémentarité indépendant du trait
N : nombre d'espèce dans la polyculture	

La variation de ces effets en fonction de la teneur en compost des Technosols a été analysé selon des modèles linéaires (du premier ordre ou deuxième ordre) pour chaque communauté. Les modèles ont été choisis selon la répartition des résidus, les AIC et BIC et le coefficient de corrélation (R^2).

3. Résultats

3.1 Biomasses aériennes en polyculture et en monoculture

Nous observons dans les trois communautés végétales, une espèce dominante par la production de masse aérienne par individus plus importante en polyculture (Fig. 3). Cette production pour les trois espèces était plus importante que dans les monocultures. Les espèces : *A. millefolium* dans la communauté V1, *D. glomerata* dans la communauté V2 et *L. prenne* dans la communauté V3 sont dominante dans chacune de leur association. La domination de ces espèces est d'autant plus forte que la quantité de composte dans les mélanges est plus importante.

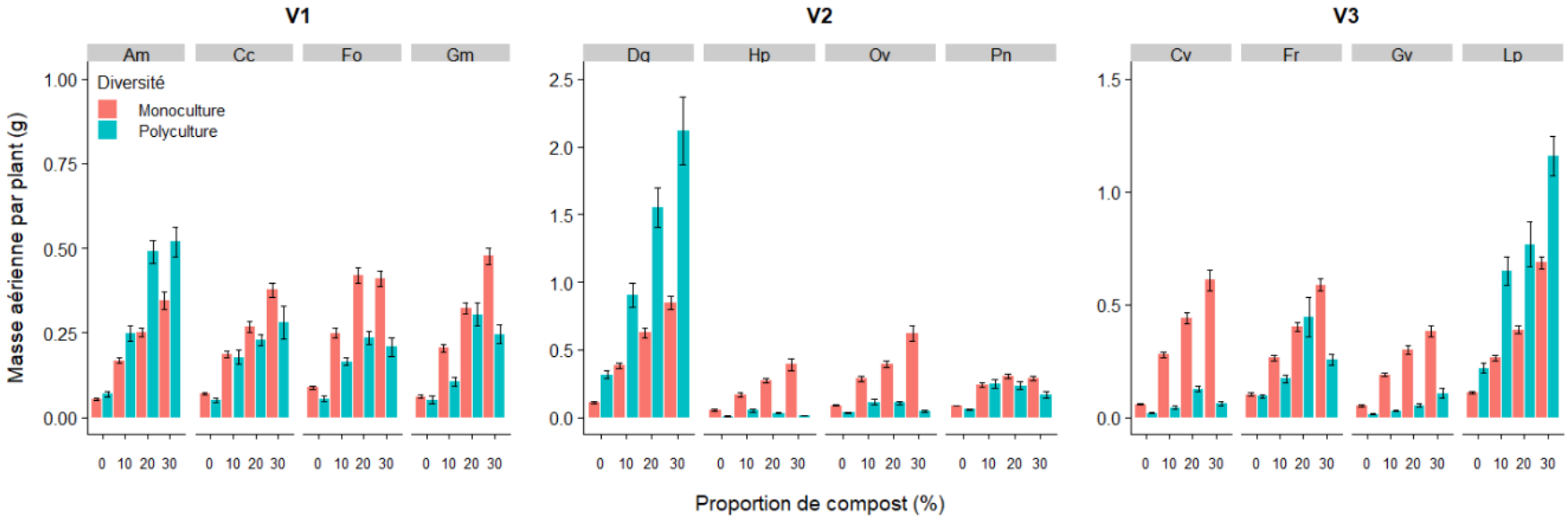


Figure 3 : Biomasses aérienne sèche par plant (mg) en fonction de la quantité de compost pour les communautés V1 (Am : Achilea millefolium, Gm : Galium mollugo, Cc : Cynosorus cristatus, Fo : Festuca ovina), V2 (Dg : Dactylis glomerata, Hp : Hypericum perforatum, Ov : Origanum vulgare), Pn : Poa nemoralis, et V3 (Lp : Lolium perenne, Gv : Galium verum, Cv : Clinopodium vulgare, Fr : Festuca rubra). n = 5

3.2 Effet net

L'effet net varie linéairement avec la proportion de compost (P<0.001, R^2 = 0.64) (Fig. 4). L'analyse de variance du modèle linéaire montre des effets significatifs du pourcentage de compost (P<0.001), de l'association végétale considérée (P<0.001), et de l'interaction entre le compost et l'association (P<0.001). L'ajout de compost est corrélé positivement avec l'effet de production dans la communauté V2, mais négativement dans les communautés V1 et V3. L'analyse de variance du modèle linéaire montre des effets significatifs du pourcentage de compost (P<0.001), de l'association végétale considérée (P<0.001), compost de second ordre (P<0.001) et de l'interaction entre le compost et l'association végétale (P<0.001) sur l'effet net. L'ajout de compost a un effet négatif significativement plus important dans la communauté V3 que V1 (Tableau 2).

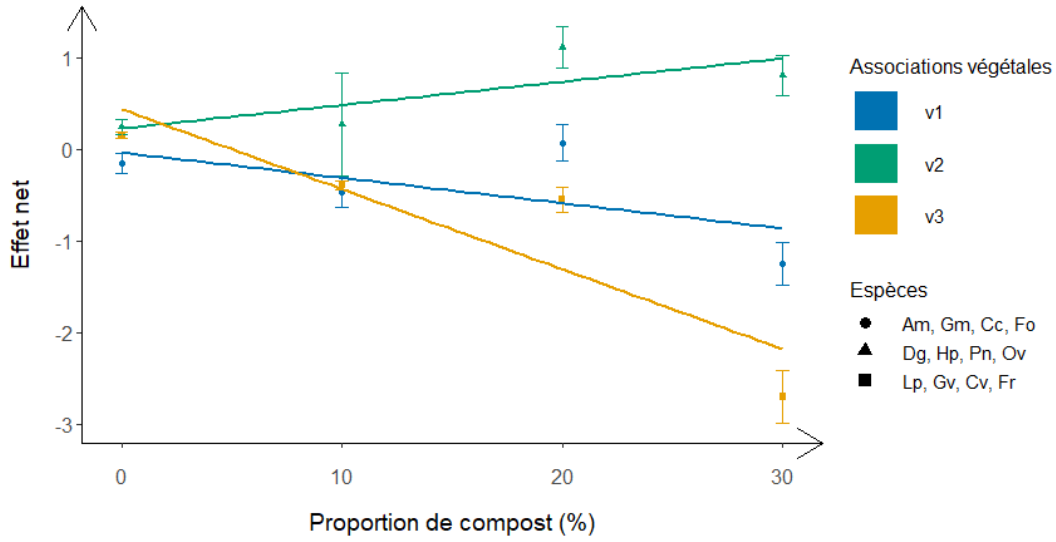


Figure 4 : Effet net de la polyculture sur la biomasse aérienne sèche en fonction du pourcentage volumique de compost dans les Technosols construits. Am : Achilea millefolium, Gm : Galium mollugo, Cc : Cynosorus cristatus, Fo : Festuca ovina, Dg : Dactylis glomerata, Hp : Hypericum perforatum, Ov : Origanum vulgare, Pn : Poa nemoralis, Lp : Lolium perenne, Gv : Galium verum, Cv : Clinopodium vulgare, Fr : Festuca rubra. n = 5

Tableau 2 : Coefficients des modèles linéaires de l'effet net en fonction de la proportion volumique de compost dans les Technosols construits et l'association végétale. Les lettres (a, b, c) signifient l'appartenance à des groupes significativement différents.

$$\Delta Y = A + B \times compost$$

Communautés	Ordonnée à l'origine A	Pente B	
V1	-0.039	-0.028	a
V2	0.225	0.0255	c
V3	0.434	-0.0873	b

3.3 Effet complémentarité indépendant du trait

L'effet complémentarité indépendant du trait est significativement linéairement corrélé avec la proportion de compost, avec un meilleur coefficient de corrélation ($R^2 = 0.78$), AIC et BIC pour un polynôme du second degré ($P<0.001$). Cela signifie que pour des pourcentages de compost de plus en plus grands, l'effet complémentarité trait-indépendant sera plus négatif. Un plateau est atteint entre 0% et 10% pour les communautés V2 et V3, et entre 10% et 20% pour V1 (Fig. 5). Pour toutes les communautés, l'effet de complémentarité trait-indépendant est négatif, sauf pour la communauté V1 à 20% de compost. Avec un coefficient du premier ordre significativement supérieur aux autres, la courbe de complémentarité trait-indépendant de V1 diminue moins rapidement en fonction de l'ajout de compost que pour les communautés V2 ($P<0.001$) et V3 ($P<0.001$) (Tableau 3).

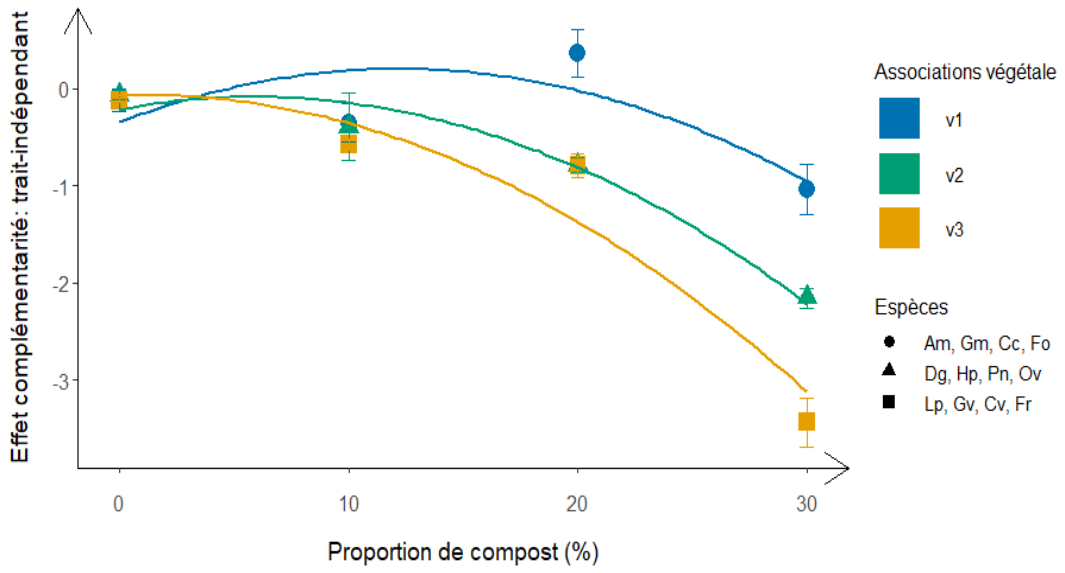


Figure 5 : Effet de complémentarité trait-indépendant en fonction du pourcentage volumique de compost ajouté dans les Technosols construits. Am : Achilea millefolium, Gm : Galium mollugo, Cc : Cynosorus cristatus, Fo : Festuca ovina, Dg : Dactylis glomerata, Hp : Hypericum perforatum, Ov : Origanum vulgare, Pn : Poa nemoralis, Lp : Lolium perenne, Gv : Galium verum, Cv : Clinopodium vulgare, Fr : Festuca rubra. n = 5

Tableau 3 : Coefficients des modèles linéaires de l'effet de complémentarité trait indépendant en fonction de la proportion volumique de compost dans les Technosols construits et l'association végétale. Les lettres (a, b, c) signifient l'appartenance à des groupes significativement différents.

$$Complémentarité\ trait\ indépendant = A + B \times\ compost + C\ \times\ compost^2$$

Communautés	Ordonnée à l'origine A	Pente B	Coefficient du second ordre C
V1	-0.3442476	0.0895801 a	-0.0036704
V2	-0.2156725	0.0434255 b	-0.0036704
V3	-0.0741843	0.0084119 c	-0.0036704

3.4 Effet de dominance

L'effet de dominance varie linéairement avec la proportion de compost (P<0.001, R^2 = 0.90). L'analyse de variance du modèle linéaire montre des effets significatifs du pourcentage de compost (P<0.001), de l'association végétale considérée (P<0.001), et de l'interaction entre le compost et l'association (P<0.001). L'ajout de compost est positivement corrélé avec l'effet de dominance des communautés V2 et V3, et non significativement non différent de zéro pour la communauté V1 (Fig. 6). On observe un effet positif significativement plus important dans la communauté V2 que dans V3 (Tableau 4).

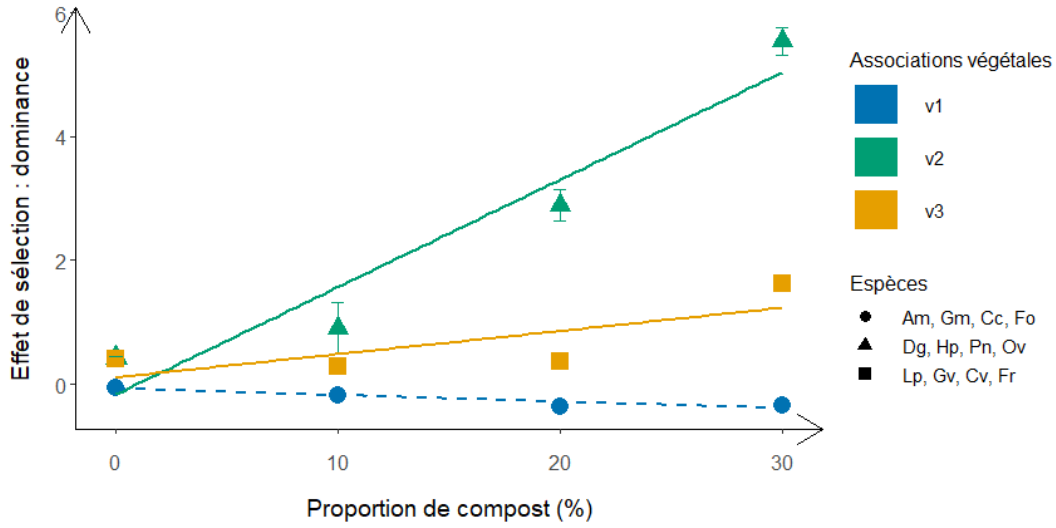


Figure 6 : Effet de sélection dominance en fonction du pourcentage volumique de compost dans les Technosols construits pour les trois communautés végétales. Am : Achilea millefolium, Gm : Galium mollugo, Cc : Cynosorus cristatus, Fo : Festuca ovina, Dg : Dactylis glomerata, Hp : Hypericum perforatum, Ov : Origanum vulgare, Pn : Poa nemoralis, Lp : Lolium perenne, Gv : Galium verum, Cv : Clinopodium vulgare, Fr : Festuca rubra. n = 5

Tableau 4 :Coefficients des modèles linéaires de l'effet de dominance en fonction de la proportion volumique de compost dans les Technosols construits et l'association végétale. Les lettres (a, b, c) signifient l'appartenance à des groupes significativement différents. La pente de la communauté V1 était non significativement différente de zéro (NS).

Communautés	Ordonnée à l'origine A	Pente B	
V1	-0.07411	-0.01041 (NS)	a
V2	-0.16201	0.17332	b
V3	0.10854	0.03746	c

3.5 Effet complémentarité dépendant du trait

L'effet complémentarité dépendant du trait est significativement linéairement corrélé à la proportion de compost (P <0.001, $R^2 = 0.74$). L'analyse de variance du modèle linéaire montre des effets significatifs du pourcentage de compost (P<0.001), de l'association végétale considérée (P<0.001) et de l'interaction entre le compost et l'association (P<0.001). L'ajout de compost n'a pas d'impact sur l'effet de complémentarité trait-dépendant dans la communauté V1. Alors que celui-ci est négativement corrélé pour les communautés V2 et V3 (Fig. 7). La pente négative est significativement plus forte pour V2 que pour les deux autres communautés (P<0.001) (Tableau 5).

Pour les trois communautés à 0% de compost, les effets nets, de dominance, complémentarité dépendant et indépendant du trait ne sont pas significativement différents de zéro.

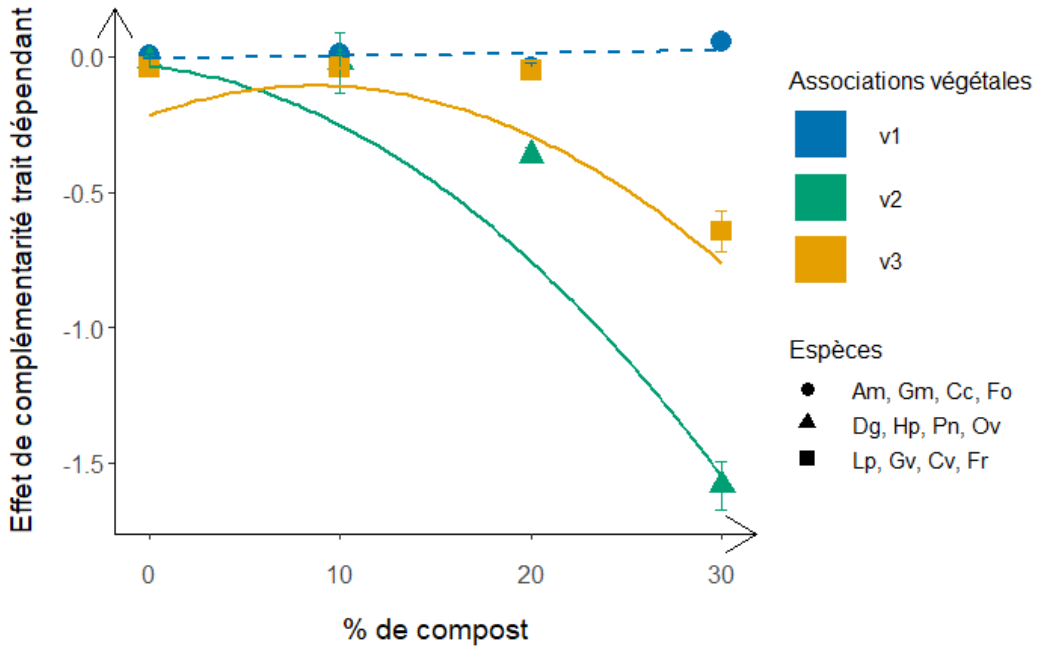


Figure 7 : Effet de complémentarité trait dépendant en fonction du pourcentage volumique de compost ajouté dans les Technosols construits. Am : Achilea millefolium, Gm : Galium mollugo, Cc : Cynosorus cristatus, Fo : Festuca ovina, Dg : Dactylis glomerata, Hp : Hypericum perforatum, Ov : Origanum vulgare , Pn : Poa nemoralis , Lp : Lolium perenne, Gv : Galium verum, Cv : Clinopodium vulgare, Fr : Festuca rubra. n = 5

Tableau 5 : Coefficients des modèles linéaires de l'effet de complémentarité trait dépendant en fonction de la proportion volumique de compost dans les Technosols construits et l'association végétale. Les lettres (a, b, c) signifient l'appartenance à des groupes significativement différents. La pente de la communauté V1 était non significativement différente de zéro (NS).

Communautés	Ordonnée à l'origine A		Pente B		Coefficient du second ordre C
V1	-0.1517877	a	0.0442313 (NS)	c	
V2	0.1159096	b	-0.0072275	a	-0.0014402
V3	-0.0644454	ab	0.0250006	b	-0.0014402

3.6 Effet net de la biomasse racinaire

L'analyse de variance de l'effet net de la biodiversité sur la production racinaire de la communauté prise dans son ensemble montre que l'effet net était significativement différent entre les communautés (P=0.03) (Fig. 8). L'effet est positif et significativement différent des autres traitements pour la communauté V1 à 20% de compost. L'effet est le plus négatif pour la production racinaire dans la communauté V3 à 30% de compost.

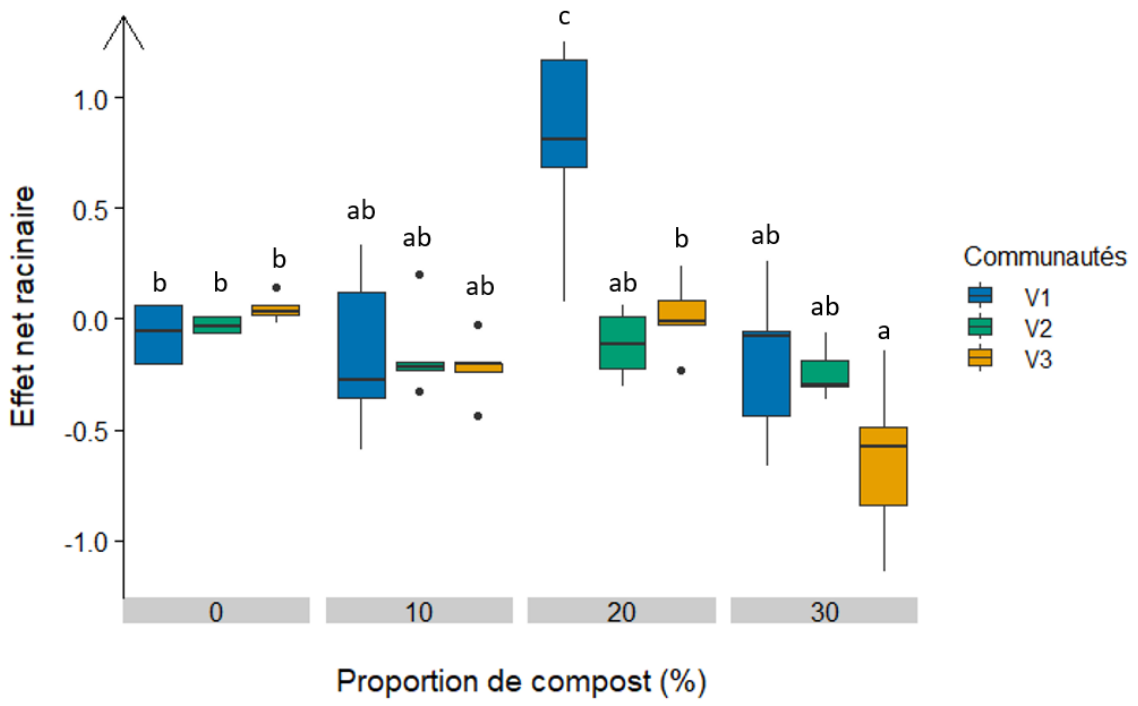


Figure 8 : Effet net de la polyculture sur la biomasse racinaire sèche en fonction de la quantité de compost et de la communauté végétal (V1 : Am : Achilea millefolium, Gm : Galium mollugo, Cc : Cynosorus cristatus, Fo : Festuca ovina ; V2 : Dg : Dactylis glomerata, Hp : Hypericum perforatum, Ov : Origanum vulgare, Pn : Poa nemoralis; V3 : Lp : Lolium perenne, Gv : Galium verum, Cv : Clinopodium vulgare, Fr : Festuca rubra). n = 5

4. Discussion

4.1 Effet de la biodiversité sur l'effet net de production

La biodiversité permet une production de biomasse plus importante en polyculture qu'en monoculture seulement pour la communauté V2. La polyculture semble avoir un effet négatif,

accentué avec l'augmentation de compost dans les associations V1 et V3. L'augmentation de la fertilité dans les Technosols entraine un effet négatif de la biodiversité sur la production totale de la communauté. On remarque en effet que dans les traitements sans compost, l'effet net de production est pratiquement nul, ainsi que pour les effets de dominance, de complémentarité trait dépendant et indépendant. L'ajout de compost augmente donc l'effet de la diversité sur la production de biomasse, qu'elle soit positive, pour une communauté sur trois ou négative pour deux communautés sur trois. L'absence de Légumineuse permet de nuancer l'attribution de l'effet positif de la biodiversité sur la production de biomasse majoritairement à la fixation d'azote atmosphérique (Hector, 1999; Huston, 2000), même sur une expérimentation de plusieurs années telle que dans l'étude de van Ruijven & Berendse (2005).

La production plus importante de biomasse aérienne en polyculture n'a été observé que pour la communauté V2 et serait dû à un effet fort de la compétition, malgré un effet très négatif de la complémentarité dépendante du trait. L'effet de sélection est très fort pour cette communauté, l'espèce *D.glomerata* a présenté une capacité de compétition plus importante que les autres espèces. Tandis que les dans deux autres communautés ont été mesuré des productions de biomasses aériennes plus faibles en polyculture qu'en polyculture. L'effet de la biodiversité est négatif et serait dû à un unique effet de complémentarité dépendant du trait négatif pour V1, et des effets de complémentarité dépendant et indépendant du trait pour V3. Les niches de ces espèces mesurées par les différences de production de biomasse entre la polyculture et la monoculture, étaient par conséquent très proches, et cela n'a pas permis d'exploiter l'ensemble des ressources du sol.

4.2 Effet du compost sur les interactions entre espèces

Dans chaque communauté, une espèce dominante a été observée, qui produisait davantage de biomasse en polyculture qu'en monoculture alors que l'effet inverse a été observé pour les

autres espèces (Fig. 3). Les espèces dominantes ont une influence importante dans le fonctionnement de la communauté en monopolisant une grande partie des ressources. En effet, l'identité fonctionnelle et la diversité fonctionnelle de la communauté sont proche de celle des espèces dominantes (Grime, 1998).

Dans la communauté V1, *Achilea millefolium*, aurait un impact négatif sur la production globale sauf à 20% de compost. Pour les traitements 10% et 30% de compost, seul l'effet de complémentarité trait indépendant semble influencer l'effet de la biodiversité sur la production en polyculture, que ce soit négativement à 30% de compost ou positivement à 20% de compost. A 20% de compost, nous pouvons faire l'hypothèse qu'il s'agit d'une occupation de niches différentes ou de facilitation et à 30% des interactions d'interférence physico-chimiques ou des relations étroites avec les microorganismes de la rhizosphère. La production de biomasse racinaire à 20% de compost est supérieure aux autres traitements. Cette augmentation de production de biomasse racinaire par rapport à la monoculture s'accompagne d'une augmentation de la production de biomasse aérienne de *Galium mollugo* (Fig. 3). Celle-ci était de même niveau en monoculture qu'en polyculture. Ce que nous n'observions pas pour 10% et 30% de compost. Il pourrait s'agir donc d'une facilitation ou une occupation de niche différente entre *A. millefolium* et *G. mollugo*. Cette différenciation de niche par le fonctionnement différent des systèmes racinaires entre espèce a été démontré pour les relations Poacées-Légumineuses (Li *et al.*, 2014; Singh *et al.*, 2015), mais pas dans des associations sans légumineuses. Ce phénomène n'a pas été observé pour 30% de compost. Cependant, l'effet de complémentarité trait indépendant était négatif et peut être dû à des interférences compétitives (allélopathie) ou via des microorganismes. Ceci expliquerait la diminution de la production de biomasse racinaire par rapport à la production de biomasse en monoculture pour la même quantité de compost. Il se peut qu'à un certain seuil de disponibilité des nutriments une espèce telle que *A. millefolioum* investisse moins dans l'appareil racinaire et ait pu favoriser le

développement de son appareil aérien. Ceci ayant entraîné une compétition pour la lumière à 30% de compost, et d'une légère baisse de production aérienne par rapport à la somme des monocultures de *G. mollugo*.

Dans la communauté V2, l'espèce dominante est *Dactylis glomerata* (Fig. 3). Cette dominance s'accompagne d'une production de biomasse plus importante à l'échelle de la communauté, mais qui n'est en fait supporté que par une production beaucoup plus importante pour l'espèce *D. glomerata* que pour les autres espèces. Il s'agit de l'effet de sélection décrit par Schwartz et al., (2000). Seule l'espèce *Poa nemoralis* a produit presque autant de biomasse en monoculture qu'en polyculture (Fig. 3). Cet effet net est donc en majorité dû à un effet de dominance fort. Les espèces de cette communauté semblent occuper la même niche et par exclusion compétitive, *D. glomerata* domine les autres espèces. Cet effet de dominance compense largement les effets négatifs de complémentarité trait indépendant et trait dépendant observés à 20% et 30% de compost dans les Technosols. La dominance de *D. glomerata* se ferait aux dépens des deux espèces *Hypericum perforatum* et *Origanum vulgare* dont la production de biomasse par individus est beaucoup plus faible en polyculture qu'en monoculture (Fig. 3). L'effet complémentaire trait dépendant très négatif serait dû notamment à un chevauchement des niches de chaque espèce.

Dans la communauté V3, l'effet négatif de la biodiversité serait dû à un effet de dominance positif, un effet de complémentarité fortement négatif par rapport aux autres communautés et un effet négatif de complémentarité dépendant du trait à partir de 30% de compost. La dominance de *Lolium perenne* aurait un effet négatif sur la production de la communauté et serait dû à des interférences compétitives qui peuvent réduire la production de racines par la sécrétion de molécules chimiques d'autres espèces (Loreau & Hector, 2001) (Fig. 3). Cette hypothèse peut être appuyée par la différence de biomasse racinaire produite entre la

polyculture et la monoculture pour 30% de compost (Fig. 8). Celle-ci était en moyenne moins importante en polyculture qu'en monoculture pour cette proportion de compost notamment.

Dans les autres communautés, les Technosols à 20% de compost semblent entrainer une augmentation des effets nets, de complémentarité dépendant et indépendant du trait. Cette quantité de compost correspond peut-être à une valeur de fertilité intermédiaire permettant une hétérogénéité du milieu suffisant pour diminuer la compétition entre espèces dominante et les espèces mineures (Rebele, 1992). L'augmentation de la production de biomasse dans la communauté par rapport à la relation linéaire serait une conséquence des interactions de complémentarité plus importantes à ce niveau de fertilité.

Discussion sur les théories de niche, overyielding et différenciation de niche qui ne serait pas la règle en communauté végétale (Loreau, 2010). L'utilisation des calculs d'effets permettent de faire le lien entre théorie et expérimentation et comparer les résultats entre eux. Contrairement aux autres études ayant utilisé ce cadre théorique (Loreau & Hector, 2001; Loreau, 2010), l'effet net n'est pas systématiquement conduit par une effet complémentaire entre les espèces. Ceci peut être dû à l'absence de Fabaceae (Li *et al.*, 2014), bien que l'effet complémentarité eu lieu dans une des communautés sans Fabaceae.

Conclusion

1. L'augmentation de la quantité de compost dans les Technosols a permis d'augmenter la fertilité avec une augmentation de la production de biomasse végétale pour la majorité des espèces.
2. L'augmentation de la fertilité des Technosols a accentué les effets négatifs des interactions interspécifiques sur la production, que nous pouvons interpréter comme une augmentation de la compétition entre espèces dans certaines communautés (V2 et V3).

3. La proportion de 20% de compost dans les Technosols construits semble nuancer l'augmentation des interactions compétitrices interspécifiques et a entrainé des relations de facilitation entre deux espèces d'une des trois communautés (V1).
4. Les trois communautés végétales testées ont montré trois schémas d'interactions interspécifiques différents. Ces schémas semblent être instaurés par les espèces dominantes de chaque communauté en interaction spécifique avec une espèce secondaire de la communauté.
5. Le compromis éventuellement recherché par le gestionnaire entre production de biomasse et biodiversité est dépendant la quantité de compost intégrée aux Technosols.
6. En termes de recommandations sur le niveau de fertilité, une proportion de 20% de compost semble être un bon compromis pour la construction d'écosystèmes prairiaux en milieu urbain, en particulier si les espèces composant la communauté entretiennent des relations de facilitation telles qu'observées entre *A. millefolium* et *G. mollugo*.
7. Les Technosols présentent une opportunité pour manipuler un niveau de fertilité du sol qui permette au gestionnaire de favoriser le maintien d'une communauté végétale diversifiée dans laquelle les espèces sont représentées de façon équitable. Toutefois, l'effet de ce niveau de fertilité dépend de la nature des espèces choisies.
8. Les conclusions obtenues dans cette expérience en mésocosmes méritent d'être validées sur le terrain. Puisqu'il est difficile de réaliser le même plan d'expérience in situ, nous recommandons de se focaliser sur une communauté intégrant *A. millefolium* et *G. mollugo*, dont l'aspect esthétique peut intéresser des gestionnaires d'espaces verts urbains.

Discussion générale

I. Effet des matériaux sur la construction de l'écosystème

I.1. Les Technosols construits comme habitat pour la végétation et la macrofaune du sol

Pour rappel (cf Introduction), la première question de recherche et hypothèses associées concernant la capacité des Technosols construits à accueillir des organismes vivants était la suivante :

Question 1 : Quel est l'impact des matériaux utilisés pour la construction de Technosols sur le développement végétal ?

- Hypothèse 1.1 : Le développement végétal sera plus important dans les mélanges contenant davantage de matière organique.
- Hypothèse 1.2 : La présence de béton concassé peut constituer un milieu de croissance pour les arbres.

Lors de ces travaux, nous avons observé un développement et une survie de la végétation, arbres d'alignement et espèces prairiales après leur plantation ou leur semis dans les Technosols construits. La survie et la croissance des arbres dépendaient des matériaux mis en mélange et de la quantité de matière organique dans les Technosols. La présence de remblais pur n'a pas eu d'effet négatif sur la survie et la croissance des arbres ni l'installation des herbacées sur les parcelles d'arbres ou en prairie. L'ajout de 70% de béton dans les mélanges a été décisif et a permis de diminuer la mortalité due au compost de déchets verts. Un suivi sur le long terme devrait être envisagé pour écarter définitivement tout effet nocif du béton sur la survie et la croissance des arbres. Mais ces premiers résultats indiquent que le béton concassé peut être

intégré dans les mélanges de matériaux à hauteur de 70%, valeur choisie car elle permet d'obtenir un squelette minéral (du fait du contact entre les blocs de béton) dont la portance permet de supporter le poids des véhicules automobiles stationnant à proximité des arbres d'alignement.

Nous avons identifié deux espèces dont la survie n'était pas sensible aux mélanges (*Prunus avium* et *Acer campestre*), tandis qu'une espèce a été particulièrement sensible (*Carpinus betulus*), avec une mortalité particulièrement importante dans les mélanges de remblais et de compost seul. La teneur en phosphore semble avoir été le nutriment limitant pour la croissance des arbres. C'est notamment le premier nutriment limitant dans les successions végétales qui entraine les rétrogressions (A. Wardle *et al.*, 2008; Walker *et al.*, 2010; Haynes, 2014). Cet élément limitant peut donc avoir un impact sur l'ensemble de la communauté végétale. La sensibilité de *C. betulus* indique que cette espèce n'est pas très adaptée à la nature de nos mélanges. Toutefois, il faut noter que les arbres ont été plantés en « racines nues » pour maximiser le contact entre l'arbre et le Technosol. Des essais dans lesquels les arbres seraient plantés « en motte » permettraient de vérifier que cette espèce est réellement inadaptée, et qu'il ne s'agit pas d'une incompatibilité restreinte à des stades de développement initiaux.

La concentration localisée de la matière organique, dans la fraction disponible pour les racines entre les blocs de béton concassé, a permis une augmentation nette de la croissance des arbres (Fig. IV, résultats chapitre 1).

La deuxième question de recherche et hypothèses associées concernant l'effet des matériaux sur la création d'habitat pour la macrofaune était la suivante (cf Introduction) :

Question 2 : Quel est l'impact des matériaux initiaux sur la colonisation de la macrofaune du sol ?

- Hypothèse 2.1 : La colonisation des Technosols par la macrofaune du sol peut être rapide et similaire à en abondance et diversité aux communautés environnantes.
- Hypothèse 2.2 : La présence de MO dans les mélanges initiaux aura un impact positif sur cette colonisation.

La colonisation de la macrofaune plus rapide et plus abondante a aussi montré l'effet bénéfique de la matière organique sur la colonisation en présence de béton. Le peu d'effet de la matière organique ajoutée dans les Technosols construits pour les prairies sur la colonisation de la macrofaune du sol aurait pu s'expliquer par l'export de la matière végétale suite à la fauche, et donc l'absence de retour de matière organique au sol sous forme de litière. Cependant, la colonisation ne diffère pas des Technosols avec remblais pur dans les parcelles arbres. Cette augmentation de la fertilité à hauteur de 10% de compost dans les mélanges initiaux n'est donc pas suffisante pour observer des effets significatifs sur la colonisation de la faune. Deux facteurs ont été identifiés comme influençant les communautés du sol : la disponibilité en nutriments et la création de micro-habitats, par la formation de porosité notamment (Maharning *et al.*, 2009). Avec nos mélanges à 10% de compost, nous n'avons pas observé ces deux effets simples, mais uniquement l'effet de l'interaction entre quantité de nutriments et hétérogénéité de leur distribution spatiale (Fig. IV, résultats chapitre 1).

Comme d'autres expérimentations de Technosols construits, le mélange de déchets minéraux et organiques peut constituer un support pour le développement des arbres et un habitat pour la faune du sol (Yilmaz *et al.*, 2018; Cannavo *et al.*, 2018; Vincent *et al.*, 2018; Hedde *et al.*, 2018).

I.2. Effet du compost sur l'assemblage des communautés et la succession

Les deux facteurs déterminant pour l'assemblage des communautés dans les Technosols construits sont le temps et la présence de compost qui a permis d'augmenter les teneurs en carbone organique, teneur en azote totale, potassium (K_2O) et phosphore (P_2O_5) biodisponibles pour les plantes. Au cours du temps, les changements principaux de l'environnement observés lors de la recolonisation et le début de la succession sont la fermeture du couvert végétal et l'augmentation de la litière, ceci peut avoir un impact à la fois sur la communauté végétale (Foster & Gross, 1998) et sur la communauté de macrofaune (Decaëns *et al.*, 1998; Burrow, 2018).

Les questions de recherche concernant l'effet d'une modification de la teneur en matière organique sur l'assemblage des communautés de flore et de faune (cf Introduction). La troisième question et hypothèses associées concernaient particulièrement la succession végétale :

Question 3 : Quel est l'impact des mélanges initiaux sur le stade de succession artificielle des communautés végétales ?

- Hypothèse 3.1 : L'ajout de matière organique augmente la vitesse de succession.
- Hypothèse 3.2 : L'ajout de matière organique détermine les profils de traits fonctionnels, du fait d'une compétition différente pour les ressources nutritives et la lumière

Le facteur temps a été moins déterminant sur l'assemblage des communautés végétales que l'ajout de compost dans les mélanges initiaux. Le semis des espèces végétales et les conditions des Technosols construits n'ont pas permis l'observation d'une succession des espèces végétales dans les quatre premières années de la succession. L'établissement d'espèces typiques

des prairies au bout de quatre ans est un résultat qui répond à la demande des aménageurs concernant la création de prairies urbaines et non de formation végétales composées uniquement d'espèces ubiquistes. Cependant, nous avons observé un effet du compost sur les communautés prairiales qui s'accentuait au cours du temps. On notera en particulier une différenciation progressive de la composition taxonomique entre les Technosols avec et sans compost. La mise en place d'un suivi sur plusieurs années est donc un élément déterminant pour évaluer l'influence du compost sur la composition des communautés végétales.

Il est possible qu'un accroissement de la fertilité du sol, assimilé à un ajout de matière organique dans notre expérience, accentue la compétition pour la lumière et favorise des espèces ayant pour traits des feuilles plus grandes et de masse plus importante (Tilman, 1994). Ceci peut expliquer l'augmentation de la production de biomasse en présence de 10% de compost dans les mélanges initiaux significativement plus grand que dans les Technosols de remblai seul au bout de quatre années de suivi. Les traits racinaires des plantes n'ont pas pu être collectées à partir des bases de données. Le compost a aussi eu pour effet de favoriser l'espèce dominante *Dactylis glomerata* lorsque les conditions de pluviométrie étaient favorables à cette espèce (Chapitre 2, Fig. S4). La fertilité du sol peut en condition d'humidité plus importante, favoriser les espèces dominantes présentes en prairies tempérées et diminuer la richesse spécifique par exclusion compétitive (Kirchner, 1977).

La quatrième question et l'hypothèse associée concernaient l'effet des matériaux sur le début de succession de la macrofaune :

Question 4 : Quel est l'impact des mélanges initiaux sur le stade de succession artificielle de la macrofaune du sol ?

- Hypothèse 4 : la succession est plus rapide avec un ajout de matière organique dans les mélanges initiaux.

A l'inverse des communautés végétales, le facteur déterminant pour l'assemblage des communautés de macrofaune a été le temps, et non l'ajout de matière organique dans les mélanges initiaux. Une augmentation progressive de la densité de la macrofaune dans les parcelles plantées d'arbres et de prairies ainsi qu'une augmentation de la diversité fonctionnelle et taxonomique dû à la colonisation des Technosols a été observé. La succession des groupes fonctionnels est peu marquée comme dans l'étude de Hedde *et al.*, 2018, sur la colonisation des Technosols construits. Cependant, cette étude a permis de mettre en évidence l'augmentation en abondance au cours du temps des organismes détritivores. Nous avons cependant observé une augmentation des organismes « résidents », inféodés au sol et à la litière. Le niveau d'identification de la macrofaune du sol peut être une des limites de notre étude. Nous avons aussi observé une augmentation de l'abondance des larves. Ceci témoigne de l'installation des organismes dans un milieu (Scheu & Schulz, 1996; Doblas-Miranda *et al.*, 2008).

La question de recherche suivante concernait l'effet de la proportion de matière organique sur la diversité :

Question 5 : Quels sont les effets de l'augmentation de la fertilité des Technosols par l'ajout de compost sur la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés ?

- Hypothèse 5 : l'augmentation de la fertilité du sol permet de produire davantage de biomasse mais réduit la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés.

Comme pour la colonisation, l'ajout de 10% de compost n'a pas eu d'effet sur l'assemblage des traits et les diversités taxonomique et fonctionnelle faunistiques. Cependant, cet ajout a une

influence sur la composition fonctionnelle des communautés végétales, et de façon plus prononcée au cours du temps. Cet élément est déterminant pour l'aménagement paysager urbain et la conservation de biodiversité en ville.

Les résultats principaux concernant l'effet des proportions de matériaux sur l'assemblage des communautés sont présentés dans la figure IV (résultats Chapitre 2).

I.3. Effet du compost sur les interactions interspécifiques et implication sur les fonctions de l'écosystème construit

Les questions de recherche concernant ce chapitre (cf Introduction) étaient:

Question 6 : Le gradient de compost dans les Technosols construits modifie-t-il les interactions entre espèces et ainsi la production de biomasse végétale ?

- Hypothèse 6.1 : l'augmentation des ressources du sol diminue les interactions de complémentarité et augmente la compétition entre les espèces végétales.
- Hypothèse 6.2 : optimum de productivité pour une fertilité du sol intermédiaire entraîné par le chevauchement entre la facilitation/complémentarité et la compétition entre espèces.

Dans l'expérimentation en mésocosmes, les interactions positives ou négatives entre espèces ont été amplifiées par l'augmentation de la fertilité dans les polycultures. Le seul effet positif de la production de biomasse aérienne en polyculture par rapport à la monoculture a été observé dans la communauté V2 (*Dactylis glomerata, Hypericum perforatum, Origanum vulgare*). D'après l'analyse statistique dédiée (Fox, 2005), cet accroissement de biomasse par rapport à ce qui est attendu des monocultures est expliqué par l'effet de sélection et non l'effet de complémentarité comme cela a pu être observé dans d'autres études en mésocosmes avec un assemblage des communautés aléatoire (Loreau & Hector, 2001; Fargione *et al.*, 2007). Dans

notre expérience, le nombre d'espèce en polyculture est fixe et restreint. Cela réduit la probabilité de rencontrer des espèces ayant des niches et des stratégies écologiques différentes, bien que ces espèces aient été choisies dans l'expérimentation pour leur coexistence dans les prairies de France selon les associations végétales (Rameau, 1989). La différenciation de niche est à l'origine du partage des ressources dans le temps et l'espace (Tilman, 2000; Hooper *et al.*, 2005). Sur les douze espèces végétales testées, une association a permis de mettre en évidence une interaction de complémentarité indépendant du trait pour une fertilité de sol intermédiaire (20% de compost de déchets verts). Cet effet positif de la biodiversité a permis de maintenir une production de la communauté au même niveau que celle attendue (à partir des productions en monoculture). Cette communauté a produit davantage de biomasse racinaire pour ce niveau de fertilité que les autres communautés et comparativement aux autres niveaux de fertilité pour la même communauté. Ce résultat témoigne d'une séparation de niche concernant l'exploitation des ressources édaphiques (Tilman, 2000; Hooper *et al.*, 2005). Cependant, ce mécanisme n'a pas été observé à des niveaux de fertilité du sol plus faible, comme on pouvait s'y attendre d'après certains modèles, qui prédisent que des contraintes environnementales plus sévères favoriseraient la complémentarité et les mécanismes de facilitation (Brooker & Callaghan, 1998; Aarssen *et al.*, 2003). La limitation des ressources a probablement restreint développement racinaire des espèces ne permettant pas la distribution dans l'espace des racines pour un partage des ressources. L'assemblage de ces espèces peut ne pas correspondre aux communautés recolonisant un milieu après une perturbation au début de la succession et donc ne pas avoir conduit à la sélection d'interactions de facilitation pour des faibles teneurs en nutriments. D'après nos résultats, l'effet de complémentarité semble idiosyncratique et fortement dépendant d'un niveau de fertilité intermédiaire (Rebele, 1992). Il est donc difficile de mettre en évidence l'effet de complémentarité avec un nombre d'espèces restreint en faisant varier le niveau de fertilité d'un Technosol tel que le nôtre. Cependant, ce résultat difficile à

prédire témoigne de la possibilité de construire des Technosols permettant de favoriser à la fois la production de biomasse et la biodiversité, en répondant de la sorte à des objectifs de gestion souvent jugés contradictoires (Kirchner, 1977). Les résultats concernant les effets des proportions de matériaux sur les interactions entre espèces au sein de système diversifié sur la production de biomasse végétale sont résumés dans la figure IV (Chapitre 3).

II. Retour sur l'ingénierie écologique : gestion adaptative

La construction de Technosols à partir de déchets urbains pour l'aménagement d'espaces verts urbains permet à la fois de remplir une demande sociale récréative et de régler un problème environnemental et économique par la mise en place de circuits courts de recyclage des déchets urbains au sein des villes. Cette démarche d'ingénierie écologique éclairée par les connaissances pédologiques permet de délivrer des services écosystémiques via le recyclage de matériaux considérés comme des déchets à mettre en décharge. On notera la capacité à accueillir une diversité végétale et animale aussi importante que dans les écosystèmes environnants, et de stocker du carbone (cf Annexe 1). Cependant, le fonctionnement de l'écosystème ainsi créé doit répondre aux objectifs des gestionnaires.

Nous avons vu qu'il était possible de favoriser l'établissement des organismes en jouant sur la composition des mélanges de matériaux, chaque espèce possédant une niche théorique dont il faut valider par l'expérience l'adéquation avec l'habitat formé par les Technosols (Fig. IV, résultats chapitre 1). Afin que ces nouveaux écosystèmes soient diversifiés, il est nécessaire de connaître non seulement la réponse de chaque espèce aux matériaux utilisés dans les Technosols construits (chapitre 1), mais aussi les interactions entre espèces végétales et la dynamique du système qui entrainent des trajectoires différentes de successions des groupes taxonomique et fonctionnel de la faune (Fig. IV, résultats chapitre 2). La manipulation de la fertilité des

Technosols se révèle donc comme un levier important par lequel le gestionnaire peut influencer la composition de la communauté en modifiant les interactions entre espèces végétales et animales ainsi que le taux de certaines fonctions écologiques comme la production primaire (Fig. IV, résultats chapitre 3).

Ces résultats de thèse ouvrent des perspectives importantes pour la gestion de la biodiversité urbaine. Ils démontrent qu'il est possible de proposer des scénarios de gestion des conditions abiotiques initiales d'un Technosol pour piloter l'assemblage des communautés et des fonctions écologiques qui en résultent, dans un sens qui converge avec les objectifs des gestionnaires, par exemple obtenir une communauté végétale avec des espèces spécifiques du milieu prairial, et non simplement des espèces ubiquistes, en promouvant ou pas la productivité de l'écosystème.

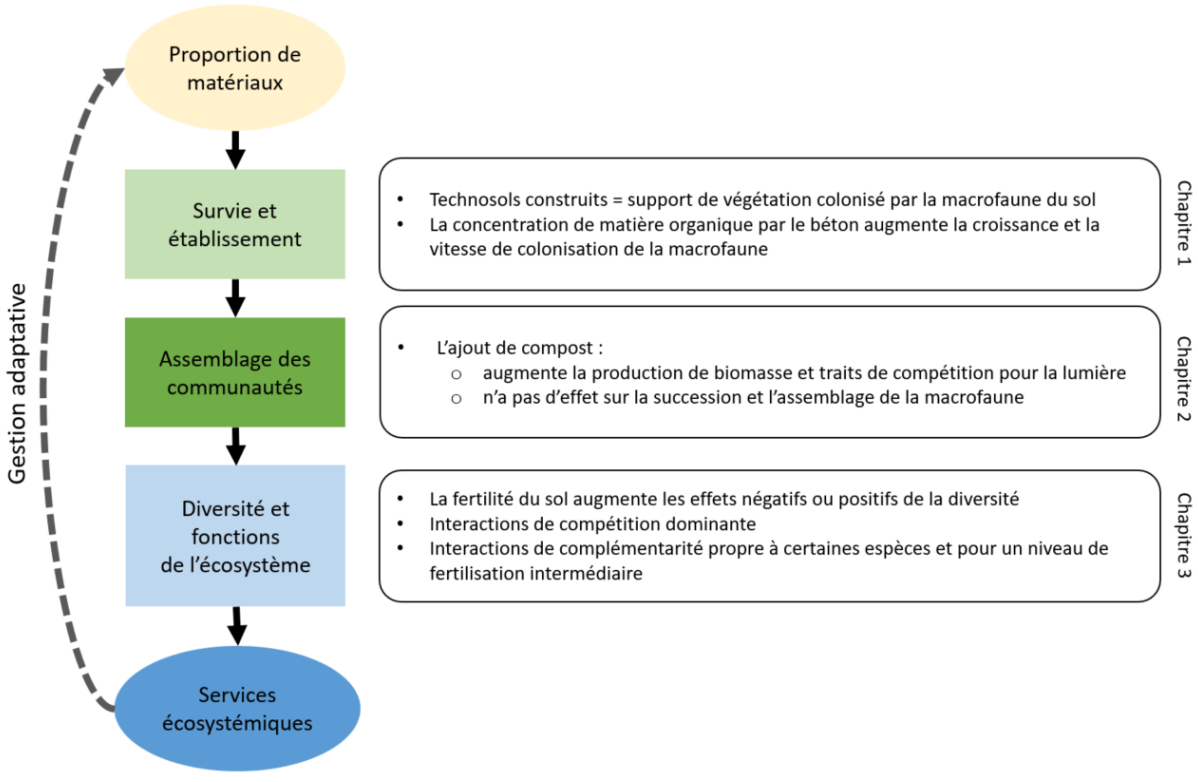


Figure IV : Plan et résultats principaux des travaux de thèse

Conclusion générale

L'étude des communautés dans les Technosols construits à partir de déchets du bâtiment, de compost de déchets verts et de béton concassé a permis de démontrer que ces sols artificiels pouvaient constituer un support de la biodiversité végétale et de macrofaune du sol. Cette étude a aussi permis d'identifier quelles étaient les essences d'arbres communément implantés en ville ainsi que les espèces prairiales pour les espaces verts urbains susceptibles de se développer dans des Technosols dont les matériaux sont abondants et parfois problématiques en milieu urbain. La possibilité qu'offrent les Technosols construits de choisir les matériaux et leur quantité dans les mélanges font de ces objets d'étude des modèles expérimentaux très intéressants pour piloter l'assemblage des communautés, la diversité taxonomique et fonctionnelle, les interactions entre espèces et leurs effets les fonctions de l'écosystème telle que la production de biomasse végétale en milieu urbain.

Notre étude expérimentale sur le terrain pendant quatre ans nous a permis de caractériser la colonisation et le début d'une succession sur un écosystème en construction. Les Technosols présentant une évolution très rapide de la pédogénèse (Séré *et al.*, 2010; Leguédois *et al.*, 2016), ces quatre années sont probablement une sorte de dynamique accélérée des successions secondaires en milieu naturel. Les Technosols permettent ainsi d'évaluer les impacts relatifs du temps (évolution du système) et de la fertilité du sol sur la composition et la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés de plantes et de macrofaune du sol sur des pas de temps restreints. Un suivi de la dynamique de ces communautés et des fonctions qu'elles remplissent à long terme (sur 10 voire 50 ans) constituerait un apport unique pour l'écologie des communautés en milieu urbain.

Le mélange de matériaux présentant des propriétés physico-chimiques contrastées et la connaissance de la pédogénèse ont permis l'établissement de différents Technosols remplissant des niveaux de fonctions différents. Pour aller plus loin, il serait nécessaire de travailler avec les gestionnaires à la définition de scénarios de biodiversité et de services écosystémiques qui corresponde à leurs objectifs de gestion à long terme, afin de tester la reproductibilité et la validité des conclusions auxquelles nous amène notre étude.

Perspectives

Perspective 1 : Effets de la composition des mélanges et de l'usage des sols sur l'évolution des propriétés des Technosols construits

Ce travail de thèse a permis d'évaluer les effets de l'apport de compost sur le peuplement végétal d'une prairie ou sur la croissance d'arbres d'alignement. Les résultats obtenus nous amènent à nous interroger sur l'impact de la conception ou « formulation » d'un Technosol sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et biologiques des Technosols construits. Lors de la mise en place de l'expérimentation de Villeneuve-sous-Dammartin en 2013, des échantillons de sol ont été analysés. D'autres analyses ont été effectuées sur des échantillons trois ans après, en 2016. Ces prélèvements ont été effectués dans les parcelles de prairies, d'arbres, mais aussi de cultures où une rotation blé d'hiver et féveroles a été implantée (non étudié durant la thèse). De nombreux paramètres physico-chimiques ont été mesurés tels que la granulométrie, le pH (eau et KCl), les teneurs en carbone organique, azote total, phosphore et potassium échangeable, carbonates. Des éléments traces métalliques (Cadmium, Cuivre, Nickel, Plomb, Zinc) ont également été dosés. L'ensemble de ces données est résumé en annexe 1. On observe une évolution significative de certains de ces paramètres entre 2013 et 2016, comme par exemple le taux de carbone organique (Fig. V). Pour tous les usages, le taux relatif de carbone organique est significativement supérieur (+100 à 200% en 3 ans) dans les parcelles où initialement aucun compost n'avait pas été ajouté dans les mélanges (-C) comparativement à celles qui en avaient reçu (+C). Cette variation positive des teneurs en C organique s'explique certainement par l'apport des racines (Rasse, Rumpel, & Dignac, 2005). Le mécanisme à l'œuvre concerne donc l'impact des organismes vivants sur la dynamique de la pédogenèse, sujet qui a été évoqué, mais pas complètement traité dans les différents chapitres. La situation est différente dans les mélanges où du compost a été apporté initialement. Dans les parcelles de

prairies et de cultures où du compost a été apporté initialement et où il y a eu un export de matière organique, annuelle via les produits de fauche en prairie et pluriannuel via les récoltes pour les cultures, on observe des taux relatifs légèrement négatifs. Il y aurait donc eu perte de carbone organique en trois ans, certainement lié à la minéralisation du compost, non compensée par les gains liés aux racines. Le bilan est nul pour les parcelles d'arbres avec 70% de béton et positif pour les arbres sans béton. Cela pourrait s'expliquer par une activité de respiration des organismes du sol qui diminue la quantité de carbone organique des Technosols au même niveau l'apport de carbone organique au sol par la biomasse végétale qui retombe au sol. Nous pouvons en conclure qu'il y a une perte du carbone organique pour les usages avec exportation des produits de fauche végétale et faire l'hypothèse qu'il y aurait une minéralisation de carbone plus importante dans les parcelles en présence de béton et de compost. Au vu de ces premiers résultats, il paraît important d'étudier davantage ces interactions entre le type de mélange et l'usage des sols à travers un suivi sur le long terme de l'évolution des paramètres physico-chimiques et biologiques des Technosols, afin de connaître la durabilité du système et sa capacité à participer à l'adaptation aux changements climatiques en stockant du carbone.

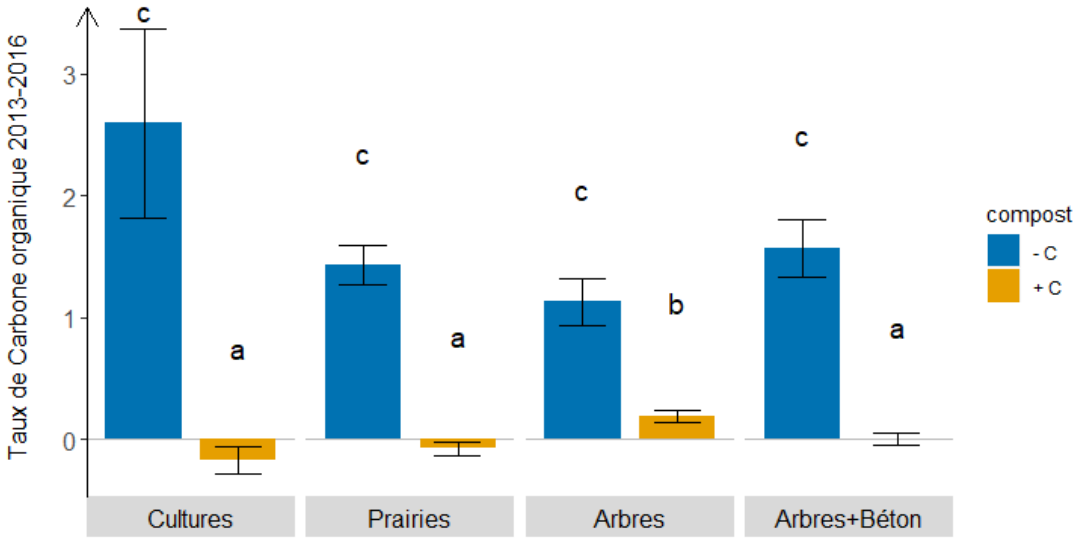


Figure V : Variation du taux de carbone organique ($\Delta C_{org} = (C_{org\ 2016} - C_{org\ 2013}) / C_{org\ 2013}$) en fonction de l'usage, de l'ajout de béton et de compost dans les mélanges initiaux. Test non paramétrique de comparaison multiple Wilcoxon. Les lettres (a, b et c) signifient l'appartenance à des groupes significativement différents (P<0,05).

Perspective 2 : Transposer l'étude des Technosols construits dans un contexte plus urbain

Durant la thèse, j'ai été chargée de définir u protocole expérimental similaire en envergure à celui de Villeneuve-sous-Dammartin, sur un site expérimental du Bois de Vincennes, entre février et mars 2017 (Annexe 1). Dans cette expérimentation, les matériaux proviennent de chantiers du bâtiment proches du Bois de Vincennes (remblais), de la déconstruction des routes du Bois de Vincennes (graves de sous-bassement), du curage du Lac Daumesnil de ce même site (boues de curage) et de la zone de compostage du Parc (compost de déchets verts). Les boues de curage et la grave de déconstruction étaient potentiellement pollués et ont nécessité des analyses complémentaires avant mélange (Annexe 1). Ce site n'a pas pu être suivi pendant la thèse mais un point de mesure un an après la mise en place a été réalisé par l'entreprise ECT et le bureau d'étude IETI. Cette expérimentation se trouve dans un contexte plus urbain que celui de Villeneuve-sous-Dammartin, avec un paysage qui correspond mieux aux communautés floristiques et faunistiques susceptibles de recoloniser un Technosol en milieu urbain dense. La proximité des chantiers et écosystèmes dont sont issus les déchets rend encore plus pertinent l'argument d'une gestion des déchets en circuit-court urbain. Enfin, la réputation du Bois de Vincennes vient de sa très forte fréquentation par le public et des méthodes de pointe appliquées par les équipes techniques en charge des espaces verts. Ce projet est donc à considérer comme un démonstrateur ou une vitrine importante pour la diffusion des Technosols construits à partir de déchets urbains. Dans ce contexte, on pourrait s'attendre, par exemple, à une prédominance d'espèces végétales rudérales pouvant modifier l'assemblage et la diversité fonctionnelle des communautés. L'étude de l'assemblage des communautés se révèlerait encore plus pertinent qu'à Villeneuve pour le gestionnaire soucieux de favoriser des espèces typiques de milieux naturels plutôt que ces espèces ubiquistes. Concernant les arbres, leur plantation s'est faite avec motte, contrairement aux arbres de Villeneuve-sous- Dammartin qui ont été plantés en racines nues. Ceci ne fait que différer l'impact des Technosols sur le développement des arbres (environ

5 ans, source IETI). La réponse des arbres aux Technosols après les premiers stades de croissance dans la motte est aussi intéressant à étudier et pourrait permettre de déterminer la meilleure pratique à suivre pour la plantation d'arbres tiges dans les Technosols construits.

Perspective 3 : Evaluer les potentiels agronomiques des Technosols construits pour une occupation agricole

Ma thèse s'est focalisée sur la construction de Technosols pour l'aménagement de prairies et la plantation d'arbres d'alignement. L'agriculture est un autre type d'usage du sol pouvant intéresser à la fois les riverains et les gestionnaires d'Installations de Stockage de Déchets Inertes (ISDI). Les gestionnaires d'ISDI, après avoir mis en décharge le volume de déchets qu'un site peut accueillir, cherchent souvent à valoriser l'ancien site de stockage en terres agricoles. Avant la mise en décharge du sol excavé, le sol superficiel est retiré et stocké dans une zone délimitée. Ce sol sera par la suite étalé sur les sols excavés mis en décharge. L'exploitation d'un site peut durer plusieurs années. Le sol subit des modifications avec notamment une réorganisation en horizons. Lors du ré-étalement de la couche de terre végétale à la surface des déchets, le sol est à nouveau désorganisé. Généralement, la surface à recouvrir est souvent plus importante que la surface de décapage initiale. Le sol de couverture est ainsi peu profond et peut nécessiter l'importation de terre végétale supplémentaire. Cette pratique est règlementée et doit faire l'objet d'une demande exceptionnelle de la part des ISDI. Des alternatives à l'import de terre végétale, telle que la construction de Technosols pour la production agricole, sont encore à l'essai. Ces essais impliquent une évaluation très sérieuse des risques de pollution pour garantir la production d'aliments sains, à laquelle les entreprises et bureaux d'études du domaine sont sensibles. Des essais grandeur nature, en partenariat avec des agriculteurs, seraient nécessaires pour bien évaluer le potentiel des Technosols pour un usage agricole.

Annexe

Annexe 1 : Mise en place d'une expérimentation sur les Technosols construits au Bois de Vincennes

La nature de la thèse (CIFRE) et mon intégration dans l'entreprise ECT m'ont conduite à travailler sur des projets que développait cette entreprise dans lesquels l'acquisition de connaissances scientifiques n'était pas le premier objectif. J'ai été chargée, en partenariat avec le bureau d'études IETI, d'élaborer un plan d'expérience pour le Bois de Vincennes. Ce projet avait une importance stratégique pour ECT, étant donnée l'application directe à un parc urbain que représente la mise en place d'un Technosol construit avec des matériaux issus du bâtiment dans un lieu aussi fréquenté. La mise en place du site expérimental au Bois de Vincennes devait permettre la comparaison de prairies et de plantations d'arbres sur les Technosols construits à partir de remblais, de graves de sous-bassement, de compost de déchets verts, ainsi que de boues de curage des lacs présents sur le site du Bois de Vincennes, dans un contexte réellement urbain et une optique de recyclage de matériaux produits au sein du parc. L'opportunité a été donnée par l'appel à projet « Métabolisme urbain » organisé par la Ville de Paris et le laboratoire d'expérimentation urbain de Paris (Urban Lab de Paris&Co). Le but était d'expérimenter de nouvelles gestions des ressources naturelles et matériaux utilisés dans les aménagements de la Ville de paris. Le projet d'ECT en association avec le bureau d'étude IETI a été sélectionné parmi 13 autres projets.

Le réaménagement de la voie Bourbon du Bois de Vincennes, autrefois ouverte à la circulation automobile, en voie de circulation douce (pédestre, cyclable) nécessite l'importation de terres végétale pour la plantation d'arbres d'alignement et l'aménagement de praires. Une évaluation du projet concernant le bilan financier et d'émission de CO_2 a été réalisée avant la mise en place

du site expérimental en juillet 2016 pour un espace aménageable de 2000m². Cette évaluation a été réalisée sous l'hypothèse d'un scénario classique d'achat et importation de terre végétale et d'un scénario de recyclage des matériaux locaux pour la construction d'un Technosol. L'étude a été réalisée par le bureau d'étude technique ECIC et est disponible sur le site internet de Urban lab (Projet « Metabolisme Urbain, Paris&Co *et al.*, 2016 : http://urbanlab.parisandco.paris/Nos-projets/Programmes/Avec-la-Ville-de-Paris/Metabolisme-Urbain)

Le bureau d'étude a montré une diminution de 90% des émissions de CO_2, une diminution d'un peu moins de 40% du coût supporté par le site excavateur de sol d'horizons profonds qui paie la mise en décharge de ces déchets, et une diminution d'environ 10% du coût qui aurait dû être supporté par le Bois de Vincennes pour la mise en place du substrat à la place de la déconstruction de la route dans le cas du recyclage par rapport au scénario d'importation de terre végétale.

La déconstruction de la route Bourbon et le curage du lac Daumesnil ont généré des déchets tels que des bordures de béton concassées (400m^3), de la grave calcaire issue des fondations des chaussées existantes (3000m^3) et du compost de déchet vert issu des filières du Bois de Vincennes (200m^3). Pour compléter les mélanges, le remblai accepté comme déchets inerte en ISDI de l'entreprise ECT a été utilisé. Les matériaux sont présentés dans la figure A1. Les mélanges ont été réalisés par ajout proportionnel de godets de matériaux et mélangés avec des tractopelles (Fig. A2). Au total 18 parcelles de prairies (5m x 10m x 0,5m), 33 fosses (3m x 3m x 1,20m) pour les arbres de l'espèce *Acer campestre* et 36 fosses (3m x 3m x 1,20m) pour les arbres de l'espèce *Tilia cordata* ont été aménagées en mars 2017. Au total, 551 m^3 de remblai, 339m^3 de grave, 648m^3 de béton, 68m^3 de compost et 68m^3 de boues de curage ont été utilisés.

Sous-sol excavé

Boues de curage

Béton 20-31.5 mm

Compost Bois de Vincennes

Béton 40-80 mm

Figure A1 Matériaux utilisés pour la mise en place du site expérimental au Bois de Vincennes (la grave n'a pu être prise en photo avant mélange). © Charlotte Pruvost

J'ai été responsable de la coordination de l'arrivée d'une cinquantaine de camions pour livrer 560m^3 de ce matériau provenant de chantiers de construction et déconstruction proches du Bois de Vincennes et de l'implémentation des Technosols, avec une attention particulière pour la façon dont les matériaux étaient mélangés et distribués dans les placettes prévues à cet effet, selon un plan expérimental complexe de 87 unités expérimentales.

Figure A2 : Réception des terres excavées issues de chantiers (gauche) et un tractopelle mélangeant les matériaux pour les fosses d'arbre (droite)

Les types de mélanges ont été définis afin de tester l'effet de la grave de sous-chaussée, une fraction nouvelle de béton et les boues de curage. Le remblai seul n'a pas été testé pour les arbres car l'enjeu consistait pour le Bois de Vincennes à tester les différents types de matières organiques produites localement (compost, boues de curage) qui seraient considérées comme déchets si elles étaient sorties du site, engendrant une dépense conséquente. Pour les fractions minérales, la grave a été comparée aux horizons profonds excavé et au béton concassé de 20-31 ou 40-80 mm.

Les différents mélanges, répliqués trois fois chacun pour les prairies sont donc :

1. 90% sous-sol excavé + 10% compost
2. 90% sous-sol excavé + 10% boues de curage
3. 90% sous-sol excavé + 5% compost + 5% boues de curage
4. 90% grave + 10% compost
5. 90% grave + 10% boues de curage
6. 90% grave + 5% compost + 5% boues de curage

Trois espèces ont été semées sur les prairies après mise en place et correspond au cortège floristique semé par les gestionnaires du Bois de Vincennes : *Festuca arundinacea* (60%), *Festuca rubra* (20%), *Lolium prenne* (20%).

Les mélanges pour les arbres sont :

1. 30% sous-sol excavé + 70% béton 20-30,5 mm
2. 30% sous-sol excavé + 70% béton 40-80 mm
3. 20% sous-sol excavé + 70% béton 20-30,5 mm + 10% compost
4. 20% sous-sol excavé + 70% béton 40-80 mm + 10% compost
5. 20% sous-sol excavé + 70% béton 20-30,5 mm + 10% boues de curage
6. 20% sous-sol excavé + 70% béton 40-80 mm + 10% boues de curages

En fonction de la quantité de matériaux restants, les mélanges ont été répliqués 5 ou 6 fois pour *Acer campestre* et *Tilia cordata*.

Afin d'éviter les risques sanitaires liés à la provenance des matériaux et la fréquentation du parc, des analyses physico-chimiques poussées ont été effectuées par le laboratoire agronomique de la Ville de Paris sur les matériaux parents et les mélanges : granulométrie, pH, les teneurs en calcaire, carbone organique, azote total, oxyde de magnésium, potassium et

phosphore échangeable, et en métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, zinc, nickel, plomb, sélénium et mercure). Seules les boues de curage dépassaient les valeurs limites de la CIRE IdF du 3 juillet 2006 (référentiel des ETM présents dans les sols franciliens) pour le cadmium (190% au dessus), le cuivre (32%), le zinc (48%), le plomb (35%) et le mercure (116%). A l'état initial, certains mélanges ont par conséquent présenté des valeurs supérieures aux valeurs limites de la CIRE IdF, tels que les mélanges A3 (cuivre, mercure et plomb), A5 (mercure) et A6 (mercure et zinc). Aucun matériau et mélange n'a présenté de teneur supérieure aux valeurs limites de l'épandage de boues sur les sols agricoles (Arrêté du 8 janvier 1998). Nous rappelons que ces matériaux ne sont pas soumis à la législation sur les déchets puisque non évacués du site où ils sont produits.

Bibliographie

A. Wardle D, D. Bardgett R, R. Walker L, A. Peltzer D & Lagerström A. **2008**. The response of plant diversity to ecosystem retrogression: evidence from contrasting long-term chronosequences. *Oikos* **117**: 93–103.

Aarssen LW, Laird RA & Pither J. **2003**. Is the productivity of vegetation plots higher or lower when there are more species? Variable predictions from interaction of the 'sampling effect' and 'competitive dominance effect' on the habitat templet. *Oikos* **102**: 427–432.

Adhikari K & Hartemink AE. **2016**. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* **262**: 101–111.

Agapit C, Gigon A, Puga-Freitas R, Zeller B & Blouin M. **2018**. Plant-earthworm interactions: influence of age and proportion of casts in the soil on plant growth, morphology and nitrogen uptake. *Plant and Soil* **424**: 49–61.

Aida N, Sasidhran S, Kamarudin N, Aziz N, Puan CL & Azhar B. **2016**. Woody trees, green space and park size improve avian biodiversity in urban landscapes of Peninsular Malaysia. *Ecological Indicators* **69**: 176–183.

Anderson MJ, Ellingsen KE & McArdle BH. **2006**. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* **9**: 683–693.

Anderson JM & Ingram JSI. **1993**. *Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods*. Wallingford: CAB International.

Auclerc A, Ponge JF, Barot S & Dubs F. **2009**. Experimental assessment of habitat preference and dispersal ability of soil springtails. *Soil Biology and Biochemistry* **41**: 1596–1604.

Auclerc A, Beguiristain T, Charissou AM, Chenot ED, Hedde M, Martin-Laurent F, Masfaraud JF, Piron D, Schwartz C, Sere G, Villenave C & Watteau F. **2013**. *Biodiversité et fonctionnement d'un technosols construit utilisé dans la restauration de friches industrielles BIOTECHNOSOL*. Vandoeuvre-lès-Nancy: Ministère de l'Ecologie du Développement durable et de l'Energie, ADEME.

Auclerc A, Le Moine JM, Hatton PJ, Bird JA & Nadelhoffer KJ. **2019**. Decadal post-fire succession of soil invertebrate communities is dependent on the soil surface properties in a northern temperate forest. *Science of The Total Environment* **647**: 1058–1068.

Baize D & Girard MC. **2009**. *Référentiel pédologique 2008*. Quae.

Bannar-Martin KH, Kremer CT, Ernest SKM, Leibold MA, Auge H, Chase J, Declerck SAJ, Eisenhauer N, Harpole S, Hillebrand H, Isbell F, Koffel T, Larsen S, Narwani A, Petermann JS, Roscher C, Cabral JS & Supp SR. **2018**. Integrating community assembly and biodiversity to better understand ecosystem function: the Community Assembly and the Functioning of Ecosystems (CAFE) approach (M Anderson, Ed.). *Ecology Letters* **21**: 167–180.

Bardgett RD & Cook R. **1998**. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* **10**: 263–276.

Bartens J, Day SD, Harris JR, Wynn TM & Dove JE. **2009**. Transpiration and Root Development of Urban Trees in Structural Soil Stormwater Reservoirs. *Environmental Management* **44**: 646–657.

Bartens J, Wiseman PE & Smiley ET. **2010**. Stability of landscape trees in engineered and conventional urban soil mixes. *Urban Forestry & Urban Greening* **9**: 333–338.

Bates D, Mächler M, Bolker B & Walker S. **2015**. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. *Journal of Statistical Software* **67**.

Berland A, Shiflett SA, Shuster WD, Garmestani AS, Goddard HC, Herrmann DL & Hopton ME. **2017**. The role of trees in urban stormwater management. *Landscape and Urban Planning* **162**: 167–177.

Bio Intelligence Service. **2011**. *Service contract on management of construction and demolition waste*. France: European Comission.

Blanchart E, Lavelle P, Braudeau E, Le Bissonnais Y & Valentin C. **1997**. Regulation of soil structure by geophagous earthworm activities in humid savannas of Côte d'Ivoire. *Soil Biology and Biochemistry* **29**: 431–439.

Blouin M, Hodson ME, Delgado EA, Baker G, Brussaard L, Butt KR, Dai J, Dendooven L, Peres G, Tondoh JE, Cluzeau D & Brun JJ. **2013**. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services: Earthworm impact on ecosystem services. *European Journal of Soil Science* **64**: 161–182.

Bocci G. **2015**. TR8: an R package for easily retrieving plant species traits (R Fitzjohn, Ed.). *Methods in Ecology and Evolution* **6**: 347–350.

Bolund P & Hunhammar S. **1999**. Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics* **29**: 293–301.

Bouché MB. **1972**. *Lombriciens de France: écologie et systématique*. Institut National de la Recherche Agronomique.

ter Braak CJF. **1987**. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* **69**: 69–77.

ter Braak CJF, Cormont A & Dray S. **2012**. Improved testing of species traits–environment relationships in the fourth-corner problem. *Ecology* **93**: 1525–1526.

Brooker RW & Callaghan TV. **1998**. The Balance between Positive and Negative Plant Interactions and Its Relationship to Environmental Gradients: A Model. *Oikos* **81**: 196.

Burrow C. **2018**. Influence of connectivity & topsoil management practices of a constructed technosol on pedofauna colonization: A field study. *Applied Soil Ecology* **123**: 416–419.

Buscot F (Ed.). **2005**. *Microorganisms in soils: roles in genesis and functions*. Berlin: Springer.

Cannavo P, Guénon R, Galopin G & Vidal-Beaudet L. **2018**. Technosols made with various urban wastes showed contrasted performance for tree development during a 3-year experiment. *Environmental Earth Sciences* **77**.

Cannavo P, Vidal-Beaudet L & Grosbellet C. **2014**. Prediction of long-term sustainability of constructed urban soil: impact of high amounts of organic matter on soil physical properties and water transfer. *Soil Use and Management*: n/a-n/a.

Carmona CP, de Bello F, Mason NWH & Lepš J. **2016**. Traits Without Borders: Integrating Functional Diversity Across Scales. *Trends in Ecology & Evolution* **31**: 382–394.

Chapin FS, Walker LR, Fastie CL & Sharman LC. **1994**. Mechanisms of Primary Succession Following Deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs* **64**: 149–175.

Cluzeau D, Guernion M, Chaussod R, Martin-Laurent F, Villenave C, Cortet J, Ruiz-Camacho N, Pernin C, Mateille T, Philippot L, Bellido A, Rougé L, Arrouays D, Bispo A & Pérès G. **2012**. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology* **49**: 63–72.

Cowles HC. **1899**. The Ecological Relations of the Vegetation on the Sand Dunes of Lake Michigan. Part I.-Geographical Relations of the Dune Floras. *Botanical Gazette* **27**: 95–117.

Crews TE, Kitayama K, Fownes JH, Riley RH, Herbert DA, Mueller-Dombois D & Vitousek PM. **1995**. Changes in Soil Phosphorus Fractions and Ecosystem Dynamics across a Long Chronosequence in Hawaii. *Ecology* **76**: 1407–1424.

Damas O & Coulon A. **2016**. *Créer des sols fertiles : du déchet à la végétalisation urbaine*. Antony: Groupe Moniteur.

Day SD, Bassuk NL & van Es H. **1995**. Effect of four compaction remediation methods for landscape trees on soil aeration mechanical, impedance and tree establishment. *Journal of Environmental Horticulture* **13**: 64–71.

De Deyn GB, Raaijmakers CE & Van Der Putten WH. **2004**. Plant community development is affected by nutrients and soil biota. *Journal of Ecology* **92**: 824–834.

De Mendiburu F. **2017**. *Package Agricolae: satistical procedures for agricultural research*.

De Schrijver A, De Frenne P, Ampoorter E, Van Nevel L, Demey A, Wuyts K & Verheyen K. **2011**. Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems: Cumulative nitrogen input and species loss. *Global Ecology and Biogeography* **20**: 803–816.

Decaëns T, Dutoit T, Alard D & Lavelle P. **1998**. Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral successions of western France. *Applied Soil Ecology* **9**: 361–367.

Deeb M, Grimaldi M, Lerch TZ, Pando A, Gigon A & Blouin M. **2016a**. Interactions between organisms and parent materials of a constructed Technosol shape its hydrostructural properties. *SOIL* **2**: 163–174.

Deeb M, Grimaldi M, Lerch TZ, Pando A, Podwojewski P & Blouin M. **2016b**. Influence of Organic Matter Content on Hydro-Structural Properties of Constructed Technosols. *Pedosphere* **26**: 486–498.

Deeb M, Desjardins T, Podwojewski P, Pando A, Blouin M & Lerch TZ. **2017**. Interactive effects of compost, plants and earthworms on the aggregations of constructed Technosols. *Geoderma* **305**: 305–313.

DEFRA. **2009**. *Construction Code of Practice for the Sustainable Use of Soils on Construction Sites*. London, UK: Departement of Environment, Food and Rural Affairs.

Deloitte. **2015**. *Construction and Demolition Waste management in France*. London, UK: European Comission.

Di Maria A, Eyckmans J & Van Acker K. **2018**. Downcycling versus recycling of construction and demolition waste: Combining LCA and LCC to support sustainable policy making. *Waste Management*.

Díaz S, Cabido M & Casanoves F. **1999**. Functional implications of trait–environment linkages in plant communities. In: Weiher E, Keddy P, eds. *Ecological Assembly Rules*. Cambridge: Cambridge University Press, 338–362.

Díaz S & Cabido M. **2001**. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* **16**: 646–655.

Doblas-Miranda E, Wardle DA, Peltzer DA & Yeates GW. **2008**. Changes in the community structure and diversity of soil invertebrates across the Franz Josef Glacier chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry* **40**: 1069–1081.

Doledec S & Chessel D. **1994**. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* **31**: 277–294.

Dray S, Choler P, Dolédec S, Peres-Neto PR, Thuiller W, Pavoine S & ter Braak CJF. **2014**. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* **95**: 14–21.

Drew MC & Lynch JM. **1980**. Soil Anaerobiosis, Microorganisms, and Root Function. *Annual Review of Phytopathology* **18**: 37–66.

EEA. **2016**. *Soil resource efficiency in urbanised areas: Analytical framework and implications for governance*. Danemark: European Environment Agency.

Emmer I. **1995**. Humus form development and succession of dwarf shrub vegetation in grass dominated primary Pinus sylvestris forests. *Annales des Sciences Forestières* **52**: 561–571.

FAO. **2018**. *Our world is urbanizing. Is food on your agenda?* Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Fargione J, Tilman D, Dybzinski R, Lambers JHR, Clark C, Harpole WS, Knops JM., Reich PB & Loreau M. **2007**. From selection to complementarity: shifts in the causes of

biodiversity-productivity relationships in a long-term biodiversity experiment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **274**: 871–876.

Fitter AH & Peat HJ. **1994**. The Ecological Flora Database. *The Journal of Ecology* **82**: 415.

Foster BL & Gross KL. **1998**. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* **79**: 2593–2602.

Fourvel G, Vidal-Beaudet L, Le Bocq A, Brochier V, Théry F, Landry D, Kumarasamy T & Cannavo P. **2018**. Early structural stability of fine dam sediment in soil construction. *Journal of Soils and Sediments* **18**: 2647–2663.

Fox JW. **2005**. Interpreting the 'selection effect' of biodiversity on ecosystem function. *Ecology Letters* **8**: 846–856.

Francini G, Hui N, Jumpponen A, Kotze DJ, Romantschuk M, Allen JA & Setälä H. **2018**. Soil biota in boreal urban greenspace: Responses to plant type and age. *Soil Biology and Biochemistry* **118**: 145–155.

Fridley JD. **2002**. Resource availability dominates and alters the relationship between species diversity and ecosystem productivity in experimental plant communities. *Oecologia* **132**: 271–277.

Fukami T, Martijn Bezemer T, Mortimer SR & Putten WH. **2005**. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. *Ecology Letters* **8**: 1283–1290.

Gough L, Osenberg CW, Gross KL & Collins SL. **2000**. Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. *Oikos* **89**: 428–439.

Grabosky J & Bassuk N. **2016**. Seventeen years' growth of street trees in structural soil compared with a tree lawn in New York City. *Urban Forestry & Urban Greening* **16**: 103–109.

Grabosky J, Haffner E & Bassuk N. **2009**. Plant Available Moisture in Stone-soil Media for Use Under Pavement While Allowing Urban Tree Root Growth. : 8.

Grard B. **2017**. Des Technosols construits à partir de produits résiduaires urbains: services écosystémiques fournis et évolution.

Grime JP. **1974**. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* **250**: 26–31.

Grime JP. **1998**. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* **86**: 902–910.

Grosbellet C, Vidal-Beaudet L, Caubel V & Charpentier S. **2011**. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. *Geoderma* **162**: 27–38.

Gullan PJ & Cranston PS. **2014**. *The Insects: An Outline of Entomology*. Wiley.

Haynes RJ. **2014**. Nature of the Belowground Ecosystem and Its Development during Pedogenesis. In: *Advances in Agronomy*. Elsevier, 43–109.

Haynes RJ & Beare MH. **1996**. Aggregation and organic matter storage in meso-thermal, humid soils. In: *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Lewis, Boca, Raton, 213–262.

Hector A. **1999**. Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands. *Science* **286**: 1123–1127.

Hedde M, Nahmani J, Séré G, Auclerc A & Cortet J. **2018**. Early colonization of constructed Technosols by macro-invertebrates. *Journal of Soils and Sediments*.

Hedlund K, Santa Regina I, Van der Putten WH, Leps J, Diaz T, Korthals GW, Lavorel S, Brown VK, Gormsen D, Mortimer SR, Rodriguez Barrueco C, Roy J, Smilauer P, Smilauerova M & Van Dijk C. **2003**. Plant species diversity, plant biomass and responses of the soil community on abandoned land across Europe: idiosyncracy or above-belowground time lags. *Oikos* **103**: 45–58.

Hill MO & Smith AJE. **1976**. Principal Component Analysis of Taxonomic Data with Multi-State Discrete Characters. *Taxon* **25**: 249.

Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J & Wardle DA. **2005**. Effects of Biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current. *Ecological Monographs* **75**: 3–35.

Hooper DU & Vitousek PM. **1997**. The Effects of Plant Composition and Diversity on Ecosystem Processes. *Science* **277**: 1302–1305.

Huston MA. **2000**. No Consistent Effect of Plant Diversity on Productivity. *Science* **289**: 1255a – 1255.

Hutchinson EG. **1991**. Population studies: animal ecology and demography. *Bulletin of Mathematical Biology* **53**: 21.

IUSS Working Group WRB. **2015**. *World Reference Base for Soil Ressources 2014, update 2015 : International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Jax K. **2005**. Function and "functioning" in ecology: what does it mean? *Oikos* **111**: 641–648.

Joimel S, Cortet J, Jolivet CC, Saby NPA, Chenot ED, Branchu P, Consalès JN, Lefort C, Morel JL & Schwartz C. **2016**. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of The Total Environment* **545**–**546**: 40–47.

Joimel S, Schwartz C, Hedde M, Kiyota S, Krogh PH, Nahmani J, Pérès G, Vergnes A & Cortet J. **2017**. Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. *Science of The Total Environment* **584**–**585**: 614–621.

Joint Research Centre & Institute for Environment and Sustanability. **2011**. *Supporting Environmentally Sound Decisions for Construction and Demolition Waste Management :A*

pratical guide to Life Cycle Thinking and Life Cycle Assessment. Luxembourg: European Commission.

Jones CG, Lawton JH & Shachak M. **1994**. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* **69**: 373.

Julve P. **1998**. *Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France*.

Kaufmann R. **2001**. Invertebrate succession on alpine glacier foreland. *Ecology* **82**: 2261–2278.

Keddy PA. **1990**. The use of functional as opposed to phylogenetic systematics: a first step in predictive community ecology. In: *Biological approaches and evolutionary trends in plants*. London: Shoichi Kawano, 387–406.

Keddy PA. **1992**. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* **3**: 157–164.

Khun I, Durka W & Klotz S. **2004**. BiolFlor - a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology: BiolFlor - a plant-trait database. *Diversity and Distributions* **10**: 363–365.

Kirchner TB. **1977**. The Effects of Resource Enrichment on the Diversity of Plants and Arthropods in a Shortgrass Prairie. *Ecology* **58**.

Kleyer M, Bekker RM, Knevel IC, Bakker JP, Thompson K, Sonnenschein M, Poschlod P, van Groenendael JM, Klimeš L, Klimešová J, Klotz S, Rusch GM, Hermy M, Adriaens D, Boedeltje G, Bossuyt B, Dannemann A, Endels P, Götzenberger L, Hodgson JG, Jackel AK, Kühn I, Kunzmann D, Ozinga WA, Römermann C, Stadler M, Schlegelmilch J, Steendam HJ, Tackenberg O, Wilmann B, Cornelissen JHC, Eriksson O, Garnier E & Peco B. **2008**. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology* **96**: 1266–1274.

Kristoffersen P. **1998**. Designing urban pavement sub-bases to support trees. *Journal of Arboriculture* **24**: 121–125.

Krzaklewski W, Pietrzykowski M & Woś B. **2012**. Survival and growth of alders (Alnus glutinosa (L.) Gaertn. and Alnus incana (L.) Moench) on fly ash technosols at different substrate improvement. *Ecological Engineering* **49**: 35–40.

Kuznetsova A, Brockhoff PB & Christensen RHB. **2017**. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software* **82**.

Kuzyakov Y & Blagodatskaya E. **2015**. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology and Biochemistry* **83**: 184–199.

Laliberté E & Legendre P. **2010**. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**: 299–305.

Laliberté E, Legendre P & Shipley B. **2014**. *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*.

Lavelle P, Decaëns T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, Margerie P, Mora P & Rossi JP. **2006**. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* **42**: S3–S15.

Layman RM, Day SD, Mitchell DK, Chen Y, Harris JR & Daniels WL. **2016**. Below ground matters: Urban soil rehabilitation increases tree canopy and speeds establishment. *Urban Forestry & Urban Greening* **16**: 25–35.

Legendre P & Gallagher ED. **2001**. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* **129**: 271–280.

Legendre P, Galzin R & Harmelin-Vivien ML. **1997**. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* **78**: 547–562.

Legendre P, Oksanen J & ter Braak CJF. **2011**. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis: Test of canonical axes in RDA. *Methods in Ecology and Evolution* **2**: 269–277.

Leguédois S, Séré G, Auclerc A, Cortet J, Huot H, Ouvrard S, Watteau F, Schwartz C & Morel JL. **2016**. Modelling pedogenesis of Technosols. *Geoderma* **262**: 199–212.

Lehman CL & Tilman D. **2000**. Biodiversity, Stability, and Productivity in Competitive Communities. : 19.

Lehmann A & Stahr K. **2007**. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments* **7**: 247–260.

Levinsson A, Fransson AM & Emilsson T. **2017**. Investigating the relationship between various measuring methods for determination of establishment success of urban trees. *Urban Forestry & Urban Greening* **28**: 21–27.

Li L, Tilman D, Lambers H & Zhang FS. **2014**. Plant diversity and overyielding: insights from belowground facilitation of intercropping in agriculture. *New Phytologist* **203**: 63–69.

Lindén J, Fonti P & Esper J. **2016**. Temporal variations in microclimate cooling induced by urban trees in Mainz, Germany. *Urban Forestry & Urban Greening* **20**: 198–209.

Loewe M. V, González O. M & Balzarini M. **2013**. Wild cherry tree (Prunus avium L.) growth in pure and mixed plantations in South America. *Forest Ecology and Management* **306**: 31–41.

Loreau M. **2001**. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* **294**: 804–808.

Loreau M. **2010**. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**: 49–60.

Loreau M & Hector A. **2001**. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* **412**: 72–76.

Mace G, Masundire H, Baillie J, Ricketts T, Brooks T, Hoffman M, Stuart S, Balmford A, Purvis A, Reyers B, Wang J, Revenga C, Kennedy E, Naeem S, Alkemade R, Allnutt

T, Bakarr M, Bond W, Chanson J, Cox N, Fonseca G, Hilton-Taylor C, Loucks C, Rodrigues A, Sechrest W, Stattersfieldds A, Janse van Rensburg B, Whiteman C, Abell R, Cokeliss Z, Lamoreux J, Pereira HM, Thönell J, Williams P, Ceballos G, Lavorel S, Orians G & Pacala S. **2005**. Biodiversity. In: *Ecosystem and Human Well-being*. Washigton, DC: Island Press, 46.

Mace GM, Norris K & Fitter AH. **2012**. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution* **27**: 19–26.

Magnusson S, Lundberg K, Svedberg B & Knutsson S. **2015**. Sustainable management of excavated soil and rock in urban areas – A literature review. *Journal of Cleaner Production* **93**: 18–25.

Maharning AR, Mills AAS & Adl SM. **2009**. Soil community changes during secondary succession to naturalized grasslands. *Applied Soil Ecology* **41**: 137–147.

Martínez-Ruiz C, Fernández-Santos B & Gómez-Gutiérrez JM. **2001**. Effects of substrate coarseness and exposure on plant succession in uranium-mining wastes. *Plant Ecology* **155**: 79–89.

Mason NWH, Richardson SJ, Peltzer DA, de Bello F, Wardle DA & Allen RB. **2012**. Changes in coexistence mechanisms along a long-term soil chronosequence revealed by functional trait diversity. *Journal of Ecology* **100**: 678–689.

Mathieu J, Barot S, Blouin M, Caro G, Decaëns T, Dubs F, Dupont L, Jouquet P & Nai P. **2010**. Habitat quality, conspecific density, and habitat pre-use affect the dispersal behaviour of two earthworm species, Aporrectodea icterica and Dendrobaena veneta, in a mesocosm experiment. *Soil Biology and Biochemistry* **42**: 203–209.

McArthur R & Levins R. **1967**. The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist* **101**: 377–385.

Mcgill B, Enquist B, Weiher E & Westoby M. **2006**. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* **21**: 178–185.

McGranahan G, Marcotullio P, Bai X, Balk D, Braga T, Douglas I, Elmqvist T, Rees W, Satterthwaite D, Songsore J, Marcotullio P, Zlotnik H, Eades J & Ezcurra E. **2005**. Urban systems. In: *Current state & trends assessment*. Island Press, 795–825.

McPherson EG, Nowak DJ & Rowntree RA. **1994**. *Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. Chicago, USA: United States Department of Agriculture, Northeastern Forest experimentation station.

Millenium Ecosystem Assessment. **2005**. *Ecosystems and human well-being: synthesis ; a report of the Millennium Ecosystem Assessment* (WV Reid, Millennium Ecosystem Assessment, and World Resources Institute, Eds.). Washington, DC: Island Press.

Morel JL, Chenu C & Lorenz K. **2015**. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments* **15**: 1659–1666.

Moretti M, Obrist MK & Duelli P. **2004**. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography* **27**: 173–186.

Moser A, Rötzer T, Pauleit S & Pretzsch H. **2015**. Structure and ecosystem services of small-leaved lime (Tilia cordata Mill.) and black locust (Robinia pseudoacacia L.) in urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening* **14**: 1110–1121.

Mouchet MA, Villéger S, Mason NWH & Mouillot D. **2010**. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules: Functional diversity measures. *Functional Ecology* **24**: 867–876.

Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S, Mason NWH & Bellwood DR. **2013**. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* **28**: 167–177.

Muratet A. **2014**. *Projet de reconstitution de sols fertiles à partir de matériaux recyclés*. Conseil départemental de Seine-saint-Denis.

Nowak DJ, Crane DE & Stevens JC. **2006**. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* **4**: 115–123.

Odling-Smee FJ, Laland KN & Feldman MW. **1996**. Niche Construction. *The American Naturalist* **147**: 641–648.

Odum EP. **1969**. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* **164**: 262–270.

Odum HT & Odum B. **2003**. Concepts and methods of ecological engineering. *Ecological Engineering* **20**: 339–361.

Oksanen J, Blanchet G, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E & Wagner H. **2018**. *Vegan : Community Ecology Package*.

Ow LF & Ghosh S. **2017**. Urban cities and road traffic noise: Reduction through vegetation. *Applied Acoustics* **120**: 15–20.

Paris&Co, ADEME, ECIC & EIVP. **2016**. *Evaluation de l'impact environnemental de six projets d'économie circulaire en expérimentation à Paris*. Paris: Mairie de parie.

Petchey OL & Gaston KJ. **2006**. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* **9**: 741–758.

Pey B, Cortet J, Capowiez Y, Nahmani J, Watteau F & Schwartz C. **2014**. Technosol composition affects Lumbricus terrestris surface cast composition and production. *Ecological Engineering* **67**: 238–247.

Pielou EC. **1966a**. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology* **10**: 370–383.

Pielou EC. **1966b**. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* **13**: 131–144.

Pierce S, Negreiros D, Cerabolini BEL, Kattge J, Díaz S, Kleyer M, Shipley B, Wright SJ, Soudzilovskaia NA, Onipchenko VG, van Bodegom PM, Frenette-Dussault C, Weiher E, Pinho BX, Cornelissen JHC, Grime JP, Thompson K, Hunt R, Wilson PJ, Buffa G, Nyakunga OC, Reich PB, Caccianiga M, Mangili F, Ceriani RM, Luzzaro A, Brusa G, Siefert A, Barbosa NPU, Chapin FS, Cornwell WK, Fang J, Fernandes GW, Garnier E, Le Stradic S, Peñuelas J, Melo FPL, Slaviero A, Tabarelli M & Tampucci D. **2017**. A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide (J Baltzer, Ed.). *Functional Ecology* **31**: 444–457.

Rameau JC. **1989**. *Flore forestière française: guide écologique illustré. 1: Plaines et collines*. Paris: Institut pour le Développement Forestier [u.a.].

Rasse DP, Rumpel C & Dignac MF. **2005**. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* **269**: 341–356.

Rebele F. **1992**. Colonization and early succession on anthropogenic soils. *Journal of Vegetation Science* **3**: 201–208.

Reynolds HL, Packer A, Bever JD & Clay K. **2003**. Grassroots ecology: plant-microbe-soil interactions as drivers of plant community structure and dynamics. *Ecology* **84**: 2281–2291.

Rokia S, Séré G, Schwartz C, Deeb M, Fournier F, Nehls T, Damas O & Vidal-Beaudet L. **2014**. Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Management* **34**: 2155–2162.

Roman LA, Walker LA, Martineau CM, Muffly DJ, MacQueen SA & Harris W. **2015**. Stewardship matters: Case studies in establishment success of urban trees. *Urban Forestry & Urban Greening* **14**: 1174–1182.

Roman LA, Battles JJ & McBride JR. **2014**. The balance of planting and mortality in a street tree population. *Urban Ecosystems* **17**: 387–404.

Roman LA & Scatena FN. **2011**. Street tree survival rates: Meta-analysis of previous studies and application to a field survey in Philadelphia, PA, USA. *Urban Forestry & Urban Greening* **10**: 269–274.

van Ruijven J & Berendse F. **2005**. Diversity-productivity relationships: Initial effects, long-term patterns, and underlying mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**: 695–700.

Ruiz N, Mathieu J, Célini L, Rollard C, Hommary G, Iorio E & Lavelle. **2011**. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology and Biochemistry*.

Ryals R, Eviner VT, Stein C, Suding KN & Silver WL. **2016**. Grassland compost amendments increase plant production without changing plant communities (DPC Peters, Ed.). *Ecosphere* **7**: 15.

Sæbø A & Ferrini F. **2006**. The use of compost in urban green areas – A review for practical application. *Urban Forestry & Urban Greening* **4**: 159–169.

Santorufo L, Van Gestel CAM, Rocco A & Maisto G. **2012**. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution* **161**: 57–63.

Scheu S & Schulz E. **1996**. Secondary succession, soil formation and development of a diverse community of oribatids and saprophagous soil macro-invertebrates. *Biodiversity and Conservation* **5**: 235–250.

Schwartz MW, Brigham CA, Hoeksema JD, Lyons KG, Mills MH & van Mantgem PJ. **2000**. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* **122**: 297–305.

Séré G, Schwartz C, Ouvrard S, Sauvage C, Renat JC & Morel JL. **2008**. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils and Sediments* **8**: 130–136.

Séré G, Schwartz C, Ouvrard S, Renat JC, Watteau F, Villemin G & Morel JL. **2010**. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *Journal of Soils and Sediments* **10**: 1246–1254.

Shafi MI & Yarranton GA. **1973**. Diversity, Floristic Richness, and Species Evenness During a Secondary (Post-Fire) Succession. *Ecology* **54**: 897–902.

Singh M, Awasthi A, Soni SK, Singh R, Verma RK & Kalra A. **2015**. Complementarity among plant growth promoting traits in rhizospheric bacterial communities promotes plant growth. *Scientific Reports* **5**: 8.

Sjöman H, Nielsen AB & Oprea A. **2012**. Trees for urban environments in northern parts of Central Europe – a dendroecological study in north-east Romania and Republic of Moldavia. *Urban Ecosystems* **15**: 267–281.

Solfjeld I & Hansen OB. **2004**. Post-transplant growth of five deciduous ordic tree species as affected by transplanting date and root pruning. *Urban forestry & urban greening* **2**: 129–137.

Targulian VO & Krasilnikov PV. **2007**. Soil system and pedogenic processes: Self-organization, time scales, and environmental significance. *CATENA* **71**: 373–381.

Tilman D. **1994**. Community Diversity and Succession: The Roles of Competition, Dispersal, and Habitat Modification. In: Schulze ED, Mooney HA, eds. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 327–344.

Tilman D, Knops J, Wedin D, Reich P, Ritchie M & Siemann E. **1997a**. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* **277**: 1300–1302.

Tilman D. **2000**. Functional diversity. In: *Encyclopedia of biodiversity*. New Jersey, USA: Levin, S.A., 109–120.

Tilman D, Reich PB, Knops J, Wedin D, Mielke T & Lehman C. **2001**. Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment. *Science* **294**: 843–845.

Tilman D, Isbell F & Cowles JM. **2014**. Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **45**: 471–493.

Tilman D, Lehman CL & Thomson KT. **1997b**. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **94**: 1857–1861.

Tilman D, Wedin D & Knops J. **1996**. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* **379**: 718.

UN. **2017**. *World population prospects: the 2017 revisions, key findings and advance tables*. New York: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division.

Valentin C & Bresson LM. **1992**. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma* **55**: 225–245.

Vaz Monteiro M, Levanič T & Doick KJ. **2017**. Growth rates of common urban trees in five cities in Great Britain: A dendrochronological evaluation with an emphasis on the impact of climate. *Urban Forestry & Urban Greening* **22**: 11–23.

Vergnes A, Blouin M, Muratet A, Lerch TZ, Mendez-Millan M, Rouelle-Castrec M & Dubs F. **2017**. Initial conditions during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity. *Landscape and Urban Planning* **159**: 32–41.

Vidal-Beaudet L, Rokia S, Nehls T & Schwartz C. **2018**. Aggregation and availability of phosphorus in a Technosol constructed from urban wastes. *Journal of Soils and Sediments* **18**: 456–466.

Villéger S, Mason NWH & Mouillot D. **2008**. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**: 2290–2301.

Villenave C, Séré G, Schwartz C, Watteau F, Jimenez A & Cortet J. **2018**. Rapid Changes in Soil Nematodes in the First Years after Technosol Construction for the Remediation of an Industrial Wasteland. *Eurasian Soil Science* **51**: 1266–1273.

Vincent Q, Leyval C, Beguiristain T & Auclerc A. **2018**. Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils. *Applied Soil Ecology* **130**: 259–270.

Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I & Garnier E. **2007**. Let the concept of trait be functional! *Oikos* **116**: 882–892.

Violle C & Jiang L. **2009**. Towards a trait-based quantification of species niche. *Journal of Plant Ecology* **2**: 87–93.

Walker LR, Wardle DA, Bardgett RD & Clarkson BD. **2010**. The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development: Chronosequences, succession and soil development. *Journal of Ecology* **98**: 725–736.

Walker B, Kinzig A & Langridge J. **1999**. Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. *Ecosystems* **2**: 95–113.

Wardle DA, Bonner KI, Barker GM, Yeates GW, Nicholson KS, Bardgett RD, Watson RN & Ghani A. **1999**. Plant Removals in Perennial Grassland: Vegetation Dynamics, Decomposers, Soil Biodiversity, and Ecosystem Properties. **69**: 35.

Wardle DA. **2004a**. Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* **304**: 1629–1633.

Wardle DA. **2004b**. Ecosystem Properties and Forest Decline in Contrasting Long-Term Chronosequences. *Science* **305**: 509–513.

Watson RT, Zakri AH, Arico S & Bridgewater P. **2005**. *Living beyound our means: natural assets and human well-being*. United Nations.

Weiher E, Clarke GDP & Keddy PA. **1998**. Community Assembly Rules, Morphological Dispersion, and the Coexistence of Plant Species. *Oikos* **81**: 309.

Wilson DC, Rodic L, Modak P, Soos R, Carpintero A, Velis K, Iyer M & Simonett O. **2015**. *Global waste management outlook*. UNEP.

Wright JP, Naeem S, Hector A, Lehman C, Reich PB, Schmid B & Tilman D. **2006**. Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning: Functional groups and ecosystem function. *Ecology Letters* **9**: 111–120.

Yang J, McBride J, Zhou J & Sun Z. **2005**. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening* **3**: 65–78.

Yilmaz D, Cannavo P, Séré G, Vidal-Beaudet L, Legret M, Damas O & Peyneau PE. **2016**. Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening. *Journal of Soils and Sediments* **18**: 442–455.

Zhang H & Jim CY. **2014**. Contributions of landscape trees in public housing estates to urban biodiversity in Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening* **13**: 272–284.

Zobel M. **1997**. The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution* **12**: 266–269.