



Laboratoire
Génie Civil
et géo-Environnement
Lille Nord de France



Université Lille 1

Ecole Doctorale Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement

Laboratoire Génie Civil et géo-Environnement (LGCgE)



RÉGION
NORD-PAS DE CALAIS

Cofinancement : ADEME/Région Nord-Pas-de-Calais

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie

Mémoire de Thèse



Influence des modalités de restauration de sols dégradés sur leur colonisation par une faune du sol fonctionnelle



Coralie BURROW

Thèse soutenue publiquement le 16 décembre 2015

Université Lille 1

Ecole Doctorale Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement

Laboratoire Génie Civil et géo-Environnement (LGCgE)

Thèse

présentée en vue de l'obtention du titre de Docteur de l'Université Lille 1

Spécialité : Ecologie

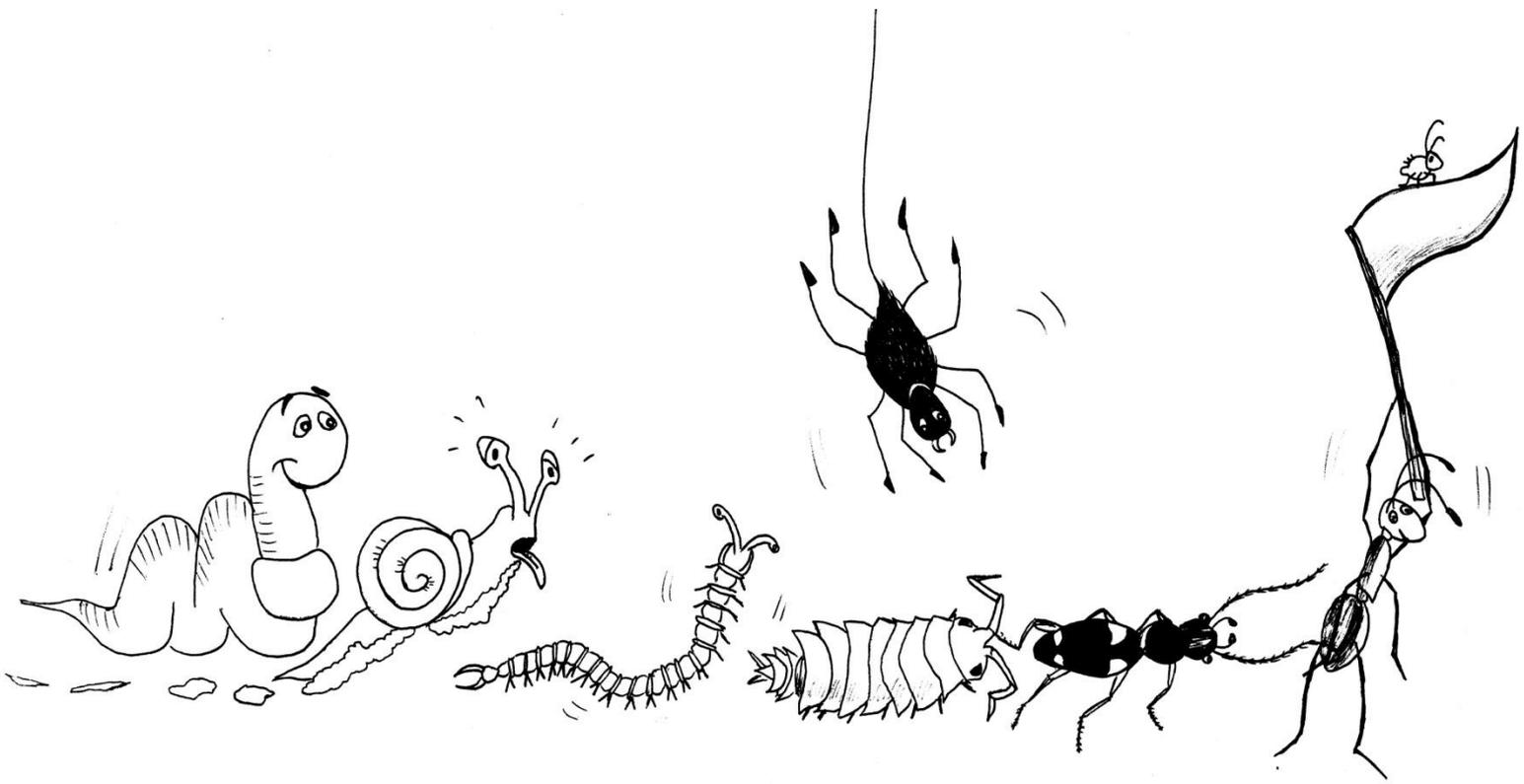
Influence des modalités de restauration de sols dégradés sur leur colonisation par une faune du sol fonctionnelle

par : Coralie BURROW

Soutenue publiquement le 16 décembre 2015

Composition du jury :

Matthieu CHAUVAT, Professeur, Université de Rouen	Rapporteur
Hervé DANIEL, Maître de conférences, Agrocampus Ouest	Examineur
Magali DESCHAMPS-COTTIN, Maître de conférences, Aix Marseille Université	Examineur
Isabelle FEIX, Ingénieur ADEME, Angers	Examineur
Alain LEPRETRE, Professeur, Université Lille (LGCgE)	Directeur de thèse
Céline PERNIN, Maître de conférences, Université Lille (LGCgE)	Co-encadrante de thèse
Christophe SCHWARTZ, Professeur, Université de Lorraine	Rapporteur



Sommaire

Remerciements	15
Introduction.....	17
Chapitre 121 Etat de l'art	21
A. La pédofaune comme outil d'évaluation et de suivi de la qualité des sols.....	22
A.1. Le sol, un milieu vivant et multifonctionnel	22
A.1.1. Généralités sur le sol.....	22
A.1.2. Les fonctions et services assurés par le sol.....	23
A.1.3. Le cas des sols urbains	24
A.2. La faune du sol.....	27
A.2.1. Généralités sur la faune du sol	27
A.2.2. Les communautés d'arthropodes du sol en milieu urbain	29
A.2.3. Intérêt des organismes de la pédofaune en tant que bioindicateurs	30
A.3. Méthodes d'évaluation des réponses de la pédofaune aux variations de la qualité des sols.....	42
A.3.1. Approche spécifique	42
A.3.2. Approche fonctionnelle : des guildes à l'usage des traits écologiques	43
B. Requalification de sites dégradés : de la reconstruction des sols à leur recolonisation par la pédofaune.....	48
B.1. Réhabilitation de sols dégradés : le choix d'une restauration écologique.....	48
B.1.1. Le processus de restauration des sols : généralités et pratiques conventionnelles	49
B.1.2. Les apports de la restauration écologique.....	51
B.1.3. Refonctionnalisation écologique en milieu urbain : le cas des technosols	53
B.2. Gérer et reconnecter : les piliers de la refunctionnalisation écologique	55
B.2.1. Impact du mode de gestion : traditionnelle vs. différenciée.....	56
B.2.2. Impact de la connectivité sur la faune du sol	57
B.3. Le processus de recolonisation des sols par la pédofaune.....	59
B.3.1. Successions écologiques : Généralités.....	60
B.3.2. Dynamiques et modes de dispersion des taxons étudiés.....	62
B.3.3. La colonisation effective des sols restaurés par la pédofaune	70

C. Objectifs de la thèse	75
Chapitre 2 Influence du mode de gestion et de la connectivité sur la dynamique de recolonisation spontanée d'un technosol : Placettes expérimentales <i>in situ</i>	77
A. Présentation du site d'étude	78
B. Evaluation du potentiel de biodiversité à l'échelle du site	83
B.1. Potentiel de biodiversité des délaissés urbains.....	83
B.1.1. Matériel & Méthodes.....	83
B.1.1.1. Présentation des protocoles d'échantillonnage	85
B.1.1.2. Traitement et détermination des échantillons	86
B.1.2. Résultats.....	87
B.1.2.1. Relevés floristiques	87
B.1.2.2. Collemboles.....	88
B.1.2.3. Vers de terre	90
B.1.2.4. Macrofaune issue des pièges Barber	91
B.1.3. Discussion.....	95
B.2. Potentiel de biodiversité des jardins privés : Le programme de science participative Œil de Lynx.....	97
B.2.1. Matériels & Méthodes	97
B.2.2. Résultats.....	98
B.2.2.1. Analyses de sol	98
B.2.2.2. Faune du sol	99
B.2.3. Discussion.....	101
C. Recolonisation des placettes expérimentales <i>in situ</i>	103
C.1. Matériel & Méthodes	104
C.1.1. Plan expérimental	104
C.1.2. Matériaux utilisés.....	108
C.1.3. Choix des taxons étudiés.....	108
C.1.4. Suivi de la colonisation.....	109
C.1.5. Traitement et détermination des échantillons	111
C.1.6. Traitement des données : calculs d'indices, traits, etc.	112
C.1.7. Analyses statistiques utilisées.....	115
C.2. Résultats.....	116

C.2.1. Dynamique de colonisation générale : Evolution temporelle des communautés	116
C.2.1.1. Mésofaune : Collemboles & Acariens	116
C.2.1.2. Macrofaune issue des pièges Barber	121
C.2.1.3. Vers de terre.....	126
C.2.2. Effet de la connectivité sur la dynamique de colonisation des technosols	129
C.2.2.1. Mésofaune : Collemboles et acariens.....	129
C.2.2.2. Macrofaune issue des pièges Barber	139
C.2.2.3. Vers.....	140
C.2.3. Effet du mode de gestion	145
C.2.3.1. Mésofaune : Collemboles et acariens.....	145
C.2.3.2. Macrofaune issue des pièges Barber	161
C.2.3.3. Vers.....	163
C.2.4. Autres facteurs explicatifs : Humidité, analyses sol.....	166
D. Discussion	168
E. Conclusion	191
Chapitre 3 Influence du mode de gestion sur la dynamique de recolonisation assistée et spontanée d'un technosol : Expérimentation en mésocosmes.....	195
A. Matériels & Méthodes.....	196
A.1. Plan d'expérience	196
A.2. Choix des modalités.....	198
A.3. Colonisation assistée : vers et cloportes	201
A.3.1. Inoculation	201
A.3.2. Suivi par recapture	202
A.4. Sacs de litière	203
A.5. Analyses statistiques.....	203
B. Résultats	204
B.1. Suivi des populations de cloportes	204
B.2. Suivi des populations de vers	206
B.3. Expérimentation des sacs de litière.....	208
B.3.1. Mésofaune	208
B.3.2. Dégradation de la litière.....	209

C. Discussion	210
D. Conclusion et Perspectives	216
Chapitre 4 Influence des modalités de gestion d'un technosol sur le maintien de communautés de collemboles : Expérimentation en microcosmes	219
A. Matériels & Méthodes.....	221
A.1. Expérimentation n°1.....	221
A.2. Expérimentation n°2.....	225
B. Résultats	227
B.1. Expérimentation n°1.....	227
B.2. Expérimentation n°2	231
C. Discussion	234
D. Conclusion et Perspectives	239
Chapitre 5 Discussion générale	241
1. Quelle biodiversité pour ces sols construits et avec quelle dynamique ?	243
2. Comment faciliter ce processus de recolonisation ?.....	246
3. Le rôle des organismes de la pédofaune en tant que bioindicateurs de la qualité de sols construits	250
Conclusion & Perspectives	253
Bibliographie	259
Annexes	295

Table des figures

Figure 1 : Relations entre fonctions et services écosystémiques assurés par les sols	26
Figure 2. Collembole épigé	Figure 3. Collembole euédaphique
Figure 4. Hypogastrura viatica, collembole hémi-édaphique (Hypogastruridae)	33
Figure 5: Un acarien prostigmaté	Figure 6: Un acarien oribate
Figure 7: Un acarien gamaside (prédatant un collembole Symphyléone).....	35
Figure 8: Dendrobaena octaedra,	Figure 9: Allolobophora chlorotica,
Figure 10: Lumbricus terrestris, un ver anécique	37
Figure 11: Anchomenus dorsalis,	Figure 12: Amara aenea,
Figure 13: Leistus fulvibarbis, spécialiste des collemboles	39
Figure 14: Le groupe des « famous five » : 5 espèces communes de cloportes.....	41
Figure 15 : Principes des différents types de gestion des écosystèmes dégradés	51
Figure 16: Processus de succession dans un écosystème dégradé (adapté d'après Bradshaw, 2000) .	61
Figure 17: Schéma illustrant la théorie des filtres environnementaux.....	72
Figure 18: Localisation et vue aérienne de la friche de l'Union en 2014	79
Figure 19: Températures moyennes (minimales, maximales et moyennes) sur la période 2012-2014 enregistrées par la station météorologique de Lille-Lesquin.....	82
Figure 20: Précipitations mensuelles totales sur la période 2012-2014 enregistrées par la station météorologique de Lille-Lesquin.....	82
Figure 21: Localisation des parcelles expérimentales et des points d'échantillonnage	84
Figure 22: Piège Barber (vu de dessus)	Figure 23: Piège Barber (pot piège)
Figure 24: Carottage de sol	Figure 25: Extraction sur Berlèse
Figure 26 : Photos de la friche (à gauche) et de la haie SNCF adjacente aux placettes expérimentales (à droite) en juillet 2013(Source : C. Burrow)	88
Figure 27: Abondances relatives des 15 espèces de collemboles les plus fréquentes échantillonnées dans les délaissés urbains toutes dates et stations confondues	88
Figure 28 : Abondance et richesse spécifique moyennes en collemboles pour les différents délaissés urbains.....	89
Figure 29 : Abondance relative des 3 types écologiques de collemboles dans les délaissés urbains	90
Figure 30 : Abondance relative des différentes espèces de vers échantillonnées dans la friche adjacente aux placettes expérimentales (FU) et dans la haie SNCF (H).....	90
Figure 31: Abondance relative des différents ordres et familles d'invertébrés récoltés à l'Union dans les pièges Barber au printemps (avril-mai) et durant l'été (juin-juillet) 2012	91
Figure 32: Représentation des 2 premiers axes de l'AFC réalisée sur les données des Barber posés dans les délaissés urbains et regroupées par piège, toutes dates confondues.....	92
Figure 33 : Abondances relatives des différentes espèces de carabes échantillonnées dans les délaissés urbains toutes dates et stations confondues.....	93
Figure 34: Abondance moyenne par piège en carabes pour les différentes stations avec la proportion des différents régimes alimentaires représentés	94
Figure 35: Abondance moyenne par piège en cloportes pour les différents délaissés urbains échantillonnés aux alentours du dispositif expérimental	94
Figure 36: Localisation des jardins ayant participé au programme Œil de Lynx	98

Figure 37 : Abondance moyenne des communautés prélevées sur les différents jardins situés sur les communes de Roubaix (Rbx) et de Tourcoing (Tcg) à l'aide des pièges Barber	100
Figure 38 : Abondance relative des principaux groupes taxonomiques récoltés dans les pièges Barber placés dans les jardins privés de Roubaix (Rbx) et de Tourcoing (Tcg).....	100
Figure 39 : Modalités de gestion des placettes expérimentales in situ	105
Figure 40: Photos des placettes expérimentales en juin 2014 (connectées en haut à gauche, déconnectées à droite)	107
Figure 41: Protocole d'échantillonnage des placettes expérimentales pour les différents taxons étudiés (dates d'échantillonnage en bleu)	110
Figure 42: Photos des sacs de litière sur les placettes connectées H (à gauche) et déconnectées NC (à droite)	111
Figure 43: Evolution de l'abondance moyenne de la mésofaune (collemboles, acariens et divers) au cours des 20 premiers mois de recolonisation.....	116
Figure 44: Proportion des 10 espèces de collemboles les plus abondamment trouvées sur les placettes toutes dates confondues	117
Figure 45: Proportions des 3 catégories écologiques de collemboles pour le « paysage » proche (échantillonnages réalisés en 2012 et 2013) et les placettes expérimentales (PE) aux 3 dates d'échantillonnage	118
Figure 46: Evolution de la richesse spécifique (S), de la diversité spécifique (H') et de l'équitabilité (E) en collemboles (moyenne par carotte de sol) sur les placettes expérimentales (PE) en comparaison avec le paysage proche	119
Figure 47: Abondance relative des 10 espèces de collemboles les plus abondamment trouvées sur les placettes pour les 3 dates d'échantillonnage	120
Figure 48: Evolution de l'abondance relative des trois sous-ordres d'Acariens au cours des 20 premiers mois de colonisation	120
Figure 49: Evolution de l'abondance totale et de l'abondance relative des différents taxons des microinvertébrés du sol (hors collemboles et acariens) aux 3 dates d'échantillonnage	121
Figure 50: Evolution de l'abondance moyenne par piège de la macrofaune tous taxons confondus de mai 2013 à juillet 2014	122
Figure 51: Abondance relative des différents taxons de la macrofaune de mai 2013 à juillet 2014 ..	122
Figure 52: Représentation des 2 premiers axes de l'AFC réalisée sur les données des Barber regroupées par piège, toutes dates confondues.	123
Figure 53: Evolution de l'abondance et de la richesse spécifique totales en carabes	124
Figure 54: Abondance relative des espèces de carabes les plus abondamment trouvées sur les placettes toutes dates confondues.....	125
Figure 55: Abondance des différentes espèces de vers échantillonnées dans les placettes expérimentales aux 3 dates d'échantillonnage	126
Figure 56: Abondance relative des 3 catégories écologiques de vers dans les placettes expérimentales (PE) en comparaison avec la friche adjacente.....	127
Figure 57: Abondance relative des différents organismes de la mésofaune dans les dispositifs connecté (H) et déconnecté (NC) pour les 3 dates d'échantillonnage.....	129
Figure 58 : Abondance moyenne en collemboles par m ² pour les dispositifs H et NC aux 3 dates d'échantillonnage	130
Figure 59: Richesse spécifique moyenne en collemboles par carotte de sol pour les dispositifs connecté et déconnecté aux trois dates d'échantillonnage.....	131

Figure 60: Indices de diversité et d'équitabilité moyens en collemboles entre dispositifs connecté (H) et déconnecté (NC) aux 3 dates d'échantillonnage	132
Figure 61: Abondance relative des différentes catégories écologiques de collemboles pour les dispositifs connecté (H) et non connecté (NC) aux 3 dates d'échantillonnage	133
Figure 62: Valeurs moyennes des CWM calculés pour différents traits fonctionnels pour les 2 dispositifs H et NC.....	134
Figure 63: Abondance moyenne en acariens totaux (à gauche) et en acariens oribates (à droite) entre les dispositifs connecté (H) et non connecté (NC) aux 3 dates d'échantillonnage	135
Figure 64: Abondance moyenne par m ² des autres organismes de la mésofaune pour les dispositifs connecté (H) et non connecté (NC) aux 3 dates d'échantillonnage	136
Figure 65: Evolution de la dégradation de la litière contenue dans les sacs de litière de janvier à avril 2014 pour les dispositifs H et NC.....	138
Figure 66: Abondance moyenne (par piège Barber) de la macrofaune pour les dispositifs connecté (H) et déconnecté (NC) pour les 6 dates d'échantillonnage	139
Figure 67: Résultats globaux des 3 campagnes d'échantillonnage de vers sur les placettes.....	141
Figure 68: Abondances totales en vers toutes dates confondues pour les dispositifs H et NC.....	141
Figure 69: Représentation des communautés mésofauniques d'après la méthode NMDS	143
Figure 70: Représentation des communautés pédofauniques (macrofaune + mésofaune) d'après la méthode NMDS	144
Figure 71: Abondance relative des différents organismes de la mésofaune pour les différents modes de gestion toutes dates et dispositifs confondus.....	146
Figure 72: Abondance moyenne en collemboles pour les différents modes de gestion.....	146
Figure 73: Abondance relative des différentes familles de collemboles pour les 7 modalités de gestion toutes dates confondues	147
Figure 74: Abondance relative des différentes catégories écologiques de collemboles pour les 7 modalités de gestion toutes dates confondues	148
Figure 75: Valeurs moyennes des CWM (+/- erreur standard) calculés pour différents traits fonctionnels (taille, forme et pigmentation du corps, type de reproduction et nombre d'ocelles) pour les 7 modalités de gestion	150
Figure 76: Valeurs moyennes des CWM (+/- e.s.) calculés pour les préférences des communautés de collemboles en termes d'habitat	151
Figure 77: Valeurs moyennes des CWM (+/- e.s.) calculés pour les préférences des communautés de collemboles en termes de microhabitat	152
Figure 78: Abondance moyenne en acariens (par m ²) pour les 7 modalités de gestion toutes dates et dispositifs confondus	154
Figure 79: Abondance relative des 3 sous-ordres d'acariens pour les 7 modalités de gestion toutes dates et dispositifs confondus	154
Figure 80 : Abondance moyenne (par m ²) des microinvertébrés du sol (hors collemboles et acariens) pour les 7 modalités de gestion toutes dates et dispositifs confondus	155
Figure 81: Abondance relative des différents organismes de la mésofaune présents dans les sacs de litière en février et en avril 2014 pour les 7 modes de gestion.....	156
Figure 82: Equitabilité moyenne en collemboles par sac de litière pour les 7 modalités de gestion en février et en avril 2014.....	157
Figure 83: Abondance moyenne en acariens dans les sacs de litière pour les 7 modalités de gestion en février et avril 2014	158

Figure 84: Abondance moyenne en microinvertébrés (hors collemboles et acariens) dans les sacs de litière pour les 7 modalités de gestion en février et avril 2014	159	
Figure 85: Evolution de la dégradation de la litière contenue dans les sacs de litière de janvier à avril 2014 pour les 7 traitements dans le dispositif connecté	160	
Figure 86: Evolution de la dégradation de la litière contenue dans les sacs de litière de janvier à avril 2014 pour les 7 traitements dans le dispositif déconnecté	160	
Figure 87: Abondance moyenne (par piège Barber) de la macrofaune pour les différents modes de gestion	161	
Figure 88: Abondance et richesse spécifique moyennes en carabes (par piège Barber) des 7 modes de gestion toutes dates et dispositifs confondus	162	
Figure 89: Abondance moyenne en cloportes des 7 modes de gestion toutes dates et dispositifs confondus	163	
Figure 90: Abondance et richesse spécifique moyennes en vers des 7 modes de gestion toutes dates et dispositifs confondus	164	
Figure 91 : Représentation des communautés pédofauniques (macrofaune + mésofaune) d'après la méthode NMDS	165	
Figure 92: Photos des mésocosmes à différentes dates, de leur construction en hiver 2012-2013 à la fin de l'expérimentation en juin 2014 (Photos : C. Burrow)	197	
Figure 93: Plan d'expérience.....	198	
Figure 94: Quelques modalités de gestion expérimentées dans les mésocosmes.....	200	
Figure 95: Inoculation des cloportes	Figure 96: Inoculation en surface des vers	201
Figure 97: Piège d'interception	Figure 98: Photo du contenu d'un piège pour mesure	202
Figure 99: Bloc de 12 sacs de litière sur un mésocosme (modalité « pelouse »).....	203	
Figure 100: Abondance relative des différentes espèces de cloportes récoltées dans les mésocosmes pour les 11 modalités de gestion lors de leur sacrifice (dernier relevé de piège + chasse à vue).....	204	
Figure 101: Abondance moyenne en cloportes récoltés via les pièges à interception (à gauche) ou lors du « sacrifice » des mésocosmes (à droite) pour les 11 modalités de gestion	205	
Figure 102: Taille moyenne en cloportes échantillonnés dans les mésocosmes toutes dates confondues pour les 11 modalités de gestion.....	205	
Figure 103: Biomasse moyenne totale en cloportes échantillonnés dans les mésocosmes toutes dates confondues pour les 11 modalités de gestion	206	
Figure 104: Abondance moyenne en vers récoltés lors du « sacrifice » des mésocosmes pour les 11 modalités de gestion	207	
Figure 105: Relation entre l'abondance moyenne en vers et l'abondance moyenne en cloportes récoltés dans les mésocosmes toutes modalités de gestion confondues.....	207	
Figure 106: Abondance moyenne en acariens dans les sacs de litière en février et en avril pour les différentes modalités de gestion	208	
Figure 107: Evolution du pourcentage de masse sèche restante des sacs de litière placés dans les mésocosmes pour les 11 modalités de gestion au cours des 4 mois de suivi	209	
Figure 108: Vue d'ensemble (à droite) et détail d'un microcosme utilisé pour l'expérimentation n°1 (à gauche).....	221	
Figure 109: Traitements testés lors de l'expérimentation n°1	223	
Figure 110: Les trois espèces de collemboles utilisées lors de l'expérimentation n°1 (de gauche à droite : Folsomia candida, Parisotoma notabilis et Lepidocyrtus cyaneus)	223	
Figure 111: Elevage de Folsomia candida	224	

Figure 112: <i>Microcosme utilisé pour l'expérimentation n°2</i>	225
Figure 113: <i>Trois traitements testés lors de l'expérimentation n°2 (à t+2 mois)</i>	225
Figure 114: <i>Evolution de la proportion relative des 3 espèces pour les différents traitements au cours des 3 mois de suivi</i>	227
Figure 115: <i>Evolution des populations des trois espèces de collemboles (en nombre d'individus/microcosme) pour les différents traitements au cours des 3 mois de suivi</i>	229
Figure 116: <i>Evolution des effectifs de P. notabilis au cours des 4 mois de suivi pour les 3 traitements (Kruskall-Wallis ; n=3)</i>	231
Figure 117: <i>Respiration des technosols pour les 3 traitements aux 4 pas de temps</i>	232
Figure 118: <i>Paramètres agronomiques des technosols pour les 3 traitements aux 4 pas de temps</i> ..	233
Figure 119: <i>Microcosme recouvert de BRF au 2^{ème} mois d'expérimentation</i>	237
Figure 120 : <i>Les 4 principaux types d'espèces échantillonnées sur les sols construits lors des premiers stades de colonisation</i>	245
Figure 121 : <i>Analyse de type multi-critères évaluant l'intérêt des 5 taxons bioindicateurs utilisés au regard des expérimentations menées</i>	252

Remerciements

Mes premiers remerciements vont évidemment à mes directeurs de thèse, Céline et Alain, qui m'ont assisté tout au long de ces 3(4) ans de thèse et qui m'ont tous deux beaucoup appris. Merci à Alain d'avoir fait confiance à une « demie-rosbif » pour porter ce sujet de thèse. Merci Céline d'avoir su être si efficace pour m'aider à rendre ce mémoire à temps, pour m'avoir reboosté dans les périodes creuses et pour m'avoir fait bénéficier de tes capacités de « MacGyver » dans la mise en place de toutes mes expérimentations. De plus, grâce à toi les illustres inconnus qu'étaient les collemboles n'ont (presque) plus de secrets pour moi !

Je poursuivrai en remerciant les autres membres de mon jury qui ont accepté de prendre de leur temps pour évaluer mon travail : Isabelle Feix, Magali Deschamps-Cottin, Matthieu Chauvat, Christophe Schwartz et Hervé Daniel.

Mes remerciements vont également à l'ADEME et à la région Nord-Pas-de-Calais qui m'ont permis de réaliser cette thèse en finançant ces 3 années d'études.

Je remercie également les membres de mes comités de pilotage qui ont permis d'orienter au mieux mes travaux et de me soumettre des idées nouvelles : Magalie Franchomme, Magali Deschamps-Cottin, Claire Bugner, Cécile Grand et Francis Douay.

Je remercie bien entendu le LGCgE et particulièrement l'équipe ENE de l'Université Lille 1 qui m'a accueillie durant ces 3 années et m'a permis de mettre en place mes différentes expérimentations. Merci, pour leurs conseils et leur aide, à « Monsieur-Vers » Fabien, à Sébastien (qui a toujours su trouver tout le matériel dont j'avais besoin !), à l'adorable Brigitte (toujours un mot gentil ...) et à tous les joyeux participants des traditionnels mots croisés du midi, Régine, Valérie, Sylvain, Claude et bien sûr Matthieu, le rayon de soleil normand (pour toi Matthieu : Le Havre EST la plus belle ville du monde).

Merci à mes chères colocataires de bureau qui me manquent beaucoup, d'avoir fait passer ces 3 années beaucoup plus vite : ma sistaaa Lieselot (ZUMBA !) qui m'a donné plusieurs fois de bons coups de main et dont le départ a créé un grand vide dans le « Bureau des stagiaires », ma belle Dima (qui a essayé, non sans mal, de m'apprendre et l'arabe et la cuisine syrienne !), la joyeuse Agi (qui a appris le « give me five » à Java en 5 minutes !) mais aussi Hanine, Joséphine, Adrianna ...

Une énorme pensée aussi à mes fidèles stagiaires et coéquipiers de terrain de choc : mon p'tit Alan (fallait être maso pour continuer à m'accompagner pour creuser des trous à mains nues en imitant Amélie Mauresmo !), Sylvain ce grand fan de Johnny (j'ai encore tes gants en pièce à conviction), Lucie ma petite mésange qui vole maintenant de ses propres ailes au Canada (et qui a fait les premières tournées de terrain avec moi à transporter des boîtes de conserve puantes dans le métro !), la toujours partante Gaëlle mais aussi les deux binômes de choc Redouane/Thomas et Liliana/Audrey. Merci aussi à mes aides extérieures tout aussi méritantes :

Gaëlle ma petite Fauconne préférée et Lucas alias Goéland pontique (vive les ornithos !). Merci aussi à Julie avec qui j'ai pu partager les stress de début/milieu/fin de thèse et passer des colloques bien plus marrants (Dijon et sa piscine !). Je n'oublie pas non plus Laëtitia avec qui j'ai bien papoté à l'occasion (pas pendant !) de nombreux colloques.

Plus sérieusement, un grand merci à Brice, Francis, Bertrand et Sarah de l'ISA pour mes analyses de sol, à Benoît pour ses déterminations de collemboles (et nos sorties de terrain communes sympathiques !), à Jean-Claude Bruneel & Marie-Hélène Bouchet pour les déterminations floristiques, à Eric Masson pour ses cartographies et à Annette Le Groux pour ses lumières en urbanisme.

Même s'ils ont déjà été remerciés auparavant merci à Céline, Lucie, Fabien et Sylvain pour leur aide dans la mise en place des mésocosmes ... et ce n'était pas une mince affaire, du vrai BTP !

Merci aux différents membres impliqués dans le programme Union-Biodiv que je n'ai pas encore cité jusqu'ici : Antonio Dos Santos, Thomas Bur, Hélène Melin, Hélène Allée, Christophe Joveneaux (et l'ENLM en général qui a aidé à la mise en place des expérimentations sur le terrain), Simon Van Loye (et l'appui financier de la SEM-VR pour le dispositif expérimental *in situ*), ...

Le temps presse et il est l'heure de boucler ces remerciements aussi je m'excuse par avance si je n'ai pas cité toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à ces 3 ans de thèse.

Je terminerai en disant un grand merci à toutes les personnes de mon entourage qui m'ont soutenue moralement et m'ont aidé à tenir pendant les périodes difficiles, mes amis bien sûr (un punch maison ou une partie de Time's up n'ont jamais fait de mal à personne !) mais surtout ma famille. Merci à ma maman qui est derrière moi depuis toujours et sur qui je peux toujours compter (même pour coudre des centaines de litter-bags à usage unique...), à ma relectrice de sœur qui, je n'en doute pas, regalopera bientôt comme au bon vieux temps, à mon papa, ma mamie et ma tata qui doivent être mes plus grands fans et pour qui j'ai voulu aller jusqu'au bout de cette thèse, à mes deux grands-pères, à ma tribu des 4 pattes et 4 sabots et enfin merci à mon fidèle Ben qui me supporte tous les jours et qui doit se réjouir de me voir enfin écrire le point final de cette thèse.

Introduction

Parmi les nombreuses atteintes portées aux ressources naturelles, la dégradation des sols reste, malgré ses lourdes conséquences, relativement méconnue. Ressource non renouvelable assurant de multiples fonctions, le sol est pourtant victime de nombreuses agressions d'autant plus préoccupantes qu'à l'heure actuelle, sa protection ne fait l'objet d'aucune réglementation spécifique. Au rang des dégradations figurent entre autres le ruissellement et l'érosion, la pollution par divers agents contaminants, la salinisation, le tassement ou encore l'appauvrissement en matière organique (*Pimentel & Kounang, 1998 ; Stoate et al., 2001 ; Stengel et al., 2009*). Cependant, dans un contexte de croissance urbaine toujours plus élevée, l'imperméabilisation des sols résultant du phénomène d'artificialisation constitue certainement la plus grande menace affectant cette ressource.

L'artificialisation des sols liée au développement des zones urbaines et péri-urbaines est également à l'origine d'une perte de ressources naturelles et agricoles et contribue ainsi à la fragmentation des habitats, première cause d'érosion de la biodiversité (*Fahrig, 2003*). Une autre conséquence non négligeable de l'étalement urbain est l'augmentation des déplacements qu'il entraîne et donc la hausse des émissions de polluants et autres gaz à effet de serre.

Les zones artificialisées occupaient 5,1 millions d'hectares en France en 2014, soit 9,3% du territoire métropolitain. Près de 490 000 hectares ont ainsi été artificialisés depuis 2006, en grande partie aux dépens des terres agricoles mais aussi des milieux semi-naturels (*CGDD, 2013 ; Agreste Primeur, 2015*). Avec l'essor de l'habitat pavillonnaire individuel et le développement de zones d'activités aux dimensions toujours plus démesurées, la progression des surfaces artificialisées au cours des vingt dernières années (600 km² par an) a d'ailleurs été trois à quatre fois plus rapide que la croissance démographique (*CGDD, 2012*).

Cette situation préoccupante au niveau national l'est d'autant plus à l'échelle de la région Nord Pas-de-Calais. Victime de sa forte densité de population (324 hab./km²), elle compte ainsi près de deux fois plus de surfaces artificialisées que la moyenne nationale avec 17,2 % en région contre 9,3 % au niveau national (*Source : DREAL NPdC*). La maîtrise de l'extension foncière est d'ailleurs un objectif inscrit dans le SRADDT (Schéma Régional d'Aménagement et de Développement Durable du Territoire) et porté conjointement par l'Etat et le Conseil Régional dans le SRCAE (Schéma Régional Climat Air Energie).

Autre spécificité régionale, un héritage industriel lourd se traduisant par la présence sur le territoire de nombreuses friches souvent fortement polluées. Au début des années 1990, 10 000 hectares de friches étaient ainsi recensés dans la région, soit la moitié de la surface nationale. Suite à une politique active de résorption de ces espaces dégradés, il n'en subsiste aujourd'hui plus que 3 200 hectares, majoritairement situés en zones urbaines et dont la reconversion est complexe puisque sujette à de nombreuses exigences, sanitaires notamment.

Cet important réservoir foncier représente donc une opportunité de re-densification de l'habitat et de « reconstruction de la ville sur la ville » propice à une limitation de l'étalement urbain, axe majeur de la loi SRU (*Loi n° 2000-1208 du 13 décembre 2000 relative à la solidarité et au renouvellement urbains*) et de la récente loi Alur (*Loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové n°2014-366 du 24 mars 2014*).

Se pose alors la question des modalités de cette reconversion de sites dégradés dans un contexte de développement durable. Chaque année en France, on estime que plus de trois millions de mètres cube de terre végétale issue du décapage agricole sont utilisés pour les nouveaux aménagements publics. Il faut également y ajouter les granulats de carrière, autre ressource non renouvelable. L'utilisation de tels matériaux est incompatible avec des projets d'urbanisme durable puisqu'elle porte atteinte aux terres agricoles, déjà menacées par l'étalement urbain, et engendre des coûts de transport considérables couplés à l'émission de gaz à effet de serre. Parallèlement à cette problématique, la hausse de la quantité de déchets produite par les ménages a soulevé un nouvel enjeu, celui de la nécessaire augmentation de leur recyclage et de leur valorisation organique. D'après des chiffres de l'ADEME pour l'année 2012, sur les 770 millions de tonnes de déchets produits en France, 33 % sont issus des activités de construction (bâtiments et travaux publics) et environ 50 % sont des déchets organiques dont une fraction non négligeable est incinérée. L'utilisation d'une partie de ces matières premières secondaires dans les aménagements publics offrirait donc des perspectives intéressantes en termes de nouveaux débouchés.

L'une des solutions proposées dans ce contexte de reconstitution de sols fertiles en milieu urbain est la fabrication de technosols, c'est-à-dire de sols construits à partir de sous-produits issus des activités humaines (*Lehmann, 2006 ; Rossiter, 2007 ; Séré et al., 2008*). Si des études sont déjà menées sur ces technosols sur des aspects techniques, socio-économiques et sanitaires (*Monserie et al., 2009 ; Séré et al., 2010 ; Rokia et al., 2014*), peu d'entre elles s'attachent à évaluer le potentiel de biodiversité de ces sols néo-formés (*Hafeez, 2012 ; Pey, 2010 ; Pey, 2010*). Pourtant, il est primordial de retrouver en milieu urbain des sols vivants, riches d'une pédofaune diversifiée, qui puissent assurer tout un éventail de fonctions

essentielles : support et production de biomasse, régulation du cycle de l'eau et filtration, régulation du climat et atténuation des inondations et des sécheresses, stockage de carbone ou encore recyclage de la matière organique.

S'intéresser à la composante biologique des sols offre en effet une approche complémentaire aux traditionnelles analyses physico-chimiques permettant de suivre l'évolution de la qualité des sols, les perturbations les affectant et l'efficacité d'actions de protection éventuelles.

En résumé, la mise en place de technosols est une pratique s'intégrant parfaitement dans un projet d'urbanisme durable et qui répond à la fois aux enjeux de gestion économe de l'espace et de maîtrise de l'étalement urbain et à ceux de valorisation des déchets. Ces sols construits ont également vocation à devenir des sols urbains vivants, fertiles et fonctionnels, intégrés dans la trame brune locale (*Pouyat et al., 2010*), et ayant donc la possibilité d'assurer un ensemble de fonctions et d'héberger une certaine biodiversité. Pour cela, le type de gestion dont ils feront l'objet, qui doit s'inscrire lui aussi dans une optique de développement durable, revêt une importance capitale.

Le travail de thèse présenté s'inscrit dans le cadre du réaménagement en écoquartier de la friche urbaine de l'Union, site-atelier du réseau SAFIR (Sites Ateliers Français pour l'Innovation et la Recherche) de l'ADEME, qui fait l'objet du projet de recherche Union-Biodiv, cofinancé par la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité et la Région Nord Pas-de-Calais (2012-2015). Les technosols évoqués préfigurent ainsi ceux qui seront instaurés au niveau des futurs espaces verts de l'écoquartier.

L'objectif est donc de dégager, au travers des réponses de la faune du sol, les modalités d'aménagement les plus favorables à la restauration de la biodiversité dans le paysage urbain.

Étant donné la durée réduite de l'étude au vu des processus écologiques engagés, il est évident que seuls les premiers stades de recolonisation - et donc la mise en place de systèmes que l'on pourrait qualifier de « pionniers » - seront abordés ici.

A terme, les résultats de la thèse devront permettre de dégager des éléments de préconisation en matière d'aménagement d'un écoquartier dans une perspective de gestion durable des horizons superficiels des sols et de maintien d'un maillage écologique local.

Pour mener à bien cette étude, différentes expérimentations ont été menées à des échelles spatio-temporelles variées et font l'objet de chapitres respectifs.

Le premier chapitre de cette thèse constitue un état de l'art sur la restauration écologique de sols dégradés et l'intérêt de la prise en compte de la faune du sol dans le suivi de ce type d'actions.

Le chapitre 2 concerne la dynamique de recolonisation spontanée de parcelles expérimentales *in situ* par la faune du sol. Il s'agit d'une part de comparer les capacités d'accueil de biodiversité de différents modes de gestion des horizons de surface d'un technosol et d'autre part de tester l'influence de la présence d'un corridor écologique sur les vitesses de recolonisation par la pédofaune à partir des espaces semi-naturels existant dans l'environnement de l'écoquartier. Un état des lieux du « réservoir » de biodiversité des alentours du dispositif expérimental permettant d'évaluer les potentialités en termes de recolonisation des technosols y est également présenté.

Le chapitre 3 traite d'une expérimentation en mésocosmes de dimensions plus réduites menée sur le campus de l'Université de Lille 1 et visant à suivre la recolonisation des technosols à un stade plus avancé via une colonisation assistée (inoculation de vers et de cloportes).

Le chapitre 4 s'intéresse quant à lui aux expérimentations menées en laboratoire. Il s'agit du suivi de microcosmes permettant une analyse plus fine des préférences d'une communauté de collemboles en termes d'habitat.

Enfin, le cinquième et dernier chapitre sera consacré à la discussion générale de l'ensemble des résultats récoltés aux différents niveaux d'étude.

Chapitre 1

Etat de l'art

La présente thèse a pour objet des thématiques de recherche appliquée sur la restauration écologique de sols et le suivi de l'efficacité de celle-ci via l'étude de bioindicateurs. Elle s'appuie pour ce faire sur des notions plus fondamentales d'écologie fonctionnelle (étude de traits biologiques) et d'écologie des communautés (conséquences de perturbations environnementales sur la composition et le fonctionnement de communautés, dynamique de colonisation, règles d'assemblage des communautés, etc.). Ce chapitre constitue un bilan des connaissances dans ces deux domaines.

A. La pédofaune comme outil d'évaluation et de suivi de la qualité des sols

A.1. Le sol, un milieu vivant et multifonctionnel

A.1.1. Généralités sur le sol

Mince pellicule de quelques centimètres à quelques mètres située à l'interface de la lithosphère, de l'atmosphère, de l'hydrosphère et de la biosphère, le sol résulte de l'altération de la roche-mère sous l'effet du climat et de l'activité biologique (*Girard et al., 2011*). Ce processus s'étend sur plusieurs millénaires ce qui fait du sol une ressource particulièrement fragile puisque non renouvelable à l'échelle humaine. Par conséquent, sa protection doit faire l'objet de la plus grande attention.

Dans un premier temps, la roche-mère subit une **désagrégation physique** qui la fractionne en morceaux de différentes tailles sous l'effet conjugué du vent, du gel et de l'eau. Puis, les roches subissent une **altération** dite **biogéochimique** qui modifie leur composition minéralogique. Cette altération des minéraux primaires conduit à la formation de minéraux secondaires qui s'altèrent à leur tour sous l'effet de l'activité biologique et du climat. Progressivement, un sol se forme, caractérisé par l'imbrication étroite de cet ensemble de particules minérales de taille et de nature variées (argiles, sables et limons) avec la matière organique issue de la dégradation des êtres vivants. L'organisation de ces différents constituants organiques et minéraux est à l'origine d'une succession de couches pédologiques relativement homogènes appelées **horizons**.

Les proportions respectives des différentes particules minérales vont influencer la texture du sol et par là même ses caractéristiques agronomiques. La texture influence d'ailleurs directement la structure, autre propriété du sol essentielle à sa fertilité. Celle-ci peut être définie comme étant le mode d'assemblage des constituants solides du sol, minéraux et/ou organiques, qui peuvent s'agréger ou non. La structure d'un sol détermine en premier lieu la porosité, c'est-à-dire la quantité et l'arrangement des vides du sol (Gobat *et al.*, 2010). L'architecture de ce réseau de pores revêt une importance capitale pour la fertilité d'un sol puisqu'elle va définir son aptitude à l'infiltration de l'eau, à son stockage et à sa disponibilité pour les plantes (Stengel *et al.*, 2009).

Outre cette fraction inerte, de nombreux organismes vivants trouvent refuge dans le sol où ils participent à sa formation et à son évolution et agissent sur ses propriétés physico-chimiques et sur les fonctions qu'il remplit. La complexité et l'hétérogénéité du système sol engendrent en effet un grand nombre de niches écologiques à coloniser (Lohm & Persson, 1977) d'où une diversité d'organismes très élevée allant des bactéries à la pédofaune en passant par les champignons, les algues et les plantes.

Au rang des interactions entre le sol et les êtres vivants qu'il abrite, on peut citer entre autres les flux d'éléments nutritifs au niveau de l'interface sol-racine appelée rhizosphère ; la contribution des micro-organismes aux cycles géochimiques ou encore le brassage et la fragmentation de la matière organique par les organismes de la pédofaune.

A.1.2. Les fonctions et services assurés par le sol

Le sol, compartiment essentiel des écosystèmes, est ainsi un système écologique vivant, complexe et dynamique, aux nombreuses fonctions. Ces fonctions interviennent dans la majorité des services écosystémiques énoncés dans le cadre de l'Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire ou « Millenium Ecosystem Assessment » (MEA, 2005). Si l'on reprend cette classification, les services liés au sol sont représentés dans plusieurs catégories. Au sein des **services** dits d'**approvisionnement**, on peut citer la production agricole - le sol étant le lieu de la production végétale, source de fibres et d'alimentation pour l'homme et pour l'animal - la production de biomasse pour l'énergie, notamment via la production forestière, et la production de matières premières pour le bâtiment et l'industrie (graviers, sables, pierres, métaux, etc.). Le sol héberge également un immense patrimoine biologique encore peu connu qui fournit – ou pourrait fournir dans le futur – des produits biochimiques et pharmaceutiques. Plusieurs

services de régulation sont également assurés par les sols : régulation de l'effet de serre via le stockage de carbone (près de 80% du carbone terrestre est stocké dans le sol), régulation des inondations ou encore filtration de l'eau via l'action épuratrice des micro-organismes. Le sol constitue aussi un patrimoine géologique, paysager et archéologique important et apporte donc des **services culturels**. Enfin, les **services de support**, nécessaires à la fourniture de tous les autres services, reposent eux aussi majoritairement sur la ressource sol : cycle des nutriments, production primaire et présence du sol lui-même en tant que support des animaux et des végétaux sont autant de fonctions assurées par cette ressource.

Ces différents services apportés par le sol dépendent de l'existence et de l'activité des communautés d'êtres vivants précédemment citées. Or, sous l'effet des perturbations anthropiques, celles-ci peuvent être profondément perturbées et de ce fait ne plus pouvoir accomplir leurs fonctions. Ce peut être le cas dans les sols d'écosystèmes fortement anthropisés que sont les sols urbains.

A.1.3. Le cas des sols urbains

❖ Généralités

Les sols urbains sont par définition des sols profondément influencés par l'urbanisation et les activités humaines (constructions, transport, industrie). Ils comprennent les sols anthropogéniques intra-urbains, au sein même des villes, les sols anthropogéniques extra-urbains, affectés par des activités industrielles et minières ou des constructions extra-urbaines, et les sols naturels des régions urbaines, présents surtout dans les villes de construction récente (*Lehmann & Stahr, 2007*).

D'après le Référentiel pédologique de l'Association Française pour l'Etude du Sol (*AFES, 2008*), on parle d'**anthroposols** lorsque l'homme a une action prédominante sur l'origine des matériaux constitutifs d'un sol, sur ses propriétés, son comportement et son fonctionnement. Les anthroposols sont ainsi des sols fabriqués, reconstitués, construits ou considérablement modifiés par l'Homme sur au moins 50 cm d'épaisseur (*AFES, 2008*).

Les sols urbains sont donc le plus souvent regroupés dans les anthroposols, eux-mêmes subdivisés en plusieurs catégories selon l'étendue et le type de modifications d'origine anthropique dont ils ont fait l'objet.

On entend ainsi par sols urbains (AFES, 2008) :

- Les sols scellés par des structures du génie civil (« **Anthrosols artificiels** ») ;
- Les sols des jardins et espaces verts urbains (dits « **Anthrosols reconstitués** » ou « **transformés** » lorsqu'il s'agit des sols de jardins familiaux) qui sont plus proches morphologiquement et fonctionnellement des sols agricoles tout en conservant une composition et des usages distincts de ces derniers (Schwartz, 2009) ;
- Les sols construits à partir de matériaux technologiques considérés comme des déchets (« **Anthrosols construits** ») ;
- Et les sols ayant subi des modifications anthropiques anciennes et comportant plus de 20% de débris d'activité humaine (« **Anthrosols archéologiques** »).

Les sols urbains et les autres sols fortement anthropisés ont également été regroupés par la communauté scientifique sous le terme de « SUITMAs » (Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas) qui vont des sols dits pseudo-naturels aux sols imperméabilisés en passant par les sols construits et les sols de dépôts (Morel & Heinrich, 2008). Ces SUITMAs font d'ailleurs l'objet d'un groupe de travail éponyme visant à améliorer les connaissances encore très lacunaires sur les sols urbains, pourtant essentielles au regard des services que ces sols sont susceptibles de fournir (Morel et al., 2015).

Les sols urbains se caractérisent par une très forte hétérogénéité spatiale qui résulte des divers intrants de matériaux dits technogéniques (matériaux exogènes issus des activités humaines) en mélange ou non avec des matériaux terreux (Schwartz et al., 2001). Leur composition diffère donc fortement de celle des sols agricoles et forestiers voisins.

Ce sont en majorité des sols jeunes qui se distinguent par des horizons de surface massifs composés d'un grand nombre de fragments d'origine anthropique (briques, verre, déchets industriels et domestiques), une compaction élevée entraînant une moins bonne infiltration de l'eau, un pH basique (conduisant entre autres à une précipitation du phosphore, alors indisponible pour les plantes), des teneurs élevées en matière organique (notamment dans les sols de jardins), une forte concentration en polluants (typiquement des métaux lourds et des composés organiques récalcitrants tels que HAP et organo-chlorés), une température élevée et une humidité plutôt faible (Lehmann & Stahr, 2007; Séré, 2007; Schwartz dans Stengel et al., 2009; Jeffery et al., 2010; Pouyat et al., 2010).

L'évolution des sols urbains est contrôlée par des facteurs similaires à ceux des sols naturels bien que le facteur humain soit à l'origine de cycles de transformation très rapides en comparaison de ceux qui dominent en conditions naturelles (*Morel & Heinrich, 2008*).

Toutes ces caractéristiques ont une influence directe sur la biodiversité de ces sols se traduisant entre autres par une perturbation de la structure des communautés d'arthropodes du sol (*McIntyre et al., 2001*) et par une reconquête végétale lente caractérisée par des successions végétales différentes de celles des écosystèmes naturels et par l'implantation d'espèces pionnières bien souvent invasives (*ADEME, 2014*). Par voie de conséquence, des dysfonctionnements des processus écosystémiques - et notamment des cycles biogéochimiques - sont susceptibles d'apparaître et de compromettre les services écosystémiques habituellement assurés par les sols (*Fig. 1*).

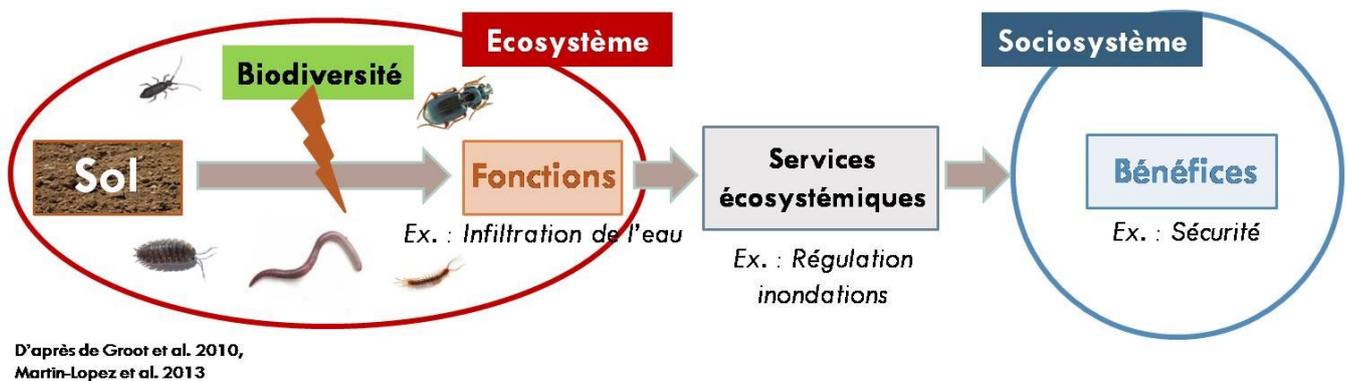


Figure 1 : Relations entre fonctions et services écosystémiques assurés par les sols

❖ Services écosystémiques assurés par les sols urbains

Désormais, plus de la moitié de la population mondiale – et 80% de la population européenne - vit en ville ce qui fait de la gestion des sols urbains une problématique d'intérêt croissant. En effet ces derniers, comme les sols naturels, fournissent des services variés dont certains, relatifs à la mitigation des inondations en ville par exemple, revêtent une importance cruciale. Ces services peuvent être divisés en quatre catégories (*Bolund & Hunhammar, 1999; Lehmann, 2006; Schwartz dans Stengel et al., 2009; Morel et al., 2015*) :

- La **prévention des risques naturels** : limitation du risque d'inondations par infiltration des eaux pluviales et immobilisation et décomposition des polluants urbains ;

- L'**approvisionnement en ressources** : réserve d'eau potable et support du développement végétal artificiel et spontané ;
- La **contribution aux performances des infrastructures urbaines** : support des constructions et des activités humaines sportives et récréationnelles, moyen alternatif de gestion des eaux pluviales, etc. ;
- Et enfin, les fonctions relevant de la **qualité environnementale** et de l'**héritage culturel** : séquestration de carbone, effet tampon sur le climat urbain, réservoir de biodiversité, recyclage de déchets (pour les technosols construits), archive d'informations préhistoriques et historiques, agrément paysager, etc.

Dès lors, la réhabilitation des sols urbains les plus dégradés et leur gestion adéquate constituent des enjeux majeurs. Celles-ci doivent nécessairement prendre en compte le rétablissement de communautés diversifiées et fonctionnelles d'organismes de la faune du sol, particulièrement vulnérables aux perturbations anthropiques (*Pey, 2010*).

A.2. La faune du sol

A.2.1. Généralités sur la faune du sol

La faune du sol comprend l'ensemble des organismes passant leur cycle biologique complet dans le sol ou y séjournant au moins une partie de leur existence (larves de Diptères notamment). Il s'agit d'une faune extrêmement diversifiée qui représente d'ailleurs à elle seule près d'un quart (23%) de la diversité totale de l'ensemble des organismes vivants ayant été décrite à ce jour (*Decaëns et al., 2006; Lavelle et al., 2006*).

La faune du sol peut être classée d'après la taille de ses organismes en quatre grands groupes (*Bachelier, 1978*) :

- La **microfaune** comprend les individus mesurant moins de 0,2 mm et appartenant principalement aux groupes des protozoaires et des nématodes auxquels on peut ajouter les rotifères et les tardigrades.

- La **mésafaune** renferme les individus mesurant entre 0,2 et 4 mm. L'essentiel de cette mésafaune est constituée des deux grands groupes de microarthropodes que sont les collemboles et les acariens. On peut y ajouter d'autres hexapodes aptérygotes de moindre importance (protoures, diploures et thysanoures) ainsi que les enchytréides (petits vers oligochètes), les symphiles (myriapodes) et les plus petits insectes et leurs larves.
- La **macrofaune** comporte les individus mesurant de 4 à 80 mm : vers de terre, insectes supérieurs, myriapodes, arachnides, mollusques, crustacés isopodes, etc.
- La **mégafaune** comprend quant à elle les individus mesurant plus de 80 mm. Il s'agit essentiellement des micro-mammifères (rongeurs et insectivores), des reptiles et des amphibiens.

Il est à noter que dans les sols bruns de nos régions tempérées, la faune se localise principalement dans les 10 à 20 premiers centimètres de sol et ses annexes (litière, bois mort, etc.) et que sa biomasse est relativement importante puisqu'on considère qu'elle est en moyenne d'1,5 tonne par hectare en prairie permanente (*Gobat et al., 2010*).

Dans le paragraphe précédent (A.1.2.), un aperçu a été donné de l'ensemble des services écosystémiques assurés par les sols. Ces derniers reposent sur les interactions multiples et variées existant entre le sol et la faune qui y réside (*Brussaard, 2012*). Les activités de la pédofaune influencent en effet les caractéristiques physiques, chimiques mais également biologiques du sol. Parmi les processus auxquels prennent part les invertébrés du sol, on peut ainsi citer : la **dégradation et l'incorporation de la matière organique** dans le sol, le **contrôle des communautés microbiennes** et de leur activité, la **création et le maintien de la porosité du sol**, la **protection des plantes contre certaines maladies** ou encore l'**accélération des successions végétales** (*Lavelle et al., 2006; Barrios, 2007; Jeffery et al., 2010*). De nombreuses études commencent ainsi à montrer que la perte d'espèces et la simplification ou la modification de la composition des communautés de la faune du sol liées aux changements globaux sont ou seront à l'origine de l'altération de nombreux services écosystémiques : cycle du carbone, décomposition de la litière, diversité végétale ou encore contrôle des ravageurs dans les agrosystèmes (*Nielsen et al., 2011; Thiele-Bruhn et al., 2012; de Vries et al., 2013; Bardgett & van der Putten, 2014; Handa et al., 2014*).

L'érosion de la biodiversité du sol menace ainsi la multifonctionnalité et la durabilité des écosystèmes (Wagg *et al.*, 2014) d'où l'intérêt d'étudier ces organismes.

A.2.2. Les communautés d'arthropodes du sol en milieu urbain

Si de nombreux travaux ont déjà été menés sur les arthropodes du sol et sur leur rôle dans le fonctionnement des sols, relativement peu d'entre eux se sont focalisés sur les communautés évoluant en milieu urbain. L'essor de l'écologie urbaine a cependant multiplié le nombre d'études à ce sujet, bien que d'autres taxons plus emblématiques fassent l'objet de davantage de publications et notamment les plantes (Bastin & Thomas, 1999; Kuhn & Klotz, 2006; Von der Lippe *et al.*, 2007), les oiseaux (Blair, 1999; Clergeau *et al.*, 2006; Devictor *et al.*, 2007; Croci *et al.*, 2008) ou encore les papillons (Blair, 1999; Koh & Sodhi, 2004; Lizée, 2011). Parmi les taxons de la faune du sol, les carabes font également l'objet de plusieurs travaux (Eversham *et al.*, 1996; Magura *et al.*, 2008; Vergnes, 2012).

Les arthropodes répondent de façon directe (mortalité) et indirecte (changements de densité et de structure des communautés) à l'urbanisation et à la pollution et la perte d'habitat qui lui sont associées. L'un des effets négatifs de l'urbanisation les plus documentés est un changement dans la composition spécifique des communautés au profit d'espèces généralistes et opportunistes, généralement de petite taille et aux bonnes capacités de dispersion (Magura *et al.*, 2008; Niemela *et al.*, 2011). Les communautés en milieu urbain tendent cependant à être relativement diversifiées voire à héberger des espèces rares - les friches et autres délaissés urbains pouvant même jouer le rôle de zones refuges (Jones & Leather, 2012). Cette grande diversité s'explique notamment par la présence d'espèces exotiques mais aussi par la forte hétérogénéité du milieu urbain et la présence d'habitats particuliers. Les parcs et jardins offrent ainsi de nombreux micro-habitats et une grande variété de plante-hôtes alors que les habitats rudéraux et les surfaces bâties peuvent héberger des espèces thermophiles peu communes (Niemela *et al.*, 2011). Dans certains cas, les communautés d'arthropodes en milieu urbain peuvent ainsi être à l'origine d'une augmentation de la diversité à l'échelle du paysage en termes de richesse spécifique et de composition des communautés (Sattler *et al.*, 2011). Les zones urbaines sont en effet susceptibles d'abriter des espèces absentes des milieux semi-naturels (agricoles et forestiers) se trouvant à proximité. Il a également été montré que ces communautés étaient bien plus proches de celles des milieux agricoles que de celles des milieux forestiers ce qui suggère une immigration à partir des agroécosystèmes voisins et/ou une survie *in situ* dans des fragments de terres agricoles qui se sont retrouvés au cœur des villes (Sattler *et al.*, 2011).

La diversité et la richesse des communautés varient cependant grandement au sein d'une ville en fonction de la distance aux sources d'arthropodes colonisateurs, aux types d'usages des sols et au temps écoulé depuis les dernières perturbations (*McIntyre, 2000*).

La préservation des communautés d'arthropodes du sol en milieu urbain est donc importante non seulement compte tenu des services écosystémiques que ces derniers sont susceptibles d'assurer mais aussi en termes de contribution à la biodiversité et à l'originalité des communautés. Les sites urbains peuvent ainsi fournir de nouveaux habitats à des espèces de la « biodiversité ordinaire », autrefois présentes dans les zones d'agriculture extensive, ou à d'autres espèces peu communes qui ne seraient pas présentes localement ailleurs qu'en ville (*Jones & Leather, 2012*).

A.2.3. Intérêt des organismes de la pédofaune en tant que bioindicateurs

Afin de suivre l'évolution de la qualité des sols, l'usage de bioindicateurs, utilisés depuis longtemps déjà en hydrobiologie, permet de compléter les traditionnelles analyses physico-chimiques voire de les remplacer lorsque les facteurs environnementaux en question ne peuvent être facilement mesurés ou lorsque l'interprétation de leur mesure est délicate (*Van Straalen, 1998*).

Un **bioindicateur** peut être défini comme un organisme ou un taxon sensible à des facteurs de stress environnementaux, capable de montrer les effets de ces facteurs de stress sur la biosphère et dont la réponse est représentative de celle d'une partie au moins des autres taxons présents dans l'habitat (*McGeoch, 1998*).

Pour être pertinent, un bioindicateur doit répondre à certains critères. D'une part, le bioindicateur doit présenter des caractéristiques biologiques appropriées : avoir une **large répartition** et être suffisamment **abondant**, présenter une **taxonomie** et des **caractéristiques biologiques et écologiques bien connues**, jouer un **rôle dans le fonctionnement** de l'écosystème - voire présenter un intérêt économique, montrer une **sensibilité suffisante aux perturbations environnementales**, **réfléter la réponse d'autres espèces** ou encore pouvoir être **utilisé facilement en laboratoire** (*McGeoch, 1998; Cortet et al., 1999; Rainio & Niemelä, 2003*). D'autre part, il doit également convenir d'un point de vue purement **économique** et **logistique**, c'est-à-dire que son échantillonnage et sa détermination doivent présenter un coût et des besoins en temps et en personnel raisonnables.

Outre ces critères généraux, le choix d'un bon bioindicateur va évidemment dépendre des **objectifs** de l'étude et de son **cadre spatio-temporel** (*Andersen, 1999*).

Les organismes composant la faune du sol présentent des atouts indéniables dans la bioindication des changements de propriétés du sol et de l'impact des activités humaines : grande diversité d'espèces présentant des relations étroites avec leurs nombreuses niches écologiques, vie plutôt sédentaire, rôle important dans le fonctionnement du sol, stabilité de la composition des communautés pour un site donné, temps de génération courts ou encore populations de grande taille (*Van Straalen, 1998; Andrés & Mateos, 2006*).

Les invertébrés du sol sont ainsi régulièrement utilisés pour évaluer la contamination des sols par les polluants (*Cortet et al., 1999*), l'impact de différents types d'usage des sols (*Paoletti et al., 1991*) et même la qualité de sols urbains restaurés (*Hartley et al., 2008*). Plusieurs programmes de recherche ont d'ailleurs mis en évidence le potentiel bioindicateur des invertébrés du sol : on peut citer en France le programme régional RMQS-Biodiv (*Cluzeau et al., 2012*) et le programme national Bioindicateurs (1 et 2) piloté par l'ADEME (*ADEME, 2004; Bispo et al., 2009; Pérès et al., 2011*).

Il a été montré qu'il était important d'utiliser plusieurs taxons bioindicateurs au sein d'une même étude et notamment des taxons appartenant à différentes guildes (*Hammond, 1994; Paoletti, 1999a; Koivula, 2011; Cameron & Leather, 2012; Gerlach et al., 2013*). C'est pourquoi le choix a été fait dans cette thèse de s'attacher à plusieurs taxons aux caractéristiques écologiques et biologiques variées occupant différents niveaux dans les chaînes trophiques. Ces taxons, dont l'intérêt en tant que bioindicateurs d'évaluation de la qualité des sols a déjà été établi dans de nombreuses publications, sont présentés ci-après.

Deux taxons appartenant à la mésofaune ont été retenus - **collemboles** et **acariens** - ainsi que trois autres appartenant à la macrofaune : les **vers oligochètes**, les **coléoptères carabiques** et les **cloportes**.

▪ **Les collemboles**

Les collemboles sont une classe d'hexapodes primitifs de petite taille (moins de 8 mm en général à l'état adulte). Ils se différencient des insectes par un aptérisme originel, des mandibules entognathes et six segments abdominaux portant deux organes particuliers : le tube ventral, zone d'échanges d'eau et de sels minéraux, et un organe de saut appelé furca leur permettant de se propulser rapidement pour éviter les prédateurs (*Hopkin, 1997*).

Avec les acariens, les collemboles sont les microarthropodes les plus abondants et les plus diversifiés dans le sol (*Lavelle & Spain, 2001*). Près de 8 000 espèces ont ainsi déjà été décrites dans le monde dont plus de 2 000 rien qu'en Europe (*Bellinger et al., 1996-2014 ; Deharveng, 2004*).

Les collemboles présentent une distribution cosmopolite puisqu'on les retrouve jusqu'en Antarctique, dans la chaîne de l'Himalaya ou les déserts australiens (*Hopkin, 1997*). Au niveau des habitats, la majorité des espèces se trouvent dans le sol ou la litière mais l'on en rencontre également sur le littoral, à la surface de flaques d'eau douce, sur la végétation et même dans les arbres.

Très abondants dans la litière et les premiers centimètres du sol (jusqu'à 10^4 - 10^5 individus au m^2), ils participent activement à la microfragmentation et au brassage de la matière organique. Outre ce rôle de décomposeurs, ce sont également des régulateurs capables d'influencer la croissance des mycorhizes et la dispersion et l'activité des microorganismes.

La majorité des collemboles est fongivore mais il existe également des espèces phytosaprophages, coprophages, pollinivores, carnivores ou encore phytophages. La durée de vie de ces organismes est relativement courte, 1 à 2 ans tout au plus (*Hopkin, 1997*). La majorité des espèces peut se reproduire par voie sexuée mais de nombreuses espèces sont également parthénogénétiques.

On distingue trois types éco-morphologiques de collemboles (*Gisin, 1943*) :

- Les **épigés** - ou **épiédaphiques** - vivant dans la litière et qui présentent généralement des appendices locomoteurs (pattes, furca) et sensoriels (antennes et yeux) bien développés, un corps recouvert de poils ou d'écailles leur permettant d'éviter la dessiccation ainsi que des teintes variées (*Fig.2*) ;
- Les **euédaphiques** (*Fig. 3*) qui vivent plus en profondeur et qui ont de ce fait développé des adaptations morphologiques particulières comme une taille réduite, des appendices locomoteurs et sensoriels peu ou pas développés et peu ou pas de pigments ;
- Et enfin les **hémi-édaphiques** (*Fig. 4*), qui vivent à la surface du sol et présentent des caractéristiques intermédiaires entre épi- et eu-édaphiques.

Au niveau systématique, la classe des collemboles est scindée en trois ordres : les **Arthropléones**, eux-mêmes divisés en deux super-familles, celle des **Poduromorphes** et celle des **Entombryomorphes**, les **Neelipléones** et les **Symphyléones**.



Figure 2. *Collembola épigé*
(*Orchesella villosa*, *Entomobryidae*)



Figure 3. *Collembola euédaphique*
(*Mesaphorura macrochaeta*, *Tullbergidae*)



Figure 4. *Hypogastrura viatica*, collembole héli-édaphique (*Hypogastruridae*)

Les collemboles se révèlent être de bons bioindicateurs pour plusieurs raisons. Outre leur abondance et leur large distribution, ils sont relativement faciles et peu coûteux à échantillonner et à déterminer et peuvent être élevés en laboratoire et donc utilisés en microcosmes. Qui plus est, les collemboles tolèrent une large gamme de conditions environnementales mais les différentes espèces montrent une grande variabilité en termes de sensibilité aux stress environnementaux (Ponge *et al.*, 2003). Les collemboles répondent aux changements de paramètres du sol et aux modifications de couverture végétale (Sousa *et al.*, 2004; Perez *et al.*, 2013) et indiquent donc relativement bien les perturbations environnementales (Hopkin, 1997; Ponge *et al.*, 2003; Chauvat *et al.*, 2011). Ce sont notamment de bons bioindicateurs de la pollution des sols (Cortet *et al.*, 1999; Filser *et al.*, 2000; Scott-Fordsmand *et al.*, 2000; Fountain & Hopkin, 2004), de l'effet de l'épandage d'amendements minéraux (Deleporte & Tillier, 1999) ou organiques (Pernin, 2003; Jorgensen & Hedlund, 2013; Ponge *et al.*, 2013) mais également de l'intensité d'utilisation des sols et de l'effet de différentes pratiques agricoles (Cortet *et al.*, 2002; Ponge *et al.*, 2003 et 2013; Sousa *et al.*, 2004).

▪ Les acariens

Autre principal taxon de microarthropodes du sol, les acariens appartiennent à la classe des arachnides et se caractérisent par un corps dont la partie postérieure n'est pas segmentée et qui est largement réunie à la partie antérieure nommée céphalothorax. Ce sont des organismes de petite taille, longs en moyenne de 0,1 à 1 mm. Plus de 48 000 espèces ont été décrites sur les 400 à 900 000 espèces estimées (*Jeffery et al., 2010*).

Les acariens sont très abondants dans le sol : on peut dénombrer de 50 000 à 500 000 individus au mètre carré dans les sols forestiers, moins dans les sols prairiaux et les sols cultivés (*Bachelier, 1978*). Ils présentent comme les collemboles une distribution cosmopolite et on les retrouve dans une grande variété d'habitats.

La systématique des acariens est relativement complexe et encore sujette à débat mais il est souvent admis qu'il existe deux groupes taxonomiques majeurs d'acariens : les Acariformes et les Parasitiformes (*Jeffery et al., 2010*). Le super-ordre des acariformes (ou Actinotrichida) est très diversifié et est surtout représenté dans le sol par les acariens **prostigmates** (Prostigmata) et **oribates** (Oribatida). Celui des parasitiformes (ou Anactinotrichida) est quant à lui majoritairement représenté par des acariens prédateurs appartenant au sous-ordre des mésostigmates ou **gamasides** (Mesostigmata ou Gamasida). Ces différents sous-ordres présentent une morphologie et un régime alimentaire bien distincts.

Les **prostigmates** (*Fig. 5*) sont très variés, avec des espèces prédatrices, des phytophages et d'autres saprophages. Ils tolèrent généralement mieux les perturbations environnementales que les oribates. C'est pourquoi le rapport oribates/prostigmates a parfois été utilisé comme indice de qualité écologique des sols (*Werner & Dindal, 1990*).

Les **oribates** (*Fig. 6*) constituent souvent la majorité des acariens du sol dans les écosystèmes peu ou pas perturbés (*Wallwork, 1976*). La plupart sont phytosaprophages et microphytophages et jouent un rôle important dans la dégradation de la matière organique et le recyclage des nutriments. Ce sous-ordre d'acariens compte près de 10 000 espèces décrites dans le monde dont plus de 2 500 rien qu'en Europe (sur les 8 500 espèces européennes d'acariens). Enfin, les **gamasides** (*Fig. 7*) sont principalement carnivores et prédatent des insectes, d'autres acariens, des nématodes ou des enchytréides. Il existe aussi quelques espèces saprophages, phytophages ou fongivores ainsi que des parasites.

Les gamasides et la plupart des prostigmates sont donc des prédateurs qui tendent à se concentrer dans les zones où la faune qu'ils prédatent (collemboles notamment) est très abondante et où la compétition est limitée par la rareté en coléoptères, diploures et myriapodes (Gutiérrez-Lopez *et al.*, 2003a et b; Magro *et al.*, 2013).

Toutes les espèces d'acariens saprophages et fongivores (essentiellement les oribates) sont donc, comme les collemboles, des transformateurs de litière qui participent à la dégradation de la matière organique et à la dispersion et la régulation de la microflore.



Figure 5: *Un acarien prostigmate*



Figure 6: *Un acarien oribate*



Figure 7: *Un acarien gamaside (prédatant un collembole Symphypléone)*

Les acariens sont des bioindicateurs utilisés en écotoxicologie (Huguier *et al.*, 2015) ou pour suivre la qualité des habitats et l'impact de différents modes de gestion (Hülsmann & Wolters, 1998; Behan-Pelletier, 1999; Battigelli *et al.*, 2004; Gulvik, 2007; Minor & Cianciolo, 2007; Gerlach *et al.*, 2013).

▪ Les vers de terre

Les vers de terre, ou lombriciens, appartiennent à l'embranchement des annélides, à la classe des clitellés, à la sous-classe des oligochètes, à l'ordre des Opisthopora et au sous-ordre des Lumbricina, qui comprend 20 familles dont celle des Lombricidés. Dans le monde, 3 700 espèces ont déjà été décrites dont près de 150 en France (*Gobat et al., 2010*).

En France, les lombriciens ont une taille généralement comprise entre 2 et 110 cm pour un poids variant de quelques milligrammes à plus de 100 grammes (*Bouché, 1972*). Leurs téguments mous et humides les contraignent à vivre quasi-exclusivement dans le sol afin d'éviter la dessiccation.

Véritables ingénieurs de l'écosystème, les lombriciens agissent, par leurs déplacements et leurs activités (création de galeries et de turricules), sur la décomposition et le brassage de la matière organique, sur la structuration des sols et sur leur fonctionnement hydrique. Ils stimulent également l'activité microbienne en améliorant, par ces bioturbations, les conditions d'humidité, d'aération et d'alimentation. Leur impact sur le fonctionnement du sol et les services écosystémiques en découlant est donc très important (*Blouin et al., 2013*).

Les vers de terre peuvent être classés en trois catégories écologiques distinctes (*Bouché, 1972*) :

- Les **épigés**, qui vivent dans la litière ou dans d'autres matériaux de surface riches en matière organique, sont des espèces de petite taille aux teintes foncées participant au fractionnement des matières organiques mortes (*Fig. 8*) ;

- Les **endogés**, qui vivent exclusivement dans le sol, construisent des réseaux de galeries horizontales dans les 30 premiers centimètres et agissent donc sur la rétention et l'infiltration de l'eau dans le sol. Ce sont des vers peu colorés et de taille variable, généralement les plus nombreux dans les sols (*Fig. 9*) ;

- Enfin, les vers **anéciques** sont des espèces de grande taille (10-110 cm de long) creusant de profondes galeries verticales ouvertes en surface leur permettant de se nourrir de la matière organique à la surface du sol et de se réfugier en profondeur (*Fig. 10*).

Ce sont les vers qui participent le plus à l'enfouissement et au brassage de la matière organique et leurs galeries permettent une bonne infiltration de l'eau.



Figure 8: *Dendrobaena octaedra*, un ver épigé



Figure 9: *Allolobophora chlorotica*, un ver endogé



Figure 10: *Lumbricus terrestris*, un ver anécique

Selon *Pérès et al. (2011)*, les vers de terre constituent de bons bioindicateurs pour de multiples raisons :

- Ils sont bien représentés dans le sol en termes de densité et sont relativement sédentaires ;
- Leur réponse est rapide après modification du milieu : ils sont sensibles aux variations des paramètres physico-chimiques du sol et aux pratiques agricoles et forestières ;
- Ils montrent de forts liens avec d'autres paramètres biologiques et notamment microbiologiques ;
- On dispose pour ce taxon d'une méthode d'échantillonnage simple et efficace, utilisée depuis de nombreuses années ;
- L'utilisation des différentes catégories écologiques, déterminables par tous, est intéressante dans le domaine de l'écologie fonctionnelle ;
- Enfin, ils peuvent être considérés comme de bons indicateurs du fonctionnement du sol tout simplement puisqu'ils ont un impact fort sur celui-ci (*Lavelle & Spain, 2001*).

La biomasse et l'abondance des vers de terre sont ainsi régulièrement utilisées pour évaluer les impacts environnementaux de différentes pratiques agricoles tels que les intrants et le labour (*Pelosi et al., 2013 & 2014; Crittenden et al., 2014*), de la pollution (*Spurgeon & Hopkin, 1996; Cortet et al., 1999*) ou encore du tassement des sols (*Paoletti, 1999b*).

▪ Les coléoptères carabiques

Les carabes – ou Carabidae – constituent une famille de coléoptères terrestres majoritairement prédateurs s'attaquant aux vers, aux mollusques, aux autres insectes et à leurs larves voire à d'autres carabes. Leur action dans le sol se traduit surtout par l'influence qu'ils ont sur son équilibre biologique (*Bachelier, 1978*). Ce sont ainsi de formidables auxiliaires de culture capables de réguler un grand nombre d'espèces de ravageurs. Certaines espèces granivores permettent même le contrôle des adventices (*Lovei & Sunderland, 1996; Kromp, 1999; Honek et al. 2007*). La plupart des carabes sont ainsi polyphages et ont un large spectre alimentaire puisqu'ils sont capables de consommer aussi bien des proies végétales qu'animales (*Fig. 11 et 12*). Cependant, certains carabes - appartenant généralement à des groupes phylogénétiques particuliers (*Lövei & Sunderland 1996; Kotze et al., 2011*) – se sont spécialisés dans un type de nourriture particulier. C'est le cas des espèces du genre *Carabus*, souvent spécialisées dans la prédation des gastéropodes terrestres (*Giglio et al., 2011*) ou des espèces spécialistes des collemboles (*Fig. 13*) qui présentent des adaptations morphologiques et des stratégies de chasse bien particulières (*Bauer, 1986*).



Figure 11: *Anchomenus dorsalis*,
prédateur généraliste



Figure 12: *Amara aenea*,
phytophage



Figure 13: *Leistus fulvibarbis*, spécialiste des collemboles

La répartition des coléoptères carabiques est cosmopolite : on les trouve jusque dans la toundra arctique, les zones côtières, les déserts et les forêts tropicales (*Lovei & Sunderland, 1996*). Ils fréquentent également des habitats très diversifiés : prairies, forêts, cultures, dunes ou encore tourbières. Près de 6 000 espèces ont été répertoriées à l'heure actuelle en Europe dont plus de 1 500 rien qu'en France. Au niveau mondial, 1 800 genres et 50 000 espèces ont été dénombrés (*Source : faunaeur.org*).

Concernant leur cycle biologique, la majorité des espèces européennes sont actives et se reproduisent au printemps mais il existe également des espèces à activité et reproduction automnales. Les carabes sont généralement de mœurs nocturnes (60% des espèces) et vivent de 1 à 5 ans. Les coléoptères carabiques sont des espèces essentiellement inféodés au sol (d'où leur nom anglo-saxon de « ground beetles »). Ce sont des insectes holométaboles qui pondent leurs œufs dans le sol où s'effectue l'ensemble de leur développement pré-imaginal (trois stades larvaires et un stade nymphal).

Les carabes s'avèrent être des organismes bioindicateurs utiles par leur diversité ; leur facilité d'échantillonnage ; la bonne connaissance de leur taxonomie, de leur écologie et des variations de leurs traits d'histoire de vie et par le fait qu'ils reflètent efficacement les conditions biotiques et abiotiques (ils sont notamment très sensibles aux conditions d'humidité et de température) et sont pertinents à de nombreuses échelles spatiales (*Kotze et al., 2011*). Toutefois, des études sont encore à mener concernant les relations existant entre les réponses des carabes aux perturbations environnementales et celles d'espèces appartenant à d'autres taxons (*Rainio & Niemelä, 2003*).

Les carabes ont ainsi été utilisés dans de nombreuses études pour mesurer les effets de la fragmentation des habitats et de la structure des paysages (*Magura et al., 2001; Niemela, 2001*), de la gestion des espaces forestiers (*Pearce & Venier, 2006; Negro et al., 2014*), du changement climatique (*Koivula, 2011; Pozsgai & Littlewood, 2014*), des pratiques agricoles (*Purvis & Fadhil, 2002*), de la pollution (*Maryanski et al., 2002; Koivula, 2011*) ou encore de l'urbanisation (*Magura et al., 2008; Vergnes, 2012; Do et al., 2014*).

▪ Les cloportes

Les cloportes sont des crustacés isopodes appartenant au sous-ordre des Oniscidea. Ils mesurent généralement de 5 à 20 mm de long et font donc partie de la macrofaune au même titre que les vers de terre et les carabes. Ils vivent principalement dans la litière et les annexes du sol même si quelques espèces peuvent présenter des mœurs arboricoles.

Environ 1 200 espèces de cloportes ont été répertoriées en Europe dont plus de 150 en France (*Gobat et al., 2010*). Les cloportes ont su coloniser les environnements les plus extrêmes y compris les déserts d'Israël et du nord de l'Afrique et les lacs hypersalins australiens (*Hopkin, 1991*).

Les cloportes sont omnivores mais se nourrissent surtout de matière organique d'origine végétale qu'ils transforment en boulettes fécales rapidement décomposées. Ce sont ainsi des régulateurs clés des fonctions de décomposition et de recyclage des nutriments. On estime ainsi que plus de 10% de la litière annuelle est fragmentée par les cloportes (*Hassall & Sutton, 1978; Jambu et al., 1987; Mocquard et al., 1988*).

Dans des conditions de température et d'humidité suffisantes, ils peuvent se retrouver à des densités relativement élevées : 50 à 200 individus peuvent être dénombrés par mètre carré dans les sols forestiers sous climat tempéré et jusqu'à 300 dans les prairies calcaires (*Bachelier, 1978; Paoletti, 2009a*). Leur richesse spécifique demeure quant à elle relativement faible avec 5 espèces très communes constituant généralement le gros des effectifs (*Fig. 14*). Il s'agit des « big five » ou « famous five » (*Hopkin, 1991*) : *Oniscus asellus*, *Porcellio scaber*, *Philoscia muscorum*, *Armadillidium vulgare* et *Trichoniscus pusillus*.

Leurs principaux prédateurs, en particulier au stade immature, sont les chilopodes et certains genres d'araignées (Hopkin, 1991). En moyenne, les cloportes vivent 2 à 3 ans en effectuant des mues régulières.



Figure 14: Le groupe des « famous five » : 5 espèces communes de cloportes

Les cloportes sont également très répandus, faciles à capturer, à identifier et à élever en laboratoire, et leur biologie et leur écologie sont bien connues. Ils constituent qui plus est une composante dominante de la communauté d'arthropodes macro-décomposeurs du sol dans la plupart des habitats tempérés (Paoletti & Hassall, 1999).

Malgré cela et contrairement aux autres taxons présentés précédemment, les cloportes ont été moins fréquemment utilisés en tant que bioindicateurs. Ce sont cependant de relativement bons indicateurs de l'impact des pratiques agricoles (Paoletti & Cantarino, 2002), de la pollution par les métaux lourds (Paoletti & Hassall, 1999; Godet, 2010; Godet et al., 2011) et d'autres perturbations anthropiques de leur habitat (Magrini et al., 2011). L'une de leurs particularités est en effet leur forte tolérance aux métaux lourds liée à leur capacité à immobiliser et accumuler ces éléments dans leur corps (Hopkin & Martin, 1982; Dallinger & Prosi, 1988; Witzel, 1998; Snyder & Hendrix, 2008).

Certaines études les ont également choisis en tant qu'indicateurs du suivi d'opérations de restauration. En effet, ils sont parmi les derniers à recoloniser un site restauré et indiquent donc une certaine qualité d'habitat et un état avancé du processus de restauration (Pryke & Samways, 2009; Riggins et al., 2009).

A.3. Méthodes d'évaluation des réponses de la pédofaune aux variations de la qualité des sols

Une fois effectuée la campagne d'échantillonnage et de détermination des bioindicateurs choisis, se pose la question du traitement des données. L'approche la plus traditionnelle consiste à s'intéresser au nombre et à la diversité d'espèces des communautés échantillonnées mais d'autres moyens d'évaluation de la biodiversité peuvent, dans certains cas, se montrer plus pertinents ou tout au moins complémentaires de cette approche.

A.3.1. Approche spécifique

La **richesse spécifique** est certainement l'indicateur de diversité le plus simple puisqu'il s'agit du nombre total d'espèces répertoriées dans un espace donné.

La **diversité spécifique** prend en compte quant à elle à la fois la richesse spécifique et l'abondance relative des espèces – ou équitabilité - dans un assemblage donné. Il existe de multiples indices pour mesurer la diversité spécifique qui donnent plus ou moins de poids à chacune de ses deux composantes. Ces indices ont chacun leurs avantages et leurs inconvénients et leur utilisation dépend de l'objectif de l'étude menée. Les indices les plus utilisés sont les indices de Shannon-Weaver, de Simpson et de Hill.

Pendant longtemps, la mesure de la biodiversité s'est ainsi basée sur le nombre d'espèces d'un milieu donné et sur des indices simples ne prenant en compte que le nombre voire l'abondance relative de ces différentes espèces. Or, étant donné la complexité de la notion de biodiversité et les nouveaux enjeux liés à son érosion massive et rapide, ce type de mesures a parfois montré ses limites. Dès lors, de nombreuses études s'intéressant aux différentes facettes de la diversité biologique et aux moyens de les évaluer plus finement ont vu le jour. Les mesures de la biodiversité prennent désormais en compte des aspects phylogénétiques ou fonctionnels, qui se révèlent pertinents en biologie de la conservation notamment.

La **diversité taxonomique** correspond, selon la définition fournie par Warwick & Clarke (1995), à la longueur moyenne du chemin, dans la classification hiérarchique, entre deux organismes choisis aléatoirement dans une communauté et tient donc compte de tous les niveaux taxonomiques (espèce mais aussi genre, famille et ordre). Elle est à distinguer de la diversité spécifique qui, pour rappel, tient uniquement compte du nombre et de l'abondance des différentes espèces composant une communauté.

La **diversité phylogénétique** reflète quant à elle l'histoire évolutive accumulée par une communauté et peut donc être mise en relation avec la résilience des écosystèmes face aux changements environnementaux.

La notion de diversité phylogénétique (*Vane-Wright et al., 1991*) part ainsi du postulat que l'extinction d'une espèce ayant une longue histoire évolutive et peu d'espèces proches parentes serait davantage préjudiciable en termes de biodiversité que celle d'une espèce ou sous-espèce récemment apparue (*May, 1990*). Il a d'ailleurs été montré que de telles espèces isolées des autres d'un point de vue évolutif sont généralement plus vulnérables à l'extinction (*Purvis et al., 2000 ; Magnuson-Ford et al., 2009*) ce qui conduirait à la perte de nombreux taxons. Cette plus grande vulnérabilité pourrait s'expliquer par des corrélations avec d'autres variables comme des faibles taux de fécondité ou une spécialisation écologique à l'origine de sensibilités intrinsèques aux perturbations de l'environnement.

Cependant, ce concept de diversité phylogénétique a été relativement peu utilisé dans le passé en biologie de la conservation, notamment à cause d'un manque de données phylogénétiques (arbres incomplets, longueurs de branches indisponibles).

A.3.2. Approche fonctionnelle : des guildes à l'usage des traits écologiques

La **diversité fonctionnelle** peut être définie comme la diversité des **traits fonctionnels**, ces traits étant des composantes du phénotype des organismes qui influencent des processus écosystémiques (*Hooper et al., 2005 ; Petchey & Gaston, 2006*). Il peut s'agir de traits morphologiques, physiologiques, phénologiques ou comportementaux, de traits liés à la performance (biomasse, survie, succès reproducteur) ou encore de préférences écologiques, tous mesurables à l'échelle de l'individu sans référence à son environnement ou à un quelconque niveau d'organisation (*Violle et al., 2007 ; Pey et al., 2014*). Les traits fonctionnels sont des traits qui affectent les capacités de survie et/ou de reproduction des individus, c'est-à-dire leur fitness, et qui gouvernent leurs réponses aux perturbations de leur environnement (*Lavorel & Garnier, 2002 ; Violle et al., 2007 ; Pey et al., 2014*).

La diversité fonctionnelle peut donc être reliée, tout comme la diversité phylogénétique, à la notion de résilience des écosystèmes. En effet, de nombreuses études ont permis de montrer que les caractéristiques fonctionnelles des espèces influencent fortement les propriétés de l'écosystème (*Hooper et al., 2005*) notamment via les effets des espèces dominantes, clé de voûte et ingénieurs et via les interactions entre espèces (compétition, mutualisme, prédation,

etc.). L'extinction d'espèces sous l'effet des activités humaines et les invasions biologiques ont ainsi souvent altéré le fonctionnement des écosystèmes. Cependant, certains processus peuvent être insensibles aux pertes d'espèces si les écosystèmes en question contiennent plusieurs espèces ayant un rôle fonctionnel similaire (*Hooper et al., 2005*). On voit donc tout l'intérêt, en écologie de la restauration, de s'intéresser aux caractéristiques des espèces et à leur rôle dans les écosystèmes afin de reconstruire ou de préserver des écosystèmes sains et fonctionnels (*Cadotte et al., 2011*).

La mesure de cette diversité fonctionnelle requiert le choix de traits fonctionnels pertinents, pondérés selon leur importance relative. Elle doit permettre d'expliquer et de prédire les variations des processus écosystémiques (*Petchey & Gaston, 2006*).

De nombreuses études ont montré l'intérêt de l'utilisation des traits en écologie de la conservation notamment chez les plantes et les vertébrés (*Diaz et al., 2001 ; Croci et al., 2008 ; Barbaro & Van Halder, 2009 ; Flynn et al., 2009*) mais également chez les invertébrés du sol (*Sattler et al., 2011 ; Vandewalle et al., 2010 ; Hedde et al., 2012*). On peut ainsi citer des travaux sur les collemboles (*Ponge et al., 2006 ; Jorgensen et al., 2008 ; Auclerc et al., 2009 ; Makkonen et al., 2011 ; Salmon et al., 2014 ; Santorufo et al., 2014*), les acariens (*Lindberg & Bengtsson, 2005*), les vers (*Decaëns et al., 2011 ; Pérès et al., 2011 ; Pelosi et al., 2014*), les carabes (*Ribera et al., 2001 ; Cole et al., 2002 ; Barbaro & Van Halder, 2009 ; Woodcock et al., 2010b*) ou encore les araignées (*Bonte et al., 2006 ; Lambeets et al., 2009 ; Langlands et al., 2011 ; Puzin et al., 2011*).

Il a d'ailleurs été mis en évidence l'existence d'associations entre traits fonctionnels et services écosystémiques chez les plantes mais aussi chez les organismes du sol (*Hattenschwiler et al., 2005 ; Schmitz, 2009 ; De Bello et al., 2010*). Il a même été montré que la prise en compte de traits fonctionnels chez ces organismes pouvait être un meilleur bioindicateur des effets de la pollution que la densité ou la diversité des communautés (*Hedde et al., 2012*). Les approches basées sur l'utilisation des traits peuvent donc améliorer la compréhension des réponses des invertébrés du sol aux perturbations environnementales et donner des informations complémentaires à celles délivrées par les approches taxonomiques (*Moretti et al., 2009 & 2013 ; Pey et al., 2014*). Les traits fonctionnels constituent ainsi de véritables indicateurs des perturbations environnementales (*Vandewalle et al., 2010 ; Hedde et al., 2012*) et leur étude pourrait permettre de prédire les réponses des espèces à certaines contraintes environnementales et par voie de conséquence d'expliquer la structure des communautés et les patrons de distribution des espèces en fonction des caractéristiques de l'habitat (*Dias et al., 2009 ; Makkonen et al., 2011*).

Les organismes de la faune du sol sont particulièrement adaptés à ce type d'approche étant donné les nombreuses classifications fonctionnelles et écomorphologiques existantes. Tous taxons confondus, la pédofaune a souvent été scindée en guildes, c'est-à-dire en groupes d'espèces utilisant de manière similaire les mêmes ressources alimentaires, ou plus généralement en groupes fonctionnels - soit des groupes partageant des stratégies d'histoire de vie communes : répartition, reproduction, stratégies de défense contre les prédateurs, etc. (Siepel, 1994; Lavelle, 1997; Brussaard, 1998). Une classification courante est celle de Lavelle (1997) qui sépare les invertébrés du sol en trois groupes fonctionnels : les microprédateurs, les décomposeurs et les ingénieurs de l'écosystème. D'autres classifications fonctionnelles et écomorphologiques existent également au sein des taxons. C'est le cas notamment pour les collemboles et les vers de terre (cf. §A.2.3.). Néanmoins, ces regroupements sont basés sur des dires d'experts et donc subjectifs ce qui implique une perte d'information, les différences fonctionnelles entre taxons étant continues et non discrètes (Pey et al., 2014). D'où l'intérêt de l'utilisation des traits fonctionnels qui peuvent être chez les invertébrés du sol : la taille, la forme et la coloration du corps, le type de reproduction, le développement des ailes (carabes), des pattes ou de la *furca* (collemboles), le nombre d'ocelles, le régime alimentaire ou encore l'habitat.

Le principal avantage des approches basées sur l'utilisation des traits fonctionnels est d'améliorer la prédiction et la compréhension des relations existant entre les invertébrés du sol et les changements environnementaux en s'affranchissant - au moins en partie - des facteurs spatio-temporels (Pey et al., 2014). Ces approches semblent fiables quelle que soit la zone géographique ou la perturbation environnementale considérées (Vandewalle et al., 2010 ; Pey et al., 2014). Elles ont notamment permis de confirmer l'importance des filtres environnementaux sur la structure des communautés (Decaëns et al., 2008).

Néanmoins, d'après certains auteurs, ces différents indices de diversité - bien que couramment utilisés - ne se révèlent pas assez spécifiques ni sensibles, la diversité étant influencée par un grand nombre de facteurs différents (Van Straalen, 1998). Une meilleure résolution pourrait être obtenue via l'utilisation de méthodes statistiques multivariées permettant l'analyse des communautés. Cependant, ces techniques purement descriptives ne permettent pas l'obtention de bioindicateurs spécifiques. La spécificité de ces bioindicateurs pourrait quant à elle être améliorée en se basant sur les attributs écologiques des espèces (histoire de vie, régime alimentaire, fonction dans le système, physiologie) pour établir une classification au sein des communautés (Van Straalen, 1998).

Une combinaison d'analyses multivariées et de classifications écophysiologicals apporterait ainsi à la fois spécificité et résolution.

Cette première partie a permis de mettre l'accent sur le rôle essentiel de différents taxons de la pédofaune dans les services écosystémiques assurés par la ressource sol et par voie de conséquence sur leur potentiel en tant que bioindicateurs d'évaluation de la qualité des sols. Différentes approches, taxonomique mais aussi fonctionnelle, ont ensuite été proposées afin d'interpréter au mieux les réponses de ces bioindicateurs aux perturbations de leur milieu de vie. Le tableau 1 ci-après synthétise les informations recueillies quant au potentiel de bioindication des 5 taxons de la pédofaune étudiés et à la façon concrète de les utiliser dans le cadre de l'évaluation de la qualité des sols.

La deuxième partie de ce chapitre vise quant à elle à présenter l'intérêt de la prise en compte de ces bioindicateurs dans le processus de restauration des sols.

Tableau 1 : Potentiel de bioindication et techniques d'utilisation de 5 taxons de la pédofaune pour l'évaluation de la qualité des sols construits en milieu urbain

Taxons/Potentiel de bioindication	Collemboles	Acariens	Vers de terre	Carabes	Cloportes
Biologie/Écologie	Relativement bien connues pour la majorité des esp.	Souvent lacunaires au niveau spécifique	Bien connues pour la majorité des esp.	Bien connues pour la majorité des esp.	Bien connues pour la majorité des esp.
Rôle fonctionnel	Microfragmentation de la matière organique & régulation de l'activité microbienne	Oribates : idem collemboles	Ingénieurs de l'écosystème, activité bioturbatrice	Prédateurs : influence sur l'équilibre biologique des sols	Fragmentation de la matière organique
Abondance	En moy. 7045 ind./m ²	En moy. 4698 ind./m ²	En moy. 59 ind./m ²	Modérée	Faible
<i>Source : programme Bioindicateurs 2 de l'ADEME pour les friches urbaines (n=60)</i>					
Richesse spécifique	Elevée	Elevée	Faible	Modérée	Faible
Classifications fonctionnelles	3 catégories écomorphologiques : épédaphiques, hémiedaphiques et euédaphiques	Oribates (phytosaprophages), prostigmatés & gamasides (prédateurs)	3 catégories écomorphologiques : épigés, anéciques et endogés	Phytophages, prédateurs généralistes ou spécialistes Aptères/brachyptères/macroptères Habitats	Habitats
Facilité et techniques de prélèvement	Relativement aisé <i>Carottage de sol et extraction sur Berlèse</i>		Relativement aisé <i>Méthode AITC et/ou excavation + tri manuel</i>	Aisé <i>Pièges Barber</i>	Aisé <i>Pièges Barber</i>
Facilité de détermination	Montage au microscope nécessaire pour certaines esp.	Systématique complexe	Peu d'espèces, clés existantes suffisantes	Relativement aisée avec une loupe binoculaire, nombreuses clés de détermination,	Aisée, peu d'espèces
Indicateurs utilisables d'évaluation de la qualité des sols	Abondance, richesse et diversité spécifique, équitabilité Prop. des 3 catégories écomorphologiques Traits fonctionnels	Abondance totale Proportion oribates/acariens prédateurs	Abondance et richesse spécifique Biomasse Prop. des 3 catégories écomorphologiques	Abondance et richesse spécifique	Abondance et richesse spécifique

Légende : De vert à rouge : caractéristique d'intérêt décroissant pour la bioindication.

B. Requalification de sites dégradés : de la reconstruction des sols à leur recolonisation par la pédofaune

Les sites et sols pollués constituent un réservoir foncier non négligeable dont la valorisation permet à la fois de lutter contre l'étalement urbain et de préserver les sols des zones agricoles et naturelles. Nous verrons dans cette deuxième partie les différentes étapes de la restauration écologique de sols dégradés avec comme objectif final l'obtention d'un sol fertile, vivant et fonctionnel au sein même du tissu urbain.

B.1. Réhabilitation de sols dégradés : le choix d'une restauration écologique

Le niveau de dépollution et plus généralement les processus de réhabilitation des sols dégradés doivent être définis en fonction de leur usage futur (logement, services, voirie, espaces verts) et pensés dans une logique de ville durable. La régénération des friches urbaines et la restauration de sols fertiles en milieu urbain doivent ainsi intégrer différentes contraintes :

- **réglementaires** : documents d'urbanisme (PLU et SCoT) ; SRADDT (Schéma Régional d'Aménagement et de Développement Durable du Territoire) et SRCAE (Schéma Régional Climat Air Energie); SRCE (Schéma Régional de Cohérence Ecologique) ; protection des sols agricoles en milieu péri-urbain (création de ZAP et PAEN notamment) ; responsabilités des industriels et opérateurs fonciers liées à la pollution résiduelle du sous-sol ; respect du Code de l'environnement ; etc. ;
- **sanitaires** : examen des risques sur la santé humaine et gestion de ces risques en fonction de l'usage (seuils de tolérance variables selon la sensibilité des populations visées) ;
- **environnementales** : choix de techniques de dépollution s'inscrivant dans une optique de développement durable (réutilisation des terres, recours limité aux ressources naturelles) en prenant en compte les atteintes à la biodiversité et l'empreinte carbone du projet ;
- **techniques** : prise en compte des contraintes du milieu (propriétés du sol encaissant, matériaux disponibles) et des objectifs en termes de qualité finale du sol et de fertilité (*Huinink, 1998*) ;

- **sociales** : acceptabilité sociétale du projet et implication des usagers dans les processus décisionnels mais aussi attentes esthétiques ;
- et **économiques** : optimisation du rapport coûts/bénéfices du processus de restauration choisi sachant que les coûts de dépollution sont généralement élevés.

La réhabilitation de sols vivants et fertiles en milieu urbain est ainsi un objet de recherche interdisciplinaire à part entière. Une fois ces différentes contraintes identifiées, il convient de choisir au mieux le mode de restauration du sol dégradé. Outre les techniques physico-chimiques les plus anciennes et les plus communément usitées, de nombreux projets de réhabilitation de sols urbains ont recours à des pratiques de restauration dite écologique.

B.1.1. Le processus de restauration des sols : généralités et pratiques conventionnelles

En fonction des différentes contraintes répertoriées auparavant et de la technique choisie, la dépollution peut se faire :

- Sur le site même sans excavation des terres : c'est ce qu'on appelle la dépollution *in situ* ;
- Sur le site même mais après excavation des terres soit une dépollution **sur site** ;
- En dehors du site après évacuation des terres polluées excavées vers un centre de traitement dédié : c'est la dépollution dite **hors site** ;
- Ou enfin par **confinement** via la mise en place d'une barrière étanche de type géomembrane pour éviter la propagation de la pollution vers les nappes phréatiques ou par envol de poussières.

Les procédés de traitement de sol sont classés en trois grandes catégories (ADEME, 2011) :

- Les **traitements physico-chimiques** qui consistent à utiliser soit des fluides tels que l'eau et le gaz pour immobiliser les polluants ou les transporter vers des points d'extraction soit des réactifs chimiques capables de détruire les polluants ou de les modifier afin de les rendre moins toxiques ou plus facilement biodégradables. On peut citer le lavage de terres, le « venting » (ventilation forcée des sols permettant d'aspirer l'air chargé des gaz polluants) ou encore les techniques

d'oxydation ou de réduction chimique *in situ* (injection d'un réactif, oxydant ou réducteur selon les cas, permettant la stabilisation ou la dégradation totale ou partielle des polluants).

- **Les traitements thermiques** qui utilisent la chaleur pour détruire le polluant, l'isoler ou le rendre inerte. C'est le cas des techniques d'incinération ou de désorption thermique (chauffage du sol et extraction des polluants volatils, adsorbés sur une matrice traitée par la suite).
- **Les traitements biologiques** qui s'appuient sur l'intervention de microorganismes et/ou de plantes pour dégrader des substances chimiques toxiques en substances moins toxiques. On peut citer la technique du « bioventing » qui consiste à injecter de l'air et donc de l'oxygène dans les sols afin de stimuler la microflore et d'accélérer la biodégradation des polluants ou encore la phytoremédiation qui s'appuie sur l'usage des plantes (*Salt et al., 1995*). Les deux principales techniques de phytoremédiation sont la phytostabilisation (immobilisation des polluants dans le sol par les plantes) et la phytoextraction (concentration des polluants dans les parties récoltables des plantes). Les traitements biologiques sont en pleine expansion avec l'essor du développement durable et font partie des techniques utilisées en restauration écologique, présentée ci-après.

D'après les chiffres 2012 de l'Union des Professionnels de la Dépollution des Sols (*UPDS, 2014*), 55% des près de 7 millions de tonnes de terres polluées traitées par les entreprises adhérentes ont subi un traitement *in situ* contre 29% pour les traitements hors site et 16% pour les traitements sur site (16%).

Pour la grande majorité des sols pollués, les entreprises de dépollution ont eu recours à des techniques de traitement biologique : venting-bioventing *in situ* (45%), bioaugmentation/biostimulation *in situ* (12%), biodégradation sur site (10%) et envoi en biocentre (8%). Environ 8% des sols ont été dépollués via des traitements physico-chimiques, un peu plus de 6% par traitement thermique et 8% ont été envoyés vers des centres d'enfouissement.

B.1.2. Les apports de la restauration écologique

La restauration de sols dégradés via des processus naturels (et notamment via les successions écologiques, cf. B.3.), n'est possible qu'à très long terme (plusieurs décennies voire plusieurs siècles pour aboutir au redéveloppement de communautés animales et végétales complexes et diversifiées). Toutefois, cette restauration peut être accélérée par des interventions artificielles soigneusement pensées qui auront d'autant plus de succès qu'elles utilisent ou miment des processus naturels : ce travail de réflexion et d'intervention est l'essence même de la restauration écologique (Dobson *et al.*, 1997).

Au sens strict, la **restauration écologique** a ainsi été définie par la Société Internationale pour la Restauration Ecologique (S.E.R., 2004) comme « le processus qui assiste l'auto-régénération des écosystèmes qui ont été dégradés, endommagés ou détruits ».

La restauration a pour objectif de faire revenir un écosystème dans sa trajectoire historique (Fig. 15) et tout projet de restauration nécessite donc de définir un écosystème de référence. Cependant, dans le cadre d'une friche, les opérations de restauration ne visent pas forcément à retrouver l'écosystème dans son état initial mais plutôt à recréer un écosystème fonctionnel et compatible avec les objectifs du projet et les contraintes inhérentes au milieu urbain évoquées précédemment. On parlera alors plutôt dans son cas de **refonctionnalisation écologique** (Fig. 15) qui sera abordé plus en détail dans le paragraphe B.1.3.

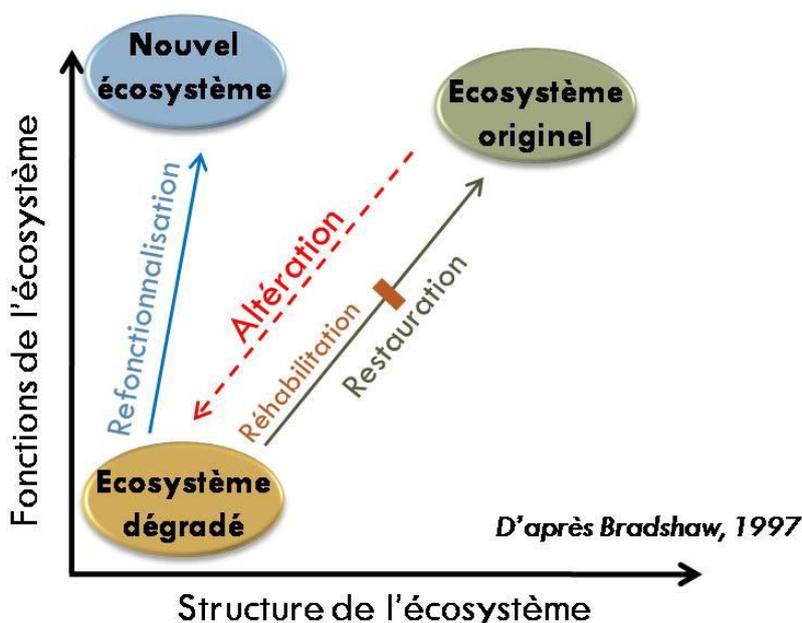


Figure 15 : Principes des différents types de gestion des écosystèmes dégradés

La restauration écologique s'appuie sur le phénomène naturel de succession primaire qui se découpe en une suite de processus biologiques et physiques sur lesquels l'homme va pouvoir intervenir de façon ponctuelle afin d'en résoudre certaines difficultés (*Bradshaw, 2000*). Un exemple d'intervention humaine est le fait d'assister la colonisation des sols par les plantes via l'introduction d'espèces appropriées (espèces indigènes, espèces fixant l'azote dans le cas de sols appauvris en substances azotées ou encore espèces tolérantes aux métaux dans le cas de sols pollués).

On considère qu'un écosystème a été restauré lorsqu'il dispose de suffisamment de ressources biotiques et abiotiques pour continuer son développement sans assistance supplémentaire. L'écosystème restauré est capable de se maintenir lui-même structurellement et fonctionnellement, de montrer une certaine résilience face aux perturbations environnementales et d'interagir avec les écosystèmes voisins via des flux biotiques et abiotiques. Il contient ainsi un assemblage caractéristique d'espèces similaire à celui de l'écosystème de référence et où tous les groupes fonctionnels nécessaires à son développement et à sa stabilité sont représentés (*S.E.R., 2004*).

Outre les phytotechnologies déjà mentionnées auparavant (*Ouvrard et al., 2011*) et qui se basent sur la mise en place d'un couvert végétal, il existe divers types d'opérations de restauration écologique des sols dégradés. L'une des pratiques les plus couramment usitées pour améliorer les propriétés agronomiques des sols consiste à ajouter aux horizons de surface des composts ou d'autres amendements minéraux ou organiques souvent issus du recyclage de déchets (*Pichtel et al., 1994 ; Fierro et al., 1999 ; Vetterlein & Hüttl, 1999 ; Bacholle et al., 2006 ; Curtis & Claassen., 2009 ; Tandy et al., 2011 ; Larney & Angers, 2012*). Cette pratique permet d'enrichir le sol en éléments minéraux et organiques et/ou d'agir sur la capacité de rétention en eau, la portance, la perméabilité ou la fertilité du sol (*ADEME, 2014*). Ces apports de matière organique dans des milieux « stériles » n'ayant pas encore de productivité primaire favorisent notamment l'installation des communautés pionnières d'invertébrés du sol (*Hodkinson et al., 2002 ; Ingimarsdottir et al., 2014*).

La majorité des opérations de restauration de sols dégradés s'appuient sur une revégétalisation des sites et se préoccupent essentiellement du développement des espèces végétales voire du retour de la macrofaune (Oiseaux, Mammifères) c'est-à-dire de taxons emblématiques dont la présence est clairement visible (*Boyer & Wratten, 2010*).

Or, bien que la mise en place d'une communauté végétale appropriée soit fondamentale dans le processus de restauration, un intérêt tout particulier doit également être porté à la faune du sol si l'on veut retrouver un écosystème fonctionnel et autonome (*Williams, 1993; Bradshaw, 1997; Wali, 1999; Magro et al., 2013*). D'ailleurs, les différents amendements et semis pratiqués lors de la restauration de sols dégradés sont parfois complétés par l'utilisation d'invertébrés comme outils de restauration à part entière. Le rôle de la macrofaune du sol dans la restauration écologique a en effet été montré dans de nombreuses études (*Frouz et al., 2007; Snyder & Hendrix., 2008; Eijsackers, 2010*) et en particulier celui des ingénieurs des écosystèmes que sont les vers de terre. Ainsi, de plus en plus d'opérations de restauration écologique de sols dégradés s'appuient sur l'inoculation et l'action bioturbatrice de communautés de vers de terres tant en milieu forestier (*Ampoorter et al., 2011*) ou agricole que dans des milieux fortement anthropisés type polders (*Stein et al., 1992*) ou mines de charbon à ciel ouvert (*Rushton, 1986; Boyer & Wratten, 2010*). Cette pratique est utilisée pour remédier à la compaction des sols en agissant sur leur microstructure (*Derouard et al., 1997; Frouz et al., 2007; Ampoorter et al., 2011*), pour favoriser la formation de la litière (*Frouz et al., 2007*) ou encore pour améliorer la productivité et la diversité végétale (*Derouard et al., 1997; Baker et al., 2006; Boyer & Wratten, 2010*).

B.1.3. Refonctionnalisation écologique en milieu urbain : le cas des technosols

La gestion des sols dégradés en milieu urbain présente de nombreux enjeux. Outre la prise en compte des spécificités des sols urbains (§A.1.3.) et des multiples contraintes déjà évoquées précédemment (§ B.1.), les attentes des projets de restauration sont différentes de celles que l'on pourrait avoir en milieu semi-naturel puisque la volonté des aménageurs est de recréer un écosystème certes fonctionnel mais pas forcément similaire à l'écosystème originel. Qui plus est, dans une perspective de ville durable, se fait ressentir le désir de coupler le processus de restauration écologique à une autre problématique environnementale, celle de la valorisation des déchets issus des activités anthropiques.

La construction de sols, appelés technosols, semble être une solution satisfaisante répondant aux problématiques d'aménagement durable puisqu'elle permet la requalification de friches industrielles tout en fournissant une alternative au recyclage des déchets avec un usage minimum de terres agricoles fertiles (*Rokia et al., 2014*).

Les technosols en question sont généralement élaborés à partir des horizons des sols en place les moins contaminés, de produits issus de la déconstruction servant de remblais (béton, briques, etc.) et d'amendements organiques provenant de la valorisation de déchets de type composts, boues d'épuration ou sous-produits de papeterie.

Cette construction de sols est encore peu documentée dans la littérature scientifique même si la tendance est à une augmentation des publications sur l'évolution des caractéristiques pédologiques de ces technosols (*Séré, 2007; Monserie et al., 2009; Scalenghe & Ferraris, 2009; Séré et al., 2010; Macia et al., 2014; Rokia, 2014*). Néanmoins, peu d'études s'intéressent à ce jour à la composante biologique du processus de création de technosols (*Hafeez, 2012*) et aux effets et réponses de la faune du sol (*Pey, 2010*).

D'après la Base de Références Mondiale pour les Ressources en Sols (*IUSS Working Group WRB, 2006*), les technosols constituent un nouveau groupe de sols de référence (RSG). Il s'agit d'un type de sol urbain – ou anthroposol – composé à plus de 20% en volume ou en masse de matériaux technogéniques dans le premier mètre du profil, d'un sol scellé à plus de 95% par une roche dure technique (matériau créé par l'Homme et ayant des propriétés différentes des roches naturelles) ou une géomembrane ou d'un sol se développant sur des déchets urbains ou industriels.

Ce sont donc des sols construits artificiellement, dominés ou fortement influencés par des matériaux issus de l'activité humaine, et dont la gestion doit tenir compte du fait qu'ils peuvent être contaminés par des polluants. La plupart des technosols sont recouverts d'une couche de sol « naturel » permettant leur revégétalisation.

Cinq préfixes caractérisant cinq sous-groupes de technosols ont été définis par la WRB (*Rossiter, 2007*) : « Ekranic » (technosols scellés type trottoirs), « Linic » (technosols comportant une géomembrane imperméable), « Urbic » (dominance de gravats et décombres), « Spolic » (déchets industriels) ou « Garbic » (déchets organiques). Si l'on s'en tient à cette classification grossière, la notion de technosol reste relativement floue puisque l'absence de subdivisions plus fines – comme il en existe pour les sols naturels – ne permet pas de faire la distinction (nature organique ou minérale, potentiel fertilisant ou non) entre les différents matériaux technogéniques qui les composent. Pour pallier ces lacunes, une typologie des matériaux technogéniques a été établie en fonction de leur origine, de leur nature, de leur forme d'application et du risque supposé qui leur est associé (*comm. personnelle Lefort*).

Dans le cadre de cette thèse, le technosol étudié est un **technosol construit**, c'est-à-dire un technosol combinant de façon délibérée des matériaux technogéniques afin d'obtenir des services spécifiques - comme la production de biomasse végétale – dans des contextes particuliers de type restauration de friches industrielles (*Pey et al., 2014*).

La conception de technosols construits a en effet pour objectif l'obtention de sols fertiles en milieu urbain (*Séré et al., 2008*). Pour cela, il est primordial de réfléchir à leur composition et de suivre l'évolution de leurs propriétés physico-chimiques (*Rokia et al., 2014*). Cependant, étant donné l'action prépondérante de la pédofaune dans la pédogénèse de ces sols jeunes (*Hodkinson et al., 2002 ; Hagvar et al., 2009 ; Pey, 2010 ; Lehmitz et al., 2012*), il convient de prendre en considération la recolonisation des technosols par les organismes de la faune du sol. Celle-ci sera favorisée par une gestion adéquate des horizons de surface et par la possibilité de coloniser ce nouveau milieu à partir des espaces semi-naturels adjacents.

B.2. Gérer et reconnecter : les piliers de la refunctionalisation écologique

La restauration de sols, et en particulier le retrait des horizons de surface les plus pollués, engendre des perturbations importantes laissant les sols nouvellement formés généralement vierges de toute vie (*Scullion, 1992 ; Frouz et al., 2009*) à l'exception des micro-organismes (*Hafeez et al., 2012*). Une fois le sol restauré ou reconstruit, il est donc nécessaire de l'aider à retrouver ses fonctions et de le rendre à nouveau fertile. Cette « refunctionalisation » passe forcément par le rétablissement de communautés riches et diversifiées d'organismes de la pédofaune. Deux aspects sont particulièrement importants à prendre en compte : le mode de gestion du sol nouvellement restauré, qui doit être favorable à l'installation et au maintien des différents taxons de la pédofaune, et la connectivité au maillage écologique local, qui doit permettre la recolonisation d'organismes aux capacités de déplacement souvent limitées.

B.2.1. Impact du mode de gestion : traditionnelle vs. différenciée

L'impact du mode de gestion des sols sur les communautés méso- et macrofauniques a été bien étudié en agronomie avec entre autres des publications portant sur l'effet du tassement des sols (*Beylich et al., 2010*), l'effet du labour et de l'application de pesticides (*Cortet et al., 2002*), l'effet de l'application d'amendements organiques ou minéraux (*Pernin, 2003 ; Ponge et al., 2013*), la comparaison entre agriculture biologique ou raisonnée et agriculture conventionnelle (*Marinissen, 1992 ; Diekötter et al., 2010*) et même sur le type de couverture herbacée le plus favorable à l'hivernage des arthropodes (*Collins et al., 2003*).

L'impact du mode de gestion est cependant beaucoup moins documenté en milieu urbain même si plusieurs études font état de son rôle fondamental dans le rétablissement de la pédofaune dans des sols industriels restaurés (*Scullion, 1992; Pichtel et al., 1994; Koehler, 1998; Andrés & Mateos, 2006*), des sols de paysages résidentiels (*Loper et al., 2010*) ou encore des sols d'espaces verts urbains (*Shwartz et al., 2013*). On peut citer par exemple quelques publications faisant état de l'impact négatif de la gestion intensive des milieux herbacés urbains type jardins et bords de routes sur les communautés de carabes (*Hartley et al., 2008 ; Do et al., 2014*).

Il existe cependant très peu d'études scientifiques sur l'effet des pratiques de gestion différenciée. La gestion différenciée est une alternative à la gestion horticole intensive des espaces verts urbains qui a émergé en Allemagne dans les années 1990 et qui s'est répandue depuis dans toute l'Europe. Il s'agit d'un ensemble de pratiques visant à adapter l'intensité et la nature des modes de gestion des espaces non construits à leurs usages. L'objectif principal est ainsi de gérer de manière durable les espaces verts urbains avec pour objectif d'en augmenter la biodiversité : politique « zéro pesticides », utilisation de Bois Raméal Fragmenté (BRF) issu du broyage des résidus de taille des arbres, création d'habitats semi-naturels type prairies fleuries et mares, entretien raisonné des pelouses, etc. (*ADEME, 2014*). Cependant, malgré l'essor de ces pratiques dans les collectivités, leur efficacité n'est que très peu documentée dans la littérature scientifique si l'on excepte les travaux de *Shwartz et al. (2013)* qui montrent l'effet positif d'une gestion différenciée appliquée aux petits jardins publics parisiens sur plusieurs taxons (oiseaux, plantes et insectes pollinisateurs).

Quelques publications plus spécialisées portent également sur l'impact de l'application de BRF sur les sols mais pas forcément en milieu urbain (*Caron et al., 1998 ; Barthes et al., 2010*).

Enfin, *Philpott et al. (2014)* ont récemment montré que la gestion des jardins publics et privés influençait davantage le maintien des communautés d'arthropodes en milieu urbain que la connectivité et les facteurs paysagers en général.

Il est donc clairement établi que la gestion des horizons de surface des sols revêt une importance considérable dans le processus de restauration, notamment en favorisant l'implantation de communautés de la mésofaune et de la macrofaune. Ces organismes doivent cependant recoloniser les sols restaurés à partir d'habitats sources n'ayant pas ou peu subi de dégradations, d'où la nécessité de penser à la connectivité des sols lors de toute opération de restauration.

B.2.2. Impact de la connectivité sur la faune du sol

La connectivité des paysages n'a été que trop peu souvent prise en compte par le passé dans les opérations de requalification de friches et de restauration de sols urbains. Elle bénéficie cependant d'un regain d'intérêt depuis l'avènement de la Trame verte et bleue issue du Grenelle de l'environnement. Cette démarche nationale, qui s'inscrit dans la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, vise à aménager le territoire tout en préservant la biodiversité via la reconstitution d'un réseau cohérent de continuités écologiques permettant la survie et la libre circulation des espèces animales et végétales. La Trame verte et bleue est ainsi constituée de cœurs de biodiversité appelés « réservoirs » reliés par des éléments de paysage appelés « corridors » pouvant être empruntés par les espèces pour leurs déplacements. La trame « verte », qui se décline en plusieurs sous-trames correspondant à autant d'habitats différents, représente un réseau d'espaces essentiellement forestiers et prairiaux alors que la trame « bleue » correspond aux continuités hydrologiques (cours d'eau et autres milieux aquatiques).

Dans le cas de la préservation de la ressource sol, le terme de « trame brune » (*Pouyat et al., 2010 ; Pickett et al., 2011 ; Boudes & Colombert, 2012*) a été évoqué à plusieurs reprises et témoigne de la nécessité de permettre le déplacement des organismes de la faune du sol, y compris dans les sols urbains.

L'efficacité de ces corridors écologiques a d'ailleurs été largement documentée depuis une vingtaine d'années pour le déplacement de quelques taxons emblématiques – notamment pour les oiseaux (*Andren, 1994; Haas, 1995; Beier & Noss, 1998*), les mammifères (*Andren, 1994; Beier & Noss, 1998; Berger, 2004; Gilbert-Norton et al., 2010*), les papillons (*Sutcliffe & Thomas, 1996; Haddad et al., 2003; Lizée, 2011*) et les plantes (*Haddad et al., 2003; Damschen et al., 2006*) – mais beaucoup moins pour les organismes de la faune du sol (*Vermeulen, 1994; Knop et al., 2011; Vergnes et al., 2012*). Si l'on se focalise sur les taxons bioindicateurs que nous avons choisi d'étudier, plusieurs publications font tout de même état de l'impact de la fragmentation sur le déplacement des organismes et du rôle positif des corridors écologiques. Il a par exemple été montré le rôle important des haies dans les agrosystèmes en tant que sources de recolonisation pour les collemboles (*Alvarez et al., 2000*), les carabes (*Dennis & Fry, 1992; Vermeulen, 1994; Burel, 1996; Niemela, 2001*) et les vers (*Hansen et al., 1989*).

Au sein de la matrice paysagère urbaine, de nombreux obstacles (routes, voies ferrées, bâti) constituent une barrière au déplacement des espèces animales et végétales en général et des invertébrés en particulier (*Mader et al., 1990*). L'application de la stratégie Trame verte et bleue consiste donc à lutter contre les effets néfastes de la fragmentation en utilisant, autant que possible, les éléments de paysage existants permettant le déplacement des espèces à partir et vers les réservoirs de biodiversité extra-urbains que sont les milieux agricoles et semi-naturels (*Bryant, 2006*). En milieu urbain, ces éléments de paysage peuvent être des espaces verts publics (*Lizée et al., 2012*), des friches (*Eversham et al., 1996; Eyre et al., 2003*), des jardins privés (*Vergnes et al., 2012 et 2013*) ou partagés ou encore des haies ou des alignements d'arbres bordant les voies ferrées et les routes (*Vermeulen & Opdam, 1995; Rudd et al., 2002; Le Viol et al., 2008; Penone et al., 2012*). *Knop et al. (2011)* ont d'ailleurs montré que le succès d'opérations de restauration en termes de rétablissement de communautés d'invertébrés était accru par une connectivité importante, notamment pour les espèces aux faibles capacités de déplacement.

Cependant, il est à noter que les connaissances sur l'impact de la fragmentation sur les invertébrés du sol sont encore lacunaires. Ainsi, certains auteurs ont conclu au contraire que les organismes de la faune du sol n'étaient que peu sensibles à la fragmentation au niveau local et ne constituaient pas forcément de très bons bioindicateurs de celle-ci (*Small et al., 2006; Rantalainen et al., 2008*).

Des différences de sensibilité inter- et intra-taxons ont également été mises en évidence. Il a par exemple été montré que le paysage avait une influence plus importante sur les populations de carabes prédateurs que sur les espèces de carabes phytophages (Woodcock *et al.*, 2010b).

La prise en compte de la trame brune dans les aménagements urbains, corroborée par l'augmentation du nombre de publications portant sur l'effet positif de la connectivité sur les invertébrés du sol, est donc indispensable au maintien de communautés diversifiées capables d'assurer de nombreuses fonctions.

Afin de favoriser le retour et le maintien de communautés de la pédofaune, la prise en compte de l'ancrage du projet de restauration dans le paysage et la gestion adéquate des sols restaurés sont primordiales (Diekötter *et al.*, 2010). Un suivi dans le temps basé sur l'utilisation d'indicateurs est également nécessaire afin de juger de la réussite des opérations.

Par conséquent, il est intéressant d'aborder la question du processus de restauration des sols dégradés sous une approche temporelle. Celle-ci est relativement bien connue - étant clairement visible - chez les végétaux : ce sont les fameuses successions végétales. Dans le cas particulier des projets de restauration, on passe généralement de communautés dominées par des espèces plantées par l'Homme et/ou par des espèces pionnières, invasives ou non, à un état d'« équilibre » correspondant aux exigences et aux attentes de l'Homme (pelouse, prairie, boisement à vocation récréative ou de préservation de la biodiversité). La dernière partie de ce chapitre s'intéresse ainsi aux successions de communautés d'invertébrés du sol suivant la restauration écologique d'un sol.

B.3. Le processus de recolonisation des sols par la pédofaune

La restauration écologique de sols dégradés aboutit donc à la formation d'un matériau quasi-stérile ayant vocation à devenir un écosystème fonctionnel comportant un assemblage varié d'espèces (Bradshaw, 2000). Connaître les successions écologiques naturelles de la zone concernée par un projet de réhabilitation – en termes de contexte régional et de caractéristiques topologiques et physico-chimiques du site - est essentiel pour pouvoir établir des stratégies de gestion adéquates de l'écosystème perturbé en ayant des points de référence quant aux communautés végétales et animales à retrouver (Wali, 1999).

Le paragraphe ci-après présente dans un premier temps les principales études ayant trait à la dispersion et aux successions écologiques des communautés de la pédofaune en contexte de sol restauré ou reconstruit puis expose brièvement les facteurs expliquant la colonisation, c'est-à-dire l'installation et le maintien, de ces communautés successives.

B.3.1. Successions écologiques : Généralités

La succession écologique est un processus naturel d'évolution des écosystèmes d'un stade initial vers un stade final stable en équilibre dynamique. Le terme de succession écologique se réfère ainsi aux changements progressifs de communautés au cours du temps en un lieu donné. Elle est initiée et permise par le processus de facilitation : l'habitat est modifié (conditions microclimatiques, propriétés physico-chimiques du sol, etc.) par les premières communautés implantées ce qui va le rendre plus hospitalier et permettre l'établissement d'autres espèces (*Wali, 1999*). On distingue les **successions** écologiques **primaires** qui se produisent sur des habitats vierges dépourvus de sol et les **successions** dites **secondaires** qui concernent l'établissement de communautés végétales ou animales dans un habitat préalablement occupé par des organismes vivants mais qui a subi une perturbation l'ayant déstructuré. L'urbanisation est considérée comme une forme de perturbation environnementale, capable donc d'initier ces successions écologiques primaire (sol entièrement décapé) ou secondaire (*Rebele, 1994*).

La revégétalisation des systèmes perturbés dépend principalement des caractéristiques du sol, et notamment de sa teneur en matière organique, ainsi que des graines susceptibles d'arriver et de survivre dans ces sites dégradés. Selon le phénomène de facilitation déjà évoqué précédemment, la mise en place de communautés végétales pionnières va permettre la modification du milieu et notamment son enrichissement en matière organique, favorable à l'implantation d'autres cortèges faunistiques plus exigeants en termes d'habitat. La figure 16 présente les différents processus biologiques et physiques impliqués dans le phénomène de succession écologique dans un écosystème dégradé ainsi que les échelles de temps correspondantes (*Bradshaw, 2000*). L'établissement des communautés végétales successives va conduire à l'enrichissement du sol en nutriments minéraux et organiques, favorable à l'installation de communautés faunistiques et microbiennes, et à l'augmentation de sa porosité, améliorant ainsi sa capacité de rétention en eau.

Il a en effet été montré qu'il existait de fortes interactions entre le développement du sol et la végétation et la faune du sol qui s'y implantent lors des successions spontanées observables sur des sites miniers après leur exploitation (Frouz *et al.*, 2008). La formation d'un sol à proprement parler constitué d'une superposition de divers horizons ne sera effective qu'après plusieurs siècles voire millénaires. Dans le cas de la réhabilitation d'un site perturbé, l'objectif n'est pas forcément d'arriver à ce stade climacique mais d'obtenir un écosystème stable et fonctionnel susceptible de remplir ses fonctions.

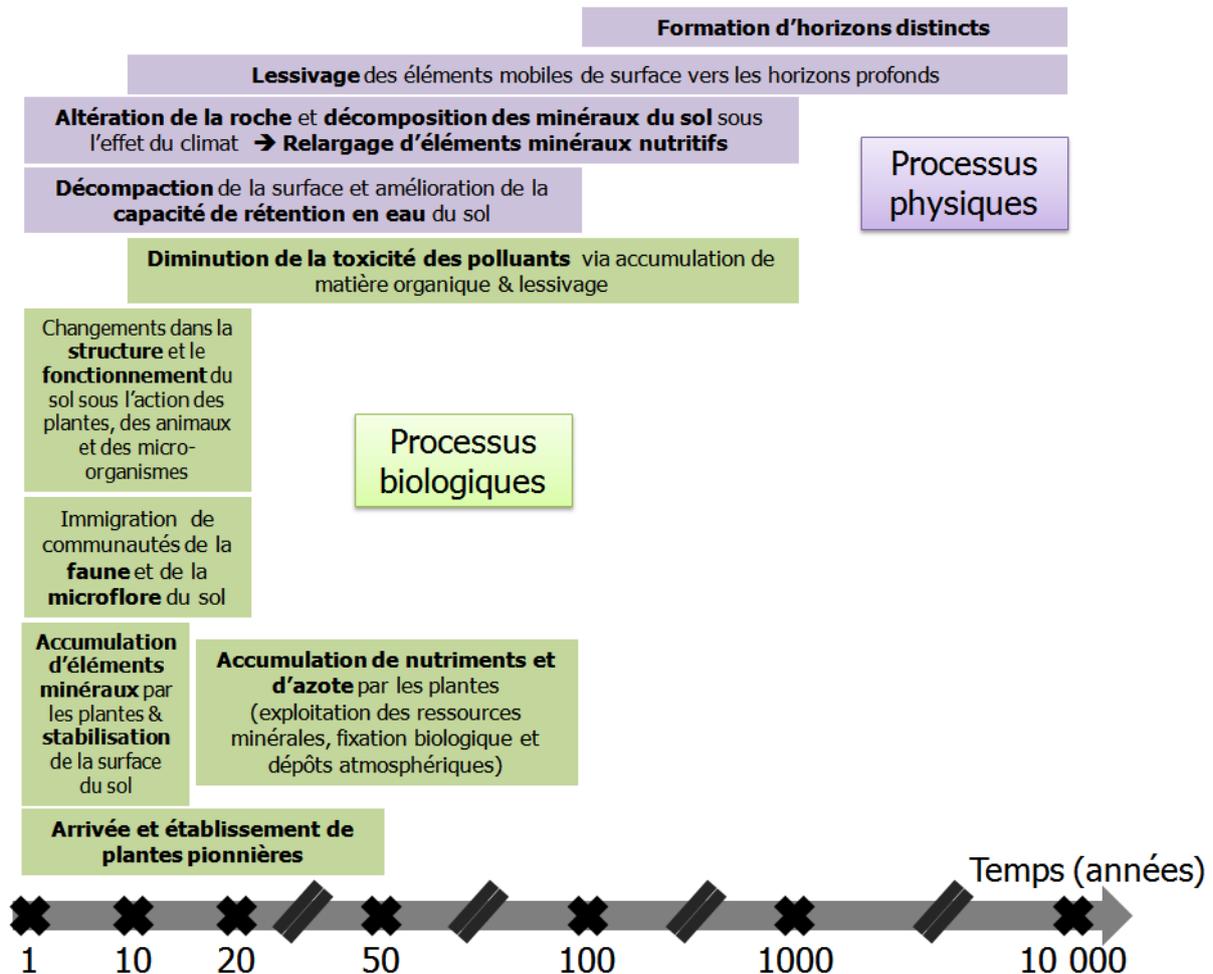


Figure 16: *Processus de succession dans un écosystème dégradé (adapté d'après Bradshaw, 2000)*

Pour cela, il est nécessaire d'orienter et/ou d'assister ces processus de succession via le recours aux actions de restauration écologique déjà citées (amendement organique, semis d'un couvert végétal adéquat). La facilitation de ces processus permettra le retour plus rapide et le maintien des communautés faunistiques, bactériennes et fongiques essentielles au fonctionnement du sol.

B.3.2. Dynamiques et modes de dispersion des taxons étudiés

Les sols dégradés laissés à l'abandon, les technosols et autres sols nus sont généralement rapidement colonisés par des organismes du sol lors des premiers stades de succession facilitant ainsi l'implantation des communautés végétales successives ainsi que l'arrivée d'autres organismes (Hodkinson *et al.*, 2002 ; Wanner *et al.*, 2008 ; Lehmitz *et al.*, 2012). Ces organismes augmentent peu à peu en densité avec l'apparition des horizons hologaniques que sont la litière, l'horizon de fragmentation et l'humus (Frouz *et al.*, 2008). Cependant, l'établissement de communautés stables et diversifiées d'invertébrés du sol proches de celles des milieux semi-naturels est un processus lent, s'étalant sur quelques dizaines voire centaines d'années (Andrés & Mateos, 2006 ; Malmstrom *et al.*, 2009).

Les organismes du sol peuvent être dispersés de façon passive par le vent, l'eau, l'apport de matériaux exogènes et par transport phorétique – c'est notamment le cas pour la mésofaune - ou de façon active depuis des habitats sources vers les sols néoformés, ce qui est particulièrement vrai pour la macrofaune (Dunger *et al.*, 2002 ; Andrés & Mateos, 2006). Les stratégies d'immigration varient ainsi selon les taxons (Andrés & Mateos, 2006).

Plusieurs publications traitent du suivi, à plus ou moins long terme, des communautés d'invertébrés présentes dans des sols dégradés ayant subi ou non une restauration. Les sites récemment perturbés sur lesquels aucune intervention humaine n'a eu lieu – et qui sont donc à des étapes de succession végétale précoces - sont dominés dans un premier temps par des arthropodes généralistes et des prédateurs - en particulier des Carabidae, Staphylinidae et Araneae - ainsi que des détritivores (McIntyre, 2000 ; Hodkinson *et al.*, 2002). Il s'agit surtout d'espèces vagiles ayant de bonnes capacités de dispersion (McIntyre, 2000). Ces espèces pionnières proviennent généralement de sites non perturbés géographiquement proches, dans un rayon d'1 km environ. Elles arrivent à survivre, au moins dans les premiers temps, grâce à des sources alimentaires allochtones (Ingimarsdottir *et al.*, 2014). Au fil du temps, avec l'augmentation de la disponibilité en ressources alimentaires et en plantes hôtes, des espèces plus sessiles et plus spécialistes vont pouvoir coloniser le milieu (McIntyre, 2000). Ainsi, au fur et à mesure des stades successionnels, la quantité de carbone présente dans la chaîne alimentaire s'accroît et le nombre de groupes fonctionnels présents dans cette chaîne augmente (Frouz *et al.*, 2013a).

Des informations plus détaillées sur la dynamique de recolonisation de sols vierges de toute faune sont données ci-après concernant les cinq taxons bioindicateurs choisis dans le cadre de cette thèse : collemboles, acariens, vers, carabes et cloportes.

▪ Collemboles

Les collemboles sont, avec les acariens, les microarthropodes les plus abondants lors des premières phases de succession primaire (Koehler, 2000), le vent étant leur mode de dispersion dominant (Glick, 1939 ; Lehmitz et al., 2012).

Le suivi de la recolonisation de tas de gravats de mines à ciel ouvert a ainsi montré que près de 80% des premières espèces colonisatrices avaient été transportées par le vent et les 20% restantes par dispersion active (Dunger et al., 2002). Ces dernières sont généralement des espèces relativement grandes présentant des pattes, des antennes et une furca (appareil saltatoire) longues ainsi que des yeux bien développés souvent composés de 8 ocelles (Ponge et al., 2006 ; Heiniger, 2013). Il a d'ailleurs été montré que les espèces de collemboles épigées dispersaient plus efficacement que les espèces vivant dans le sol puisque la locomotion à la surface du sol était quatre fois plus rapide que celle effectuée dans le sol (Kaczmarek, 1978). Dans le programme RMQS-Biodiv, les collemboles épiédaphiques ressortent d'ailleurs comme un indicateur pertinent de milieux ouverts fréquemment perturbés qu'ils sont capables de recoloniser très rapidement et où ils sont donc très abondants (RMQS-Biodiv, 2009 ; Cluzeau et al., 2012).

Dans ce cortège d'espèces colonisatrices, on retrouve dans un premier temps une majorité d'espèces typiquement pionnières (*Mesaphorura florum*, *Bourletiella pistillum*) auxquelles se rajoutent lors d'un deuxième stade de succession des espèces plus exigeantes ou nécessitant une certaine accumulation de matière organique telle que *Parisotomanotabilis* (Dunger et al., 2002).

Concernant leur provenance, il a été montré que les haies étaient des habitats sources importants pour les collemboles, permettant la colonisation ou la recolonisation de terres agricoles (Alvarez et al., 2000; Frampton et al., 2007). Toujours en contexte agricole, Querner et al. (2013) ont trouvé une relation positive entre la richesse spécifique en collemboles et la structure du paysage environnant (composition et diversité du paysage sur une zone d'1.5 km de rayon). L'importance de la connectivité des sols nus avec les éléments de végétation environnants a également été mise en évidence dans le cadre d'opérations de restauration de sites miniers (Zeppelini et al., 2009).

Les communautés de collemboles présentent généralement une richesse spécifique de plus en plus élevée au cours du temps en lien avec les modifications des communautés végétales et notamment du nombre de groupes fonctionnels de plantes présents. Le ratio champignons/bactéries plus élevé des communautés microbiennes et l'accumulation de litière

dans les stades successionnels avancés offrent en effet davantage de microhabitats et de nourriture pouvant expliquer cet accroissement de la richesse spécifique des communautés de collemboles au cours du temps et notamment l'augmentation de l'abondance des espèces euédaphiques friandes d'hyphes fongiques (*Perez et al., 2013*).

▪ Acariens

Les acariens colonisent rapidement les sols néoformés ou les sols dégradés et laissés à l'abandon, où ils dominent rapidement la communauté mésofaunique (*Koehler, 2000*). Comme les collemboles, ils empruntent deux modes de dispersion : une dispersion passive par le vent ou les animaux (*Krivolutsky & Lebedeva, 2004*) et une dispersion active depuis des habitats sources proches.

Les dynamiques de colonisation diffèrent selon les sous-ordres. Les communautés pionnières sont habituellement dominées par les acariens appartenant aux sous-ordres des Astigmata et des Prostigmata qui sont caractéristiques des sols ayant subi des perturbations anthropiques (*Andrés & Mateos, 2006 ; Russell et al., 2010*), leurs traits d'histoire de vie leur permettant de répondre rapidement aux perturbations environnementales (*Behan-Pelletier, 1999*). Les Oribatida connus pour leur développement lent (*Maraun et al., 1999*) et leur faible taux de fécondité (*Behan-Pelletier, 1999*), arrivent généralement un an après les autres acariens. Certaines études montrent que le développement des communautés d'oribates ne dépend pas vraiment de la gestion du sol dégradé (*Lehmitz et al., 2012*) alors que d'autres ont mis en évidence la forte dépendance de ces organismes vis-à-vis de la qualité de la végétation et de la litière (*Dunger et al., 2001*). La colonisation par les Gamasida, acariens prédateurs, est influencée quant à elle de façon positive par la gestion du site et bénéficie notamment de la mise en place d'un couvert végétal herbacé (*Koehler, 2000*). Ces derniers bénéficient fréquemment d'un transport phorétique expliquant leur arrivée relativement rapide contrairement aux oribates connus pour leur plus faible mobilité (*Scheu & Schulz, 1996*).

Les oribates sont capables de coloniser activement les sols pionniers à partir des habitats adjacents selon deux voies de dispersion, majoritairement en surface mais également dans le sol (*Lehmitz et al., 2012*). La dynamique de dispersion varie selon les espèces et dépend notamment de la taille des organismes (*Lehmitz et al., 2012*). Les acariens oribates seraient capables de se mouvoir de quelques centimètres à quelques dizaines de centimètres par jour (*Berthet, 1964 ; Lehmitz et al., 2012*).

▪ Vers

Les conditions environnementales rudes des premiers stades successionnels des sols dégradés ou néo-formés ne favorisent pas l'arrivée des vers de terre. Ces sols sont généralement très acides ou au contraire très basiques et leur manque de structure est à l'origine d'une faible capacité de rétention en eau. Enfin, ils ne présentent pas ou alors très peu de litière ou d'horizon organique superficiel, ce qui entraîne de fortes fluctuations de températures. L'absence de couvert végétal augmente également l'impact des irradiations, particulièrement néfastes aux vers qui sont très sensibles aux rayons UV (*Eijsackers, 2010*).

L'arrivée des premiers vers est donc bien souvent plus tardive et difficile que celle des autres organismes de la pédofaune. La vitesse de dispersion des vers, qui dépend de l'espèce considérée et du type de sol à traverser, est d'ailleurs relativement faible : elle varie en moyenne de 2 à 10 mètres par an (*Eijsackers, 2010*).

Dans une moindre mesure, la dispersion des vers peut également se faire passivement via le transport des cocons à la surface des sols après de fortes pluies ou par transport phorétique (*Eijsackers, 2010*).

Certaines espèces tolérantes aux conditions environnementales particulières de ces sols nus sont connues pour être parmi les premiers colonisateurs. Il s'agit principalement d'espèces épigées à la croissance rapide, à la courte espérance de vie et à la forte fécondité telles que *Dendrobaena octaedra*, *Lumbricus rubellus* et *Lumbricus castaneus* (*Marinissen & Van Den Bosch, 1992; Dunger et al., 2001; Pizl, 2001; Eijsackers, 2010*). Les espèces endogées ont quant à elle tendance à apparaître en proportions conséquentes beaucoup plus tardivement (*Pizl, 2001*). La recolonisation par quelques espèces de vers pionniers est ainsi relativement rapide (moins de 5 ans en général) mais le développement d'une communauté complète, stable et diversifiée, est nettement plus long et peut parfois prendre plus de 50 ans (*Snyder & Hendrix, 2008*).

Pour exemple, *Dunger et al. (2001)* ont suivi la recolonisation d'un ancien site minier 46 ans après afforestation. Seules 7 espèces ont été inventoriées ce qui est typique des zones perturbées. Parmi ces vers colonisateurs, trois espèces épigées à épi-anéciques dont une largement dominante (*Lumbricus rubellus*), trois espèces endogées (*Aporrectodea caliginosa* et *rosea* et *Octolasion tyrtaeum*) et une seule espèce anécique apparue 5 ans après les autres (*Lumbricus terrestris*).

Bien que les vers ne soient pas spécialement adaptés au processus de succession primaire, ils jouent un rôle primordial dans le développement précoce des communautés

d'invertébrés du sol (*Eijsackers, 2010*) et favorisent notamment l'installation de nouveaux congénères (*Caro, 2012*). Par leur activité bioturbatrice, ils vont grandement contribuer à la structuration du sol et à la formation de la couche d'humus en mélangeant les horizons minéraux et organiques (*Dunger et al., 2001; Frouz et al., 2008*). Ils accélèrent ainsi la restauration du sol et le rétablissement d'un écosystème fonctionnel, améliorent la production primaire et fournissent de nombreux services écosystémiques : augmentation de la fertilité des horizons de surface, source de nourriture pour de nombreux prédateurs ou encore recyclage des déchets organiques utilisés sur ces sites restaurés (*Boyer & Wratten, 2010*).

Il est à noter que l'augmentation de l'activité des vers anéciques et leur impact sur la litière a un effet négatif sur l'abondance des microarthropodes (collembolles et acariens) et la richesse spécifique des plantes mais un effet positif sur la richesse et la diversité spécifique des collembolles et sur la biomasse végétale ce qui montre bien toute la complexité des interactions interspécifiques au cours du processus de succession (*Dunger et al., 2001; Mudrak et al., 2012*).

▪ Carabes

Les carabes dispersent majoritairement de façon active : certaines espèces volent et d'autres se déplacent à la surface du sol. Ces dernières sont d'ailleurs particulièrement sensibles aux barrières physiques formées par les routes et le bâti (*Vergnes et al., 2012*). Pour ces espèces, il a été montré que les généralistes avaient des taux de dispersion plus élevés que les espèces forestières : 11 mètres par jour contre 2,1 mètres par jour respectivement. Une corrélation positive entre la taille des individus et le taux de dispersion a également été mise en évidence dans cette étude (*Brouwers & Newton, 2009*). D'autres mesures effectuées par radar harmonique indiquent que les carabes sont capables de parcourir en moyenne entre 2 et 6,5 mètres par heure selon les espèces (*Wallin & Ekblom, 1988*).

Au niveau alaire, les carabes présentent un grand polymorphisme avec environ 25% d'espèces aptères ou brachyptères (à ailes réduites), le plus souvent spécialistes, et 45% d'espèces ailées, dites macroptères, plutôt généralistes. Les 30% restants sont dimorphes. Ce polymorphisme, inter- mais aussi intraspécifique, est à l'origine de capacités de dispersion très variables (*Kotze et al., 2011*). Certaines espèces macroptères sont ainsi capables de disperser à plusieurs kilomètres en volant (*Joyce et al., 1999; Chapman et al., 2005*). Excepté les espèces appartenant au genre *Cicindela* et quelques *Calosoma* et *Bembidion*, les carabes sont néanmoins de piètres voyageurs et leur direction de vol est en général influencée par le vent ce qui explique, paradoxalement, leur bonne capacité de dispersion (*den Boer, 1990*).

Des études ont montré que dans les milieux fortement perturbés ou instables, la proportion d'individus macroptères était élevée, permettant aux individus de disperser vers des habitats plus favorables (*den Boer et al., 1980*), alors qu'avec la stabilisation du milieu ou le vieillissement des populations cette proportion tendait à décroître (*Niemelä & Spence, 1991*). Certaines observations montrent également que des individus macroptères sont inaptes au vol car dépourvus de muscles alaires fonctionnels alors que des individus possédant des ailes vestigiales peuvent voler dès lors qu'ils possèdent des muscles alaires fonctionnels (*Desender, 2000*). Tous les processus régissant la capacité de dispersion chez les carabes ne sont ainsi pas complètement élucidés (*Kamenova, 2013*).

Les premiers carabes à coloniser des sols pionniers sont généralement des espèces prédatrices ou au régime alimentaire plus généraliste. Les espèces phytophages arrivent quant à elles plus tardivement, au fur et à mesure de l'accroissement de la richesse spécifique végétale (*Topp et al., 2010*). Plusieurs études ont ainsi montré que les communautés de carabes en milieu urbain étaient généralement composées d'espèces généralistes de petite taille, de milieux plutôt ouverts et secs et ayant de bonnes capacités de vol (*Eversham et al., 1996; Small et al., 2006; Do et al., 2014*).

Les carabes atteignent donc relativement rapidement les jeunes sols (*den Boer, 1990*) mais il a été montré qu'à des stades de succession végétale avancés, ils avaient tendance à décliner en abondance au profit d'autres familles de Coléoptères telles que les Buprestidae, les Coccinellidae, les Chrysomelidae ou les Curculionidae (*McIntyre, 2000*).

▪ Cloportes

Les capacités de dispersion et les successions de communautés de cloportes ont été beaucoup moins étudiées que celles des taxons précédents. Les quelques études disponibles montrent que les Isopodes sont absents ou présents en très faibles densités et avec très peu d'espèces lors des premiers stades successionnels de sites industriels et miniers restaurés (*Topp et al., 1992; Tajovski, 2001*). On les retrouve en effet beaucoup moins précocement sur les sols jeunes que les organismes de la mésofaune ou les carabes. Les premiers cloportes à arriver sur ces sols restaurés sont des espèces colonisatrices euryèces communes qui seront rejointes au fil du temps par d'autres espèces moins répandues. L'accumulation de carbone liée au processus de succession secondaire végétale semble être le principal facteur affectant l'abondance et la diversité des cloportes et des autres macro-invertébrés tels que les myriapodes (*Berg & Hemerik, 2004*). Scheu & Schulz (*1996*) ont d'ailleurs montré que le nombre maximal

d'espèces d'isopodes était atteint à des stades successionnels intermédiaires, vraisemblablement au moment où la communauté végétale est telle qu'une litière recouvre le sol tout au long de l'année.

Bien que les cloportes soient des colonisateurs tardifs, l'arrivée de ces organismes est cruciale pour la pédogénèse des sols restaurés puisque ce sont des saprophages jouant un rôle important dans la fragmentation de la litière, accélérant les processus de décomposition et de formation de l'humus (*Tajovski, 2001*).

Ce paragraphe a permis d'illustrer la variabilité inter- et même intra-taxons quant aux capacités de dispersion et de colonisation des organismes (*Tableau 2*). Celle-ci justifie en partie le choix qui a été fait de sélectionner ces cinq bioindicateurs, dans le but d'obtenir une image la plus complète possible des premiers stades de succession d'un sol récemment restauré. Une fois ces organismes arrivés sur le sol néoformé, il leur reste encore à s'y implanter durablement afin de constituer des communautés stables et diversifiées aptes à subir d'éventuelles perturbations environnementales. C'est ce processus de colonisation qui est présenté dans le paragraphe suivant.

Tableau 2 : Capacités de dispersion et dynamique de colonisation des 5 bioindicateurs retenus

		Collemboles	Acariens	Vers de terre	Carabes	Cloportes
Mode de dispersion		Environ 80% par le vent et 20% par dispersion active (<i>Dunger et al., 2002</i>)	Dispersion surtout passive via le vent ou par transport phorétique (<i>Krivolutsky & Lebedeva, 2004</i>)	Active et passive (transport des cocons par l'eau ou les animaux)	Surtout active (vol ou déplacement à la surface du sol) et par le vent pour les espèces aptères ou de petite taille.	Dispersion active ?
Sources de colonisation potentielles		Haies reconnues comme sources de colonisation, tout au moins dans les agroécosystèmes (<i>Alvarez et al., 2000</i>) Importance de la connectivité de sols nus restaurés avec les éléments de végétation environnants (<i>Zeppelini et al., 2009</i>)	Depuis des habitats sources proches, majoritairement via une dispersion en surface mais également dans le sol (<i>Lehmitz et al., 2012</i>)	Essentiellement depuis des habitats sources proches	Depuis des habitats sources plus ou moins éloignés (bonnes capacités de dispersion)	Essentiellement depuis des habitats sources proches
Caractéristiques des premières espèces colonisatrices		Espèces plutôt grandes, avec des appendices sensoriels (grandes antennes, yeux à 8 ocelles) et locomoteurs bien développés (grandes pattes et longue furca) ⇒ Surtout esp. épiédaphiques	Plutôt espèces prédatrices et mobiles (Astigmata et Prostigmata)	Espèces épigées et épianéciques à croissance rapide, courte espérance de vie et forte fécondité (Ex. : <i>Lumbricus rubellus</i>)	Espèces prédatrices, généralistes, de petite taille, macroptères.	Espèces euryèces communes
Dynamique du processus de colonisation	Vitesse	Rapide (présents dès les 1ers mois)	Rapide (présents dès les 1ers mois) pour les espèces prédatrices, plus tardive pour les oribates → quelques cm à quelques dizaines de cm par jour (<i>Lehmitz et al., 2012</i>)	Lente (2 à 10 mètres/an selon <i>Eijsackers, 2010</i>)	Relativement rapide (<i>den Boer, 1990</i>) 11 m /jour pour les esp. généralistes contre 2,1 m pour les espèces forestières (<i>Brouwers & Newton, 2009</i>).	Lente (taxon nécessitant l'existence d'une litière recouvrant le sol)
	Succession-type	Espèces pionnières épiédaphiques d'abord (<i>Bourletiella</i> sp. par ex.) puis évolution progressive de la richesse spécifique (arrivée d'espèces hémi- et surtout euédaphiques) en lien avec le développement des communautés végétales et l'accumulation de litière (microhabitats, nourriture).	Communautés pionnières dominées par des acariens astigmatés et prostigmatés. Env. 1 an plus tard, arrivée des oribates, moins mobiles et plus exigeants d'un point de vue habitat.	Les 1 ^{ères} espèces pionnières arrivent en moins de 5 ans mais il faut attendre plus de 50 ans pour obtenir une communauté stable avec une proportion importante d'esp. endogées (<i>Snyder & Hendrix, 2008</i>).	D'abord des espèces prédatrices ou opportunistes de passage puis des espèces plus spécialistes, phytophages notamment.	-

B.3.3. La colonisation effective des sols restaurés par la pédofaune

Alors que la **dispersion** concerne la dissémination d'individus hors de leur lieu de vie initial, la **colonisation** peut être définie comme l'établissement effectif de ces espèces migrantes dans un habitat. Autrement dit, la dispersion est une condition préalable à la colonisation (*Lehmitz et al., 2012*). Les paragraphes précédents ont permis d'appréhender les modes de dispersion ainsi que les successions de communautés de chaque taxon d'invertébré du sol étudié dans le cadre de cette thèse. Ce dernier paragraphe vise quant à lui à présenter les facteurs expliquant le succès – ou non – de la colonisation des sols restaurés par ces organismes ayant réussi à disperser.

La théorie des filtres environnementaux postule que différentes contraintes, également appelées filtres, permettent d'expliquer les assemblages d'espèces capables de coloniser un milieu et de s'y maintenir (*Keddy, 1992 ; Belyea & Lancaster, 1999; Lortie et al., 2004 ; McGill et al., 2006*).

On distingue :

- **Les contraintes biogéographiques** : Seules les espèces présentes à l'échelle régionale et appartenant au même ensemble biogéographique que le site d'étude peuvent coloniser le sol restauré. Ce premier filtre définit un pool d'espèces régional.
- **Les contraintes de dispersion** : Les différents mécanismes et stratégies de dispersion développés dans le paragraphe précédent permettent de définir les espèces appartenant au pool d'espèces régionales susceptibles de disperser jusqu'au sol restauré et de survivre à la dispersion (*Kotze et al., 2000*) : il s'agit du pool d'espèces géographique, qui dépend de la localisation du site d'étude et de sa connectivité vis-à-vis de la matrice paysagère environnante.

Le contexte paysager revêt en effet une importance fondamentale pour l'ensemble des taxons étudiés (*Snyder & Hendrix, 2008; Woodcock et al., 2010b*) puisque la dispersion requiert la présence de populations sources diversifiées à proximité du site à recoloniser (*Bradshaw, 2000*).

- **Les contraintes abiotiques** : Ce troisième filtre restreint encore le pool d'espèces à celles dont les exigences écologiques sont en accord avec les contraintes abiotiques

du milieu, en l'occurrence ici les propriétés physico-chimiques et structurales du sol ou son mode de gestion (pool d'espèces écologique).

La qualité de l'habitat et son aptitude à satisfaire les exigences écologiques des organismes, notamment en termes de disponibilité en matière organique (i.e. en ressources alimentaires), est en effet l'un des facteurs de succès les plus cités dans les études de colonisation de sols restaurés par la pédofaune (*Kotze et al., 2000 ; Snyder & Hendrix, 2008; Woodcock et al., 2010a et b*).

La qualité des horizons de surface du sol (*Dunger et al., 2001*) affecte ainsi le nombre d'espèces établies dans le milieu avec succès. La présence d'une couche d'humus, et plus généralement de quantités importantes d'éléments nutritifs, est à l'origine d'une couverture végétale plus dense lors des premiers stades post-restauration et par la suite d'une activité microbienne, d'une minéralisation du carbone et d'une densité d'organismes de la mésofaune plus importantes. Cette abondante mésofaune va à son tour attirer des espèces prédatrices de la macrofaune (*Topp et al., 2010*).

Les facteurs environnementaux limitants tels que pH, type de sol et contenu en métaux lourds ainsi que la présence de matière organique jouent d'ailleurs un rôle plus important que les caractéristiques écologiques intrinsèques des organismes pour certains taxons et notamment pour les vers (*Eijsackers, 2010*).

Outre la qualité intrinsèque de l'habitat, en l'occurrence ici du sol, l'inoculation de populations initiales et surtout une gestion adaptée peuvent augmenter le taux de colonisation et accélérer les processus de succession naturelle (*Frouz et al., 2007; Snyder & Hendrix, 2008; Woodcock et al., 2010a et b*).

- **Les contraintes biotiques** : Ce dernier filtre environnemental donne le pool réel d'espèces qui correspond aux communautés implantées à un instant donné dans le sol restauré, soit l'ensemble des espèces du pool écologique capables de se maintenir dans le milieu en dépit des interactions biotiques entre espèces nouvellement arrivées et espèces déjà installées (*Dobson et al., 1997 ; Belyea & Lancaster, 1999*).

Il a par exemple été montré que le succès de colonisation des espèces de carabes dépendait de leur supériorité lors des interactions compétitives et de la séquence d'arrivée sur le site (*Kotze et al., 2000*). Les communautés de vers sont elles aussi fortement structurées par

la compétition interspécifique (Decaëns *et al.*, 2008). Cependant, de nombreux auteurs suggèrent que la compétition interspécifique entre les organismes du sol n'a que peu d'importance dans la structuration des communautés pédofauniques en comparaison avec les changements environnementaux induits par le développement de la végétation durant la succession secondaire (Berg & Hemerik, 2004).

Les différentes contraintes permettant d'expliquer la composition des communautés d'espèces colonisatrices d'un sol restauré sont résumées dans la figure 17.

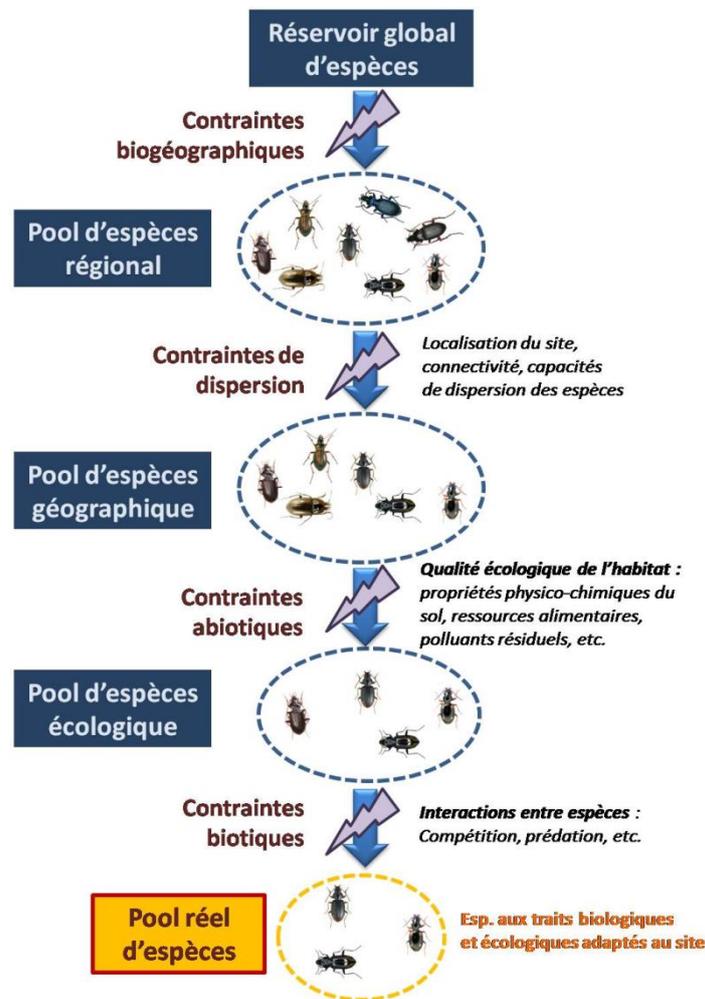


Figure 17: Schéma illustrant la théorie des filtres environnementaux (D'après Keddy, 1992 & Belyea & Lancaster, 1999)

Le succès de colonisation d'un sol restauré n'est donc pas uniquement déterminé par les différents mécanismes de dispersion vus précédemment mais aussi par les traits des espèces considérées, c'est-à-dire les caractéristiques écologiques, morphologiques ou physiologiques inhérentes aux espèces colonisatrices et qui vont leur permettre de se maintenir dans leur nouvel

habitat : stratégies reproductives, habitudes alimentaires ou même résistance à la dessiccation pour ne citer que quelques exemples. Tous ces différents paramètres de niche sont nécessaires à l'établissement de communautés pédofauniques riches et stables dans les sols pionniers (*Lehmitz et al., 2012*).

Concernant les stratégies de reproduction par exemple, il a été montré que les espèces de collemboles parthénogénétiques colonisaient plus rapidement un sol défauné que les espèces à reproduction sexuée (*Chahartaghi et al., 2009*). Au contraire, le recours à la parthénogénèse n'a que peu d'influence pour les acariens oribates (*Lehmitz et al., 2012*) ou les vers pour lesquels les facteurs écologiques prévalent sur le mode de reproduction (*Eijsackers, 2010*). Pour ces derniers, il a toutefois été montré que des taux de fécondité élevés et une courte espérance de vie résultaient en une croissance de population rapide et étaient donc des facteurs positifs pour la colonisation (*Pizl, 2001*). Le temps de génération a également été mentionné par *Lehmitz et al. (2012)* comme un facteur influençant le succès de recolonisation des acariens oribates. Toujours concernant les stratégies d'histoire de vie, les phases de dormance et de diapause sont importantes chez les vers pour survivre à des conditions défavorables et peuvent donc être intéressantes dans le cadre de la colonisation de sols restaurés (*Eijsackers, 2010*). Chez les cloportes, l'humidité du sol va exercer un filtre sur les espèces susceptibles de coloniser un milieu en fonction de traits relatifs à la résistance à la dessiccation comme la surface ventrale du corps des individus par exemple (*Dias et al., 2009*).

L'étude des traits fonctionnels développée dans cette thèse prend donc tout son sens et d'après la théorie des filtres, on s'attend à ce que les communautés d'espèces ayant colonisé les technosols présentent des assemblages de traits particuliers relatifs aux capacités de déplacement et à la survie dans ces habitats particuliers. *Fischer et al. (2013)* ont étudié des opérations de restauration de prairies sur des friches urbaines au cours desquelles il est apparu que les plantes qui colonisaient avec succès les friches présentaient un assemblage de traits clairement distinct de celui des plantes dont l'implantation échouait (grande taille, graines au poids élevé, etc.). Quelques rares études ont également été menées sur les organismes de la faune du sol. Il a par exemple été montré que l'environnement urbain filtre les espèces de collemboles en fonction de certains traits écologiques puisque les espèces les plus tolérantes aux perturbations anthropiques présentaient des caractéristiques communes : petite taille, déplacement par sauts ou encore recours à la reproduction sexuée (*Santorufu et al., 2014*).

La recolonisation par les invertébrés du sol de sites dégradés après restauration est donc un processus complexe soumis à de nombreuses contraintes.

Cristescu et al. (2012) ont passé en revue les publications concernant des opérations de réhabilitation de sites miniers et ont listé l'ensemble des facteurs ayant une influence sur leur recolonisation. Ils ont ainsi identifié d'une part les caractéristiques du site minier que sont le climat, la forme du site et sa connectivité avec des habitats sources adjacents, et d'autre part les facteurs liés au processus de restauration lui-même tel que le temps écoulé depuis la restauration mais aussi les méthodes choisies et l'influence des successions végétales.

Il est possible pour les opérateurs de tels projets de réhabilitation et les gestionnaires de sites restaurés d'agir plus particulièrement sur deux filtres environnementaux : les **contraintes de dispersion**, en veillant à ce que la **connectivité** du site soit suffisante vis-à-vis des populations sources géographiquement proches, et les **contraintes d'habitat** en gérant au mieux ce dernier afin qu'il satisfasse les exigences écologiques d'un maximum d'espèces appartenant à divers groupes fonctionnels. C'est pourquoi les différentes expérimentations menées au cours de cette présente thèse visent à tester à la fois l'influence de la connectivité à la matrice paysagère environnante et celle du mode de gestion sur la recolonisation d'un technosol par les invertébrés du sol.

C. Objectifs de la thèse

Ce premier chapitre a mis en exergue les enjeux environnementaux de la réhabilitation des sites urbains dégradés et de la restauration écologique des sols qui doivent absolument prendre en considération le rétablissement de communautés de la pédofaune diversifiées.

La construction puis la gestion durable d'un technosol semblent être un moyen séduisant de restaurer de manière écologique un sol urbain contaminé, si tant est qu'il parvienne à redevenir fertile et riche d'une biodiversité fonctionnelle, apte à assurer des services écosystémiques essentiels. Pour s'en assurer, il convient de suivre – à l'aide de bioindicateurs judicieusement choisis – le processus de recolonisation de ces jeunes sols, quasi-vierges de toute faune.

Si l'importance écologique des organismes de la faune du sol et leur intérêt en tant que bioindicateurs ne sont plus à démontrer en milieu agricole et semi-naturel, il n'en va pas de même en milieu urbain. Cet état de l'art a en effet permis de mettre en évidence plusieurs lacunes dans le domaine du suivi des invertébrés du sol en contexte urbain et plus encore dans celui des technosols construits.

Il ressort toutefois des études menées en contexte extra-urbain que la recolonisation et donc la « refunctionalisation » écologique de ces néo-sols devra certainement passer d'une part par une réflexion sur l'ancrage du projet de restauration dans le paysage et d'autre part sur une gestion adaptée du sol après restauration. Cette deuxième hypothèse en particulier a été très peu abordée dans la littérature scientifique. On constate en effet un décalage important entre les pratiques actuelles de gestion des sols urbains et les connaissances scientifiques relatives à l'impact de ces pratiques. C'est le cas notamment pour la gestion différenciée qui fait de plus en plus d'adeptes dans les collectivités mais qui ne fait l'objet de quasiment aucune publication scientifique, en particulier sur la thématique sol.

De façon générale, la cinétique de recolonisation par la pédofaune de sols dégradés a été davantage documentée. Néanmoins, il s'agit principalement de suivis temporels – parfois sur plusieurs dizaines d'années - effectués dans de grandes friches industrielles extra-urbaines tels que d'anciens sites miniers en revégétalisation naturelle ou volontairement reboisés (*Dunger et al., 2001; Frouz et al., 2007 & 2008; Topp et al., 2010*).

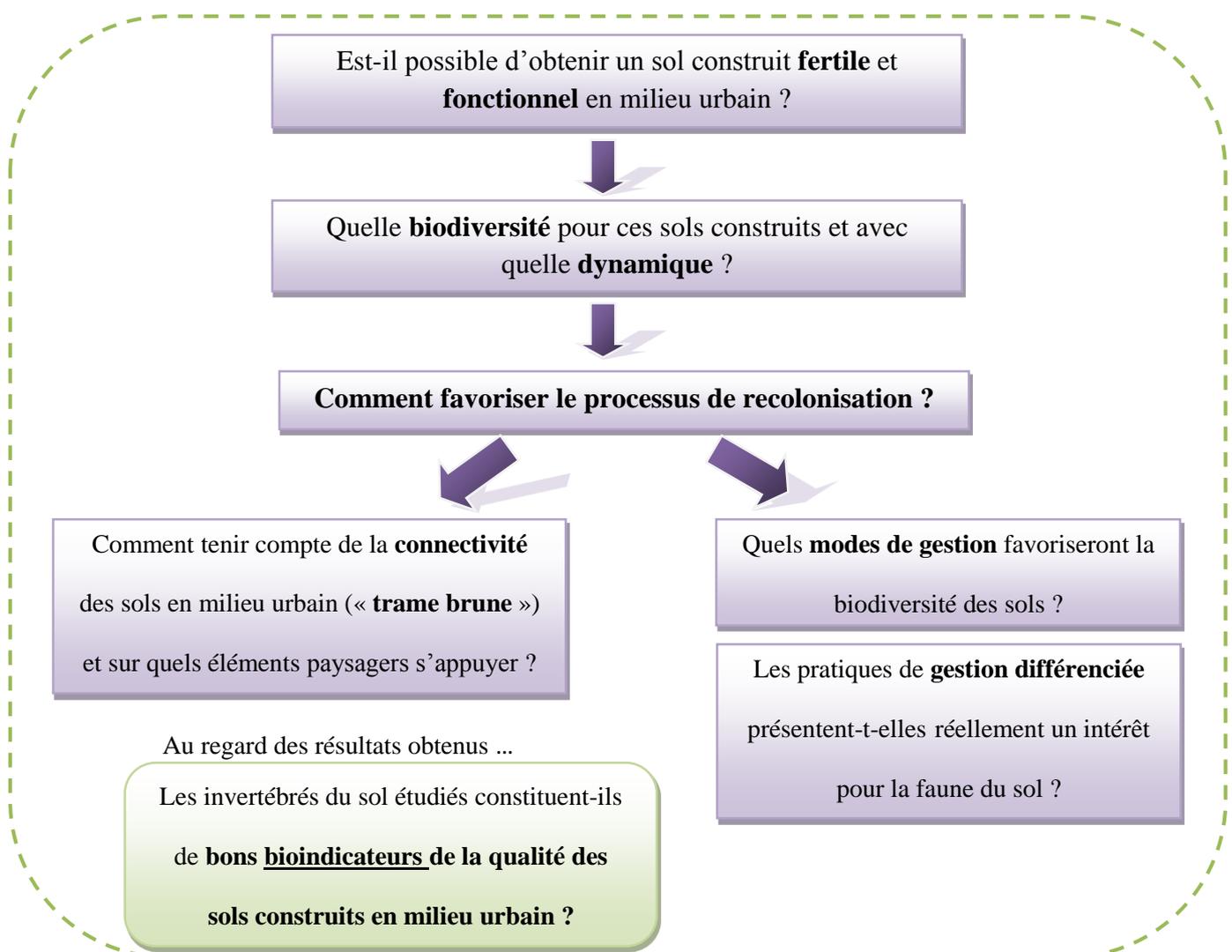
Dans ce travail de thèse, le choix a été fait de suivre la recolonisation d'un technosol construit lors des 20 premiers mois suivant sa mise en place via une approche multi-taxons : 3

taxons appartenant à la macrofaune (vers, carabes et cloportes) et 2 à la mésofaune (collembolles et acariens).

D'un point de vue fondamental, l'objectif de la thèse est d'acquérir des connaissances sur la dynamique de colonisation et les règles d'assemblages des communautés de la pédofaune au sein du sol très anthropisé qu'est le technosol construit. Pour ce faire, un couplage entre approche taxonomique « traditionnelle » et approche fonctionnelle via l'étude de traits écologiques a été favorisé.

D'un point de vue plus appliqué, l'objectif est d'apporter des éléments de réponses aux aménageurs et aux gestionnaires désireux de concevoir un projet d'aménagement durable et devant faire face à ce type de sol construit.

Ce travail de thèse a ainsi pour objectif de contribuer à l'élaboration de préconisations en termes d'aménagement et de gestion durables des sols en milieu urbain.



Chapitre 2

Influence du mode de gestion et de la
connectivité sur la dynamique de
recolonisation spontanée d'un technosol :
Placettes expérimentales *in situ*

Le premier niveau d'étude de cette thèse consiste en un suivi temporel de la recolonisation spontanée de technosols par la pédofaune. Pour cela, un dispositif expérimental a été mis en place dans la friche industrielle du site de l'Union, qui fait actuellement l'objet d'un programme d'urbanisme durable présenté ci-après (§A.). Avant de suivre la recolonisation de ces placettes expérimentales, un premier travail d'évaluation du potentiel de biodiversité des sols alentours a été effectué via un échantillonnage des délaissés urbains et des jardins privés situés en périphérie de la friche (§B.). Cet état des lieux initial visait à appréhender les communautés d'invertébrés du sol présentes localement en contexte urbain dégradé et donc susceptibles de coloniser le technosol notamment via des connexions avec des éléments paysagers tels que des haies. Enfin, la dernière partie de ce chapitre (§C.) présente les résultats de la recolonisation des placettes par la faune du sol obtenus suite à un échantillonnage régulier des différents taxons pris en considération (Chapitre 1 §A.2.3.).

A. Présentation du site d'étude

La Zone de l'Union, Zone d'Aménagement Concerté depuis 2006, se situe à la croisée de trois communes de la métropole lilloise : Roubaix, Tourcoing et Wattrelos (*Fig. 18*). Le site de l'Union fut le berceau de l'industrie textile nordiste (parmi les plus connus, la manufacture Vanoutryve et les peignages de laine de la Tossée) et accueillait également d'autres activités économiques telles que des brasseries (GBM devenue par la suite la brasserie Terken), une usine à gaz ou encore des usines métallurgiques et pétrochimiques (fonderies, Districhimie). Mais dès les années 1970, l'Union subit le déclin de l'industrie textile. La navigation sur le canal de Roubaix s'arrête et les entreprises implantées sur le site ferment progressivement, laissant derrière elles une vaste friche industrielle dont la requalification ne fut envisagée qu'à partir des années 1990 par la LMCU (Lille Métropole Communauté Urbaine).

Cet ancien site industriel de 80 hectares fortement pollué constitue actuellement l'un des projets de renouvellement urbain les plus importants en France. Il a ainsi été désigné en 2006 comme site pilote dans le cadre de la Charte des écoquartiers et de l'Agenda 21 de LMCU qui veut en faire une opération d'aménagement durable exemplaire.

Le projet « Ecoquartier de l'Union », porté par la LMCU et aménagé par la SEM Ville Renouvelée, s'est également vu décerner en 2011 le « *Grand Prix national EcoQuartier* ».

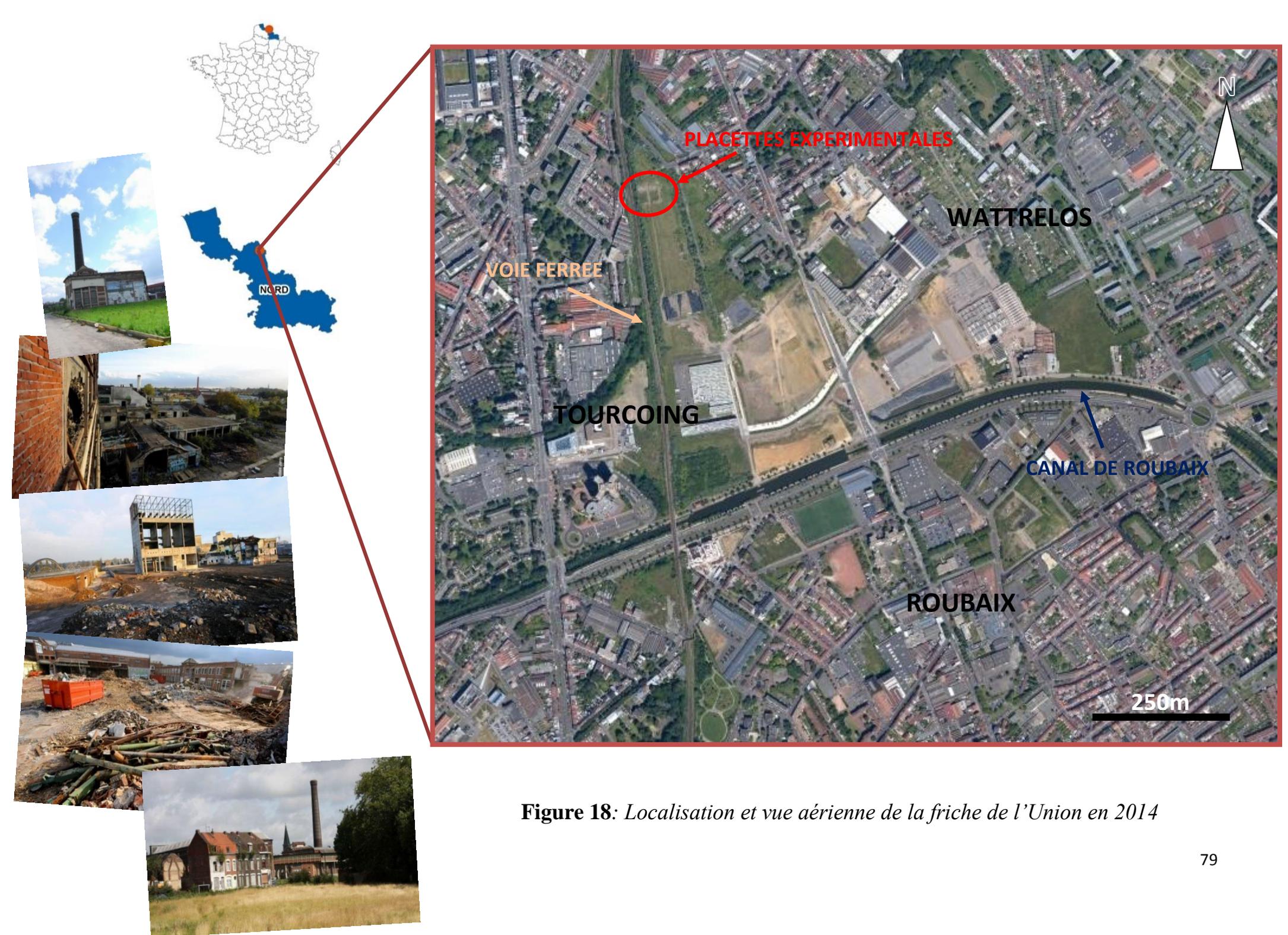


Figure 18: Localisation et vue aérienne de la friche de l'Union en 2014

Premier éco-quartier de Lille métropole, l'Union s'inscrit en effet dans une politique de développement durable tant au niveau de son aménagement que de sa gestion future : optimisation de la gestion des terres polluées, limitation de la production de déchets, organisation du cycle de l'eau, gestion des déplacements, gouvernance participative ou encore développement de la biodiversité pour ne citer que quelques-unes de ses ambitions.

L'aménagement du site a été lancé officiellement en 2007 avec l'implantation des premières entreprises. A terme, d'ici une quinzaine d'années, l'écoquartier de l'Union devrait accueillir 6 à 8 000 salariés et 4 000 habitants.

La friche urbaine de l'Union est un site-atelier du réseau SAFIR (Sites Ateliers Français pour l'Innovation et la Recherche) de l'ADEME qui regroupe des sites accueillant des programmes de recherche innovants en matière de gestion des sols pollués. En l'occurrence, le site de l'Union fait l'objet du programme de recherche Union-Biodiv (2011-2015), cofinancé par la FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité) et la Région Nord Pas-de-Calais. Ce projet vise à évaluer, sous des aspects à la fois écologiques et sociologiques, le potentiel de biodiversité au cours de la requalification de la friche urbaine en écoquartier et ce, dans une perspective d'aide à la décision en contexte de planification et de travaux d'aménagement urbain. Le travail de thèse présenté s'inscrit au sein de ce programme de recherche dont il couvre le volet écologique.

Le dispositif expérimental est implanté au nord d'une vaste friche située à l'ouest de la zone de l'Union, le long de la voie ferrée qui relie Lille à Bruxelles. Cette friche abritait l'ancienne gare de triage et d'entreposage de marchandises de Roubaix construite durant l'entre-deux-guerres. La contamination des sols a donc eu lieu à l'occasion du déchargement de produits potentiellement polluants et du stockage d'hydrocarbures. Des analyses de sol menées en 2009 et 2011 par un bureau d'études (*BURGEAP, 2011*) ont mis en évidence une pollution des remblais superficiels aux ETMs (Eléments-Traces Métalliques) avec des teneurs pouvant aller jusqu'à 170 fois le bruit de fond géochimique (*Tableau 3*). Les HAPs (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) sont également présents dans l'ensemble des remblais de façon diffuse et localement à des teneurs supérieures aux seuils de référence. En revanche, dans l'assise limoneuse, les ETMs ont été trouvés à des concentrations proches des concentrations naturelles habituellement rencontrées dans ce type de sol et les hydrocarbures à des valeurs inférieures aux seuils de référence. D'après les préconisations du bureau d'études mandaté, les limons extraits sur le site pourront ainsi être réutilisés en terres d'apport ou en terres de remblais au droit des futurs espaces verts de l'Union.

Suite à la démolition des bâtiments composant l'ancienne gare de triage (~1998-2001), une prairie artificielle non entretenue a été semée donnant naissance à la friche herbacée visible actuellement. Une fois requalifiée, cette friche sera le siège d'activités tertiaires (entreprises, bureaux et parking-silo) dans le prolongement du CETI (Centre Européen des Textiles Innovants) déjà en place depuis 2012.

Tableau 3 : Teneurs maximales en quelques ETMs et HAPs au niveau du secteur d'implantation des placettes expérimentales (résultats d'analyses sur sol brut)
Source : BURGEAP, 2011

	ETMs							HAPs	
	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Naphtalène	HAP totaux
Teneurs maximales (mg/kg)	87,2	25,6	276	1,13	55,1	8580	9890	0,15	52,89
Valeurs de référence maximales (mg/kg)	33	1,36	74	0,276	38,6	198,1	205	0,15	25-50

Les valeurs de référence proviennent du référentiel pédogéochimique du Nord Pas-de-Calais (INRA/ISA – 15/10/2002) pour les métaux et métalloïdes et des valeurs de bruit de fond correspondant aux teneurs anthropiques dans les sols urbains (Agency for Toxic Substances and Disease Registry – 2005) pour les HAPs.

Concernant les caractéristiques du sol encaissant, l'étude d'impact réalisée pour le projet d'écoquartier de l'Union a permis de mettre en évidence la succession suivante : remblais de démolition en surface sur une épaisseur variable allant de 0,30 à 4,50m avec une moyenne de 2 m, reposant sur des limons quaternaires beiges siliceux à sableux.

Par sa situation géographique, le site d'étude présente un climat tempéré océanique avec des amplitudes thermiques saisonnières modérées. Les données de la station météorologique de Lille-Lesquin (à moins de 20 km au sud-ouest de Roubaix) pour la période 2012-2014 sont présentées en figures 19 et 20. La somme des précipitations annuelles était respectivement de 900,9 mm, 760,2 mm et 843,2 mm en 2012, 2013 et 2014. Les températures moyennes annuelles étaient quant à elle de 7,1°C (2012), 6,8 °C (2013) et 8,4 °C (2014) pour les minimales et de 14,7 °C (2012), 14,1 °C (2013) et 16°C (2014) pour les maximales.

Toujours dans le cadre de l'étude d'impact, des inventaires floristiques ont été réalisés sur la zone de l'Union en 2008 par le bureau d'études Airèle et 86 espèces communes à très communes ont été répertoriées dont plusieurs espèces invasives (*Buddleja davidii*, *Robinia pseudoacacia*, *Reynoutria japonica*).

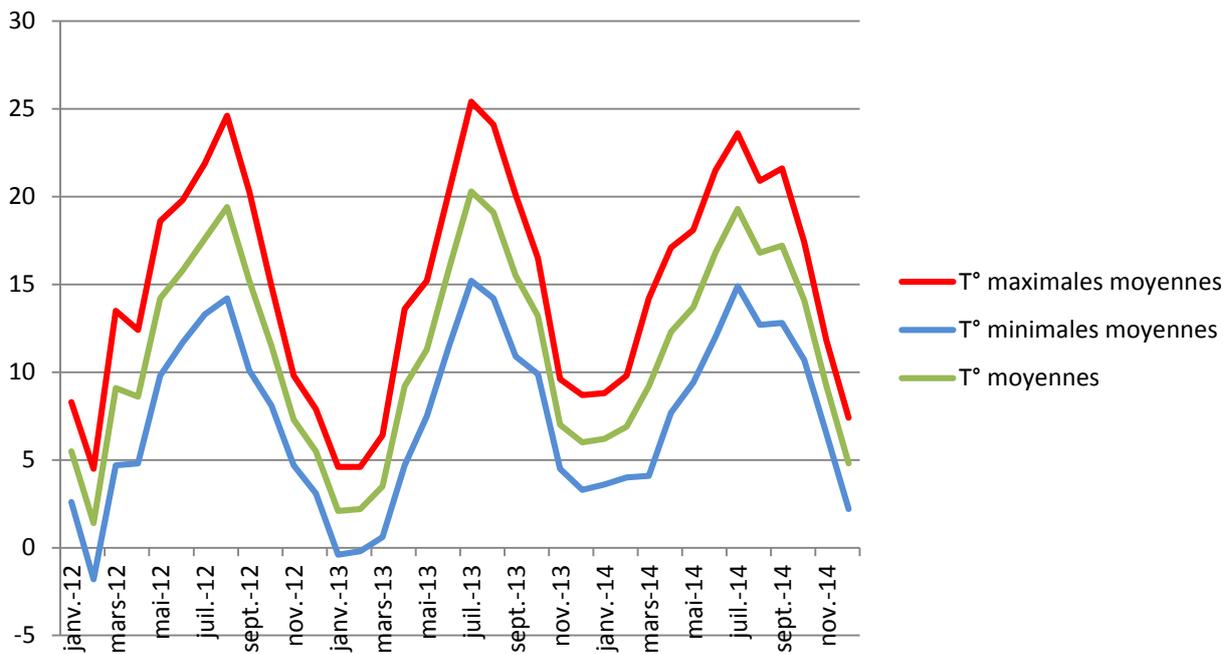


Figure 19: Températures moyennes (minimales, maximales et moyennes) sur la période 2012-2014 enregistrées par la station météorologique de Lille-Lesquin

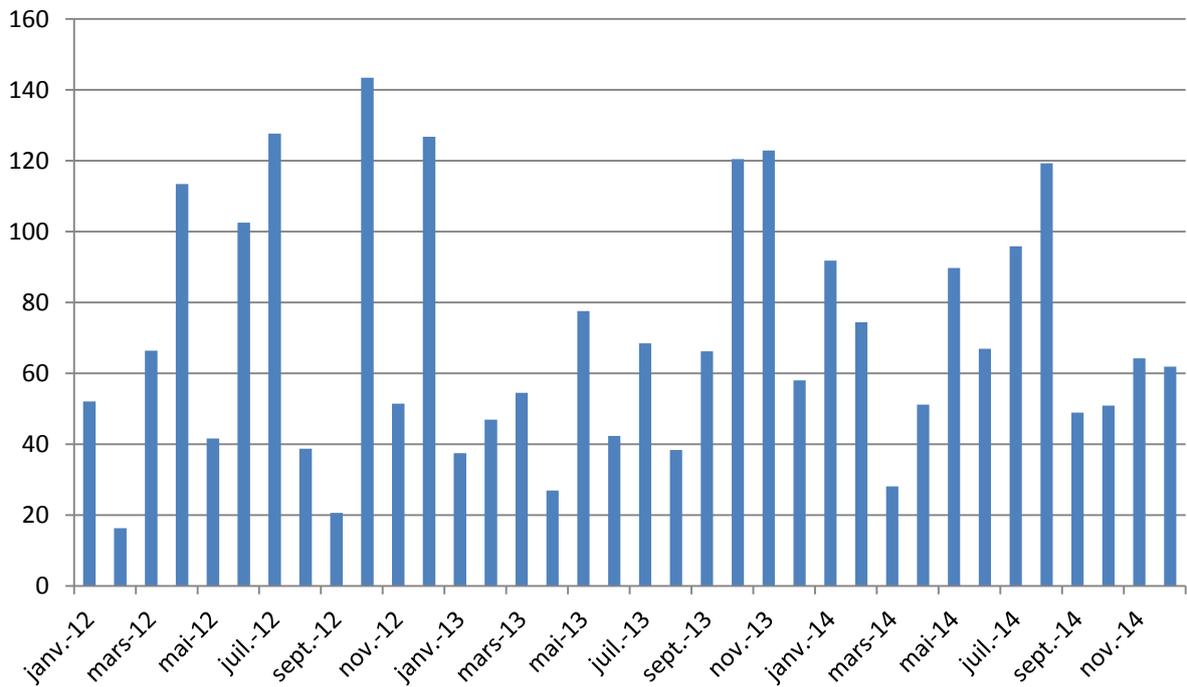


Figure 20: Précipitations mensuelles totales sur la période 2012-2014 enregistrées par la station météorologique de Lille-Lesquin

B. Evaluation du potentiel de biodiversité à l'échelle du site

Il s'agit ici d'évaluer la richesse d'un point de vue faunistique (faune invertébrée essentiellement) et dans une moindre mesure floristique des milieux semi-naturels du futur écoquartier de l'Union en se focalisant sur les alentours du dispositif expérimental (délaissés urbains et jardins privés). Cet état des lieux vise à dresser les potentialités de recolonisation des sols par la pédofaune à partir du maillage écologique local. On s'intéresse pour cet état des lieux écologique aux 5 taxons suivants : collemboles et acariens pour la mésofaune et essentiellement vers oligochètes, carabes et cloportes pour la macrofaune. Ces groupes ont été choisis pour leur intérêt en tant que bioindicateurs (Chap. 1) et pour les informations complémentaires qu'ils sont susceptibles de nous apporter étant donné la variabilité de leurs caractéristiques biologiques et écologiques : cycle de vie, place dans les réseaux trophiques, capacités de déplacement ou encore préférences en termes d'habitat.

Qu'il s'agisse des échantillonnages réalisés dans les friches ou dans les jardins privés, la zone prospectée a été d'1,5 km de rayon autour des placettes expérimentales en accord avec des données de la littérature quant aux capacités de dispersion des taxons étudiés (*McIntyre, 2000; Vergnes, 2012; Querner et al., 2013*).

B.1. Potentiel de biodiversité des délaissés urbains

B.1.1. Matériel & Méthodes

Deux campagnes d'échantillonnage de la faune du sol (pièges Barber, carottes de sol et échantillonnages des vers de terre) ont été réalisées sur les mêmes stations en 2012 et en 2013. La localisation des sites échantillonnés est présentée en figure 21 et les dates des relevés dans le tableau 4. Les stations ont été présélectionnées sur photographies aériennes et explorations de terrain afin de couvrir le territoire de façon relativement homogène.

Ont ainsi été choisis des délaissés urbains faciles d'accès, susceptibles d'héberger des organismes de la faune du sol et situés dans un rayon d'1,5 km autour du dispositif expérimental. Parmi les stations sélectionnées, on peut citer des friches herbacées (CFU, FU, FM, T), une friche arborée (M), une haie SNCF (H) et la Ferme aux Loisirs (FL), cœur de nature de Roubaix, à l'abandon depuis l'arrêt de ses activités en 2008.



Figure 21: Localisation des parcelles expérimentales et des points d'échantillonnage au niveau des délaissés urbains (en rouge les limites de la ZAC et en vert la délimitation du périmètre d'1,5 km de rayon autour de l'Union)

Tableau 4: Dates d'échantillonnage des délaissés urbains autour du dispositif expérimental

Année/Type de piège	Macrofaune (carabes & cloportes)	Mésafaune	Vers
2012	02 et 09 mai 27 juin 10 & 23 juillet	18 juin 19 novembre	/
2013	17 et 29 mai 14 et 26 juin 10 juillet	03 juillet	17 avril

B.1.1.1. Présentation des protocoles d'échantillonnage

○ Pièges Barber

Sur chaque station, quatre pièges Barber ont été disposés, à une distance minimum de cinq mètres les uns des autres. Le piège Barber ou piège-fosse (« pitfall trap » en anglais) permet de récolter principalement la faune épigée, qui circule à la surface du sol. Il s'agit de pots pièges en plastique enfoncés dans le sol (Fig. 22) et contenant une solution de liquide de refroidissement (à base d'éthylène glycol) diluée avec de l'eau. Ce mélange est qualifié de neutre car il n'exerce ni attraction ni répulsion sur la faune épigée et permet de ralentir la décomposition. Les pièges sont recouverts d'une toiture, protégeant les pots en plastique de toutes sortes de débris (Fig. 23). La faune du sol qui y tombe ne peut plus en sortir. Ces pièges sont relevés tous les 15 jours.



Figure 22: Piège Barber (vu de dessus)



Figure 23: Piège Barber (pot piège)

○ Carottes de sol

L'échantillonnage de la mésofaune consiste en un carottage de sol à l'aide d'un carottier de 15 cm de diamètre sur 10 cm de profondeur environ (Fig. 24). Cinq prélèvements de sol sont effectués par station. Les échantillons de sol sont ensuite ramenés au laboratoire, pesés et déposés sur des extracteurs Berlese (*Berlese, 1905*) pendant 10 jours (Fig. 25).



Figure 24: Carottage de sol



Figure 25: Extraction sur Berlese

○ **Prélèvement des vers : Méthode de l'AITC**

L'échantillonnage des vers est réalisé sur des quadrats de 50cm*50cm à proximité des placettes expérimentales, dans la haie SNCF et dans la friche adjacente, par la méthode de l'AITC (Allyl isothiocyanate), méthode d'extraction chimique (*Zaborski, 2003*). En effet, l'AITC, principe actif de la moutarde, a une action irritante sur les vers et les fait remonter à la surface.

Une quantité de 10 mL d'AITC est dissoute dans 1L d'isopropanol et 100mL du mélange obtenu est versé dans 10L d'eau. Au sein des quadrats, la végétation en place est retirée pour une meilleure visibilité et le sol est arrosé avec 5L de cette solution de façon homogène sur toute la surface grâce à un arrosoir équipé d'une rampe d'arrosage. Les vers remontant à la surface pendant les 15 minutes suivant l'épandage de la solution d'AITC sont récoltés et disposés dans des récipients remplis d'eau afin de les garder vivants jusqu'au retour en laboratoire. Un deuxième épandage de 5L est appliqué 15 minutes plus tard et les vers sont à nouveau récoltés pendant 15 minutes après ce deuxième épandage.

B.1.1.2. Traitement et détermination des échantillons

Après extraction au Berlese pour la mésofaune ou tri manuel pour les carabes et autres macroinvertébrés, le contenu des différents pièges est transféré dans des pots étiquetés remplis d'alcool à 70° afin d'assurer leur conservation.

Carabes (*Jeannel, 1941, 1942 & 1949 ; Luff, 2007 ; Roger et al., 2012*), cloportes (*Sutton et al., 1972 ; Hopkin, 1991*) et vers (*Bouché, 1972 ; Sims & Gerard, 1985*) sont alors déterminés jusqu'à l'espèce, lorsque cela est possible. Pour les autres taxons présents dans les pièges Barber, la détermination s'arrête aux familles ou à des niveaux taxonomiques supérieurs.

La détermination des invertébrés de la macrofaune collectés et le comptage des individus de la mésofaune ont été effectués sous loupe binoculaire. L'identification des espèces de collemboles a quant à elle été réalisée sous microscope à contraste de phase après éclaircissement des animaux au Marc André I (30 cm³ d'eau distillée, 40g d'hydrate de chloral et 30 cm³ d'acide acétique) puis montage entre lame et lamelle au Marc André II (50 cm³ d'eau distillée, 20 g de gomme arabique, 200 g d'hydrate de chloral et 40 cm³ de glycérine) (*Poinsot, 1971*). Les collemboles ont été déterminés sur des caractères morphologiques au niveau spécifique quand cela était possible (*Bretfeld, 1999; Fjellberg, 1999; Potapow, 2001;*

Thibaud et al., 2004; Fjellberg, 2007; Hopkin, 2007) et les acariens au niveau des sous-ordres : Oribatida, Actinedida, Acaridida et Gamasida (*Krantz et Walter, 2009*).

B.1.1.3. Traitement des données & analyses statistiques effectuées

Pour chacun des taxons ont été évalués, selon la précision de la détermination, la richesse spécifique, l'abondance totale et l'abondance relative des différentes espèces ou sous-ordres/familles ainsi que celle des différentes catégories écologiques.

Pour comparer les données des pièges Barber des différents délaissés urbains, une Analyse Factorielle des Correspondances a été réalisée. L'analyse factorielle des correspondances est une méthode factorielle de réduction de dimension pour l'exploration statistique d'une table de contingence définie par deux variables qualitatives. L'AFC offre la particularité de fournir un espace de représentation commun aux variables et aux individus.

Pour comparer les différents délaissés urbains entre eux, ont été réalisés des tests de Kruskal-Wallis suivis de tests post hoc de Dunn via le logiciel Excel Stat.

B.1.2. Résultats

B.1.2.1. Relevés floristiques

Pour compléter les relevés botaniques effectués lors de l'étude d'impact, nous avons réalisé en juin 2012, avec l'aide de M. J-C. Bruneel (Consultant-Ethnobotaniste), un inventaire floristique de la friche où est implanté le dispositif expérimental et de ses abords (*Annexe 1*). Celui-ci a mis en évidence la présence de 64 espèces (104 si l'on y ajoute les relevés effectués dans les délaissés urbains voisins). L'espèce dominante sur la friche en question est l'avoine élevée (*Arrhenaterum elatius*) et la haie SNCF qui la délimite à l'ouest est majoritairement constituée d'Olivier de Bohême (*Elaeagnus angustifolia*), de Prunellier (*Prunus spinosa*), d'Arbre aux papillons (*Buddleia davidii*) et d'Eglantier commun (*Rosa canina*). Le dispositif *in situ* est donc situé au sein d'une arrhénatéraie non fauchée (*Fig. 26*), ou friche à hautes herbes, qui tend naturellement à se fermer comme en témoigne la présence sporadique de ronciers et de fourrés arbustifs. Il est bordé d'une haie peu diversifiée composée majoritairement de plantes exotiques voire invasives (*Buddleia davidii*).



Figure 26 : Photos de la friche (à gauche) et de la haie SNCF adjacente aux placettes expérimentales (à droite) en juillet 2013 (Source : C. Burrow)

B.1.2.2. Collemboles

Au total, 59 espèces de collemboles ont été dénombrées à partir des relevés 2010, 2012 et 2013 par ArthropoNord (liste en *Annexe 2*), les deux espèces les plus répandues étant *Parisotoma notabilis* et *Lepidocyrtus cyaneus*, deux espèces ubiquistes et communément rencontrées en milieu urbain. Les 15 espèces les plus abondantes tous prélèvements confondus sont présentées par ordre d'abondance relative décroissante dans la figure 27. Elles représentent plus de 90% de l'abondance totale en collemboles échantillonnés dans les délaissés urbains. Parmi ces espèces, on retrouve majoritairement des espèces héli-édaphiques (9 espèces) suivies des espèces épigées (4) et en dernier lieu des espèces eu-édaphiques (2).

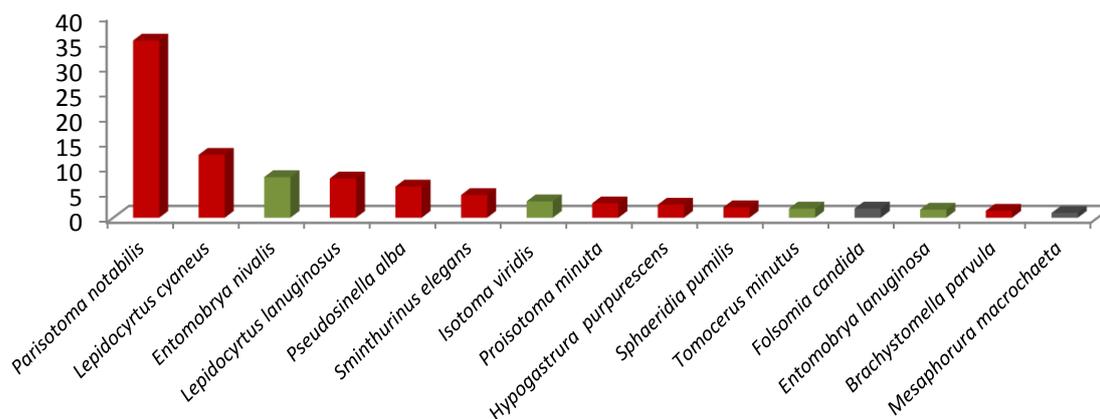


Figure 27: Abondances relatives des 15 espèces de collemboles les plus fréquentes échantillonnées dans les délaissés urbains toutes dates et stations confondues (En rouge : espèces héli-édaphiques ; en vert : épigées ; en gris : eu-édaphiques)

L'abondance et la richesse spécifique moyennes en collemboles dans les différents délaissés urbains sont représentées dans la figure 28 ci-après.

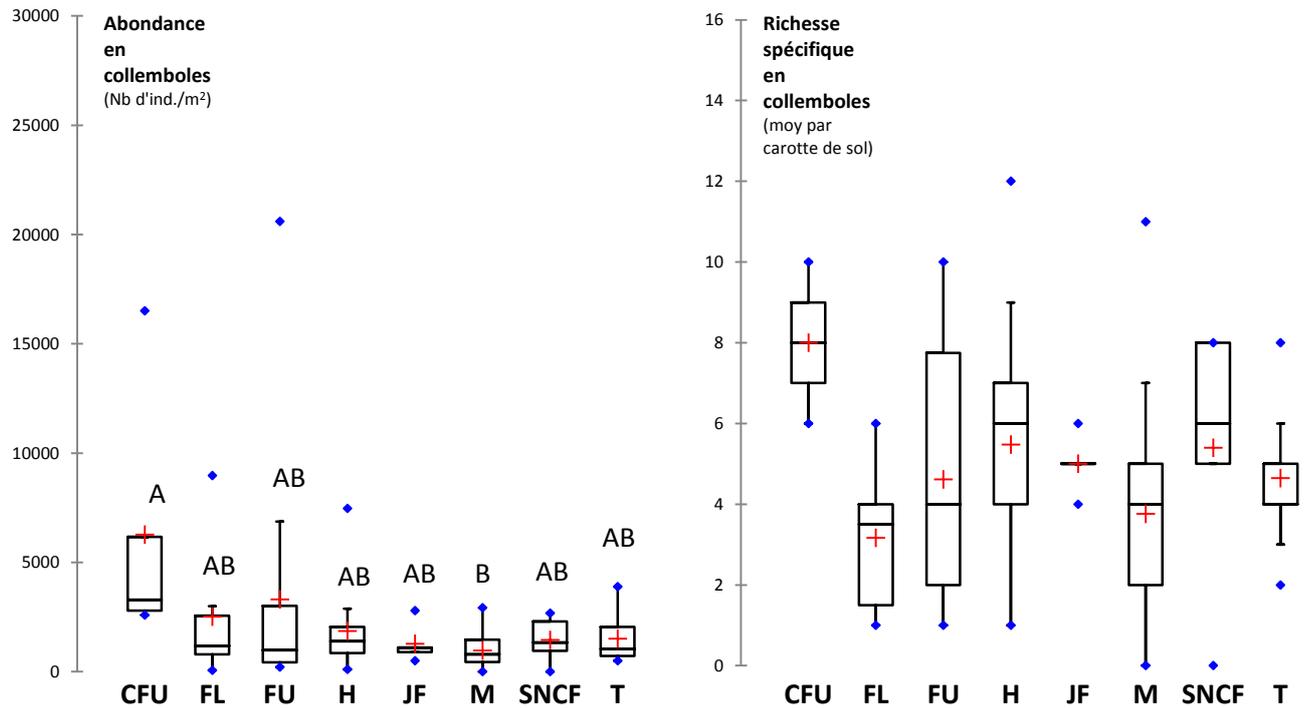


Figure 28 : *Abondance et richesse spécifique moyennes en collemboles pour les différents délaissés urbains*

La friche CFU (partie distale de la friche adjacente au dispositif expérimental bordée par la haie SNCF) est celle qui héberge les communautés de collemboles les plus abondantes (6267 ind./m² en moyenne) et les plus riches en espèces (8 en moyenne par point d'échantillonnage toutes dates confondues). Étonnamment la Ferme aux Loisirs (FL) et la friche arborée Mercure (M) présentent des abondances et/ou des richesses spécifiques relativement faibles comparativement aux espaces de friches herbacées plus récemment perturbées.

Concernant les types écologiques de collemboles rencontrés dans les délaissés urbains (Fig. 29), on remarque que les collemboles les mieux représentés sont, quelque soit le site, les hémiedaphiques (61,9-87,5%) suivis des épigés (2,5-36,0%) et des euédaphiques (1,7-20,2%) en proportions équivalentes. La proportion de collemboles épigés est d'ailleurs maximale, et la proportion d'euédaphiques minimale, dans la friche herbacée bordant le dispositif expérimental.

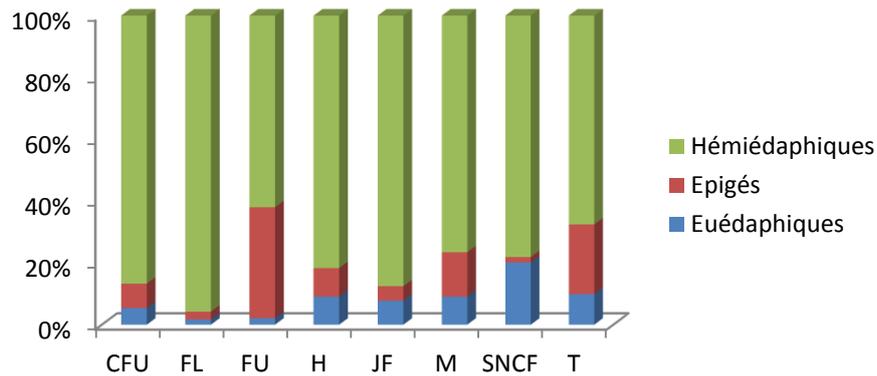


Figure 29 : Abondance relative des 3 types écologiques de collemboles dans les délaissés urbains

B.1.2.3. Vers de terre

Des échantillonnages de vers de terre ont été réalisés dans la grande friche de l'Union et dans la haie bordant les placettes en 2012 et 2013 via la méthode de l'AITC et ont révélé la présence de **6 espèces** dont trois espèces dominantes : *Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea caliginosa* et *Lumbricus festivus*, respectivement deux espèces endogées et une espèce épi-anécique. A noter que cette dernière espèce est relativement peu commune à l'échelle régionale. En moyenne, une cinquantaine d'individus ont été récoltés par échantillon (entre 13 au minimum et 162 individus récoltés au maximum). L'abondance moyenne en vers est plus élevée dans la friche que sous la haie (71 individus par échantillon vs 22 pour la haie) mais les richesses spécifiques sont comparables (de 4 à 5 espèces par échantillon).

Les abondances relatives des 6 espèces dans les relevés effectués dans la friche adjacente aux placettes (FU) et dans la haie SNCF (H) sont présentées dans la figure 30.

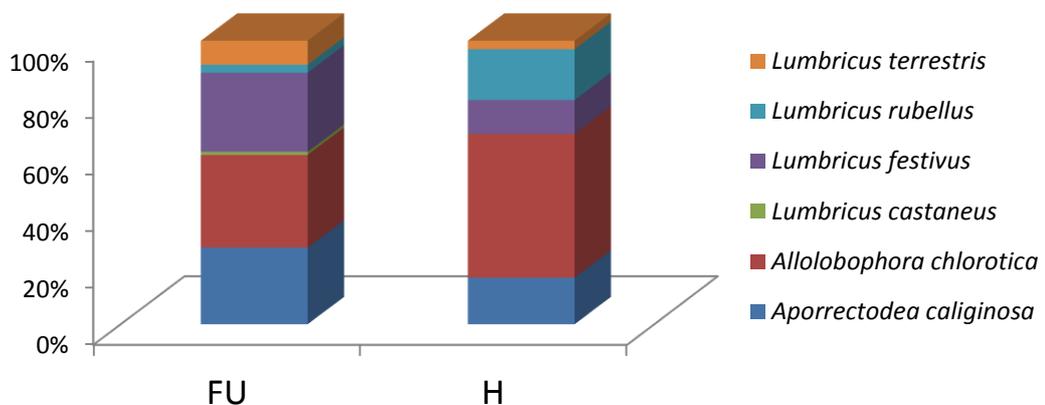


Figure 30 : Abondance relative des différentes espèces de vers échantillonnées dans la friche adjacente aux placettes expérimentales (FU) et dans la haie SNCF (H)

Peu de différences sont constatées entre les deux milieux échantillonnés. Dans les deux cas on retrouve entre 60 et 70% d'espèces endogées (*A. caliginosa* et *A. chlorotica*) et de 30 à 40% d'espèces anéciques et épi-anéciques. Une seule espèce épigée, *Lumbricus castaneus*, a été récoltée dans la friche en très faibles effectifs mais a cependant été retrouvée en nombre parfois conséquent dans les pièges Barber (jusqu'à 27 vers pour un seul piège dans la friche de la Tossée).

B.1.2.4. Macrofaune issue des pièges Barber

Les résultats obtenus à partir des relevés des pièges Barber, qui donnent accès à la faune circulant au sol, sont présentés dans la figure 31 en distinguant la période printanière de la période estivale. L'analyse des données s'est faite sans aller jusqu'au niveau spécifique, hormis pour les carabes et cloportes.

Quel que soit le type de piège, les résultats en termes de proportion des différents groupes taxonomiques diffèrent selon la période d'échantillonnage.

Les isopodes (cloportes) et les collemboles sont les deux taxons les plus représentés, les premiers étant relativement plus abondants en été alors que les collemboles dominent la communauté, en termes d'abondance, au printemps.

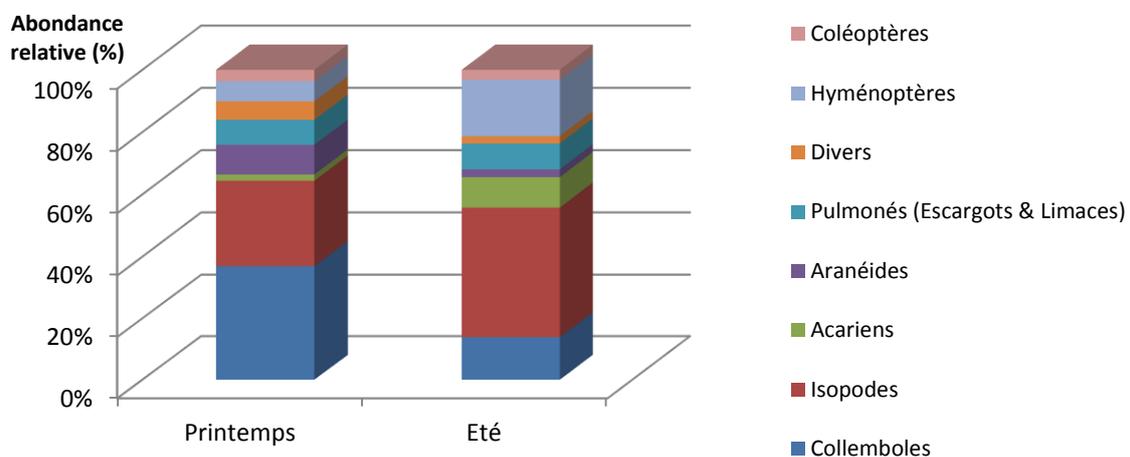


Figure 31: Abondance relative des différents ordres et familles d'invertébrés récoltés à l'Union dans les pièges Barber au printemps (avril-mai) et durant l'été (juin-juillet) 2012

Les hyménoptères, plus nombreux lors de la période estivale, sont constitués majoritairement de Formicidae (entre 42% et 68% de l'ensemble des hyménoptères selon la période) et dans une moindre mesure de Chalcididae. Les coléoptères représentent environ 3% des effectifs quelle que soit l'époque de l'année et les familles les plus fréquentes sont celles

des Staphylinidae, des Sylphidae et des Carabidae. Au sein de la catégorie divers, on retrouve des organismes appartenant à différents taxons mais présents en effectifs relativement faibles : opilions, hémiptères, orthoptères, vers oligochètes, myriapodes, chenilles, diptères ou encore forficules.

Une AFC réalisée sur ces données regroupées par pièges (toutes dates confondues) montre qu'il existe aussi quelques différences entre les stations (Fig. 32). La Ferme aux Loisirs (FL) se distingue des autres stations, notamment par sa richesse en diptères, alors que les autres friches herbacées (FU, CFU, FM et M) montrent peu de différences entre elles hormis celle de la Tossée (T), plus humide et au couvert végétal plus haut et qui est de fait plus riche en vers et gastéropodes. La haie semble également différer légèrement des friches herbacées avec davantage d'organismes prédateurs (carabes, arachnides et myriapodes).

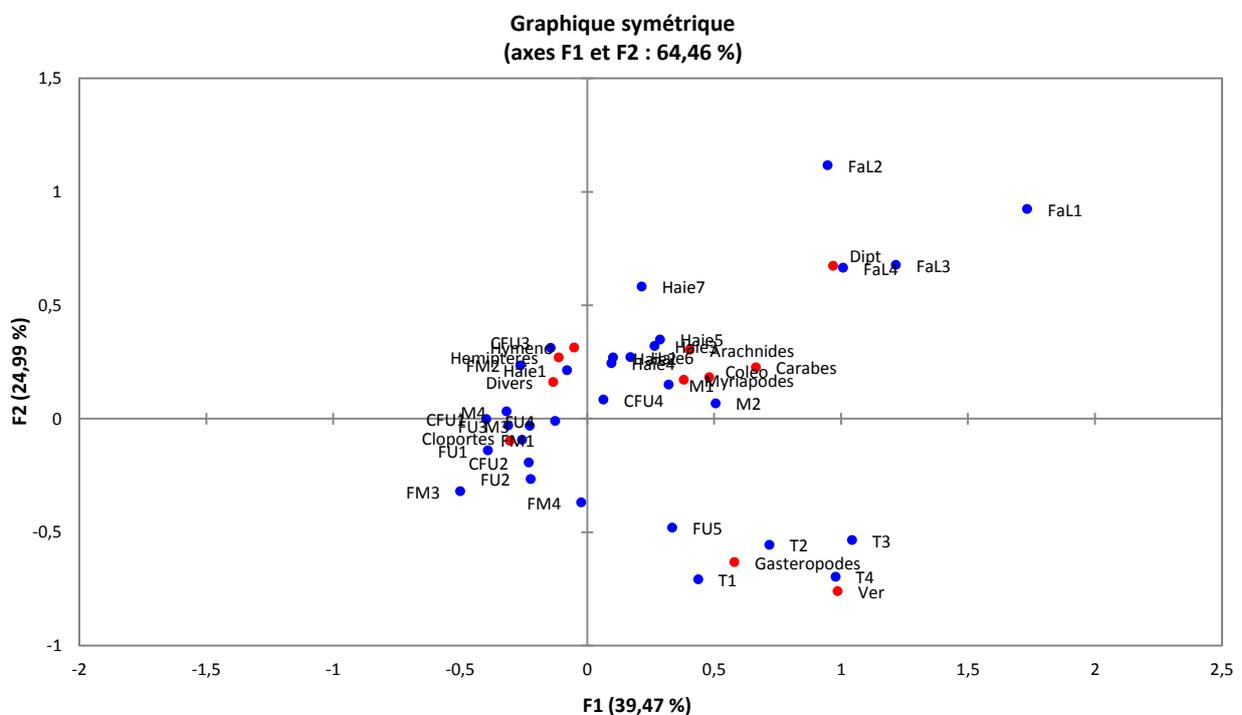


Figure 32: Représentation des 2 premiers axes de l'AFC réalisée sur les données des Barber posés dans les délaissés urbains et regroupées par piège, toutes dates confondues.

Légende :

En bleu, les échantillons prélevés dans les délaissés urbains (les chiffres correspondent aux répliquats) et en rouge les taxons.

Pour le codage des échantillons (cf. localisation en Fig. 21):

- FU & CFU : 2 points différents de la grande friche herbacée contiguë au dispositif expérimental ;
- FL : Ferme aux Loisirs ;
- Haie : Haie SNCF adjacente aux placettes expérimentales ;
- FM et T : deux autres friches herbacées situées au sud et à l'est du dispositif expérimental.

Une détermination à l'espèce a été réalisée pour les Carabidae (*Annexe 3*) : au total 16 espèces appartenant à 12 genres différents ont été trouvées aux alentours du dispositif expérimental *in situ* avec des effectifs relativement réduits (60 carabes au total toutes dates et stations confondues pour 58 Barber relevés). Comme l'indique la figure 33, les espèces les plus abondantes sont celles appartenant au genre *Amara* (31,7% des carabes capturés) suivies des *Harpalus* (25% des carabes capturés). Concernant les stations (Fig. 34), l'abondance moyenne par piège est la plus forte au niveau de la friche arborée du CETI nommée M (1,5 carabe par piège) suivie par la haie (1,43 carabe par piège).

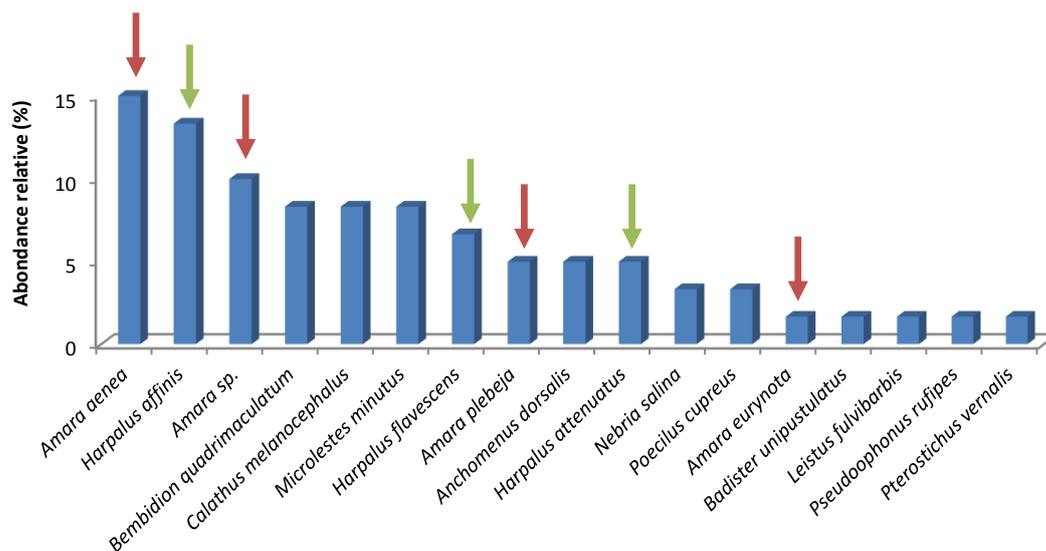


Figure 33 : Abondances relatives des différentes espèces de carabes échantillonnées dans les délaissés urbains toutes dates et stations confondues

Les espèces de carabes capturées au niveau des délaissés urbains du site de l'Union (*Annexe 3*) sont majoritairement des espèces de taille réduite : aucun *Carabus* ou autre espèce de grande taille n'a été récoltée dans les friches alentours, la plus grande espèce étant *Pseudoophonus rufipes* qui ne mesure qu'entre 11 et 16 mm (Roger et al., 2012). Qui plus est, il s'agit surtout d'espèces généralistes quant à leur régime alimentaire (prédateurs généralistes ou régime mixte) et macroptères, c'est-à-dire munis d'ailes fonctionnelles et donc capables de se déplacer en volant. La distribution des différents régimes alimentaires représentés est semblable dans chacune des stations hormis pour la haie où la proportion de carabes phytophages semble plus importante et dépasse même celle des généralistes.

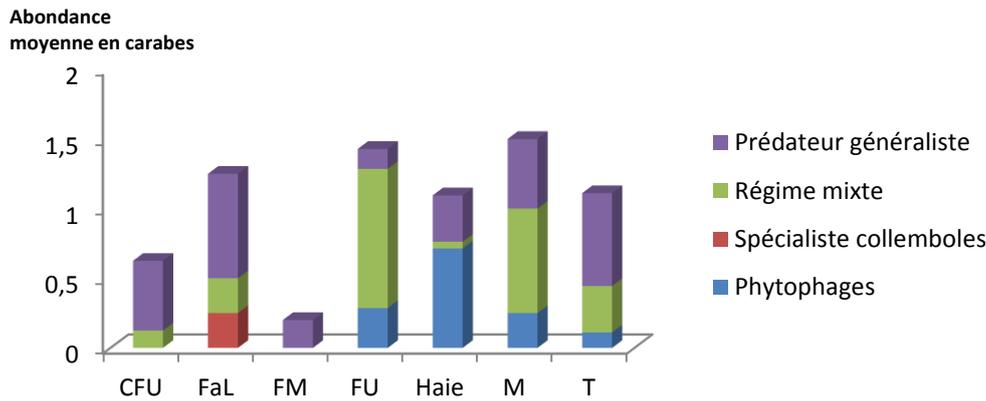


Figure 34: Abondance moyenne par piège en carabes pour les différentes stations avec la proportion des différents régimes alimentaires représentés (CFU et FU : friches herbacées adjacentes aux placettes expérimentales ; Haie SNCF contigüe aux placettes ; FM et T : autres friches herbacées plus éloignées ; FL : Ferme aux Loisirs ; M : Friche arborée)

Enfin, concernant les cloportes, 4419 individus ont été récoltés appartenant à cinq espèces dont quatre communes faisant partie du « Big Five ». Il s'agit, par ordre d'abondance relative décroissante, d'*Oniscus asellus*, *Porcellio scaber*, *Philoscia muscorum*, *Armadillidium vulgare* et *Armadillidium nasatum*, les deux premières constituant l'essentiel des effectifs, avec jusqu'à 98% d'Oniscidae au printemps, alors que la dernière constitue moins d'1% des effectifs totaux de cloportes récoltés. Contrairement aux carabes, les effectifs les plus importants de cloportes sont cette fois trouvés dans les friches herbacées (Fig. 35) avec respectivement 193 individus par piège en moyenne pour la friche FM et 168 pour la friche FU adjacente aux placettes (contre 46 pour la haie et 49 pour la friche arborée M).

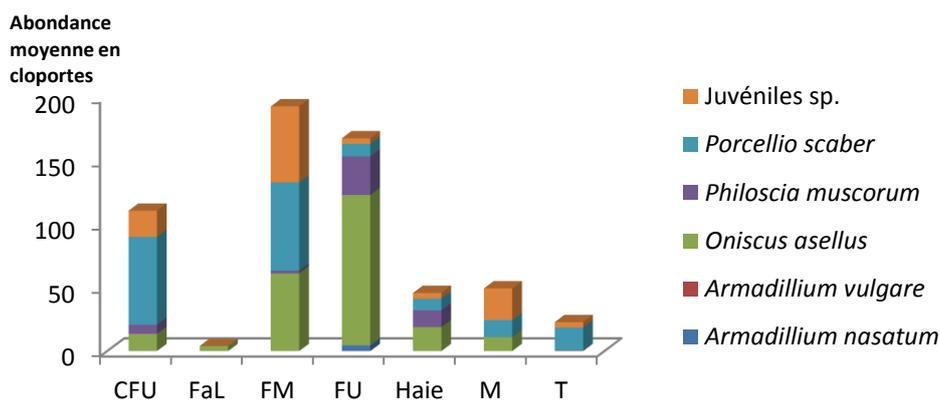


Figure 35: Abondance moyenne par piège en cloportes pour les différents délaissés urbains échantillonnés aux alentours du dispositif expérimental (CFU et FU : friches herbacées adjacentes aux placettes expérimentales ; Haie SNCF contigüe aux placettes ; FM et T : autres friches herbacées plus éloignées ; FL : Ferme aux Loisirs ; M : Friche arborée)

B.1.3. Discussion

Au vu des données récoltées au niveau des délaissés urbains, les technosols sont susceptibles d'être recolonisés par des organismes variés de la faune du sol en provenance des alentours des placettes expérimentales.

Pour certains taxons et notamment pour les collemboles, la richesse spécifique rencontrée aux abords de la friche de l'Union est non négligeable, surtout en contexte urbain puisqu'on dénombre au total 59 espèces soit plus que dans d'autres milieux urbains de même type (Fountain & Hopkin, 2004) mais également qu'en milieux semi-naturel et agricole (Sousa et al., 2006). Les espèces les plus répandues sont des espèces hémi-édaphiques et épigées ubiquistes telles que *Lepidocyrtus cyaneus* ou *Parisotoma notabilis*. En termes de composition des communautés, on retrouve majoritairement des espèces hémi-édaphiques mais également des collemboles épigés en proportion non négligeable. Ils sont en effet 36% dans la friche herbacée bordant les placettes ce qui augure d'une colonisation relativement aisée du dispositif expérimental. Cette friche est d'ailleurs celle qui présente l'abondance et la richesse spécifique les plus élevées avec plus de 6000 ind./m² et 48 espèces recensées au total si l'on englobe les données de la haie SNCF adjacente.

Pour la macrofaune, bien que les communautés échantillonnées n'offrent pas une grande diversité spécifique, on peut constater que vers, carabes et cloportes sont bien présents dans les différentes stations et parfois en nombre conséquent (jusqu'à 380 cloportes pour un seul piège dans la friche herbacée FM par exemple). Cette diversité spécifique relativement faible peut être suffisante pour assurer les fonctions du sol si tous les groupes fonctionnels sont bien représentés ce qui semble être le cas : toutes les catégories écologiques de vers et de collemboles ont ainsi été échantillonnées dans les délaissés urbains.

Parmi les organismes de la macrofaune récoltés au moyen des pièges Barber, on recense peu de prédateurs (coléoptères, aranéides) et davantage de taxons phytophages et saprophages (gastéropodes et isopodes notamment) ce qui témoigne de communautés déjà bien établies depuis un certain temps et relativement stables.

Concernant les vers, 6 espèces ont été échantillonnées soit presque autant que ce qui peut être trouvé dans les zones de cultures et davantage qu'en milieu forestier et avec une proportion de vers endogés comparable aux situations habituellement rencontrées en milieux semi-naturels (RMQS-Biodiv, 2009). Les 4 espèces anéciques et épi-anéciques recensées dans la friche herbacée et la haie voisines devraient être capables de coloniser à moyen terme les placettes expérimentales.

Le type d'espèces de carabes échantillonnées est en accord avec les données de la littérature puisque l'on retrouve majoritairement des espèces ailées, généralistes et de petite taille (Eversham *et al.*, 1996; Small *et al.*, 2006; Vergnes, 2012; Do *et al.*, 2014), fréquemment rencontrées en milieu urbain (*Nebria salina* par exemple). L'abondance et la richesse spécifique sont cependant faibles y compris dans la haie qui aurait pu constituer une zone de déplacement et de chasse intéressante.

Enfin, les cloportes sont relativement abondants dans les friches mais ne présentent qu'une faible richesse spécifique avec une large dominance de l'espèce *Oniscus asellus*, espèce commune dans les jardins et les terrains vagues dès lors qu'elle y trouve des conditions d'humidité suffisantes.

D'après ces premiers résultats, on peut donc émettre des hypothèses quant à la recolonisation des placettes expérimentales par certains taxons.

Pour les carabes par exemple, la haie ne semble pas être un milieu « source » plus important que les friches et la connectivité des placettes aux haies ne devrait avoir qu'un rôle mineur voire nul pour ce taxon. On peut cependant conjecturer que les espèces phytophages, proportionnellement plus abondantes dans la haie que dans les friches herbacées, reviendront plus vite dans le dispositif connecté ou dans les parcelles plantées d'arbustes.

Concernant les vers et les collemboles, la présence d'espèces épigées dans la friche et la haie avoisinantes devrait permettre une recolonisation relativement aisée des technosols bien qu'à des vitesses différentes étant donné les différences en termes de capacités de déplacement et d'abondance pour ces deux taxons.

B.2. Potentiel de biodiversité des jardins privés : Le programme de science participative Œil de Lynx

B.2.1. Matériels & Méthodes

Afin d'élargir cette prospection à des milieux autres que les friches et délaissés urbains, un projet de science participative intitulé « Œil de Lynx » et mené au sein de notre laboratoire a été réalisé d'avril à août 2013 en collaboration avec l'association Entrelignes, partenaire du projet Union-Biodiv, et l'association Astuce (Lemaire, 2013). Ce projet a permis d'avoir accès à des informations concernant le potentiel de biodiversité – en termes de faune du sol - des espaces verts privés aux alentours du site de l'Union.

Sur la base du volontariat, des habitants résidant aux abords de l'Union (dans un rayon de 1,5 km) et possédant un jardin privé ont ainsi participé aux échantillonnages via le prélèvement de carottes de sol pour l'analyse de la mésofaune et la mise en place d'1 à 3 pièges Barber en fonction de la taille de leur jardin. La période d'activation des pièges a été fixée à dix jours par mois, d'avril à août 2013. La durée de l'opération dépendait de la disponibilité et du niveau d'implication de chaque participant. Le détail du protocole mis en place a été explicité dans un mode d'emploi placé dans un kit contenant tout le matériel nécessaire et distribué à chaque participant. Ce protocole a été adapté pour réduire au minimum les tâches laborieuses à effectuer, en particulier au niveau du relevé des pièges, et pour ainsi capter l'intérêt du plus grand nombre de personnes. Ainsi, le kit contenait des pots en plastiques, pré-remplis d'alcool dénaturé, portant chacun une étiquette informant sur la période d'activation et sur l'emplacement du piège. L'étape ultérieure de détermination demandant une bonne conservation des invertébrés, des morceaux de tissus, permettant de récupérer les organismes piégés en les séparant du liquide par filtration, sont également fournis dans les kits. Ces échantillons récoltés ont par la suite été récupérés par les membres de l'équipe avant d'être triés, comptés et déterminés à la loupe binoculaire (§B.1.). Un questionnaire concernant les caractéristiques de leur jardin et leurs pratiques de jardinage a été distribué aux participants afin de compléter nos analyses. Une analyse des sols des jardins a également été effectuée.

Au total, 17 jardins répartis sur les communes de Roubaix et Tourcoing font partie de l'étude (Fig. 36).

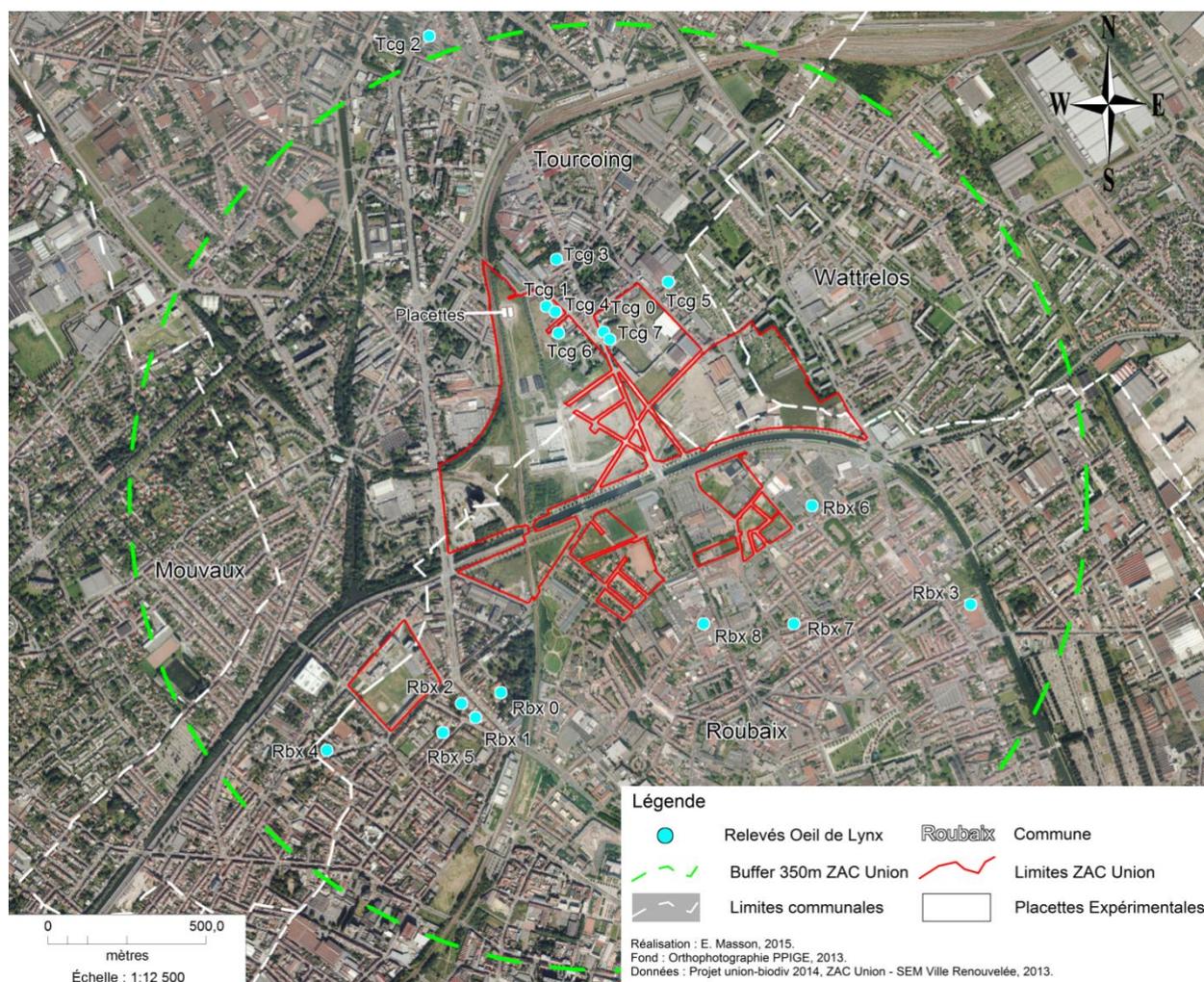


Figure 36: Localisation des jardins ayant participé au programme *Ceil de Lynx*

B.2.2. Résultats

B.2.2.1. Analyses de sol

Les analyses de sol des jardins prospectés montrent une contamination importante en métaux lourds (*Tableau 5*), notamment en Pb, Zn et Cu. Les concentrations en plomb et en zinc sont ici près de 10 fois supérieures aux teneurs moyennes relevées dans des sols agricoles en Allemagne ce qui est certainement à mettre en lien avec la forte proximité des jardins aux industries hautement polluantes autrefois présentes au niveau du site de l'Union.

Tableau 5: Teneurs moyennes en éléments traces métalliques totaux des sols de jardins du programme Œil de Lynx (ODL), de sols de jardins de l'est de la France et d'Allemagne et de sols agricoles allemands (Alloway, 2004 ; Chenot et al., 2013)

	Cd	Pb	Zn	Cu
	mg/kg PS			
JARDINS ODL N=17	1,1	331,1	599,4	74,4
JARDINS France (Moselle) ¹ N=105	1,0	58,7	138,0	27,3
JARDINS Allemagne ² N=3 624	0,5	65	151	24
SOLS AGRICOLES Allemagne N=18 000	0,4	36	67	15

¹Schwartz et al. (1993)

²Gröbman & Wüsterman (1992)

Les caractéristiques physico-chimiques des sols des jardins du programme Œil de Lynx sont également extrêmement variables et témoignent de différentes histoires et de différents usages. Cette variabilité se traduit par une grande hétérogénéité en termes d'abondance et de composition taxonomique des communautés de la faune du sol.

B.2.2.2. Faune du sol

Concernant la faune du sol échantillonnée au moyen des pièges Barber, une grande variabilité de l'abondance des communautés récoltées sur chaque jardin (*Fig. 37*) mais également de leur composition taxonomique (*Fig. 38*) a en effet pu être observée. On peut notamment évoquer la place particulière de Rbx 0 par rapport aux autres jardins, avec une abondance bien plus élevée (280 organismes en moyenne contre moins de 150 pour la majorité des autres jardins).

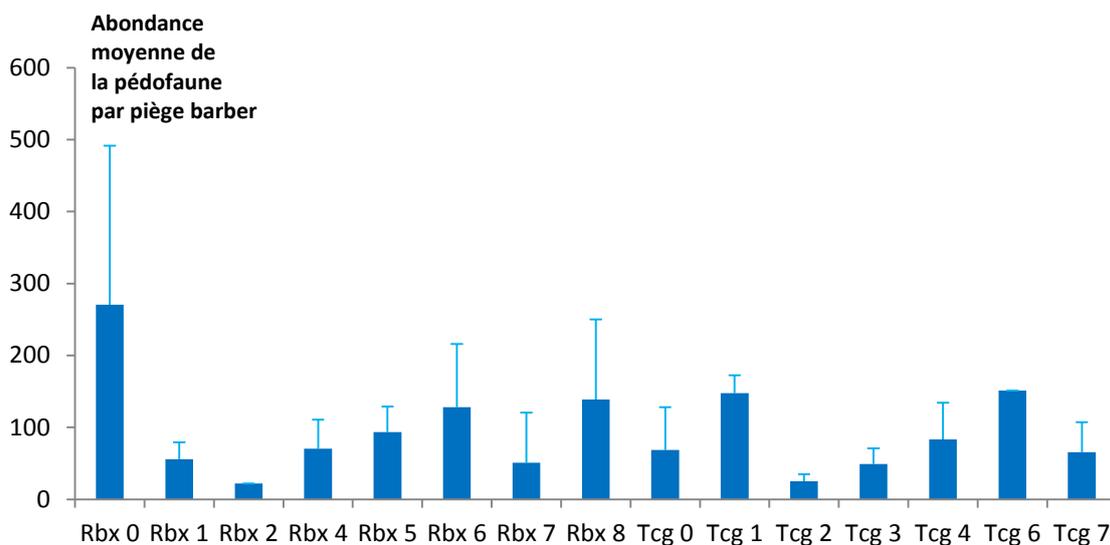


Figure 37 : Abondance moyenne des communautés prélevées sur les différents jardins situés sur les communes de Roubaix (Rbx) et de Tourcoing (Tcg) à l'aide des pièges Barber

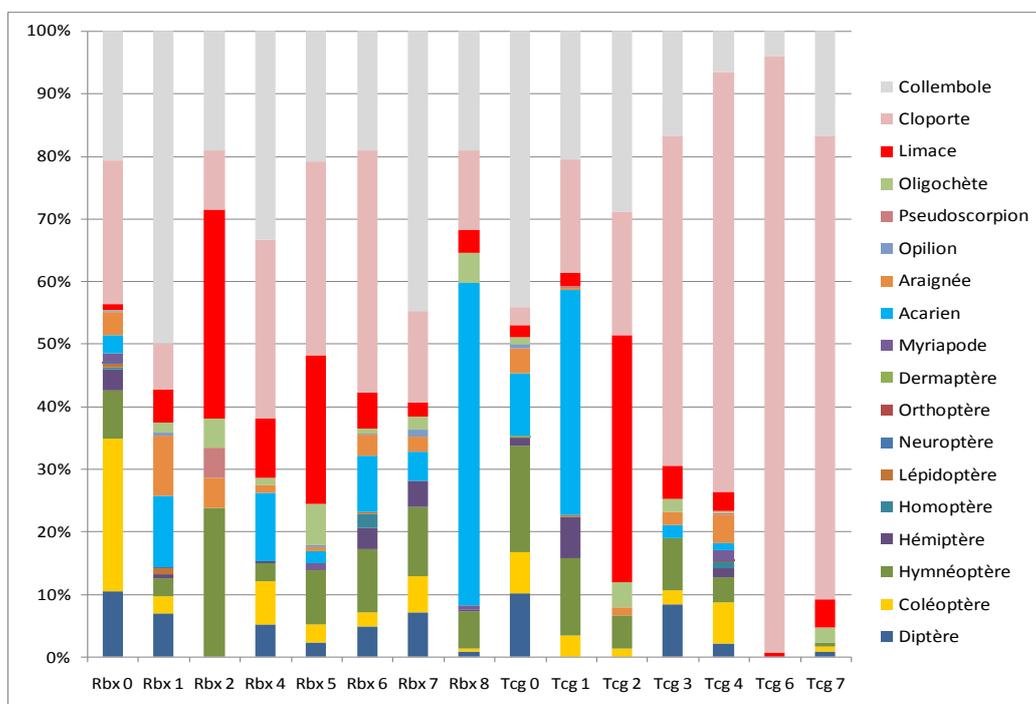


Figure 38 : Abondance relative des principaux groupes taxonomiques récoltés dans les pièges Barber placés dans les jardins privés de Roubaix (Rbx) et de Tourcoing (Tcg)

Comme observé sur les friches et délaissés urbains proches de la friche de l'Union, les communautés des jardins sont essentiellement composées de cloportes et de collemboles (Fig. 38) qui peuvent représenter jusqu'à 95% et 50% des effectifs, respectivement.

Six espèces de cloportes ont été déterminées dont deux espèces communes dominantes (*Porcellio scaber* et *Philoscia muscorum*) et deux espèces relativement rares, notamment en milieu urbain (*Eluma purpurascens* et *Porcellio spinicornis*).

Concernant les collemboles, 42 espèces ont été échantillonnées dont 32 rien que dans les pièges Barber qui permettent de capturer essentiellement les espèces épigées, soit les plus aptes à se déplacer sur de grandes distances. Ceci représente une richesse spécifique importante en milieu fortement anthropisé et donc une source de recolonisation potentielle des placettes expérimentales non négligeable. Trois espèces (ou groupe d'espèces) très abondantes dominent largement les communautés échantillonnées : *Orchesella villosa*, *Tomocerus sp.* et *Desoria tigrina*. Il s'agit d'espèces épiédaphiques, capables de se mouvoir aisément à la surface du sol.

En ce qui concerne les autres taxons, la composition des communautés récoltées dans chaque jardin diffère également avec des jardins très pauvres (Tcg 6) et d'autres hébergeant un grand nombre de taxons sans large dominance d'un taxon en particulier (Rbx 0).

B.2.3. Discussion

Le principal point soulevé lors de la caractérisation des jardins privés a été leur très forte contamination en métaux lourds. Il est admis que les teneurs en métaux totaux des sols de jardins sont en moyenne deux fois supérieures à celles des sols agricoles ce qui s'explique par des pratiques de jardinage intensives (apports d'amendements, traitements phytosanitaires, enfouissement de déchets) auxquelles s'ajoutent le fond géochimique ainsi que d'autres sources de contamination comme la pollution atmosphérique (Schwartz, 2013). L'activité industrielle passée et/ou présente peut en effet fortement marquer la composition des sols de jardins même si l'origine de la contamination, dépôts atmosphériques ou apports par le jardinier de matériaux exogènes, reste souvent indéterminée (Douay et al., 2008). Etant donné le passé industriel de la zone de l'Union, la contamination des jardins privés situés en périphérie n'est donc pas étonnante.

Malgré ces teneurs en métaux lourds très élevées et des pratiques de gestion ne favorisant pas forcément toujours la biodiversité, le programme Œil de Lynx a mis en évidence la présence de communautés faunistiques développées dans les sols des jardins privés du secteur d'étude. Joimel (2015) a elle-aussi montré que les sols de jardins potagers, malgré leur contamination, présentaient une meilleure qualité biologique que celle des sols agricoles, proche de celle des sols forestiers.

Une grande hétérogénéité existe cependant entre les jardins qui est certainement à mettre en relation avec l'hétérogénéité des paramètres physico-chimiques des sols mais également de

la nature de la végétation en place et des diverses méthodes d'entretien. Une étude réalisée sur 61 jardins privés dans la ville de Sheffield en Angleterre a ainsi montré que la richesse spécifique en invertébrés dépendait fortement de la composition de la végétation du jardin et notamment du nombre d'arbres (*Smith et al., 2006*).

Concernant le jardin Rbx 0 (ou Ferme aux Loisirs, FL, déjà suivie avec les délaissés urbains), qui se détache nettement des autres jardins en termes d'abondance et de diversité des communautés faunistiques, ceci peut s'expliquer par la nature de cette station, un lieu plus préservé que les autres jardins et suivant des pratiques de gestion différenciée (*Gaston et al., 2005; Goddard et al., 2009; Shwartz et al, 2013*) induisant une végétation plus fournie. Ceci fait de cette station un endroit qui semble favoriser les communautés faunistiques. De plus, cette abondance élevée peut également s'expliquer par les efforts d'échantillonnage à cet endroit, où 9 pièges Barber ont été installés (contre 1 à 3 pièges dans les autres jardins).

Malgré des différences liées à la taille et aux usages présents et passés des jardins, les jardins privés renferment donc une richesse spécifique non négligeable en milieu fortement anthropisé et donc une source de recolonisation potentielle pour les placettes expérimentales.

Un autre point intéressant à noter est la complémentarité des échantillonnages réalisés dans les jardins privés et dans les délaissés urbains. En effet, les communautés y sont relativement distinctes. Si l'on prend l'exemple des collemboles, les jardins – certainement plus modelés par l'activité humaine au cours des dernières années – hébergent majoritairement des espèces épiédaphiques de grande taille, susceptibles de coloniser rapidement des sols néoformés, alors que les délaissés urbains abritent des communautés d'espèces plutôt hémiedaphiques, aux capacités de déplacement plus limitées et qui s'implanteront dans des sols néoformés plutôt dans un second temps, lorsqu'un couvert végétal plus stable et permanent se sera formé.

Les inventaires faunistiques réalisés sur le site de l'Union et ses alentours, au niveau des délaissés urbains mais également des jardins privés, ont montré la présence de communautés d'invertébrés hétérogènes aussi bien dans leur composition que dans leur densité. Cependant, dans un milieu urbain que l'on sait fortement perturbé et en mutation permanente, les résultats montrent que ces espaces peuvent représenter des "sources de biodiversité" et nous laissent ainsi envisager la possibilité d'une recolonisation des sols de l'Union à partir de ces espaces.

C. Recolonisation des placettes expérimentales *in situ*

Pour rappel, les placettes mises en place sur le site d'étude ont pour objectif d'une part de tester les effets de différents types de gestion des horizons superficiels des technosols sur leur vitesse de recolonisation par la pédofaune et d'autre part d'évaluer l'influence de la connectivité au maillage écologique existant (présence d'éléments paysagers semi-naturels de type haies et friches) sur cette dynamique de colonisation.

Les problématiques et hypothèses testées, qui s'appuient principalement sur la théorie des filtres (*Chap. 1*), sont donc les suivantes :

Q1 : Quelle biodiversité pour ces sols construits et avec quelle dynamique ?

- **Hyp. 1** : Une recolonisation par la majorité des taxons et des espèces échantillonnés dans les délaissés urbains et les jardins privés environnants est attendue (**contraintes biogéographiques**) ...
- **Hyp. 2** : mais avec des dynamiques différentes en fonction de leurs caractéristiques biologiques et écologiques (**contraintes de dispersion**)
 - Les espèces recensées sur les placettes expérimentales disposeront d'un éventail d'attributs de traits fonctionnels caractéristique de ceux d'organismes colonisateurs.
 - D'après la bibliographie, on s'attend à ce que les organismes de la mésofaune arrivent bien avant les vers et les cloportes par ex.

Q2 : Comment accélérer ou tout au moins faciliter ce processus de recolonisation ?

- **Hyp. 1** : Le choix de modes de gestion différenciée devrait favoriser l'installation et le maintien de communautés de la faune du sol (**contraintes abiotiques**).
- **Hyp. 2** : Certains organismes (ex. : collemboles via haie SNCF) sont davantage susceptibles d'utiliser le maillage écologique local (**contraintes de dispersion**)

Q3 : Les taxons choisis se révèlent-ils être de bons bioindicateurs de l'évolution de la qualité des technosols ? Peuvent-ils être utilisables en tant qu'outil d'aide à la décision dans un contexte d'assistance à maîtrise d'œuvre par exemple ?

C.1. Matériel & Méthodes

Les technosols dont on suit la recolonisation préfigurent ceux qui seront instaurés au niveau des futurs espaces verts de l'écoquartier de l'Union. Comme indiqué dans le paragraphe A., les remblais superficiels du site présentent une contamination aux métaux lourds et aux hydrocarbures dépassant les seuils autorisés et doivent donc être retirés et traités alors que les limons profonds peuvent être réutilisés. Le technosol consistera donc en un horizon de remblais grossiers surmonté d'un horizon de remblais fins et d'un horizon organique mêlant limon profond extrait sur site et compost de déchets verts (CDV). Les deux horizons de remblais utilisent des matériaux prélevés sur le site de l'Union et issus de la déconstruction et assureront l'infiltration de l'eau dans le sol et l'ancrage des racines. On s'intéresse ici plus particulièrement aux 30 premiers centimètres du technosol composé du mélange limon profond – CDV, c'est-à-dire aux horizons de surface susceptibles d'être recolonisés par la faune du sol.

C.1.1. Plan expérimental

La construction des technosols a été achevée durant l'hiver 2012-2013 et les semis ainsi que la pose de BRF ont été réalisés en avril 2013. Les différentes modalités de gestion des horizons de surface du sol reconstruit sont présentées ci-après (*Fig. 39 et 40*).

Les placettes mises en place mesurent 15m de long sur 3m de large et sont séparées les unes des autres par des allées où le sol est compacté et recouvert de brique concassée afin d'éviter au maximum les déplacements latéraux de la mésofaune. Les placettes connectées, que l'on nommera H (pour « Haie »), sont séparées des placettes déconnectées (NC pour « non connectées ») par un petit fossé et une bande de terre nue d'environ 5 mètres de longueur. Pour les deux dispositifs (connecté et non connecté), la numérotation des placettes va de 1 (modalité limon profond seul en végétation spontanée) à 8 (modalité arbustes).

Au moyen de ce dispositif expérimental, nous avons voulu tester des pratiques de gestion horticole standard, mais aussi et surtout de **gestion différenciée**, susceptibles d'être utilisées sur les technosols mis en place dans les futurs espaces verts de l'écoquartier de l'Union et certainement dans d'autres constructions urbaines du même type. En effet, dans un contexte de « ville durable », le recours aux pratiques de gestion différenciée est de plus en plus fréquent dans les espaces verts afin de préserver la biodiversité et de répondre aux contraintes législatives sur les produits phytosanitaires (*Loi n° 2014-110 du 6 février 2014 ou Loi Labbé*).

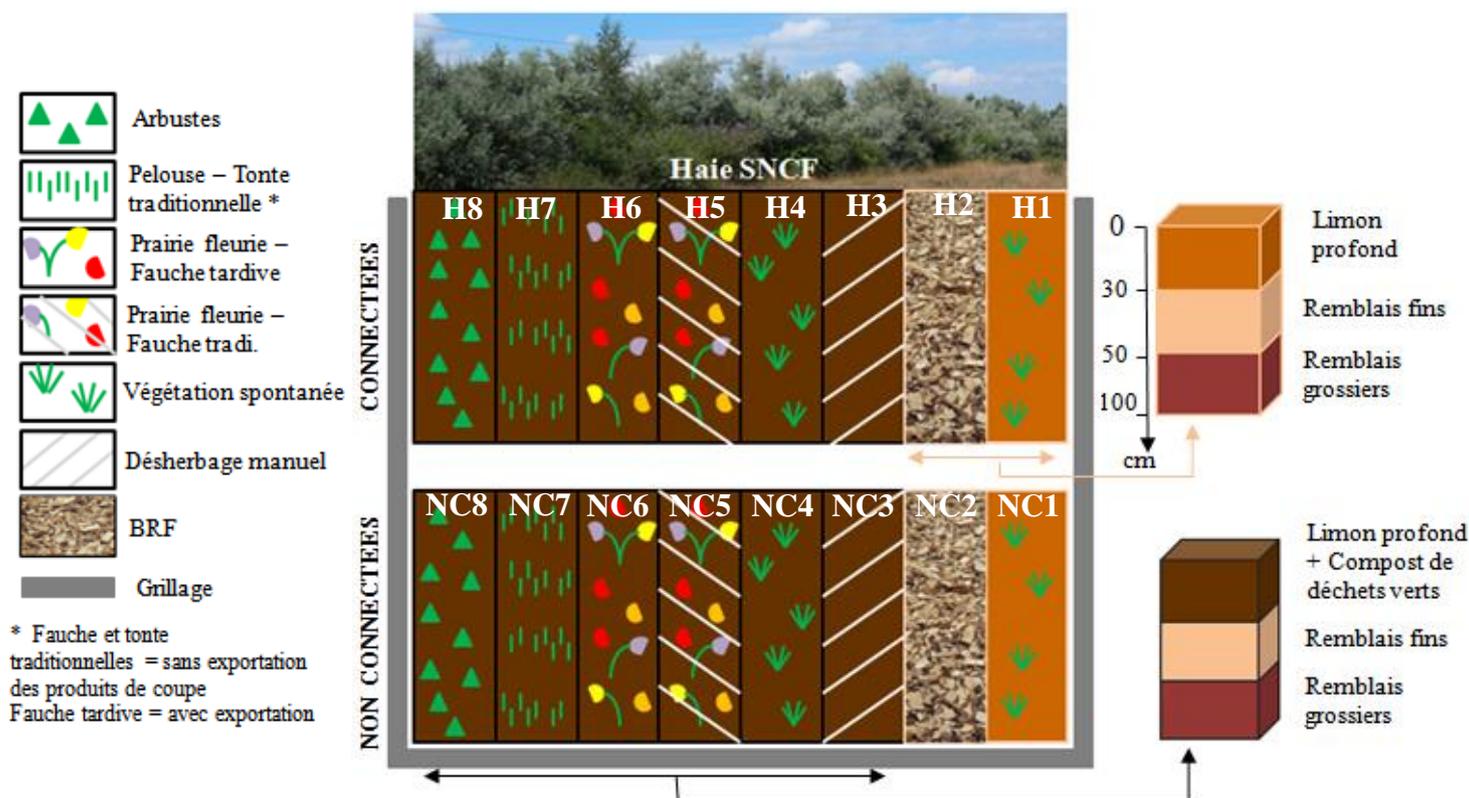


Figure 39 : Modalités de gestion des placettes expérimentales in situ
(à droite profil pédologique simplifié des technosols)

Sont testées une modalité en gestion horticole standard (pelouse), quatre en gestion différenciée (deux prairies fleuries, arbustes et BRF) et trois modalités « témoin » (végétation spontanée avec ou sans désherbage). Ces différentes modalités sont décrites ci-dessous :

- **Végétation spontanée sur limon seul (H1/NC1)**
- **Végétation spontanée sur le technosol standard limon+compost (H4/NC4)**

Pour ces deux premières modalités, on laisse la végétation spontanée se développer sans intervention humaine.

- **Végétation spontanée sur le technosol standard limon+compost avec désherbage manuel (H3/NC3)**

Pour cette modalité, un désherbage à la main est pratiqué plusieurs fois dans l'année lorsque la couverture végétale devient plus importante.

- **BRF ou Bois Raméal Fragmenté (H2/NC2).** Le BRF résulte du broyat de petites branches issues de la taille des arbres et est fréquemment utilisé pour ses bienfaits en termes d'amélioration de la qualité des sols. Le BRF utilisé ici est issu de branches de saules.

- **Prairie fleurie** (H5/H6/NC5/NC6) composée à 70% de Poacées et à 30% de Plantes à fleurs (17 espèces sauvages régionales). Les 4 parcelles semées avec ce mélange prairie fleurie devaient recevoir un entretien différent (deux avec fauche régulière sans exportation des produits de coupe et deux autres en fauche tardive, soit une fauche par an en septembre, avec exportation des produits de coupe).
- **Pelouse** (H7/NC7) composée d'un mélange pour espace vert traditionnel (*Lolium perenne*, *Festuca rubra* et *Poa pratensis*) avec entretien régulier par tonte sans exportation des produits de coupe.

Il est à noter qu'étant donné la forte pression de pâturage des lapins la première année sur les placettes semées (pelouses et prairies fleuries), nous n'avons pas pu pratiquer d'entretien (ni fauche ni tonte). Par conséquent il n'y a pas de différences entre les deux placettes de prairie fleurie et cette modalité ne diffère de la modalité pelouse que par sa composition spécifique végétale.

- **Arbustes** (H8/NC8). Cette modalité arbustive, qui vient prolonger la haie SNCF, a été plantée avec des essences locales : *Cornus sanguinea*, *Euonymus europaeus*, *Corylus avellana*, *Rosa canina*, etc.



Figure 40: Photos des placettes expérimentales en juin 2014 (connectées en haut à gauche, déconnectées à droite)



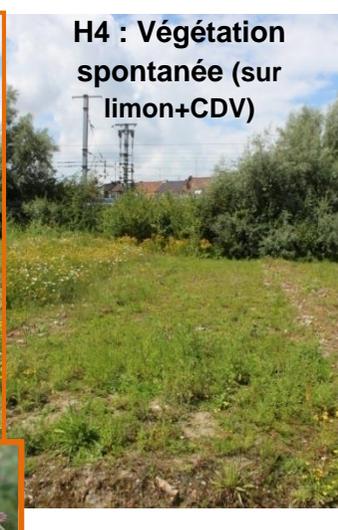
H8 : Arbustes



H7 : Pelouse



H5/H6 : Prairie fleurie



H4 : Végétation spontanée (sur limon+CDV)



H2 : BRF



H1 : Végétation spontanée (sur limon seul)



Source : C. Burrow

C.1.2. Matériaux utilisés

La composition, les caractéristiques agronomiques et les teneurs en métaux lourds du compost de déchets verts utilisé en mélange avec le limon sont présentées en Annexe 4.

Les résultats des analyses de sol réalisées en décembre 2012, soit juste après la mise en place des placettes, sont présentés dans le tableau 6 en différenciant les parcelles connectées des parcelles déconnectées et les parcelles ayant reçu du compost de déchets verts (plus riches en matière organique) de celles n'en ayant pas reçu. Au niveau de la granulométrie, les résultats sont, en toute logique, assez homogènes avec un sol à texture équilibrée limoneuse.

Tableau 6: *Caractéristiques pédologiques de l'horizon de surface du technosol*

Placettes	Argile	Limons fins	Limons grossiers	Sables fins	Sables grossiers	Corg	Ntot	C/N	Mat.org.
	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)	(g/kg)	S.U.	(g/kg)
H sans CDV (H1 & H2)	11,05	19,28	27,15	13,08	29,45	30,58	0,71	43,40	52,88
H avec CDV (H3 à H8)	15,90	17,08	31,03	16,15	19,85	59,10	3,74	21,57	102,25
NC sans CDV (NC1 & NC2)	10,25	17,28	27,25	17,93	27,30	32,03	0,88	36,38	55,38
NC avec CDV (NC3 à NC8)	17,36	21,34	27,88	12,61	20,82	90,18	6,46	19,63	155,94

H : Parcelles connectées à la haie

NC : Parcelles non connectées à la haie

CDV : Compost de déchets verts

Le BRF provenait de rameaux de bois fraîchement coupés de saules fournis par ENLM (Espace Naturel Lille Métropole), structure en charge de l'entretien des espaces verts de la métropole lilloise.

Les semences et les arbustes ont été achetés auprès d'ECOSEM, société spécialisée dans la production de semences et de plantes indigènes d'origine contrôlée. La composition des mélanges (pelouse et prairie fleurie) est donnée en Annexe 5.

C.1.3. Choix des taxons étudiés

Cinq taxons bioindicateurs aux caractéristiques biologiques et écologiques variées ont été suivis : les collemboles et acariens, les cloportes, les carabes et les vers de terre. Comme cela a déjà été développé dans le premier chapitre (A.2.3.), le choix de cette approche multi-taxons vise à obtenir une image la plus complète possible des premiers stades de recolonisation du technosol par les communautés pédofauniques.

Ces organismes appartiennent à différents niveaux trophiques et ont des capacités de dispersion ainsi qu'une sensibilité aux perturbations environnementales variées permettant d'obtenir des informations complémentaires sur les capacités d'accueil des technosols selon leur mode de gestion et leur connectivité au réseau écologique local.

C.1.4. Suivi de la colonisation

- **Par échantillonnage régulier**

Le suivi de la recolonisation des placettes expérimentales a été réalisé mensuellement pour la mésofaune (collembolles et acariens), les carabes et les cloportes, et deux fois par an pour les vers (*Tableau 7 & Fig. 41*). Les premiers échantillonnages ont eu lieu en avril 2013 pour la mésofaune et les vers et en mai 2013 pour les carabes et les cloportes soit respectivement 6 et 8 mois après la construction des technosols. Deux campagnes d'échantillonnage ont eu lieu sur la période printanière et estivale en 2013 et 2014.

Tableau 7: Dates des échantillonnages pour les deux saisons de suivi (2013 & 2014)

Dates de prélèvement	Macrofaune (carabes et cloportes)	Mésofaune	
		NC : Placettes non connectées	Vers
2013	17 mai 29 mai 13 juin 10 juillet 03 octobre	H : Placettes connectées	17 avril 08 octobre
		NC : Placettes non connectées	
2014	29 avril 23 mai 03 juin 10 juillet	H : Placettes connectées	29 avril
		NC : Placettes non connectées	

Un état initial de la mésofaune présente avait été réalisé en octobre 2012 (3 points de prélèvement par parcelle), juste après la mise en place des placettes, mais aucun collembolle n'y avait été trouvé.

Les différents échantillonnages suivent le même mode opératoire que celui présenté dans le Matériel et Méthodes du paragraphe B.1. de ce chapitre.

Concernant la mésofaune, douze points de carottage sont réalisés sur quatre lignes parallèles à la haie et plus ou moins proches de celle-ci. Pour les placettes connectées, l'échantillonnage est renforcé du côté de la haie, que l'on considère être le front de colonisation. Pour les placettes déconnectées, l'échantillonnage a également été renforcé mais du côté de la friche dans un souci d'équitabilité, bien que celle-ci ne soit pas directement en connexion avec les placettes.

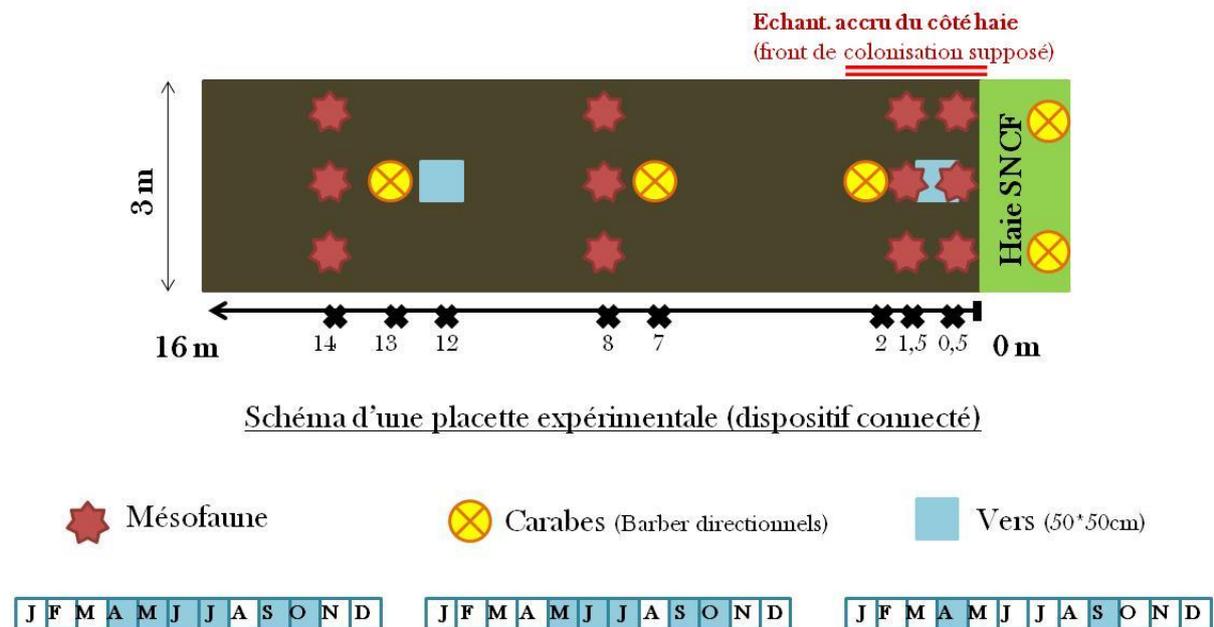


Figure 41: *Protocole d'échantillonnage des placettes expérimentales pour les différents taxons étudiés (dates d'échantillonnage en bleu)*

Trois pièges Barber directionnels ont également été disposés sur chaque placette. Par rapport aux Barber « traditionnels », trois entrées sur les quatre sont obstruées et seule l'entrée faisant face à la haie (pour les placettes connectées) ou à la friche (pour les placettes déconnectées) permet le passage des invertébrés. Ce type de Barber a été utilisé afin de rendre davantage compte des mouvements des organismes venant de la haie que des mouvements transversaux entre parcelles.

Enfin, l'échantillonnage des vers a été effectué sur deux quadrats, au niveau des deux extrémités de chaque parcelle.

- **Par la méthode des sacs de litière**

Parallèlement au suivi de la mésofaune par prélèvement de carottes de sol, une autre méthode d'échantillonnage est utilisée : celle des sacs de litière ou « litter-bags »

(Crossley & Hoglund, 1962). Il s'agit de sacs en nylon de 15 cm sur 25 cm dont la taille de maille permet leur colonisation par les organismes composant la mésofaune (collemboles et acariens essentiellement). Ces sacs ont été remplis avec 15 grammes de feuilles sèches de tilleul récoltées sur le campus universitaire. Ils sont maintenus au sol par des sardines, en blocs de 12 sacs par placette expérimentale (Fig. 42). Chaque mois trois sacs sont prélevés aléatoirement sur chaque placette et disposés sur des extracteurs Berlese pour en récolter la mésofaune. Une fois secs, leur contenu est pesé afin d'évaluer la quantité de litière dégradée. Les 192 sacs de litière ont été posés le 25 novembre 2013. Le premier échantillonnage a eu lieu début janvier 2014 et le quatrième et dernier échantillonnage début avril 2014.

Cette expérimentation vise d'une part à suivre les successions des communautés de microarthropodes colonisant la litière et d'autre part à dégager des données fonctionnelles sur la dégradation de la matière organique c'est-à-dire sur l'activité biologique (fongique, bactérienne, mésofaunique voire macrofaunique) des différentes placettes expérimentales et donc des différentes modalités de gestion.



Figure 42: Photos des sacs de litière sur les placettes connectées H (à gauche) et déconnectées NC (à droite)

C.1.5. Traitement et détermination des échantillons

Après extraction au Berlese ou tri manuel pour les carabes et autres macroinvertébrés, le contenu des différents pièges est transféré dans des pots étiquetés remplis d'alcool à 70° afin d'assurer leur conservation.

Carabes (*Jeannel, 1941, 1942 & 1949 ; Luff, 2007 ; Roger et al., 2012*), cloportes (*Sutton et al., 1972 ; Hopkin, 1991*), vers (*Bouché, 1972 ; Sims & Gerard, 1985*) et micro-arthropodes sont alors déterminés jusqu'à l'espèce, lorsque cela est possible. Pour les autres taxons, la détermination s'arrête aux familles ou à des niveaux taxonomiques supérieurs.

Le comptage des individus collectés a été effectué sous loupe binoculaire et l'identification des espèces de collemboles a été réalisée sous microscope à contraste de phase après éclaircissement des animaux au Marc André I (30 cm³ d'eau distillée, 40g d'hydrate de chloral et 30 cm³ d'acide acétique) puis montage entre lame et lamelle au Marc André II (50 cm³ d'eau distillée, 20 g de gomme arabique, 200 g d'hydrate de chloral et 40 cm³ de glycérine). Les collemboles ont été déterminés sur des caractères morphologiques au niveau spécifique quand cela était possible (*Bretfeld, 1999; Fjellberg, 1999; Potapow, 2001; Thibaud et al., 2004; Fjellberg, 2007; Hopkin, 2007*) et les acariens au niveau des sous-ordres : Oribatida, Actinedida, Acaridida et Gamasida (*Krantz et Walter, 2009*).

C.1.6. Traitement des données : calculs d'indices, traits, etc.

A partir de ces échantillonnages sont mesurés différents paramètres (abondance, richesse taxonomique, indices de diversité, biomasse, diversité fonctionnelle, etc.) qui permettent de quantifier la vitesse et l'efficacité de la recolonisation des différentes placettes par la faune du sol. Le détail des différents paramètres de suivi utilisés pour chaque taxon est présenté dans le Tableau 8 page suivante.

Tableau 8: Paramètres de suivi des communautés de faune de sol

Taxons		Descripteurs utilisés pour le suivi des communautés
Mésafaune	Collemboles	<p>Abondance totale (Nb d'ind./m²)</p> <p>Richesse spécifique</p> <p>Diversité spécifique (Indice de Shannon) (1)</p> <p>Equitabilité (Indice de Pielou) (2)</p> <p>Abondance relative des 3 catégories écologiques de collemboles (épigés, hémiedaphiques & euédaphiques)</p> <p>CWM (traits fonctionnels) (3)</p>
	Acariens	<p>Abondance totale (Nb d'ind./m²)</p> <p>Abondance relative des 3 sous-ordres d'acariens (actinédides, gamasides et oribates)</p>
	Divers	<p>Abondance totale (Nb d'ind./m²)</p> <p>Abondance relative des différents taxons</p>
Macrofaune	Macrofaune	<p>Abondance totale (Nb d'ind./piège Barber)</p> <p>Abondance relative des différents taxons</p>
	Carabes	<p>Abondance totale (Nb d'ind./m²)</p> <p>Richesse spécifique</p>
	Vers	<p>Abondance totale (Nb d'ind./m²)</p> <p>Richesse spécifique</p> <p>Abondance relative des 3 catégories écologiques de vers (épigés, anéciques & endogés)</p>
	Cloportes	<p>Abondance totale (Nb d'ind./m²)</p> <p>Richesse spécifique</p>
Dégradation de la litière	Sacs de litière	% de matière sèche restante

(1) L'indice de **diversité spécifique** moyenne H' de Shannon (*Magurran, 2004*) a été calculé selon la formule suivante :

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2(p_i)$$

S : Richesse spécifique (nombre d'espèces de l'échantillon)

p_i : Proportion de l'espèce i dans l'échantillon (p_i = N_{ij}/N_j)

N_{ij} : Abondance de chaque taxon du groupe i dans l'échantillon j

N_j : Abondance de tous les groupes taxonomiques dans chaque échantillon j

(2) L'**équité**, qui correspond au rapport de la diversité observée et de la diversité maximale possible – soit la situation dans laquelle toutes les espèces d'une communauté ont la même abondance – est donnée par la formule suivante (*Pielou, 1966*) :

$$E = \frac{H'}{H'_{max}} = \frac{H'}{\log_2(S)}$$

H' : Diversité spécifique

H' max : Diversité spécifique maximale possible avec S espèces

S : Richesse spécifique

L'équité varie ainsi de 0 (quand la totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce) à 1 (lorsque toutes les espèces ont la même abondance).

(3) Le calcul des **CWM** (Community Weighted Mean) repose sur la description des espèces de collemboles sur la base de traits, morphologiques ou biologiques, et de préférences en termes d'habitat et de microhabitat (*Tableau 9*).

Les traits fonctionnels sélectionnés sont reconnus en écologie des collemboles comme étant de bons indicateurs de perturbations des sols (*Salmon & Ponge, 2012*). Pour chaque espèce de collembole, les informations sur les traits sélectionnés ont été extraites de différentes sources d'information (*Gisin, 1943; Bretfeld, 1999; Fjellberg, 1999 & 2007; Potapow, 2001; Thibaud et al., 2004; Hopkin, 2007*). Les informations obtenues à partir de chaque source ont été codées avec un score d'affinité (*BETSI, 2012*), pour un attribut de trait donné, allant de 0 (aucune affinité) à 3 (très forte affinité de l'espèce pour l'attribut correspondant). Les scores d'affinité ont été sommés et transformés en un pourcentage afin d'établir la distribution des affinités au sein des différents traits. Enfin, l'affinité moyenne par communauté (CWM, Community Weighted Mean) a été calculée pour chaque attribut de trait selon l'équation suivante (*Garnier et al., 2004*) :

$$CWM (\%) = \sum_{i=1}^s p_i \cdot x_i$$

p_i : Abondance relative de l'espèce i

x_i : Affinité pour l'attribut du trait de l'espèce i

Les CWM sont communément utilisés dans les analyses de traits fonctionnels pour définir les traits dominants dans une communauté (*Vandewalle et al., 2010 ; Santorufo et al., 2014*).

Tableau 9: *Traits fonctionnels et leurs attributs utilisés pour décrire les espèces de collemboles*

Traits fonctionnels	Attributs
Taille du corps	0,5-1 mm ; 1-1,5 mm ; 1,5-2 mm ; 2-3 mm ; 3-4 mm ; 4-5 mm ; 5-7,5 mm
Forme du corps	Cylindrique ou Sphérique
Pigmentation	Pigmenté ou Non pigmenté
Type de reproduction	Sexuelle ou parthénogénétique
Nombre d’ocelles	Aveugle ; 1-4 ocelles ; 5-7 ocelles ; 8 ocelles
Habitat	Zones agricoles ; bâti ; prairies ; espaces verts urbains ; littoral ; zones humides ; forêts ; zones industrielles ; espaces non végétalisés ou grottes.
Microhabitat	Déchets anthropiques ; faeces ; herbe ; champignons ; bois mort ; litière ; nids ; sol ; pierres ; racines ; surfaces minérales ; arbres ou mousses.

C.1.7. Analyses statistiques utilisées

Pour comparer les données des pièges Barber obtenues sur les placettes à celles des délaissés urbains alentours, une Analyse Factorielle des Correspondances a été réalisée.

Même après log-transformation, les données de comptage des différents organismes de la faune du sol ne s’ajustaient pas à une loi normale d’où l’utilisation de tests non-paramétriques dans l’ensemble de l’étude. Pour comparer les dispositifs connecté et déconnecté, des tests de comparaisons de Mann-Whitney ont été utilisés ainsi que des tests de corrélation de Spearman pour évaluer l’impact de l’éloignement à la haie sur les communautés pédofauniques. Pour tester les effets des différents modes de gestion des tests de Kruskal-Wallis ont été réalisés suivis de tests post hoc de Dunn.

Enfin, afin de faire le bilan des résultats obtenus et de visualiser au mieux les différences et les similarités de composition des diverses communautés échantillonnées en fonction du temps, du mode de gestion et de la connectivité, nous avons eu recours à une analyse NMDS (« Non metric MultiDimensional Scaling »). Cet outil, fréquemment utilisé en écologie, a pour objectif de synthétiser l’information venant de dimensions multiples (diverses communautés, divers traitements/sites) en un faible nombre de dimensions (généralement 2), permettant d’en faciliter la visualisation et l’interprétation. Contrairement à d’autres techniques d’ordination se basant sur des distances euclidiennes (comme l’Analyse en Coordonnées Principales, PCoA), le NMDS utilise les ordres de rangs et est donc une technique extrêmement flexible qui peut

s'accommoder d'une grande variété de données. La démarche NMDS se base sur une matrice de dissimilarités (distances de Bray-Curtis). L'ensemble des tests ont été réalisés sur le logiciel Excel Stat.

C.2. Résultats

C.2.1. Dynamique de colonisation générale : Evolution temporelle des communautés

Dans ce premier paragraphe est présentée la dynamique de recolonisation générale des technosols par les différents taxons de la macro- et de la mésofaune au cours des 20 premiers mois suivant leur établissement (sans que ne soient pris en compte le mode de gestion ou la connectivité des placettes).

C.2.1.1. Mésofaune : Collemboles & Acariens

Sachant qu'en octobre 2012 les placettes étaient exemptes de toute pédofaune, on peut dire que le processus de recolonisation par la mésofaune, bien que progressif, est relativement rapide (*Fig. 43*) puisqu'on dénombre dès avril 2013 une moyenne de 601 ind./m² pour les collemboles et de 164 ind./m² pour les acariens qui atteignent les 2015 ind./m² pour les collemboles et les 1670 ind./m² pour les acariens deux mois plus tard, en juin 2013. Il en va de même pour la catégorie « divers » (autres microarthropodes et organismes de la mésofaune) qui passe d'une moyenne de 190 ind./m² en 2013 à près de 600 en juin 2014.

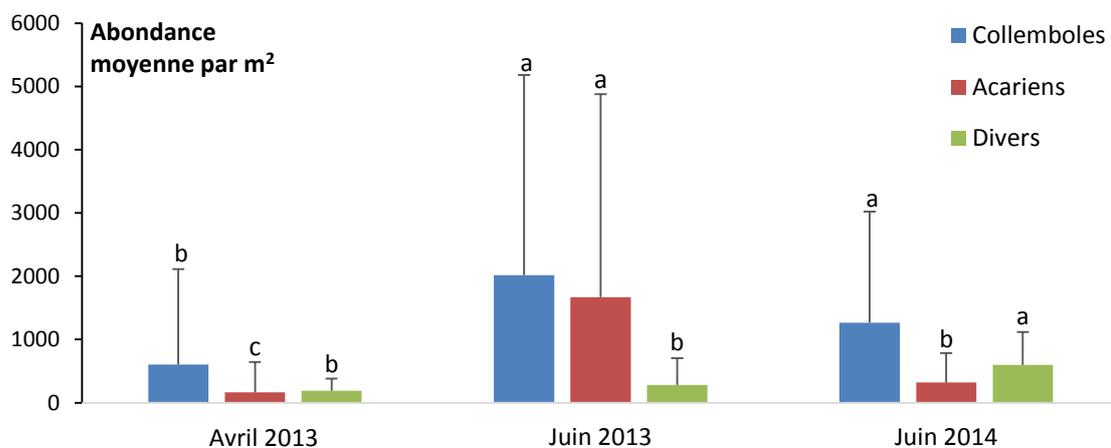


Figure 43: Evolution de l'abondance moyenne de la mésofaune (collemboles, acariens et divers) au cours des 20 premiers mois de recolonisation
(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

On notera toutefois la régression des effectifs de collemboles et d'acariens entre juin 2013 et juin 2014, contraire à ce à quoi l'on pouvait s'attendre et qui pourrait s'expliquer par des conditions météorologiques défavorables en juin 2014 puisqu'une tendance similaire se dégage aussi des résultats de la macrofaune (cf. 1.2.).

Les collemboles sont ainsi significativement plus abondants en juin 2013 et juin 2014 qu'en avril 2013 alors que pour les acariens, l'abondance moyenne est maximale en juin 2013, plus faible en juin 2014 et minimale en avril 2013. Les organismes divers sont quant à eux significativement plus abondants en juin 2013 (Fig. 43).

La composition spécifique des communautés de collemboles trouvées dans les placettes conjointement à la liste d'espèces échantillonnées dans l'environnement immédiat (friche et haie adjacentes) ou à celles échantillonnées dans tout le « paysage » (délaisés urbains et jardins privés environnants) figurent en Annexe 6.

Les échantillonnages effectués sur les placettes expérimentales d'avril 2013 à juin 2014 ont permis de dénombrer 40 espèces de collemboles (Annexe 6). Les 10 espèces les plus abondantes toutes dates confondues, qui représentent plus de 90% de l'ensemble des collemboles échantillonnés, sont présentées dans la figure 44 ci-après.

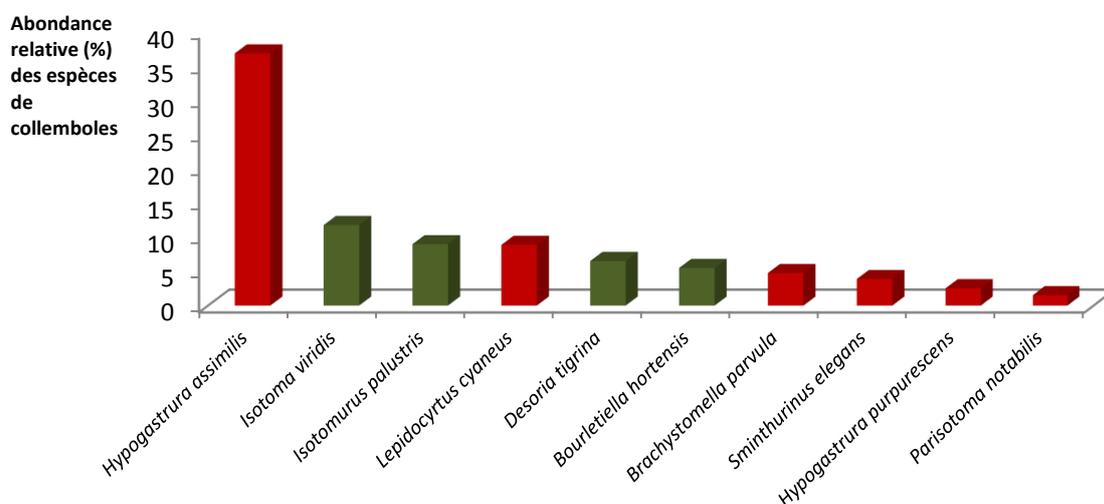


Figure 44: Proportion des 10 espèces de collemboles les plus abondamment trouvées sur les placettes toutes dates confondues
(En rouge : espèces hémi-édaphiques; en vert : espèces épigées)

On peut remarquer qu'il s'agit essentiellement d'espèces épigées et hémi-édaphiques. Certaines sont des espèces à dispersion rapide, c'est-à-dire des espèces épigées très mobiles (*Isotomurus palustris*, *Isotoma viridis*, *Desoria tigrina*, *Lepidocyrtus cyaneus*) ou fréquemment

dispersées par le vent (*Sminthurinus elegans*) et d'autres sont des espèces plutôt pionnières (*Bourletiella hortensis*, *Hypogastrura* sp.).

Si l'on compare ces résultats à ceux obtenus dans les friches et jardins environnants (*Annexe 6*), qu'on qualifiera de « Paysage proche », on remarque que malgré la présence commune de certaines espèces ubiquistes, telles que *Parisotoma notabilis*, *Lepidocyrtus cyaneus*, *Sminthurinus elegans* ou encore *Isotoma viridis*, la composition spécifique des communautés présentes sur les placettes se distingue de celle des alentours. On peut noter sur les placettes la prépondérance du genre *Hypogastrura*, et notamment d'*Hypogastrura assimilis*, ainsi que la présence d'espèces peu ou pas présentes sur les friches et jardins environnants telles que *Bourletiella hortensis*, *Desoria tigrina* ou encore *Isotomurus palustris*.

De façon générale, on peut également constater que la proportion de collemboles euédaphiques est plus faible sur les placettes que dans les friches et jardins alentours (*Fig. 45*). Il serait donc intéressant de poursuivre les échantillonnages afin de savoir à partir de combien de mois après l'établissement des technosols la composition spécifique des communautés de collemboles sur le dispositif expérimental devient proche de celle des délaissés urbains et des jardins alentour.

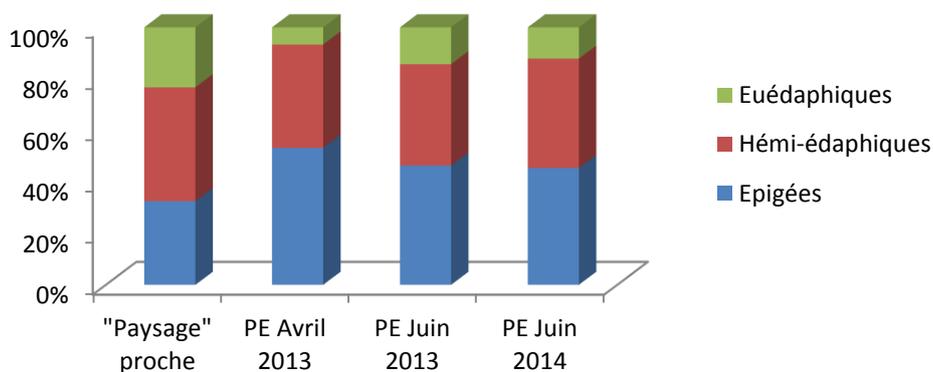


Figure 45: Proportions des 3 catégories écologiques de collemboles pour le « paysage » proche (échantillonnages réalisés en 2012 et 2013) et les placettes expérimentales (PE) aux 3 dates d'échantillonnage (PE = Placettes expérimentales ; « Paysage » proche = Haie et friche accolées aux placettes expérimentales)

Si l'on s'intéresse maintenant à l'évolution de la composition des communautés de collemboles au cours du temps, on remarque logiquement que l'on assiste à une diversification progressive des communautés puisqu'en avril 2013 cinq espèces représentaient 90% des effectifs alors qu'elles étaient 6 en juin 2013 et 13 en juin 2014.

Si d'une date à l'autre la richesse spécifique totale évolue peu (avec respectivement 27, 29 et 30 espèces pour les trois dates d'échantillonnage successives), on constate cependant que

davantage d'espèces ont des effectifs plus importants. Il n'y a par exemple plus de véritable dominance d'une espèce en juin 2014 par rapport à 2013 où *Hypogastrura assimilis* dominait largement les communautés. Cela se ressent au niveau des indices de diversité spécifique et d'équitabilité (Fig. 46) qui passent respectivement de 0,28 et 0,19 en avril 2013 à 0,87 et 0,45 en juin 2013. Diversité et équitabilité restent stables en juin 2014. Ces indices sont ainsi significativement plus faibles (Kruskall-Wallis ; p-value < 0,0001) en avril 2013 qu'en juin 2013 et 2014.

La figure 46 compare également la richesse spécifique et les indices de diversité et d'équitabilité des placettes expérimentales à ceux obtenus au niveau du paysage environnant. Ces 3 paramètres sont toujours inférieurs à ceux des friches et jardins privés. Dès juin 2013, il n'existe cependant déjà plus de différences significatives entre la richesse spécifique et les indices de diversité et d'équitabilité des placettes et ceux des friches et jardins alentour.

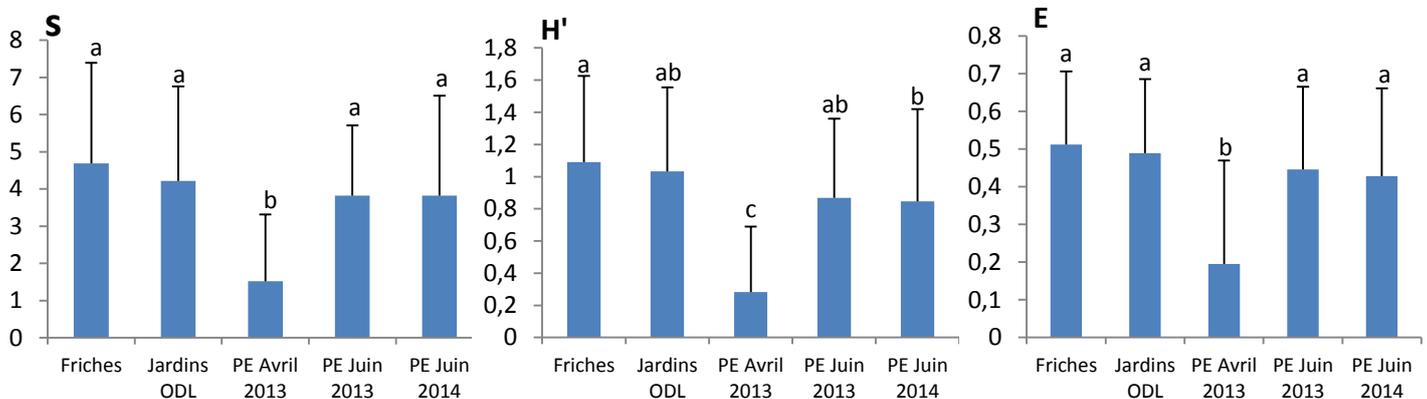


Figure 46: Evolution de la richesse spécifique (S), de la diversité spécifique (H') et de l'équitabilité (E) en collemboles (moyenne par carotte de sol) sur les placettes expérimentales (PE) en comparaison avec le paysage proche (Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

La figure 47 présente l'évolution de l'abondance relative, aux 3 dates d'échantillonnage, des 10 espèces les mieux représentées au sein des communautés. Ainsi, certaines espèces très présentes lors des premiers échantillonnages en 2013 voient leurs effectifs chuter en 2014 (le genre *Hypogastrura*, *Isotomurus palustris*) au profit d'autres espèces qui deviennent relativement plus abondantes (*Isotoma viridis*, *Brachystomella parvula*, *Sminthurinus elegans*).

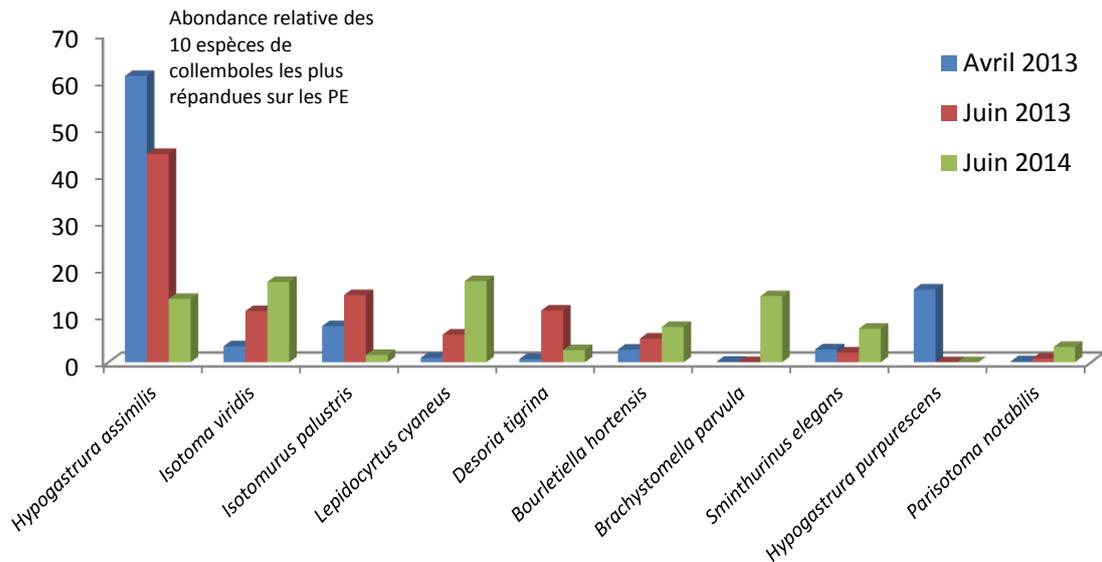


Figure 47: Abondance relative des 10 espèces de collemboles les plus abondamment trouvées sur les placettes pour les 3 dates d'échantillonnage

Si l'on se penche maintenant sur l'évolution de la composition des communautés d'acariens au cours des 20 premiers mois de recolonisation (Fig. 48), on constate une progression du sous-ordre des Actinedides au détriment de celui des Gamasides.

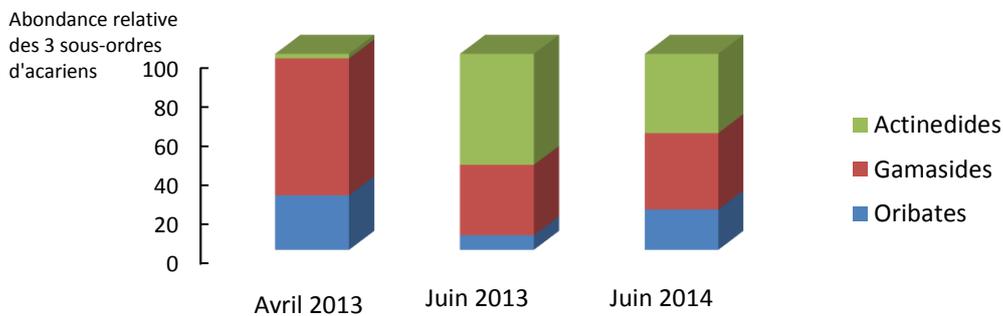


Figure 48: Evolution de l'abondance relative des trois sous-ordres d'Acariens au cours des 20 premiers mois de colonisation

Enfin, concernant les autres microinvertébrés de la mésofaune (Fig. 49), on remarque qu'on assiste au cours du temps à une augmentation de leur abondance totale (ils sont significativement plus abondants en 2014 qu'en 2013 : p -value < 0,0001) mais également à une diversification de leurs communautés avec l'apparition de plusieurs taxons dès juin 2013 et leur développement un an plus tard en juin 2014 (notamment les hémiptères et les hyménoptères). A noter également l'apparition de certains taxons, bien qu'en très faibles effectifs, uniquement

à partir de juin 2014 (psoques, chenilles, cloportes et diploures regroupés dans la catégorie Divers).

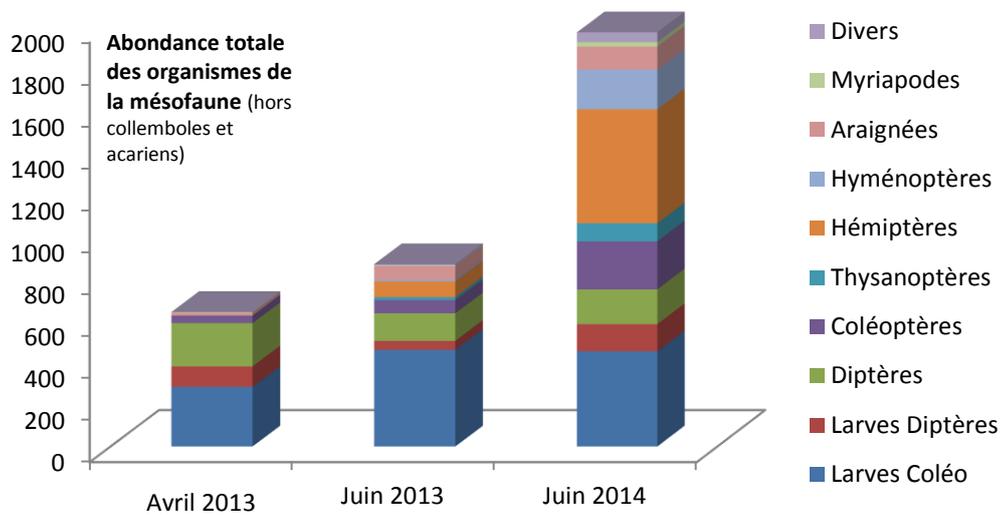


Figure 49: Evolution de l'abondance totale et de l'abondance relative des différents taxons des microinvertébrés du sol (hors collemboles et acariens) aux 3 dates d'échantillonnage

C.2.1.2. Macrofaune issue des pièges Barber

Concernant les grands groupes taxonomiques échantillonnés dans les pièges Barber, l'évolution de l'abondance moyenne par piège au cours du temps est présentée en figure 50 et celle de l'abondance relative des différents taxons en figure 51.

La figure 50 montre une augmentation significative du nombre d'organismes de la macrofaune échantillonnés entre 2013 et 2014, avec des valeurs maximales pour mai et juillet 2014 (plus de 30 individus en moyenne par pot-piège). Ces valeurs restent cependant bien inférieures à celles trouvées aux alentours puisqu'en moyenne (toutes dates et stations confondues), on retrouvait en moyenne 147 individus par piège Barber dans les friches et délaissés urbains et 61 dans les jardins privés.

Dès mai 2013, on constate que l'on trouve sur les placettes expérimentales des organismes de la macrofaune, certes en nombre restreint (moins de 10 individus en moyenne par pot-piège), mais représentant l'ensemble des taxons échantillonnés par la suite (Fig. 51). Cependant, on peut constater une nette augmentation au cours du temps de l'abondance relative des cloportes et des gastéropodes alors que la tendance inverse semble se dessiner pour les coléoptères et les arachnides.

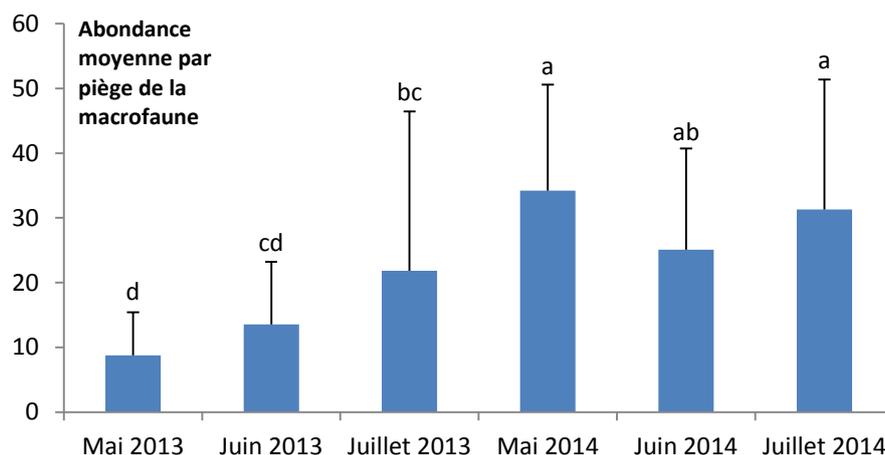


Figure 50: Evolution de l'abondance moyenne par piège de la macrofaune tous taxons confondus de mai 2013 à juillet 2014
 (Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

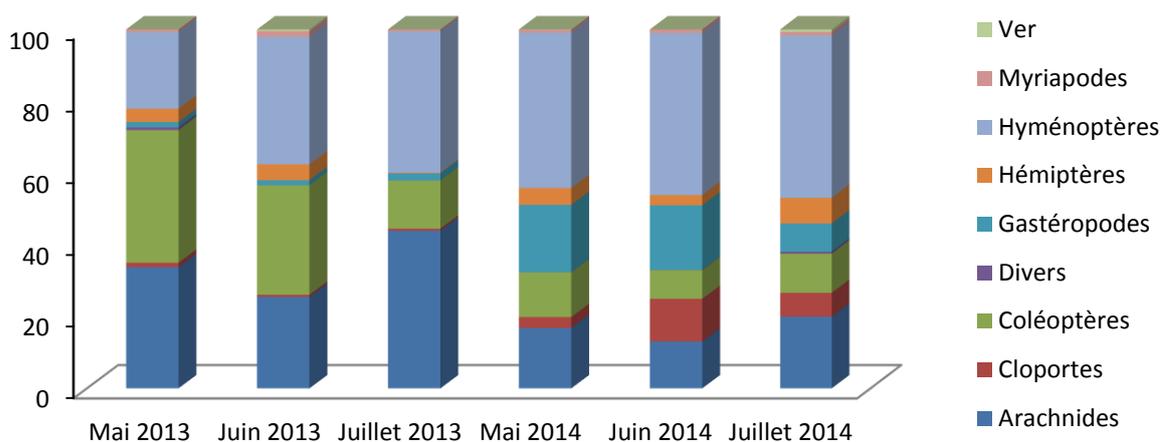


Figure 51: Abondance relative des différents taxons de la macrofaune de mai 2013 à juillet 2014

Pour comparer les communautés macrofauniques trouvées dans les placettes expérimentales et celles échantillonnées dans les délaissés urbains proches (friche et haie SNCF adjacentes aux placettes), une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été réalisée dont la représentation des deux premiers axes apparaît dans la figure 52.

Graphique symétrique
(axes F1 et F2 : 62,93 %)

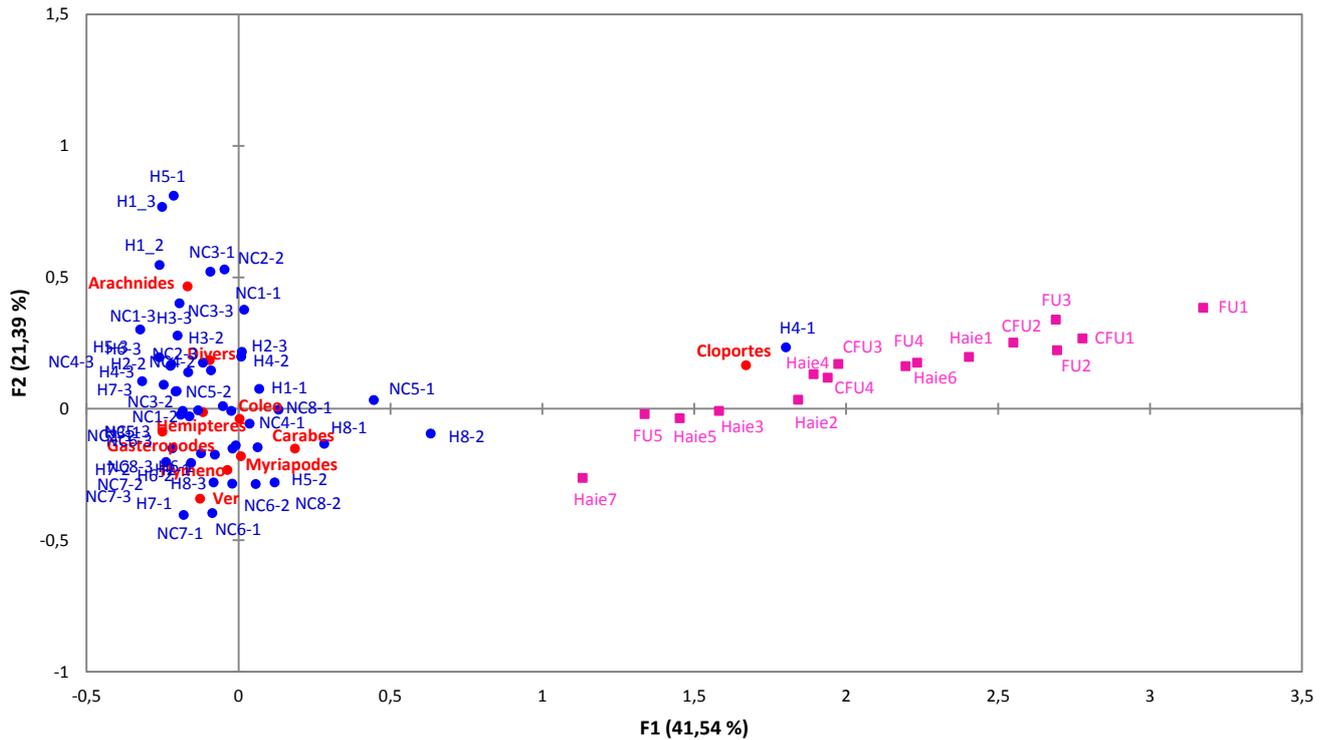


Figure 52: Représentation des 2 premiers axes de l'AFC réalisée sur les données des Barber regroupées par piège, toutes dates confondues.

Légende :

En bleu, les échantillons prélevés sur les placettes expérimentales, en rouge les taxons et en rose les échantillons des délaissés urbains qui ont été ajoutées en lignes supplémentaires (n'interviennent pas dans le calcul des axes).

Pour le codage des échantillons prélevés sur les placettes expérimentales :

- H (dispositif connecté) & NC (dispositif non connecté à la haie)
- Le premier chiffre correspond à la modalité (de 1 pour la modalité végétation spontanée sur limon seul à 8 pour la modalité arbustes)
- Le deuxième chiffre correspond à l'emplacement du piège Barber (3 pièges par placette), le 1 étant le plus proche de la haie pour le dispositif H et le plus proche de la friche herbacée (donc le plus éloigné de la haie) pour le dispositif NC.

Pour le codage des échantillons prélevés dans les délaissés urbains:

- Haie 1 à Haie 7 : Haie SNCF adjacente aux placettes expérimentales
- FU & CFU : 2 points différents de la grande friche herbacée contiguë au dispositif expérimental.

Cette AFC, dont les deux premiers axes permettent d'expliquer près de 63% de la variance observée, montre un net détachement de composition des communautés macrofauniques entre les pièges posés sur les placettes et ceux posés en périphérie du site, y compris ceux posés dans la haie accolée au dispositif expérimental (Haie 1 à Haie 7). Ceci n'est pas surprenant étant donné le caractère pionnier de ces premières communautés ayant recolonisé les technosols. Ce net détachement selon le premier axe est en fait principalement

dicté par la quasi-absence de cloportes dans les placettes à la différence des friches et jardins alentour au couvert végétal souvent plus important.

○ Carabes

Au total, 184 carabes appartenant à 27 espèces différentes ont été récoltés lors des deux années de suivis sur les placettes expérimentales (de mai 2013 à juillet 2014).

L'évolution progressive de l'abondance et du nombre d'espèces de carabes observés sur les placettes est présentée sur la figure 53. Celle-ci montre bien l'augmentation au cours du temps de la richesse spécifique totale en carabes sur les placettes expérimentales puisque l'on passe de 85 carabes piégés appartenant à 16 espèces différentes toutes placettes confondues en 2013 à 99 carabes appartenant à 22 espèces différentes en 2014.

Toutefois, aucune différence statistiquement significative en termes d'abondance ou de richesse spécifique moyenne (par piège) n'a pu être mise en évidence entre les six dates d'échantillonnage.

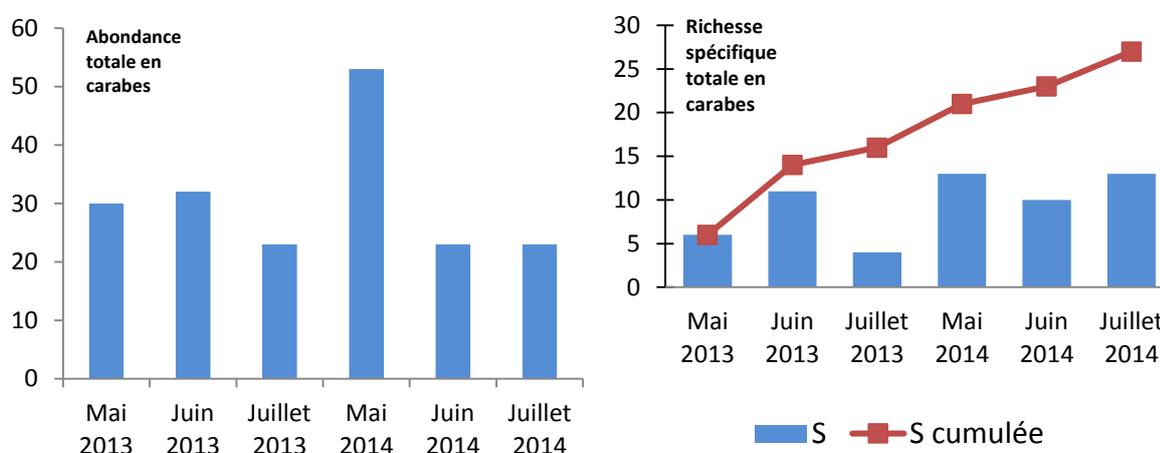


Figure 53: Evolution de l'abondance et de la richesse spécifique totales en carabes

La liste complète des espèces trouvées sur les placettes est présentée en Annexe 7 et la figure 54 présente l'abondance relative des 13 espèces de carabes les plus fréquentes toutes dates confondues (soit toutes les espèces pour lesquelles au moins 3 individus ont été piégés lors de l'étude).

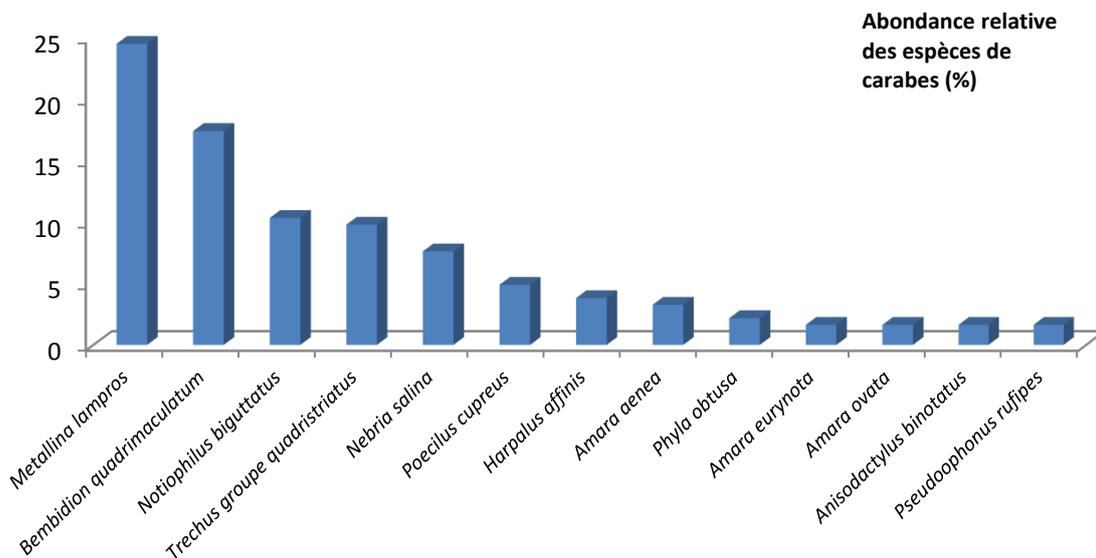


Figure 54: Abondance relative des espèces de carabes les plus abondamment trouvées sur les placettes toutes dates confondues

Le cortège d'espèces trouvé sur les placettes expérimentales est sensiblement différent de celui présent dans les délaissés urbains alentours. On retrouve, comme dans les espaces en friche environnants, quelques espèces ubiquistes ou fréquemment trouvées en milieux urbains telles que *Bembidion quadrimaculatum* ou *Nebria salina*. En revanche, les espèces phytophages du genre *Amara*, qui représentent $\frac{1}{4}$ des carabes récoltés dans les délaissés urbains, sont beaucoup moins abondants sur les placettes expérimentales (13% seulement). Au contraire, les petites espèces prédatrices telles que *Metallina lampros* et *Notiophilus biguttatus* sont bien représentées voire dominantes sur les placettes (respectivement 24 et 9% de l'abondance totale) mais absentes des pièges alentours.

Concernant l'évolution de la composition des communautés de carabes entre 2013 et 2014, on constate une évolution de l'abondance relative des espèces dominantes. En 2013, les communautés sont dominées par *Bembidion quadrimaculatum* (36%) suivi de deux autres espèces d'aussi petite taille *Metallina lampros* (25%) et *Notiophilus biguttatus* (12%). En 2014, on retrouve *Metallina lampros* en tant qu'espèce dominante (24%) suivie cette fois de *Trechus* groupe *quadristriatus* (16%) et de *Nebria salina* (10%). Outre ces différences inter-annuelles, il existe bien entendu également de légères différences de composition de communautés entre les échantillons de mai, juin ou juillet liées aux cycles de vie variables des différentes espèces. Enfin, comme pour l'abondance et la richesse spécifique, aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre les indices de diversité et d'équitabilité moyens (moyennes par piège) aux différentes dates.

○ Cloportes

Si en 2013, les cloportes sont quasi-absents des placettes expérimentales (Fig. 51), leurs effectifs augmentent considérablement un an plus tard, bien qu'ils restent faibles par rapport à ceux trouvés dans les délaissés urbains et jardins alentour. On passe ainsi de 15 cloportes échantillonnés toutes placettes confondues en 2013 à 285 en 2014. Abondance et richesse spécifique moyennes en cloportes par piège Barber sont ainsi significativement plus élevées en 2014 qu'en 2013 (p-value < 0,0001).

Au niveau spécifique, les 4 espèces trouvées sur les placettes sont des espèces communes également présentes dans les délaissés urbains et les jardins privés aux environs. Il s'agit, par ordre d'abondance décroissante, d'*Armadillidium nasatum*, de *Porcellio scaber* et en effectifs moindres d'*Oniscus asellus* et *Philoscia muscorum*. L'espèce la plus abondante sur les placettes, *Armadillidium nasatum*, n'est présente qu'en faibles effectifs dans l'environnement proche (friches et jardins). Au contraire *Oniscus asellus*, qui est l'espèce la plus abondante dans les friches et jardins privés, ne se retrouve que très peu sur les placettes.

C.2.1.3. Vers de terre

Concernant les vers, on constate une nette augmentation des effectifs totaux puisque, toutes placettes confondues, l'on passe de 6 vers appartenant à 2 espèces en avril 2013 à 31 vers appartenant à 3 espèces différentes un an plus tard, en avril 2014. Les tests ne concluent cependant pas à une variation significative du peuplement au cours du temps.

La figure 55 ci-dessous présente l'abondance des différentes espèces trouvées sur les placettes en avril 2013, octobre 2013 et avril 2014.

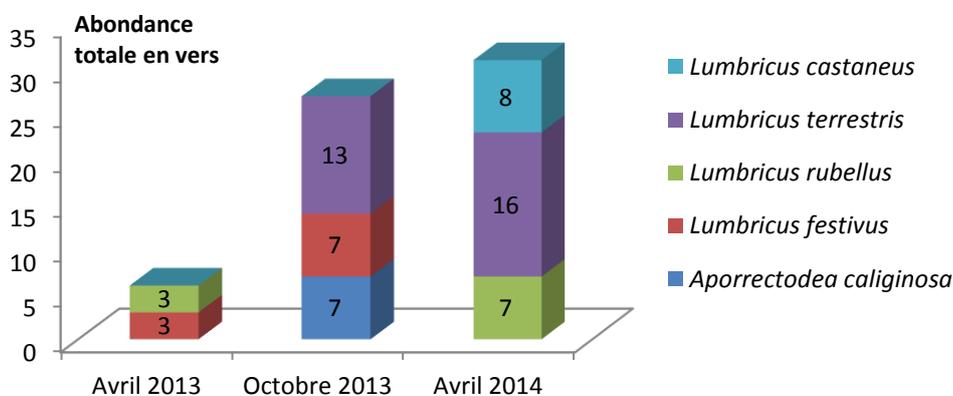


Figure 55: Abondance des différentes espèces de vers échantillonnées dans les placettes expérimentales aux 3 dates d'échantillonnage

On peut constater que les vers échantillonnés sont majoritairement des vers épi-anéciques (*Lumbricus festivus* et *rubellus*) ou anéciques (*Lumbricus terrestris*) dont les capacités de déplacement sont en général plus élevées que celles des endogés (*Apporectodea caliginosa*) ou des petits vers épigés (*Lumbricus castaneus*) qui n'ont pas encore réussi à recoloniser le dispositif expérimental à partir des friches environnantes.

En termes de composition spécifique, on retrouve les mêmes espèces que dans la friche et la haie SNCF adjacentes au dispositif expérimental hormis l'espèce endogée *Allolobophora chlorotica*. Néanmoins, les proportions des différentes catégories écologiques de vers sont clairement différentes de celles observées aux alentours (Fig. 56) avec nettement moins de vers endogés (moins de 11% contre près de 60% pour la friche adjacente, toutes dates confondues).

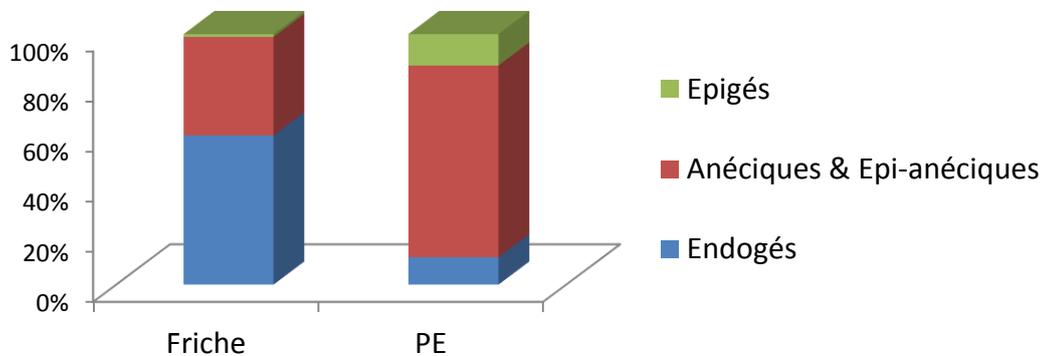


Figure 56: Abondance relative des 3 catégories écologiques de vers dans les placettes expérimentales (PE) en comparaison avec la friche adjacente

A noter également que la seule espèce endogée, *Aporrectodea caliginosa*, n'a été échantillonnée qu'en automne (octobre 2013) et que *Lumbricus castaneus*, espèce épigée, n'a été trouvé sur les placettes que plus d'un an après leur mise en place.

Le tableau 10 récapitule les résultats des tests statistiques (Kruskal-Wallis, comparaisons par paires de Dunn) évaluant la significativité de l'« effet Date » sur l'abondance et la richesse spécifique (S) des différents taxons.

Tableau 10: Résultats des tests statistiques « Effet Date » sur l'abondance et la richesse spécifique des différents taxons

Taxons	Significativité de l'effet « Date »	
	Abondance	S
Collemboles	*** Mars 2013 < Juin 2013 & 2014	*** Mars 2013 < Juin 2013 & 2014
Acariens	*** Mars 2013 < Juin 2014 < Juin 2013	/
Mésafaune - Divers	*** Mars 2013 & Juin 2013 < Juin 2014	/
Carabes	NS	NS
Cloportes	*** 2013 < 2014	*** 2013 < 2014
Vers	NS	NS

NS : Non significatif ; * : Peu significatif ($p\text{-value} < 0,05$) ;

** : Moyennement significatif ($p\text{-value} < 0,01$) ; *** : Très significatif ($p\text{-value} < 0,001$)

Pour la mésofaune (collemboles, acariens et divers) et pour les cloportes, on peut donc dire qu'on assiste à proprement parler à un processus de colonisation puisque les effectifs vont croissant entre mars 2013 et juin 2013 pour les premiers et entre 2013 et 2014 pour les seconds. Concernant les carabes et les vers, les faibles effectifs ainsi que l'utilisation de tests non paramétriques, moins puissants, ne permettent pas de conclure à des différences significatives entre les campagnes d'échantillonnage successives et donc ne permettent pas, à première vue, de dégager une réelle dynamique de colonisation.

Après avoir examiné les tendances générales de recolonisation des placettes expérimentales au cours des 20 premiers mois suivant l'implantation des technosols, c'est au tour des facteurs pouvant expliquer les différences de recolonisation inter-placettes d'être développés, taxon par taxon.

C.2.2. Effet de la connectivité sur la dynamique de colonisation des technosols

Afin d'évaluer l'intérêt potentiel de la haie SNCF adjacente aux parcelles expérimentales sur la dynamique de colonisation de ces dernières, une comparaison entre les dispositifs connecté (H) et non connecté (NC) a été réalisée, via des tests de Mann-Whitney, pour chacun des taxons sur différents paramètres les caractérisant (abondance, richesse spécifique, diversité spécifique et équitabilité). Des tests de corrélation de Spearman entre la distance à la haie et les paramètres précités ont également été effectués.

C.2.2.1. Mésofaune : Collemboles et acariens

- **Mésofaune échantillonnée par les carottes de sol**

Si l'on s'intéresse à l'abondance relative des différents organismes de la mésofaune (Fig. 57), on constate que dans le dispositif déconnecté (NC) ce sont les acariens qui dominent la communauté mésofaunique lors des premiers stades de recolonisation des technosols (avril et juin 2013) avant d'être supplanté par les collemboles. Dans le dispositif connecté à la haie (H) en revanche, les collemboles sont dominants quelle que soit la date d'échantillonnage.

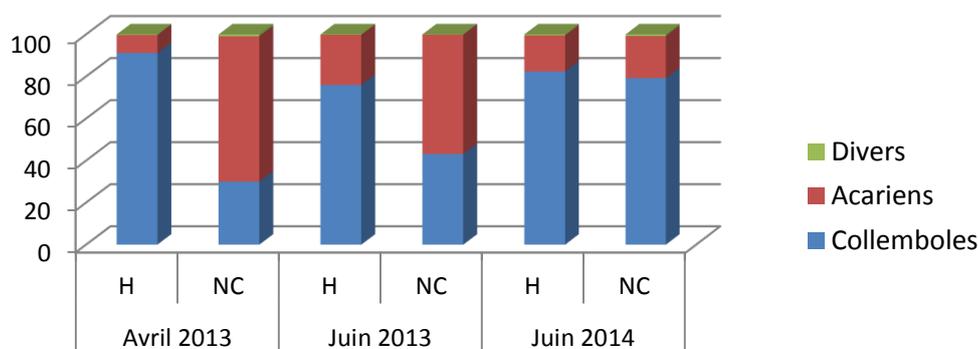


Figure 57: Abondance relative des différents organismes de la mésofaune dans les dispositifs connecté (H) et déconnecté (NC) pour les 3 dates d'échantillonnage

On retrouve logiquement cette même tendance lorsque l'on compare le ratio collemboles/acariens entre dispositifs connecté et déconnecté aux 3 pas de temps. Ce rapport est d'ailleurs significativement plus élevé pour le dispositif H que pour le dispositif NC en avril (p -value < 0,0001) et en juin 2013 (p -value = 0,0003).

- Collemboles

o Approche taxonomique

Concernant l'abondance, une seule différence significative a été mise en évidence pour la première date, soit en avril 2013, pour laquelle l'abondance moyenne en collemboles par mètre carré, toutes modalités de gestion confondues, est 11 fois plus élevée dans le dispositif connecté à la haie que dans le dispositif déconnecté avec en moyenne 1106 ind./m² contre seulement 98 ind./m² (Fig. 58).

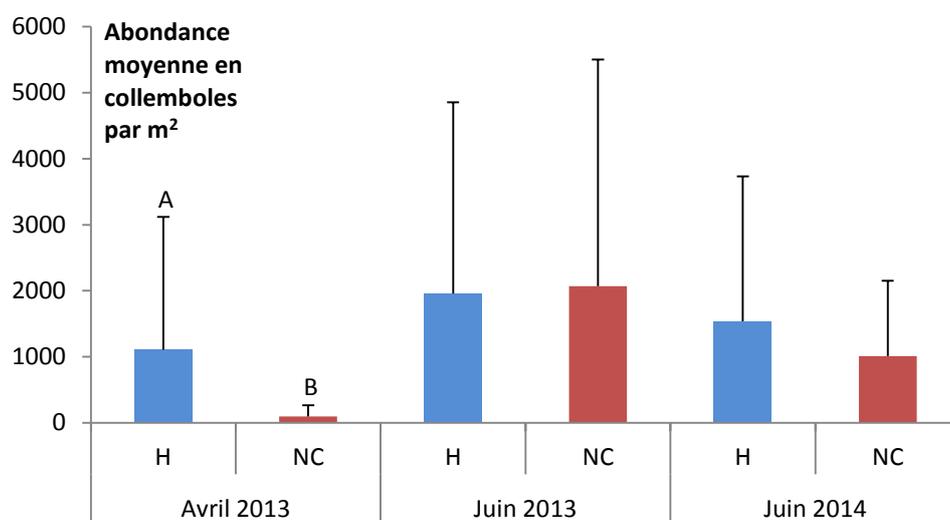


Figure 58 : Abondance moyenne en collemboles par m² pour les dispositifs H et NC aux 3 dates d'échantillonnage

(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

Pour vérifier cet effet de la proximité à la haie, un test de corrélation de Spearman a été réalisé, toutes dates confondues, entre la distance à la haie des prélèvements de carottes de sol et leur abondance en collemboles. Ce test a montré une corrélation négative faible mais cependant significative ($r=-0,136$; $p\text{-value} = 0,003$). Autrement dit, plus on s'éloigne de la haie et plus l'abondance moyenne en collemboles au mètre carré diminue.

Le coefficient de corrélation est plus élevé encore lorsque l'on ne prend en compte que les échantillons récoltés dans le dispositif connecté H ($r=-0,188$; $p\text{-value} = 0,002$).

La richesse spécifique en collemboles est significativement plus élevée dans le dispositif connecté à la haie que dans le dispositif déconnecté en avril 2013, avec en moyenne 2 espèces

par carotte de sol près de la haie contre 1 seule loin de celle-ci (*Fig. 59*). Au total, toutes dates confondues, 37 espèces ont été recensées sur le dispositif H contre 35 sur le dispositif NC.

Comme pour l'abondance, il existe également une corrélation négative significative entre la richesse spécifique en collemboles des carottes de sol et leur distance de prélèvement à la haie dans le dispositif connecté H ($r = -0,125$; $p\text{-value} = 0,038$).

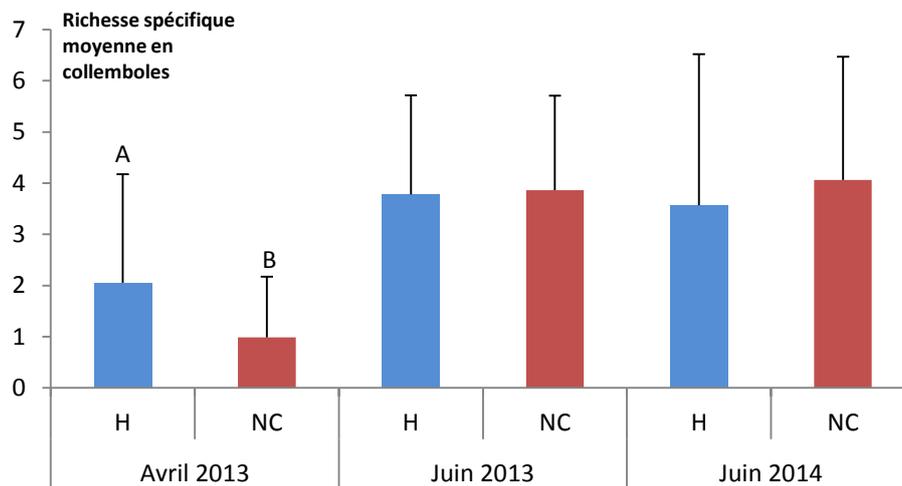


Figure 59: Richesse spécifique moyenne en collemboles par carotte de sol pour les dispositifs connecté et déconnecté aux trois dates d'échantillonnage
(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

Toutes dates confondues, aucune différence significative n'apparaît entre les indices de diversité de Shannon obtenus sur le dispositif connecté et celui déconnecté de la haie. Cependant, si l'on s'intéresse aux résultats obtenus date par date (*Fig. 60*), des différences significatives sont révélées en avril 2013, où les communautés sont en moyenne plus diversifiées dans le dispositif connecté ($p\text{-value}=0,003$), et en juin 2014 où au contraire les communautés sont plus diversifiées dans le dispositif déconnecté ($p\text{-value}=0,01$).

Il en va logiquement de même pour l'équitabilité (*Fig. 60*) qui est supérieure dans le dispositif connecté en avril 2013 ($p\text{-value}=0,016$) et dans le dispositif déconnecté en juin 2014 ($p\text{-value}=0,0001$).

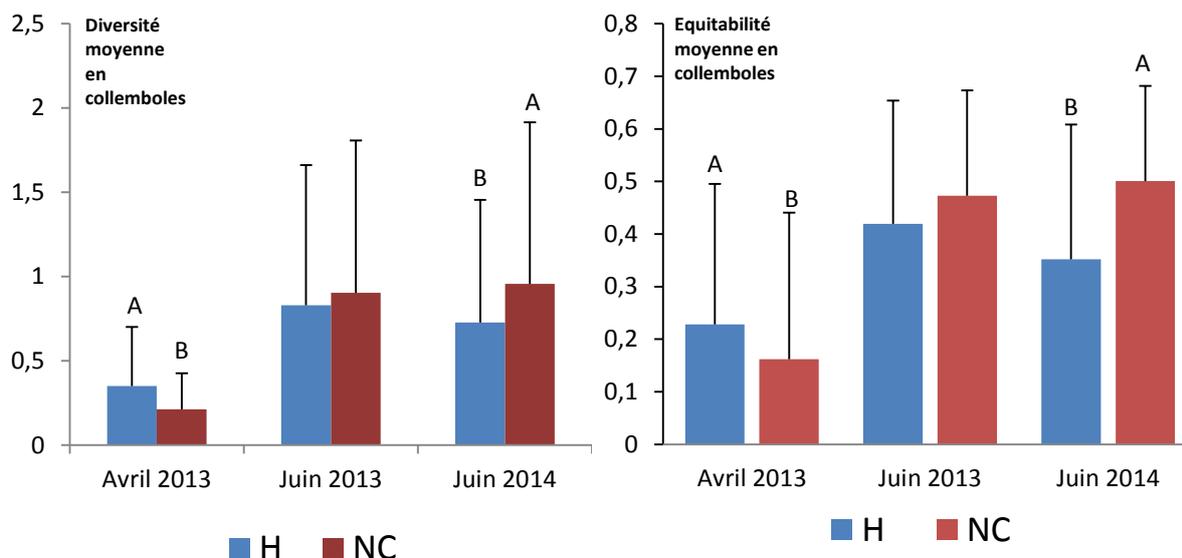


Figure 60: Indices de diversité et d'équitabilité moyens en collembolés entre dispositifs connecté (H) et déconnecté (NC) aux 3 dates d'échantillonnage (Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

Comme pour l'abondance et la richesse spécifique, des tests de corrélation de Spearman ont été réalisés, au sein du dispositif H uniquement, entre la distance à la haie de prélèvement des échantillons et leur indice de diversité ou d'équitabilité.

Il existe ainsi une corrélation négative non significative au seuil de 5% ($r = -0,118$; $p\text{-value}=0,051$) entre la distance à la haie et la diversité spécifique en collembolés des échantillons de sol. Il en va de même pour l'équitabilité ($r = -0,108$; $p\text{-value}=0,075$).

Dans la figure 61 est présentée la proportion des trois catégories écologiques de collembolés (épiédaphiques, hémiedaphiques et euédaphiques) pour les dispositifs connecté et déconnecté aux trois dates considérées. On peut voir que quelque soit le dispositif, la proportion de collembolés euédaphiques, vivant dans le sol, est minime et ce aux trois dates d'échantillonnage. Qui plus est, les collembolés épiédaphiques sont toujours relativement plus abondants dans le dispositif NC que dans le dispositif H.

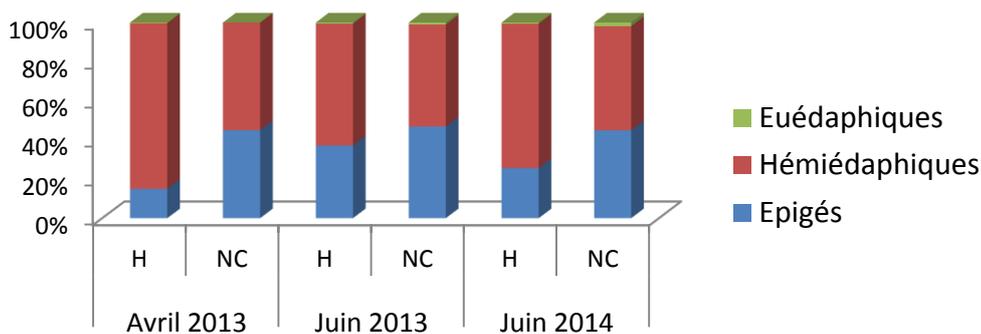


Figure 61: Abondance relative des différentes catégories écologiques de collemboles pour les dispositifs connecté (H) et non connecté (NC) aux 3 dates d'échantillonnage

○ Approche fonctionnelle : Les traits

Pour rappel, 7 traits ont ici été considérés : la forme et la taille du corps ainsi que sa pigmentation, le nombre d'ocelles, le type de reproduction (sexuée ou parthénogénétique) et enfin l'habitat et le microhabitat préférentiels des différentes espèces de collemboles.

Les graphiques ci-après (Fig. 62) présentent les distributions des CWM pour quatre de ces différents traits (reproduction, taille du corps, habitat et microhabitat) au niveau des dispositifs connecté (H) et déconnecté (NC). La forme et la pigmentation du corps ainsi que le nombre d'ocelles ne présentent quant à eux pas de différences statistiques significatives entre les dispositifs connecté et déconnecté.

On peut constater qu'il n'existe pas de grandes différences en termes de traits fonctionnels (tout au moins pour ceux étudiés ici) entre les deux dispositifs. On note cependant une proportion plus importante de collemboles de grande taille (plus de 4 mm) dans le dispositif NC ($p\text{-value} = 0,001$) qui comporte également plus de collemboles se reproduisant par parthénogénèse ($p\text{-value} = 0,017$). On note cependant une nette prédominance des espèces à reproduction sexuée sur les 2 dispositifs.

Concernant les préférences des collemboles en termes d'habitat et de microhabitat, on rencontre plus de collemboles habitant fréquemment dans les espaces verts urbains et caractéristiques de milieux herbacés riches (présence de litière et bois mort) dans le dispositif déconnecté. Le dispositif H comporte quant à lui proportionnellement plus de collemboles vivant à l'intérieur des terres (rares ou absents des zones littorales).

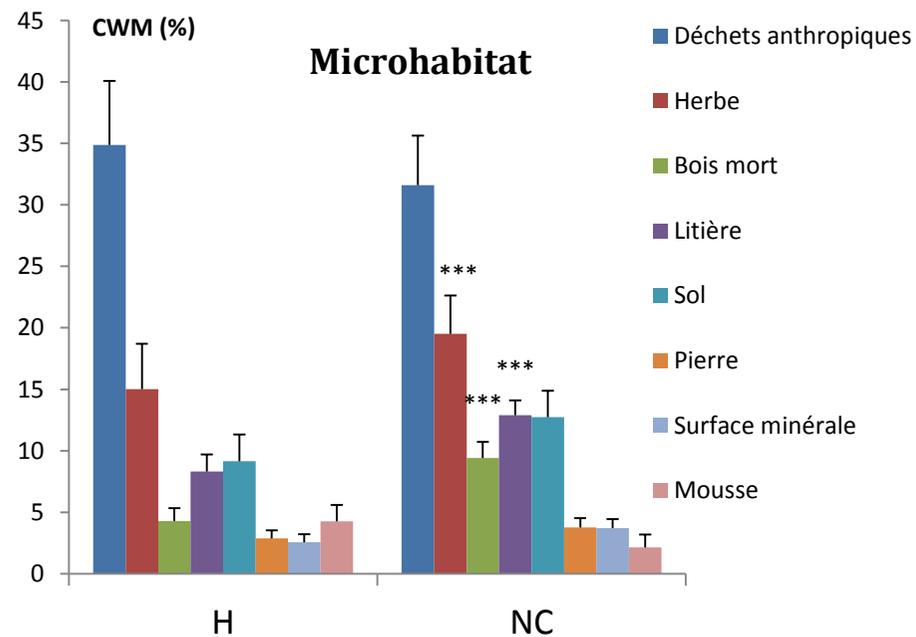
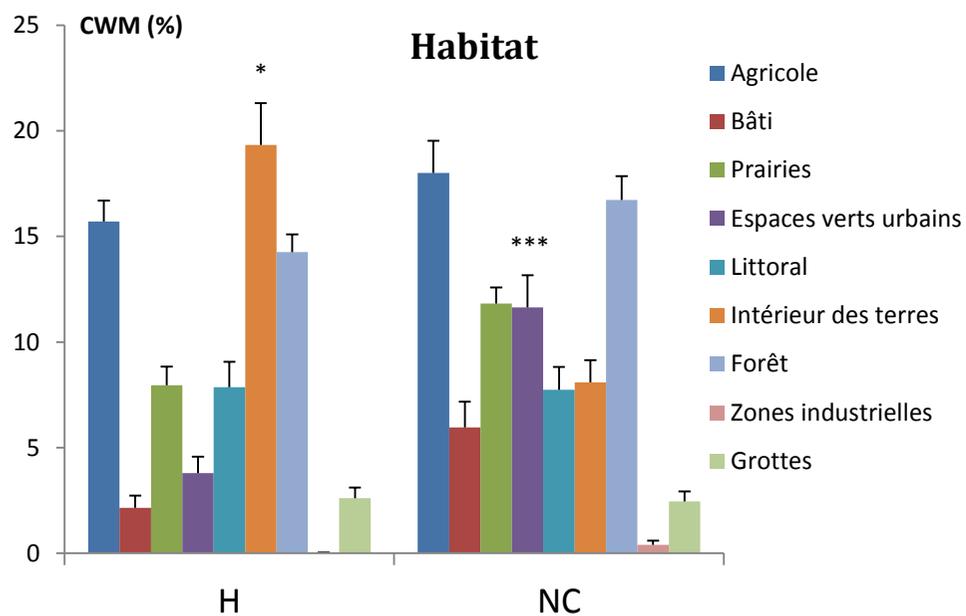
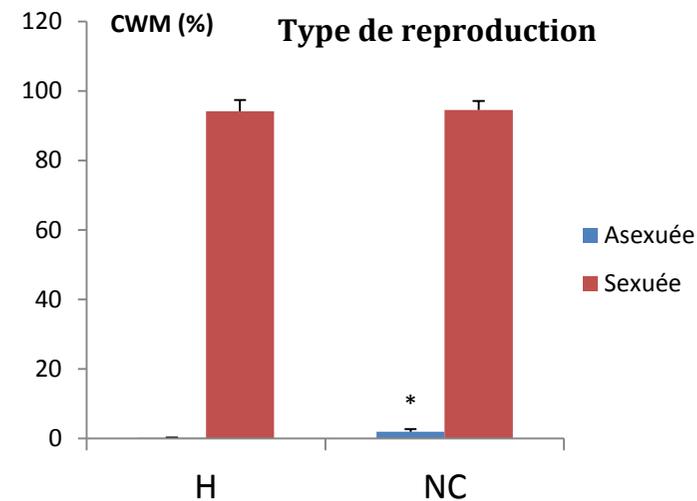
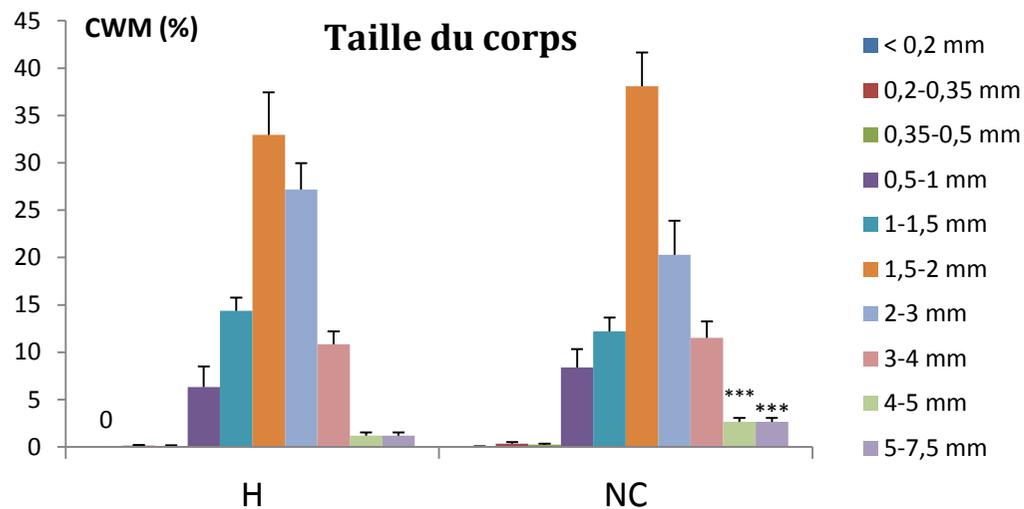


Figure 62: Valeurs moyennes des CWM calculés pour différents traits fonctionnels pour les 2 dispositifs H et NC

- Acariens

Pour les acariens, la seule différence significative qui se dégage est une abondance moyenne en acariens totaux significativement plus élevée en juin 2013 (p-value = 0,004) pour le dispositif déconnecté (Fig. 63). Toutefois, pour les oribates seuls, il existe une corrélation négative significative entre leur abondance et la distance à la haie de l'échantillon de sol dont ils sont issus ($r=-0,109$; p-value = 0,04). De plus, l'abondance en oribates est plus élevée dans le dispositif connecté que dans le dispositif déconnecté en juin 2013 (non significatif ; p-value = 0,051) et en juin 2014 (p-value = 0,03).

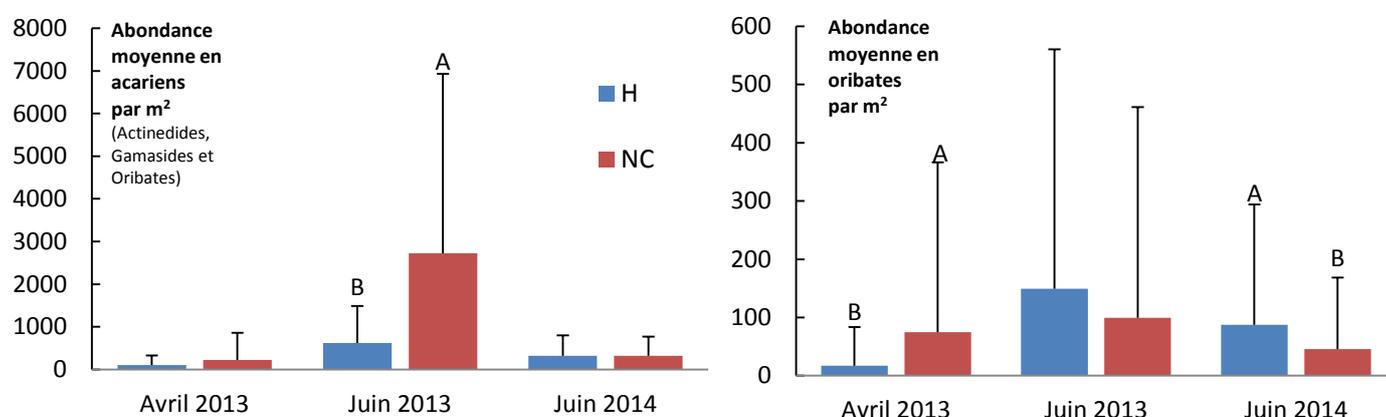


Figure 63: Abondance moyenne en acariens totaux (à gauche) et en acariens oribates (à droite) entre les dispositifs connecté (H) et non connecté (NC) aux 3 dates d'échantillonnage (Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

- Autres organismes de la mésofaune : Abondance totale

L'abondance des autres microinvertébrés de la mésofaune (hors collemboles et acariens) varie peu entre les dispositifs H et NC pour une date donnée (Fig. 64). Elle n'est pas significativement différente entre les deux dispositifs en juin 2013 alors qu'elle est significativement plus élevée en avril 2013 dans le dispositif H et en juin 2014 dans le dispositif NC.

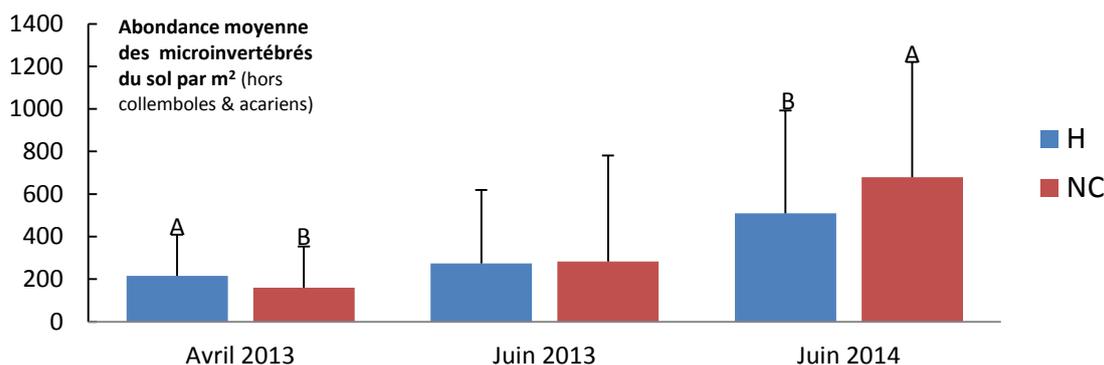


Figure 64: Abondance moyenne par m² des autres organismes de la mésofaune pour les dispositifs connecté (H) et non connecté (NC) aux 3 dates d'échantillonnage (Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

- **Mésofaune échantillonnée par la méthode des sacs de litière**

Les résultats suivants concernent l'expérimentation des sacs de litière (ou « litter-bags ») qui a eu lieu de février à avril 2014. Pour rappel, des sacs remplis de feuilles mortes de tilleul ont été disposés sur les placettes et chaque mois 3 sacs ont été retirés pour chaque parcelle afin d'évaluer d'une part la dynamique de décomposition de la litière et d'autre part de s'intéresser à la mésofaune ayant colonisé ces sacs. Pour les données de mésofaune, seuls les sacs de février et d'avril 2014 sont ici considérés (soit le 2^{ème} et le dernier mois d'expérimentation).

- **Collembolés**

Au total, 33 espèces de collembolés ont été recensées (*Annexe 8*) dans les sacs de litière dont 5 espèces non présentes dans les carottes de sol ce qui porte à 45 le nombre total de collembolés récoltés sur les placettes expérimentales. L'espèce qui domine largement dans les sacs de litière est une espèce épigée : *Lepidocyrtus cyaneus* (avec 26 % des effectifs totaux de collembolés).

L'abondance moyenne en collembolés collectés dans les sacs de litière passe de plus de 300 individus en moyenne par sac de litière en février 2014 à moins de 60 en avril 2014, les sacs ne renfermant que peu voire plus de feuilles à la fin de l'expérimentation.

En revanche, le nombre moyen de collembolés ne présente aucune différence significative entre les dispositifs H et NC.

La richesse spécifique moyenne est elle-aussi comparable dans les dispositifs H et NC et oscille autour de 11 espèces de collemboles en moyenne par sac de litière en février 2014 à 5,5 espèces seulement deux mois plus tard. Les sacs de litière, en offrant le gîte et le couvert aux collemboles, semblent donc attirer une communauté relativement diversifiée.

Les indices de diversité et d'équitabilité moyens ne sont pas significativement différents pour les sacs de litière récoltés sur les dispositifs H et NC. L'indice de diversité moyen relevé dans les sacs de litière en avril 2014 est du même ordre de grandeur que celui trouvé en juin 2014 dans les carottes de sol alors qu'il lui était supérieur en février soit deux mois après la mise en place des sacs de litière (1,6 vs 0,9 environ). Les indices d'équitabilité sont quant à eux légèrement inférieurs dans les sacs de litière que dans les carottes de sol (avec des moyennes respectives de 0,4 vs 0,5 environ).

Les collemboles euédaphiques sont absents des sacs de litière (hormis 1 individu appartenant au genre *Mesaphorura* en février dans le dispositif NC) ce qui n'est pas étonnant étant donné qu'il s'agit des collemboles vivant exclusivement au sein du sol.

Les communautés des deux dispositifs semblent relativement semblables en termes d'abondance relative pour les deux autres catégories écologiques. A noter qu'en fin d'expérimentation (avril 2014), lorsque les sacs de litière sont quasiment vides, la proportion d'épigés est plus importante que celle des hémiedaphiques (respectivement 70 et 74% pour les dispositifs H et NC).

- **Acariens**

Contrairement à ce qui a été observé pour les collemboles, les acariens sont environ deux fois plus abondants en avril qu'en février. Ils passent ainsi respectivement, pour les dispositifs H et NC, de 21 et 12 individus en moyenne par sac de litière en février à environ 58 et 28 individus par sac en avril. Il y a donc environ deux fois plus d'acariens dans le dispositif H que dans le dispositif NC et cette différence est significative en avril 2014 (p -value = 0,006).

Les acariens oribates, qui, comme les collemboles, participent à la microfragmentation de la litière, sont quant à eux significativement plus abondants dans le dispositif connecté que ce soit en février (avec respectivement 1,30 individu en moyenne par sac de litière contre 0,04 dans le dispositif NC) ou en avril (0,50 contre 0,08). La même tendance se dégageait déjà des résultats obtenus dans les carottes de sol où les oribates étaient plus abondants du côté haie.

Les oribates sont peu présents dans les sacs de litière, on les retrouve uniquement en février dans le dispositif connecté où ils représentent 6,2% de l'effectif total. En février, il y a également davantage de gamasides dans le dispositif connecté que dans le dispositif non connecté (74,7% contre 43,8%) alors qu'il n'y a pas de différences visibles en avril 2014 (avec respectivement 29,1% et 30,5% de gamasides). De février à avril et dans les deux dispositifs, les actinedides semblent progresser en abondance relative au détriment des gamasides.

- Autres organismes de la mésofaune

Pour les autres microinvertébrés, la tendance, comme pour les acariens, est à l'augmentation de l'abondance au cours du temps puisqu'elle passe de 11 à 12 individus en moyenne par sac de litière en février à plus de 20 en avril. En revanche, aucune différence significative en termes d'abondance n'apparaît entre les dispositifs H et NC.

- Dynamique de décomposition de la litière

Pour rappel, le contenu des sacs de litière prélevés au bout de 1, 2, 3 ou 4 mois, a été pesé afin d'évaluer le pourcentage de masse sèche restante par rapport à la masse de feuilles mortes présente initialement dans le sac. Ces données permettent d'évaluer la dynamique de décomposition de la litière.

Tous modes de gestion confondus, l'évolution du pourcentage moyen de matière sèche restante au cours des 4 mois de suivi est présentée dans la figure 65 pour les placettes connectées (H) et déconnectées (NC).

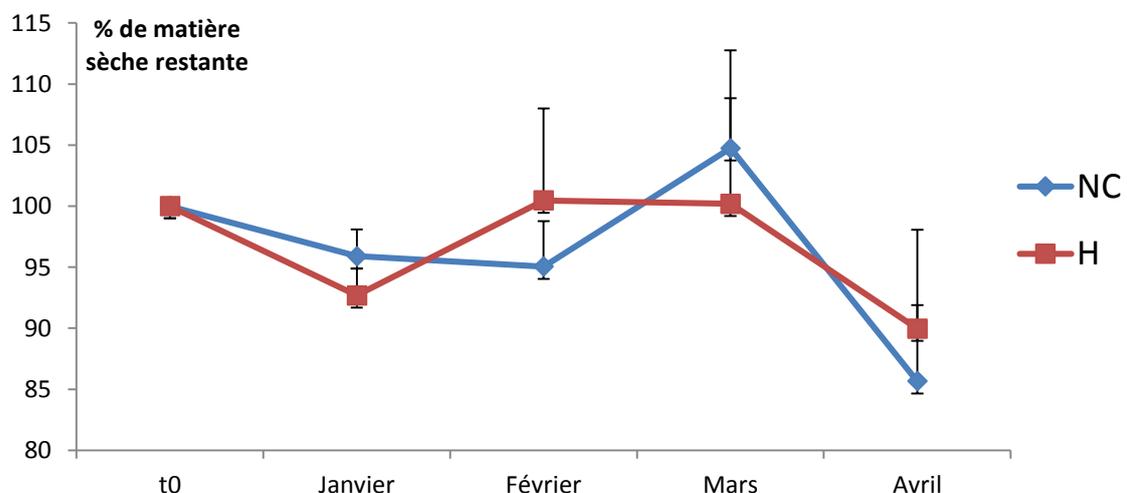


Figure 65: Evolution de la dégradation de la litière contenue dans les sacs de litière de janvier à avril 2014 pour les dispositifs H et NC

En février et mars, on observe des pourcentages de matière sèche restante supérieurs à 100%, ces artefacts sont liés à des épisodes pluvieux importants lors de ces mois qui ont rendu les sacs de litière très humides et ont chargé les feuilles en boue.

On constate relativement peu de variations dans l'évolution du pourcentage de matière sèche restante entre les parcelles connectées et déconnectées. On notera tout de même qu'au bout du premier mois, la dégradation semble être plus rapide dans le dispositif connecté (92,7% de matière sèche restante contre 95,9% pour le dispositif NC) mais cette tendance ne perdure pas dans le temps. Dans les deux cas, hormis les données problématiques de février et mars, on peut voir que le contenu des sacs de litière se dégrade peu à peu avec, à la fin de l'expérimentation, respectivement 91,7% et 86,9% de matière sèche restante pour les dispositifs connecté et déconnecté.

Les tests statistiques confirment ces observations et ne permettent pas de montrer une influence significative de la connexion à la haie sur la dégradation de la matière organique.

C.2.2.2. Macrofaune issue des pièges Barber

Comme le montre la figure 66 ci-dessous, les organismes de la macrofaune semblent généralement plus abondants dans le dispositif connecté à la haie (H) que dans le dispositif non connecté (NC) à l'exception du mois de juillet 2014 où ils sont en moyenne légèrement plus abondants dans le dispositif non connecté. Cependant, cette abondance moyenne plus élevée dans le dispositif H n'est significative qu'en mai 2013 (p-value <0,0001).

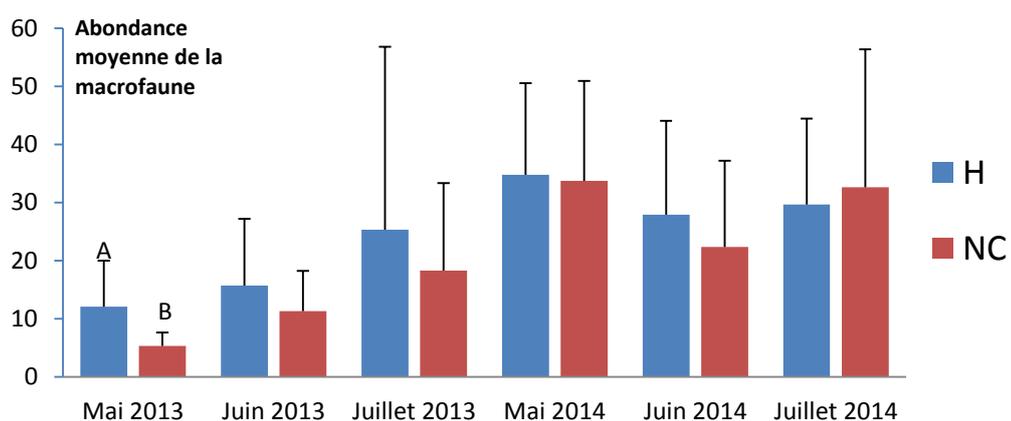


Figure 66: Abondance moyenne (par piège Barber) de la macrofaune pour les dispositifs connecté (H) et déconnecté (NC) pour les 6 dates d'échantillonnage (Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

- **Carabes**

Au total, toutes dates confondues, 81 carabes appartenant à 19 espèces différentes ont été trouvés sur le dispositif H contre 103 carabes appartenant à 20 espèces dans le dispositif NC. Les placettes connectées et déconnectées ne montrent aucune différence statistique significative en termes d'abondance ou de richesse spécifique. De la même façon, aucune corrélation significative n'a été établie entre la proximité à la haie et l'abondance ou la richesse spécifique en carabes.

Concernant la composition spécifique des communautés de carabes toutes dates confondues, on retrouve les mêmes espèces dominantes dans les dispositifs H et NC : il s'agit de trois espèces prédatrices et ubiquistes de petite taille *Metallina lampros*, *Bembidion quadrimaculatum* et *Notiophilus biguttatus*.

- **Cloportes**

Toutes dates confondues, un nombre équivalent de cloportes a été récolté dans les deux dispositifs : 138 dans le dispositif H et 143 dans le dispositif NC.

Si l'on ne prend en considération que le dispositif connecté, une corrélation négative significative apparaît néanmoins entre la distance du piège Barber à la haie et l'abondance en cloportes du piège ($r=-0,238$; $p\text{-value}=0,005$).

Concernant la composition spécifique des communautés de cloportes, on constate une plus forte proportion de *Porcellio scaber*, et dans une moindre mesure de *Philoscia muscorum*, du côté haie et au contraire davantage d'*Armadillidium nasatum* (espèce dominante) et d'*Oniscus asellus* dans le dispositif NC.

C.2.2.3. Vers

Le nombre global de vers récoltés toutes campagnes confondues pour chaque placette a été représenté dans la figure 67 présentée en page suivante.

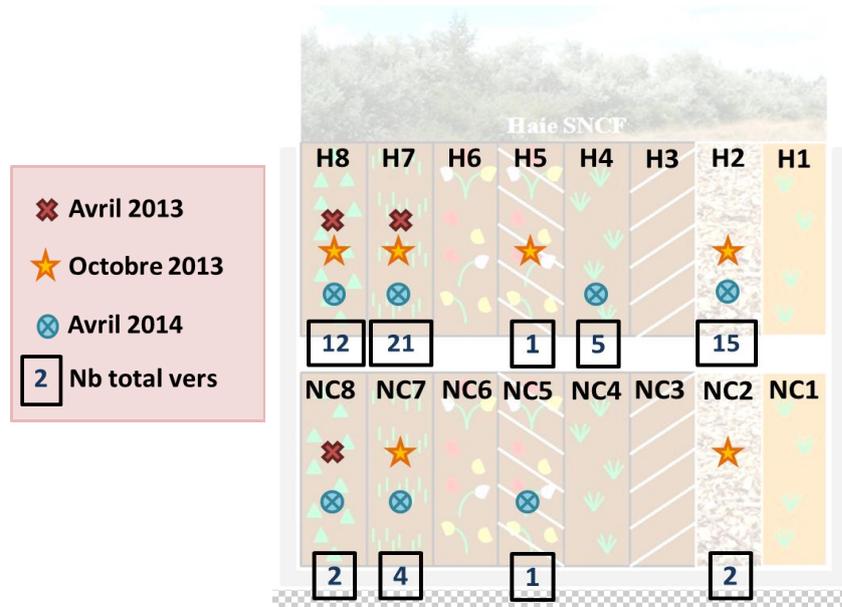


Figure 67: Résultats globaux des 3 campagnes d'échantillonnage de vers sur les placettes (Les figurés indiquent la présence/absence de vers sur chaque placette pour les 3 dates d'échantillonnage et le nombre encadré le nombre total de vers toutes dates confondues.)

D'après ces échantillonnages, la colonisation des placettes par les vers semble plus rapide (2 placettes colonisées dès avril 2013 et 4 dès octobre 2013 du côté H contre respectivement 1 et 2 du côté NC) et numériquement plus importante du côté haie, avec plus de 80% des individus récoltés dans le dispositif connecté, quelle que soit la date d'échantillonnage. On retrouve en effet 54 vers dans le dispositif H toutes dates confondues contre seulement 9 dans le dispositif NC (Fig. 68). De plus, 5 espèces différentes sont présentes dans le dispositif H contre seulement 3 dans le dispositif NC (absence de l'espèce endogée *A. caliginosa* et de l'espèce épigée *L. castaneus*).

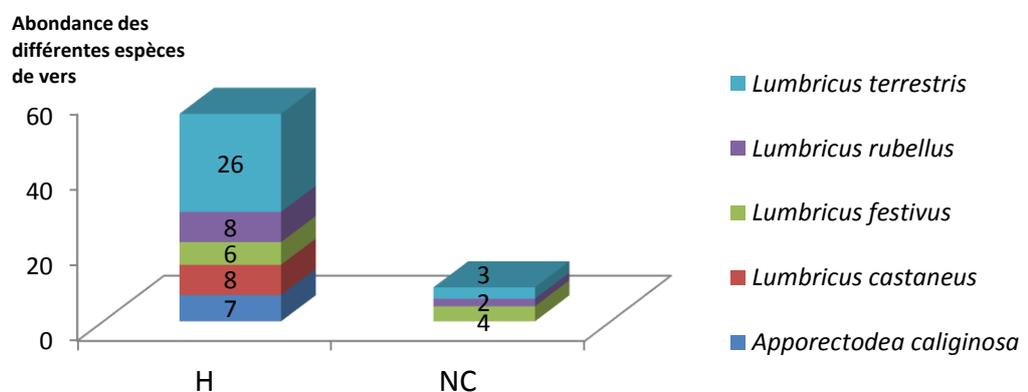


Figure 68: Abondances totales en vers toutes dates confondues pour les dispositifs H et NC

Ces résultats sont confirmés par l'existence d'une corrélation négative significative entre l'éloignement à la haie et l'abondance en vers de terre ($r=-0,326$; $p\text{-value}=0,001$).

Les résultats concernant l'effet de la connectivité à la haie sur la recolonisation des placettes expérimentales par les différents taxons sont synthétisés dans le tableau 11 ci-après.

Tableau 11: Récapitulatif des résultats des tests statistiques « Effet Connectivité » sur l'abondance et la richesse spécifique des différents taxons

Taxons	Significativité de l'effet « Connectivité »	
	Abondance	S
Collemboles	H > NC (Avril 2013 ; ***) Prox. à la haie : Corr. négative (**)	H > NC (Avril 2013 ; ***) Prox. à la haie : Corr. négative (*)
Acariens	NC > H (Juin 2013 ; **)	/
Oribates	H > NC (Avril 2013 & Juin 2014 ; *) Prox. à la haie : Corr. négative (*)	/
Mésafaune - Divers	H > NC (Mars 2013 ; *) NC > H (Juin 2014 ; **)	/
Macrofaune (Barber)	H > NC (mai 2013 ; ***)	/
Carabes	NS	NS
Cloportes	Prox. à la haie : Corr. négative (**)	NS
Vers	H > NC Prox. à la haie : Corr. négative (***)	H > NC (NS)

NS : Non significatif ; * : Peu significatif ($p\text{-value} < 0,1$) ;

** : Moyennement significatif ($p\text{-value} < 0,05$) ; *** : Très significatif ($p\text{-value} < 0,01$)

Les données synthétisées dans ce tableau montrent que pour la majorité des taxons, le dispositif connecté H est colonisé plus rapidement et/ou comporte des communautés plus abondantes et/ou diversifiées. La proximité à la haie au sein du dispositif H jouerait elle-aussi un rôle dans la dynamique de colonisation des technosols, du moins pour la mésafaune, les cloportes et les vers.

Cet effet de la connectivité lors des premiers mois de colonisation apparaît assez nettement sur les résultats de l'analyse NMDS, basée sur les matrices de dissimilarité de Bray-Curtis (Fig. 69 et 70). Ces deux figures nous permettent de visualiser, de façon globale, la proximité

de la composition de certaines communautés en fonction de leur connectivité au maillage écologique local et de leur mode de gestion ainsi que leur évolution dans le temps.

La figure 69 concerne la mésofaune uniquement et la figure 70 englobe tous les taxons (cloportes, carabes, vers et mésofaune) en prenant en compte les données des printemps-été 2013 et 2014. Les niveaux de stress, compris entre 0,1 et 0,2 sont considérés comme étant bons, ce qui est confirmé par l'allure des diagrammes de Jacquard.

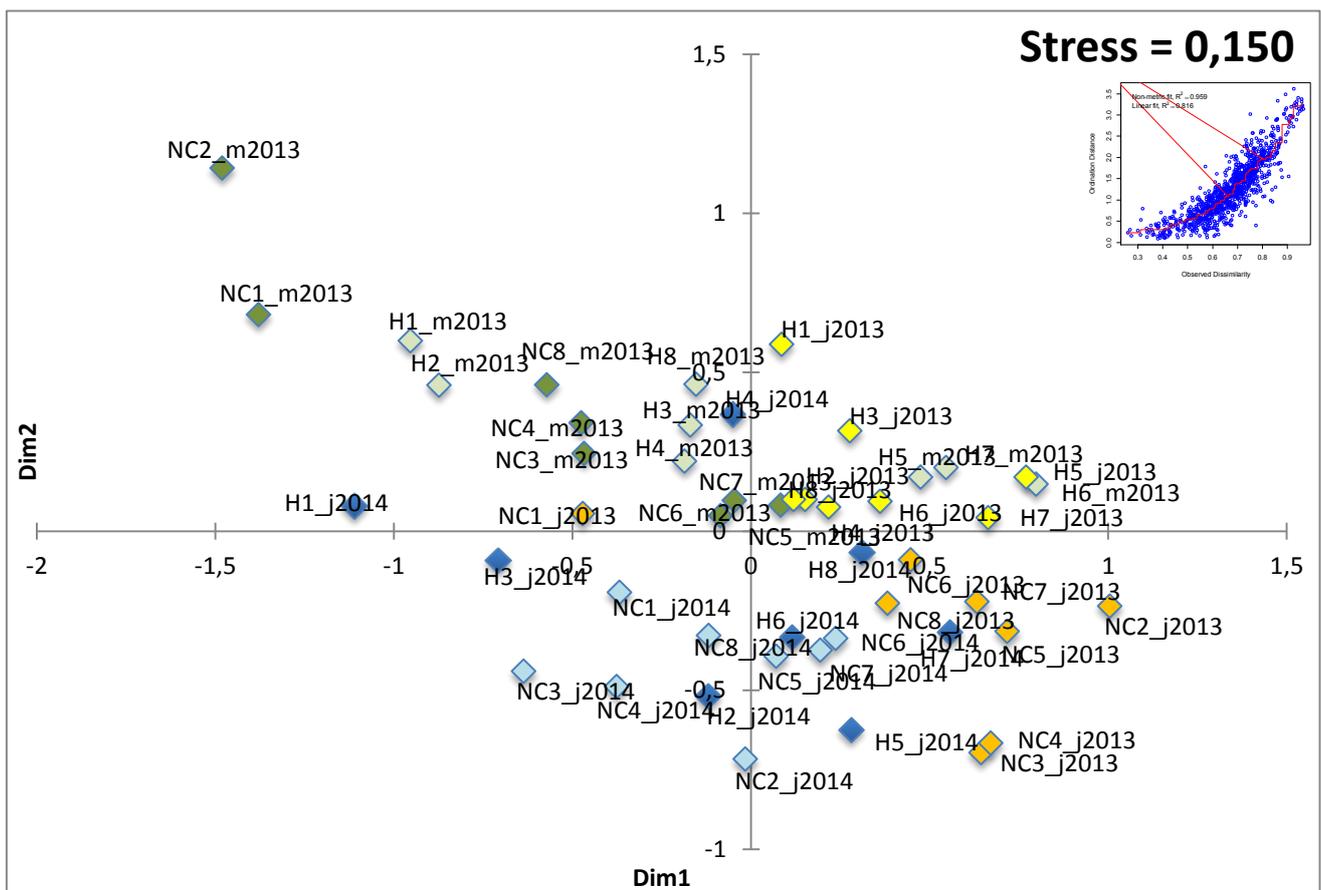


Figure 69: Représentation des communautés mésofauniques d'après la méthode NMDS

Légende : Points verts : mars 2013 (foncé pour NC, clair pour H)
 Points orange-jaune : juin 2013 (orange pour NC, jaune pour H)
 Points bleus : juin 2014 (foncé pour H, clair pour NC)

Ala vue de la figure 69, on peut constater une évolution de la composition des communautés en fonction du temps ainsi qu'une séparation H/NC au sein d'une même date, notamment en 2013. En 2014, les communautés semblent en effet plus homogènes en termes de composition.

La figure 70 ci-après présente des résultats similaires mais cette fois pour la pédofaune dans sa globalité (macrofaune incluse).

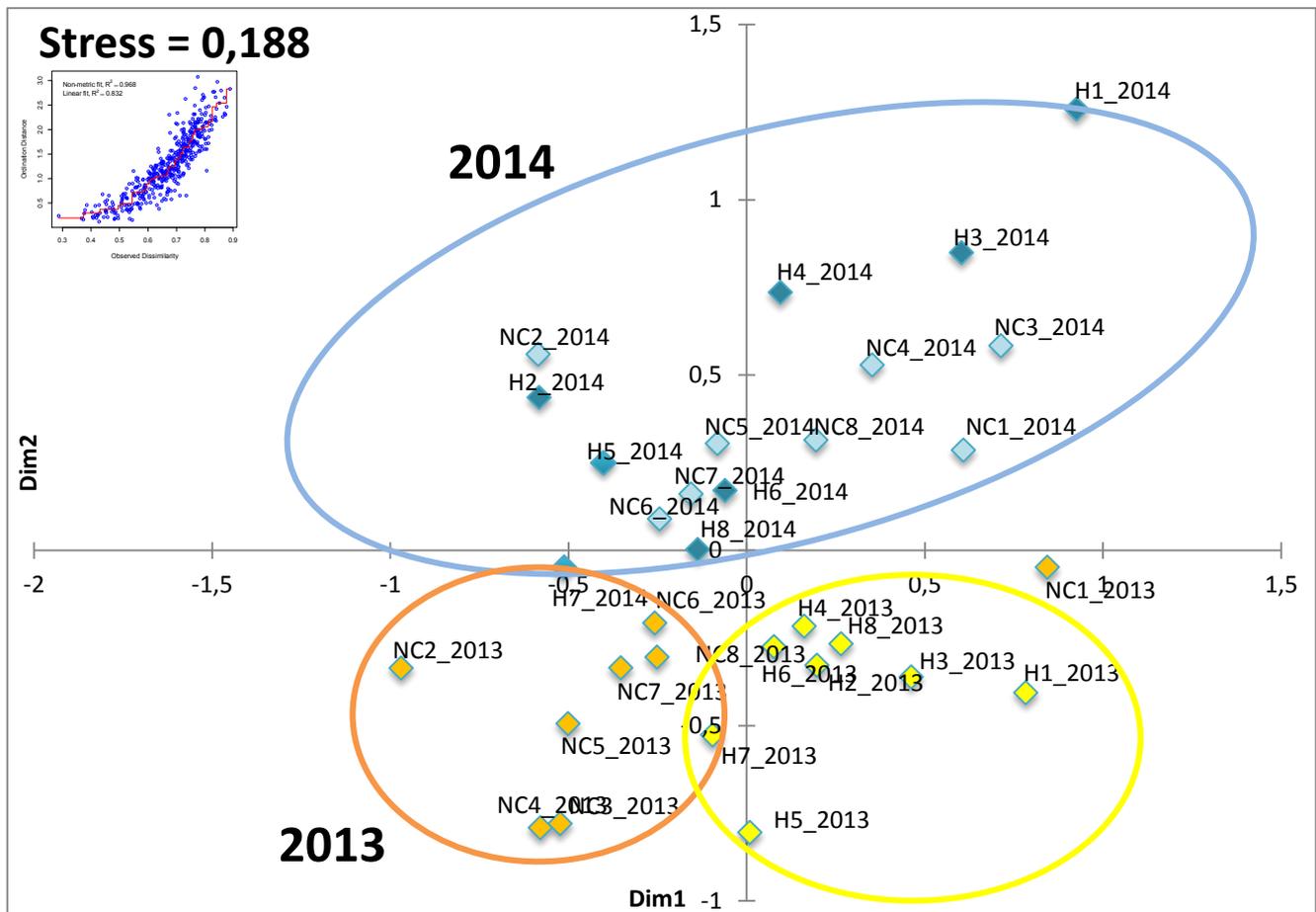


Figure 70: Représentation des communautés pédofauniques (macrofaune + mésofaune) d'après la méthode NMDS

Légende : Points orange-jaune : 2013 (orange pour NC, jaune pour H)
Points bleus : 2014 (foncé pour H, clair pour NC)

On voit en effet là encore une nette séparation entre les communautés échantillonnées en 2013 ou en 2014 ainsi qu'une ségrégation H versus NC plus nette en 2013.

C.2.3. Effet du mode de gestion

Afin d'évaluer l'effet du mode de gestion sur la dynamique de colonisation des technosols, des comparaisons entre les sept modalités de gestion des placettes ont été réalisées tous dispositifs confondus (tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis et tests *post-hoc* de Dunn) pour chacun des taxons sur différents paramètres les caractérisant (abondance, richesse spécifique, diversité spécifique et équitabilité).

Pour rappel, 8 modalités de gestion étaient initialement prévues mais faute d'avoir pu mettre en place une fauche sur les prairies fleuries, seule une modalité est considérée pour ce type de gestion ce qui amène au nombre de sept le nombre de modes de gestion différents (entre parenthèses la notation utilisée dans les graphiques pour chaque mode de gestion) :

- **1. Limon seul ; Végétation spontanée** (1-L_Veg_Spont)
- **2. Limon seul ; BRF** (2-BRF)
- **3. Limon + compost ; désherbage manuel** (3-LC_Desherb)
- **4. Limon + compost ; végétation spontanée** (4-LC_Vegspont)
- **5&6. Limon + compost ; prairie fleurie** (5&6-PrairieF)
- **7. Limon + compost ; pelouse** (7-Pelouse)
- **8. Limon + compost ; arbustes** (8-Arbustes)

C.2.3.1. Mésofaune : Collemboles et acariens

- **Mésofaune issue des carottes de sol**

Aucune grande variation dans l'abondance relative des différents organismes de la mésofaune n'a été observée entre les sept modalités de gestion (*Fig. 71*). Les collemboles représentent l'essentiel des communautés échantillonnées avec des proportions variant entre 35 à 63% des communautés.

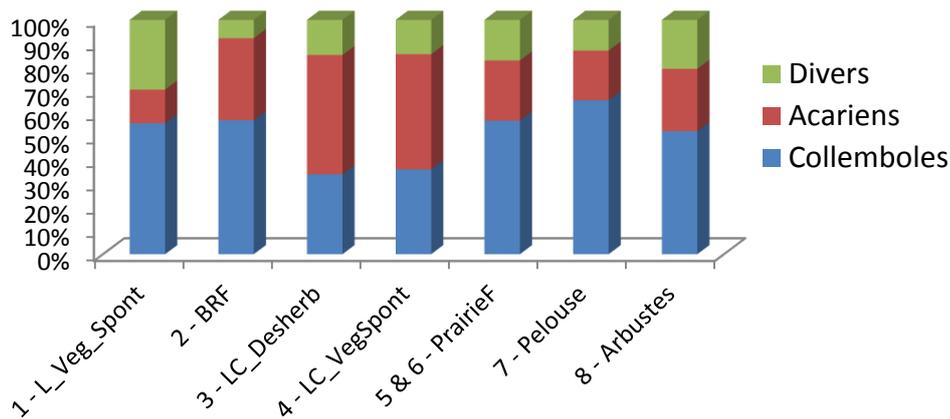


Figure 71: Abondance relative des différents organismes de la mésofaune pour les différents modes de gestion toutes dates et dispositifs confondus

- **Collembolans**

o **Approche taxonomique**

Les modalités en végétation spontanée (1 et 4) ainsi que celle en désherbage manuel (3) renferment en moyenne moins de collembolans que les autres (avec respectivement 227, 551 et 595 ind./m²). Au contraire, les modalités BRF (1307 ind./m²) mais surtout prairie fleurie et pelouse ont des abondances nettement plus élevées (respectivement 2018 et 2743 ind./m²). Cette différence est d'ailleurs significative pour ces 2 dernières modalités (Fig. 72).

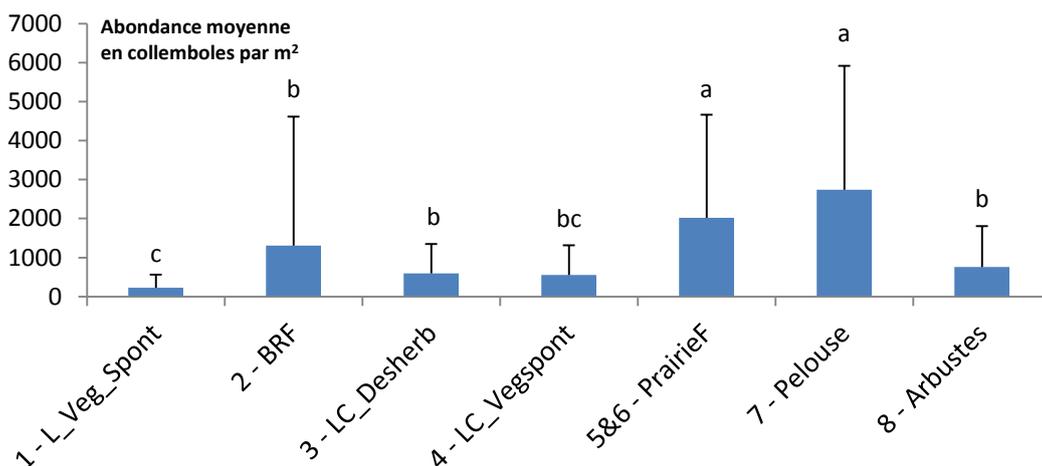


Figure 72: Abondance moyenne en collembolans pour les différents modes de gestion. Des lettres différentes indiquent des différences significatives (p -value < 0,05) entre les modes de gestion (test de Kruskal-Wallis et test post-hoc de Dunn)

Comme pour l'abondance, il existe des différences significatives entre modalités pour la richesse spécifique en collemboles. Celle-ci est significativement plus élevée pour les modalités pelouse et prairie fleurie (avec respectivement 4,5 et 4,1 espèces en moyenne par carotte de sol) que pour l'ensemble des autres modalités. La modalité végétation spontanée sur limon seul (1) est quant à elle la modalité qui présente le plus faible nombre de collemboles (1,4 espèces en moyenne par carotte de sol). Au total, toutes dates et tous dispositifs confondus, le nombre d'espèces recensées est maximal pour la modalité prairie fleurie (39 espèces) suivie des modalités pelouse (30 espèces) et arbustes (29 espèces). La modalité 1 n'a hébergé quant à elle que 13 espèces au total.

Si l'on se positionne maintenant à un niveau taxonomique supérieur en s'intéressant aux familles de collemboles recensées pour les différents modes de gestion (Fig. 73), l'un des faits marquants est la quasi-absence de la famille des Hypogastruridae pour les modalités sans compost (1 et 2).

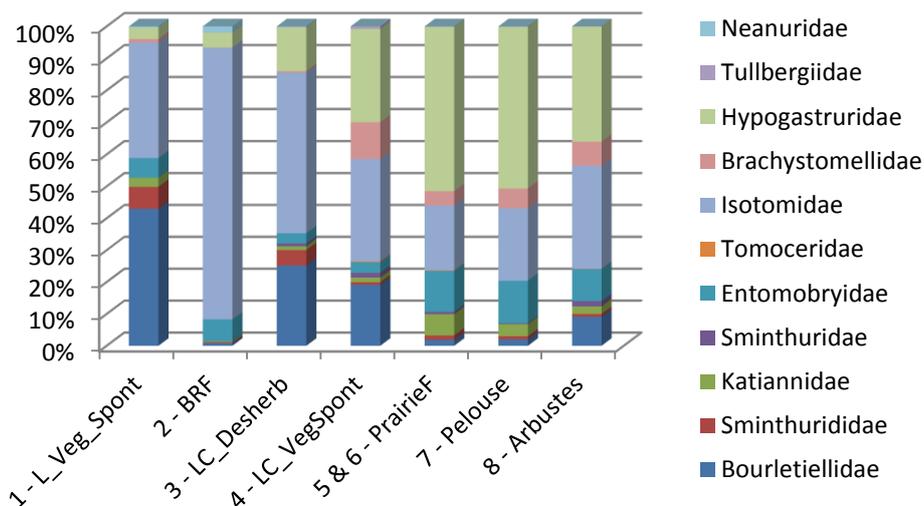


Figure 73: Abondance relative des différentes familles de collemboles pour les 7 modalités de gestion toutes dates confondues

Autre constat : les modalités 5/6, 7 et 8 présentent des profils relativement proches en termes de proportion des différentes familles avec une dominance des Hypogastruridae et des Isotomidae mais la représentation également d'un grand nombre d'autres familles en abondances relatives variables. Les modalités 1 et 3 peuvent elles aussi être regroupées ensemble avec la dominance des familles des Isotomidae et des Bourletiellidae (représentée essentiellement par l'espèce pionnière *Bourletiella hortensis*) et la bonne représentation de la

famille des Sminthurididae, beaucoup plus discrète dans les autres modalités. La modalité 4 présente un profil intermédiaire, sans doute en partie liée à sa localisation à l'interface entre ces deux groupes de modalités. Enfin, la modalité BRF est celle qui présente la diversité la plus faible en termes de familles puisqu'on y retrouve quasi-essentiellement des Isotomidae, ainsi que quelques Entomobryidae, Hypogastruridae et Neanuridae. Néanmoins, cette dernière famille, représentée par *Neanura muscorum*, est relativement plus abondante dans cette modalité que dans toutes les autres ce qui confère à cette modalité une originalité en termes de composition des communautés de collemboles.

Des différences significatives apparaissent également entre les différents modes de gestion pour la diversité (p -value < 0,0001) avec trois modalités qui se détachent des autres par une plus grande diversité spécifique : pelouse (H' =0,86), prairie fleurie (H' =0,84) et arbustes (H' =0,68). Elle est en revanche minimale pour la modalité en végétation spontanée sur limon seul (H' =0,38),

Pour l'équitabilité en revanche, malgré un test significatif au seuil de 5% (p -value=0,011), les tests post hoc ne permettent pas de différencier les modalités même si une tendance similaire à celle observée pour la diversité semble se détacher avec des équitabilités moyennes plus élevées pour les modalités pelouse (E =0,39), prairie fleurie (E =0,4) et arbustes (E =0,39). L'équitabilité est minimale pour les modalités en végétation spontanée sur limon seul (E =0,27) et sur limon+compost (E =0,28).

La figure 74 illustre la proportion des différentes catégories écologiques recensées pour les 7 modalités de gestion, toutes dates et dispositifs confondus.

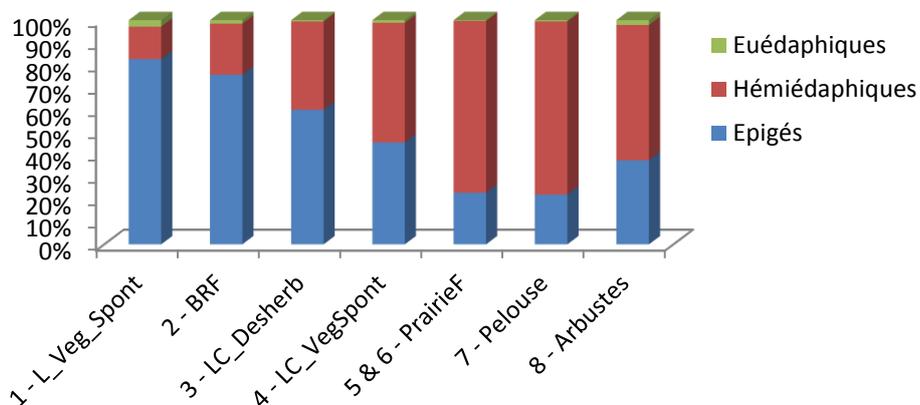


Figure 74: Abondance relative des différentes catégories écologiques de collemboles pour les 7 modalités de gestion toutes dates confondues

Comme on peut le constater sur la figure 74, la proportion de collemboles euédaphiques est faible (<3%) et approximativement la même pour toutes les modalités de gestion. En revanche, les proportions relatives de collemboles épigés et hémiedaphiques varient selon les modes de gestion. Il y a ainsi près de 80% de collemboles épigés dans la modalité 1 contre moins de 25% pour les modalités semées (prairie fleurie et pelouse). La modalité BRF présente elle aussi une proportion élevée de collemboles épigés puisqu'ils représentent plus de 70% de l'abondance totale. Ce sont donc les deux modalités sans compost (modalités 1 et 2) qui présentent la proportion la plus faible de collemboles hémiedaphiques alors qu'au contraire ces derniers sont dominants dans les modalités avec compost et semées ou plantées.

○ **Approche fonctionnelle : Les traits**

La figure 75 montre la distribution des CWM pour différents traits fonctionnels (taille, pigmentation et forme du corps, nombre d'ocelles et type de reproduction) pour les 7 modes de gestion. Les figures 76 et 77 concernent quant à elles les préférences des communautés de collemboles en termes d'habitat et de microhabitat.

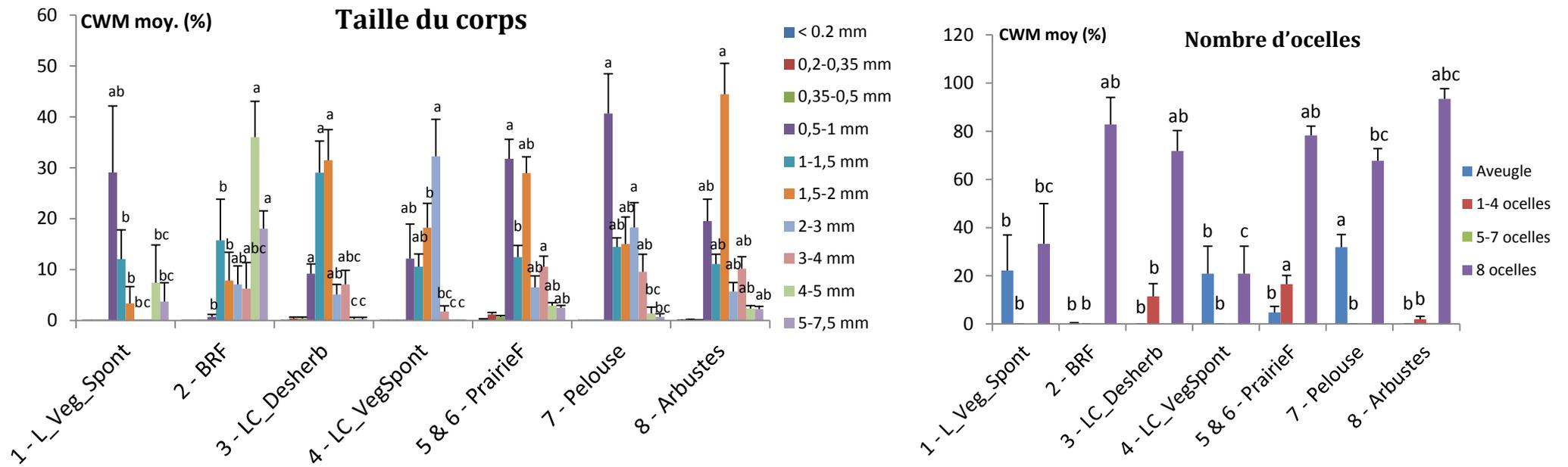
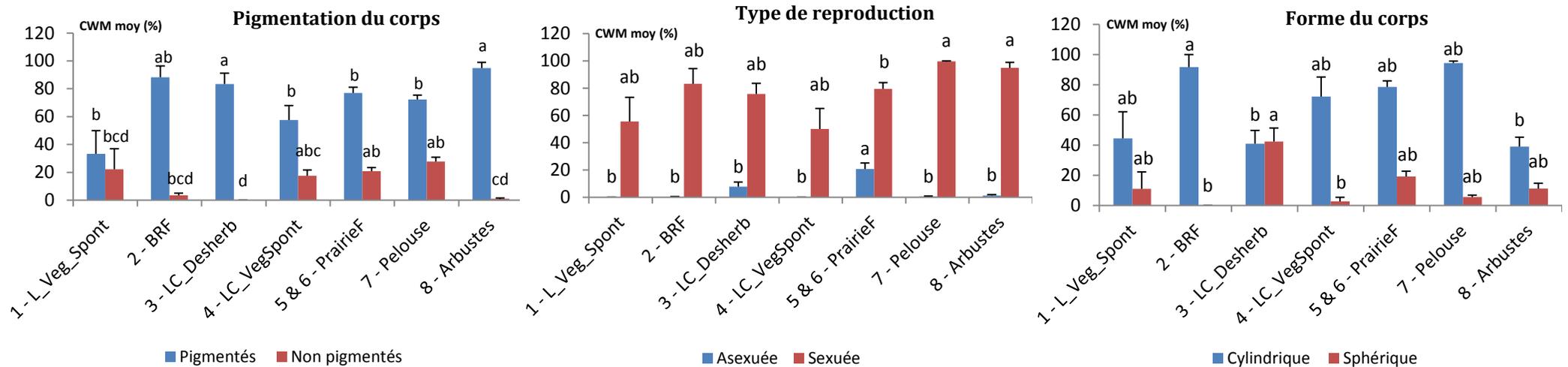


Figure 75: Valeurs moyennes des CWM (+/- erreur standard) calculés pour différents traits fonctionnels (taille, forme et pigmentation du corps, type de reproduction et nombre d'ocelles) pour les 7 modalités de gestion

Des lettres différentes indiquent des différences significatives (p -value < 0,05) entre les modes de gestion (test de Kruskal-Wallis et test post-hoc de Dunn)



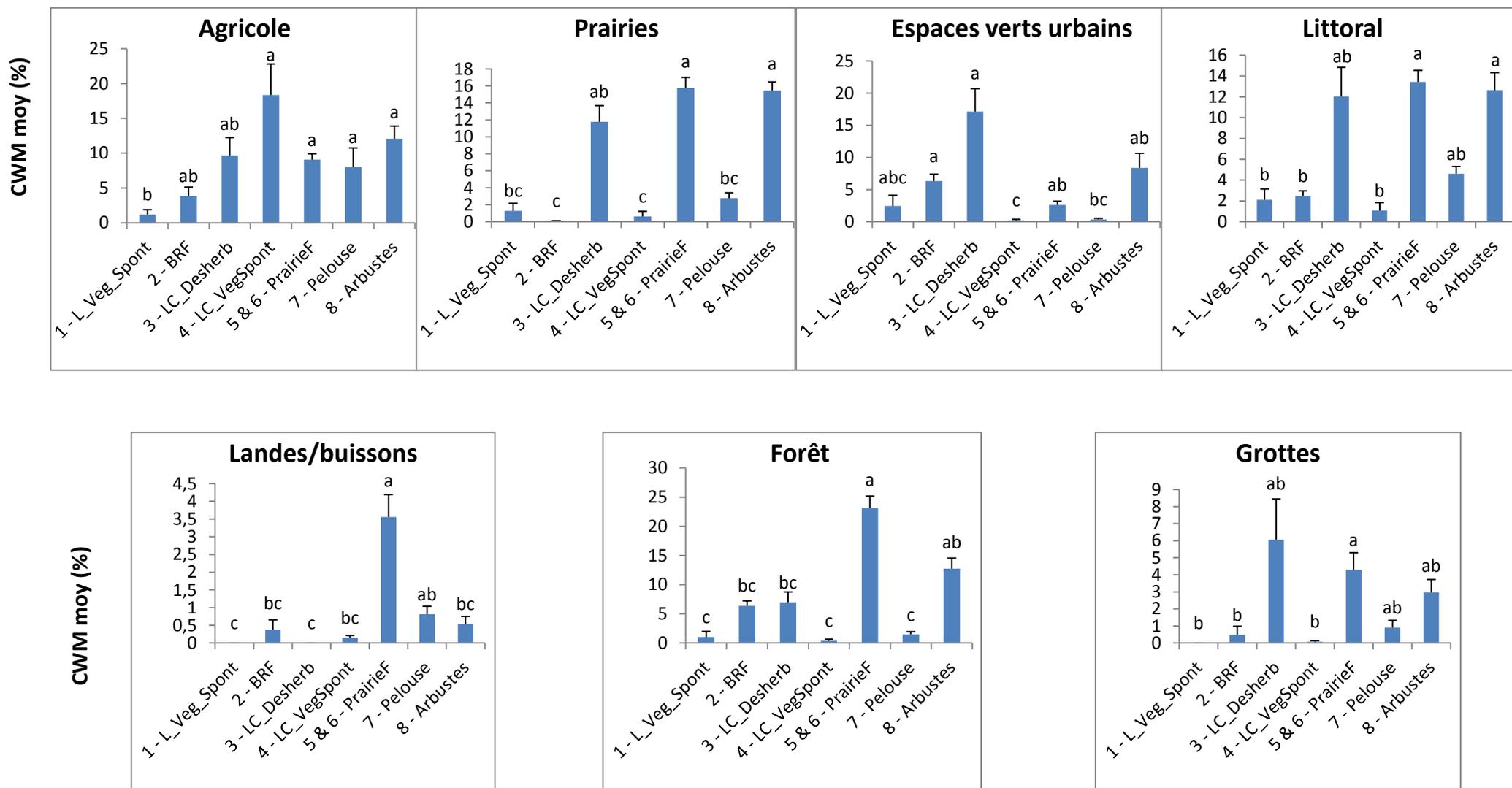


Figure 76: Valeurs moyennes des CWM (+/- e.s.) calculés pour les préférences des communautés de collemboles en termes d'habitat
Des lettres différentes indiquent des différences significatives (p -value < 0,05) entre les modes de gestion (test de Kruskal-Wallis et test post-hoc de Dunn)

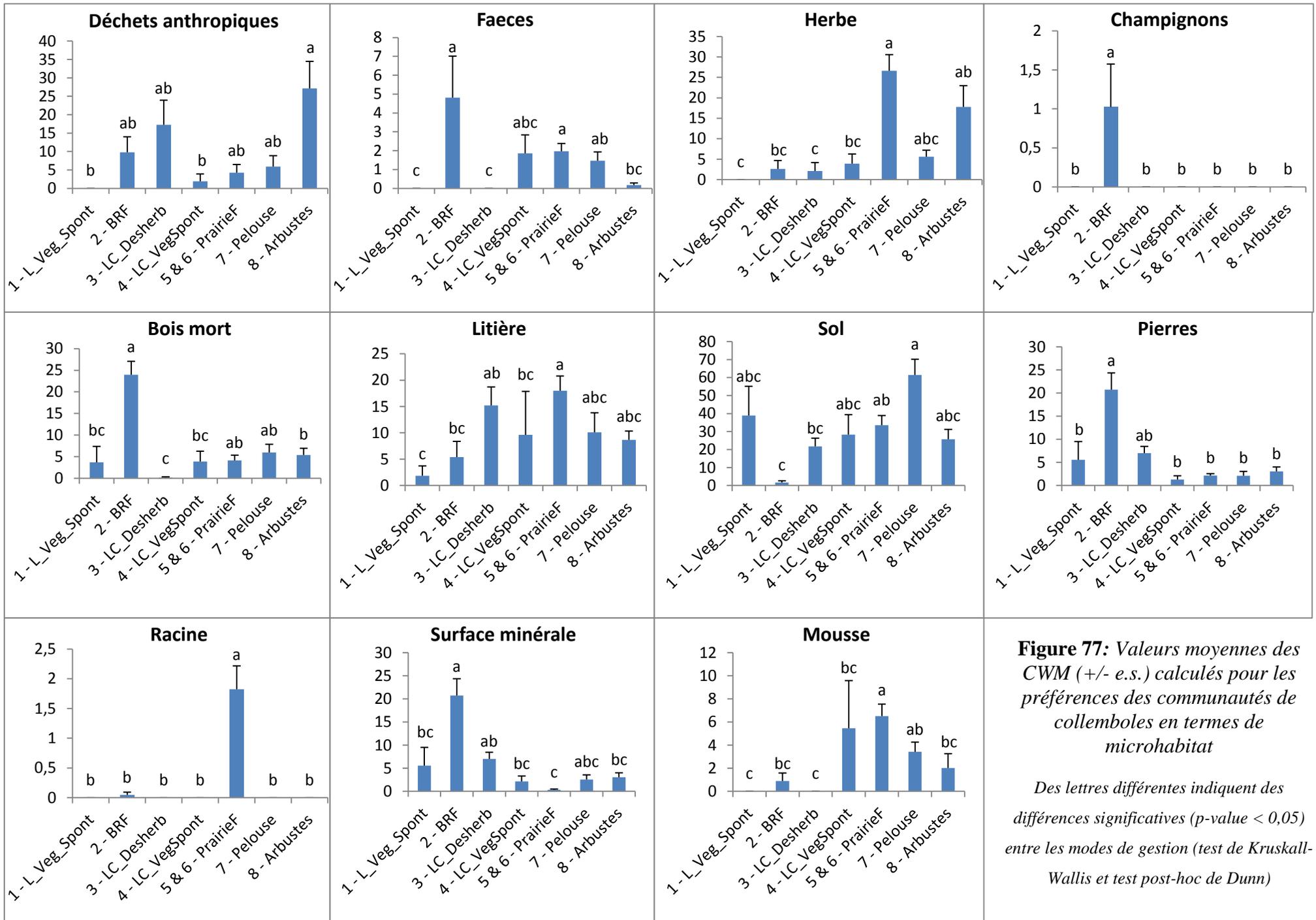


Figure 77: Valeurs moyennes des CWM (+/- e.s.) calculés pour les préférences des communautés de collemboles en termes de microhabitat

Des lettres différentes indiquent des différences significatives (p -value < 0,05) entre les modes de gestion (test de Kruskal-Wallis et test post-hoc de Dunn)

Contrairement à la connectivité à la haie, le mode de gestion a un effet significatif sur l'ensemble des traits fonctionnels considérés. Concernant la taille des collemboles, on remarque que les communautés présentes dans le BRF comportent proportionnellement plus de grands individus (> 4mm) que les autres communautés. Au contraire, les modalités 3 et 4 n'hébergent quasiment pas de grands individus, leurs communautés sont essentiellement composées de collemboles mesurant de 0,5 à 2 mm environ. Enfin, les modalités prairie fleurie, pelouse et arbustes montrent une répartition plus équitable des différentes classes de taille. Pour le nombre d'ocelles, on constate que les communautés sont plus diversifiées pour ce trait dans la modalité prairie fleurie (qui héberge d'ailleurs la plus grande proportion d'organismes ayant de 1 à 4 ocelles). Les collemboles possédant 8 ocelles dominent plus ou moins largement les communautés dans tous les cas. A noter la plus forte proportion d'organismes aveugles dans les pelouses. Concernant la pigmentation, les modalités 2, 3 et 8 n'hébergent que des collemboles pigmentés alors que les communautés hébergent davantage d'individus non pigmentés dans les 4 autres modalités. Enfin, si les communautés sont dominées par des collemboles se reproduisant par voie sexuée, on retrouve davantage de collemboles parthénogénétiques dans les prairies fleuries.

D'autres résultats intéressants apparaissent à propos des préférences des collemboles en termes d'habitat et de microhabitat. On remarque par exemple que la modalité prairie fleurie héberge des communautés composées de collemboles ayant des affinités avec des habitats divers et variés : milieux agricoles, prairies, littoral, landes, forêts et même grottes. De nettes différences se dégagent également pour les microhabitats notamment pour la modalité BRF hébergeant des collemboles ayant des affinités avec des milieux aux caractéristiques écologiques ou structurelles similaires : champignons, bois mort, faeces, pierres, etc. La modalité prairie fleurie se démarque à nouveau avec des communautés de collemboles de microhabitats divers : racines, mousses, litière, herbe, faeces.

- **Acarie**

L'abondance moyenne en acariens diffère selon les modes de gestion (*Fig. 78*) avec des valeurs significativement plus élevées pour les modalités prairie fleurie et pelouse (avec respectivement 884 et 906 ind./m²) et dans une moindre mesure BRF (799 ind./m²). L'abondance la plus faible est relevée pour la modalité 1 avec seulement 58 ind./m².

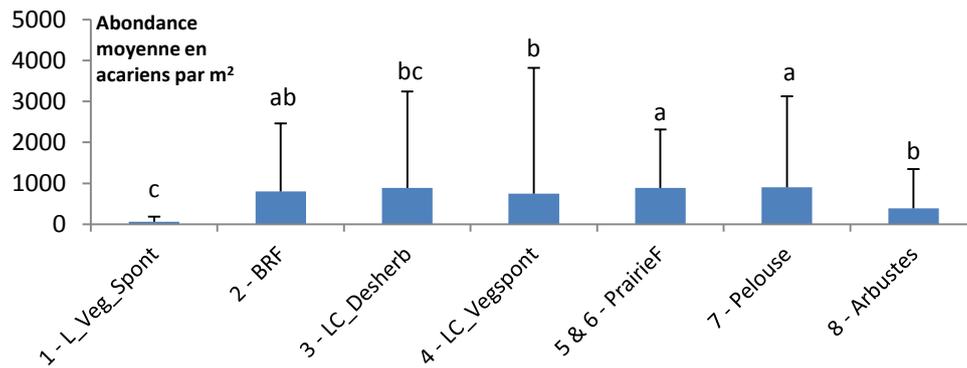


Figure 78: Abondance moyenne en acariens (par m²) pour les 7 modalités de gestion toutes dates et dispositifs confondus
(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

Il en va de même pour les oribates, qui sont les plus abondants dans les modalités prairie fleurie (134 ind./m²) et pelouse (129 ind./m²) et au contraire très peu nombreux dans la modalité 1 (environ 15 ind./m²).

L'abondance relative des acariens oribates, gamasides et actinedides varie selon les modalités de gestion considérées (Fig. 79). Dans les deux modalités sans compost (1 et 2), ce sont les acariens gamasides qui dominent les communautés (respectivement 53,5 % et 83,7%), avec néanmoins une proportion d'acariens oribates conséquente pour la modalité 1 (près de 27% de l'abondance totale en acariens). Pour les modalités 3 et 4 en revanche ce sont les actinedides qui sont les plus abondants avec environ 80% des effectifs totaux. Enfin, pour les deux modalités semées et pour la modalité plantée d'arbustes, les proportions sont plus équilibrées avec à peu près autant de gamasides que d'actinedides et près de 15% d'oribates.

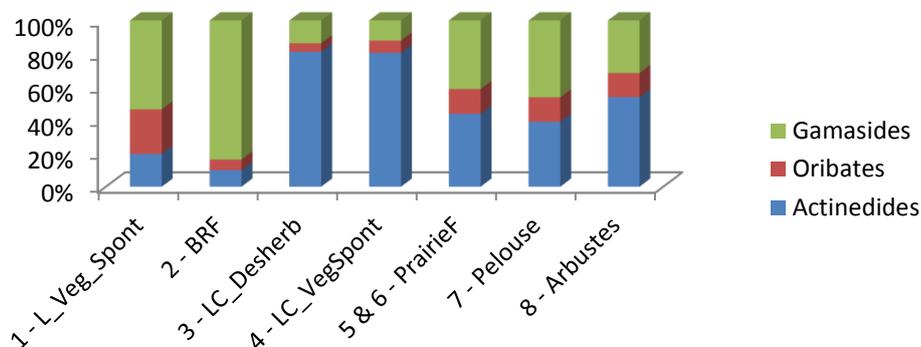


Figure 79: Abondance relative des 3 sous-ordres d'acariens pour les 7 modalités de gestion toutes dates et dispositifs confondus

- Autres organismes de la mésofaune : Abondance totale

Si l'on s'intéresse enfin aux autres organismes de la mésofaune, on constate également des variations d'abondance en fonction du mode de gestion considéré (Fig. 80). Comme pour les taxons précédents, les abondances les plus élevées sont trouvées sur les placettes semées (avec respectivement 610 et 545 ind./m² en moyenne dans les modalités prairie fleurie et pelouse) et la plus faible pour la modalité 1 (avec une moyenne de 120 ind./m²).

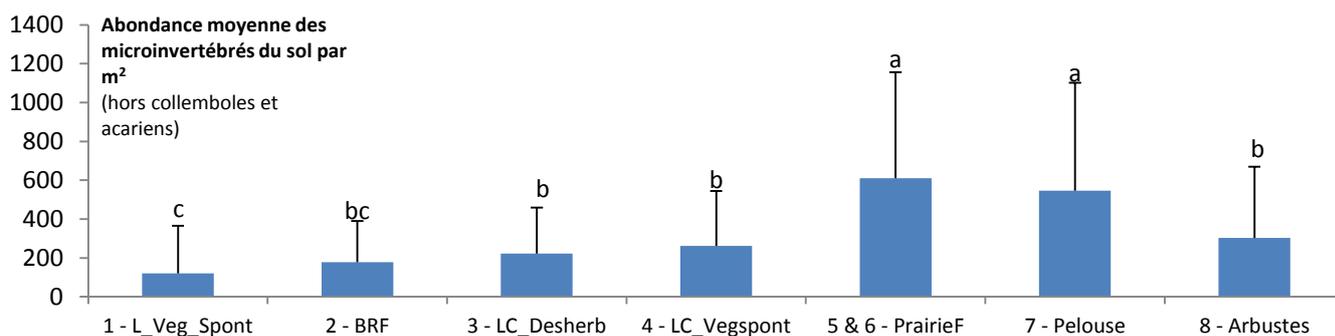


Figure 80 : Abondance moyenne (par m²) des microinvertébrés du sol (hors collembolés et acariens) pour les 7 modalités de gestion toutes dates et dispositifs confondus (Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

• Mésofaune échantillonnée par la méthode des sacs de litière

Les résultats présentés ci-après concernent l'expérimentation des sacs de litière qui a eu lieu de février à avril 2014. Pour les données de mésofaune, seuls les sacs de février et d'avril 2014 sont ici considérés (soit le 2^{ème} et le dernier mois d'expérimentation).

La figure 81 présente l'abondance relative des collembolés, des acariens et des autres organismes de la mésofaune dans les sacs de litière pour les différents modes de gestion deux mois et quatre mois après leur mise en place.

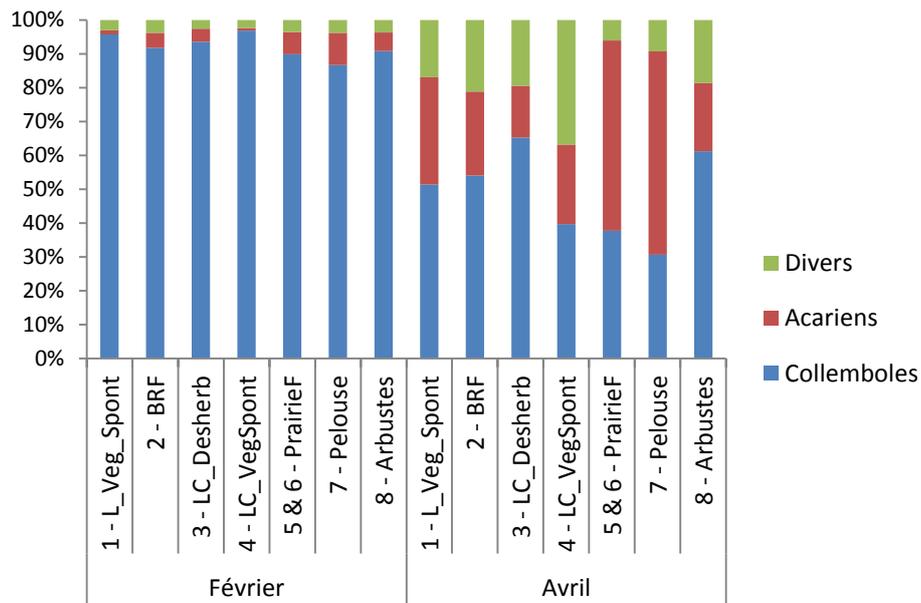


Figure 81: Abondance relative des différents organismes de la mésofaune présents dans les sacs de litière en février et en avril 2014 pour les 7 modes de gestion

En février, les collemboles sont seuls ou presque à avoir colonisé les sacs de litière et représentent plus de 90% des effectifs totaux quelle que soit la modalité de gestion considérée. En revanche, en avril, ils ne représentent plus que 30 à 65% des effectifs totaux dans les modalités 7 et 3 respectivement. La situation est également plus contrastée entre les différents modes de gestion avec notamment davantage d'acariens (50 à 60%) dans les modalités semées (pelouse et prairie fleurie) et au contraire une abondance relative en collemboles plus élevée pour les autres modalités.

- Collemboles

L'abondance moyenne en collemboles par sac de litière est relativement faible 2 mois après leur mise en place : de 14 individus pour la modalité BRF à 110 pour la modalité 3. Deux mois plus tard, les effectifs sont bien plus élevés avec une moyenne allant de 221 collemboles par sac pour la modalité BRF à 499 pour la modalité arbustes. Toutes dates confondues, la modalité dont les sacs de litière hébergent les communautés de collemboles les plus abondantes est la modalité 8 suivie des modalités 3 et 4. Ces résultats diffèrent ainsi de ceux obtenus pour les carottes de sol où les modalités semées (pelouse et prairie) hébergeaient davantage de collemboles que les autres. Ces différences d'abondance observées entre modalités ne sont cependant pas statistiquement significatives ici.

Comme pour l'abondance, la richesse spécifique en collemboles augmente au fil du temps, passant de 4 à 5 espèces en moyenne en février à 10 à 12 espèces deux mois plus tard. Concernant les différences entre modes de gestion, si la tendance suit celle observée pour l'abondance au mois de février (avec des richesses spécifiques supérieures pour les modalités 3 et 4), la situation change en avril où les richesses spécifiques moyennes sont maximales pour les modalités 7 et 8 (S=12,8). Ces différences ne sont cependant pas significatives.

Aucune différence significative n'apparaît entre la diversité moyenne en collemboles des 7 modes de gestion. Pour l'équitabilité en revanche (Fig. 82), il existe, toutes dates confondues, des différences significatives entre les modes de gestion (p-value = 0,003) : la modalité 2 présente ainsi un indice d'équitabilité moyen significativement plus élevé que les modalités 4 et 5&6.

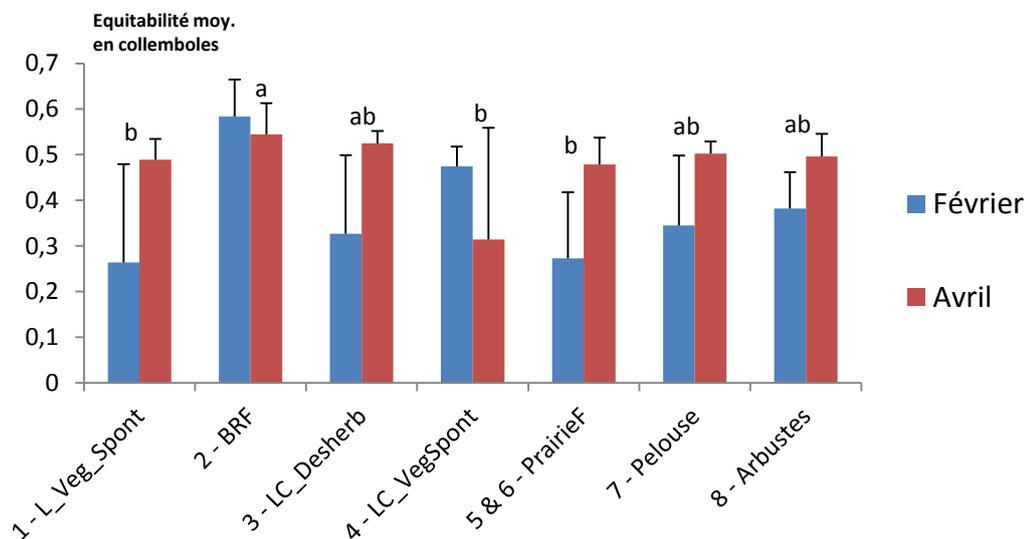


Figure 82: Equitabilité moyenne en collemboles par sac de litière pour les 7 modalités de gestion en février et en avril 2014

(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

- Acariens

La figure 83 montre les différences d'abondance moyenne en acariens relevées dans les sacs de litière pour les 7 modalités de gestion en février et en avril 2014. L'abondance moyenne en acariens est plus élevée pour certaines modalités, à savoir les modalités 7 et 8 en février (avec respectivement 34 et 30 acariens en moyenne par sac de litière contre 3 au minimum pour la modalité 4) et les modalités 5&6 et 7 en avril (avec respectivement 67 et 65 acariens en

moyenne par sac contre 6 au minimum pour la modalité 2). Ces différences entre modes de gestion se révèlent statistiquement significatives mais le test *post hoc* de Dunn ne permet de distinguer que deux modalités entre elles : la modalité 2 (BRF) et la modalité 5&6 (prairie fleurie), cette dernière hébergeant significativement plus d'acariens que la première.

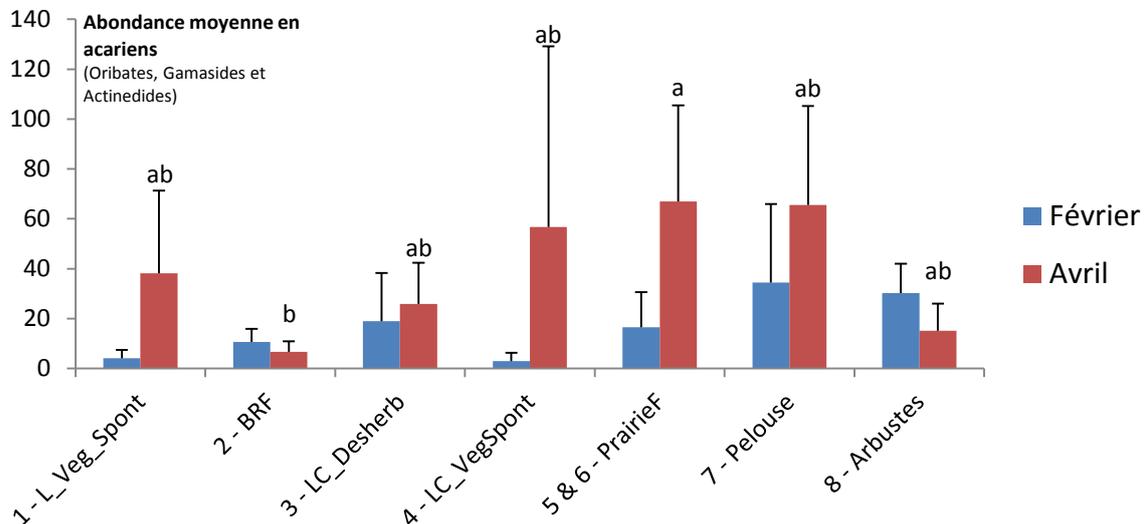


Figure 83: Abondance moyenne en acariens dans les sacs de litière pour les 7 modalités de gestion en février et avril 2014
(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

Si l'on s'intéresse maintenant aux acariens oribates uniquement, aucune différence statistiquement significative n'a pu être mise en évidence entre les modes de gestion bien que la modalité 7 (pelouse) semble se distinguer des autres modalités par une abondance moyenne plus élevée (3,7 acariens oribates en moyenne par sac).

- Autres organismes de la mésofaune : Abondance totale

Concernant les autres organismes de la mésofaune (Fig. 84), on constate, comme pour les collemboles et les acariens, une augmentation de l'abondance totale entre février et avril mais uniquement pour les modalités 1, 3 et 4. De plus, si aucune modalité de gestion ne semble se détacher en février, la situation est plus contrastée en avril avec davantage d'individus dans la modalité 4 (en moyenne 88,8 ind./sac) et dans une moindre mesure dans les modalités 3 (32,8 ind./sac) et 1 (20,3 ind./sac). Il existe ainsi des différences significatives (p -value = 0,013) entre les différents modes de gestion pour l'abondance des microinvertébrés de la mésofaune (hors

collemboles et acariens) mais le test *post hoc* de Dunn ne permet pas de mettre en évidence des différences significatives par paires.

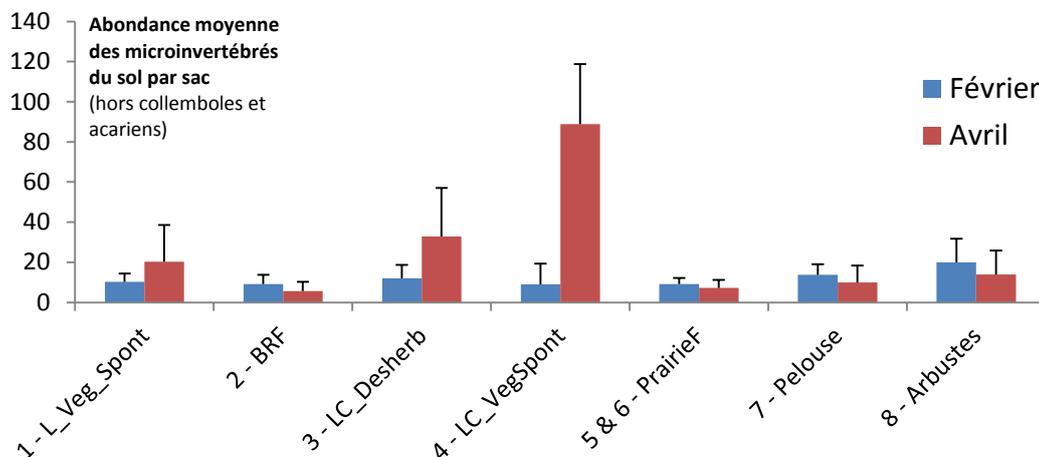


Figure 84: Abondance moyenne en microinvertébrés (hors collemboles et acariens) dans les sacs de litière pour les 7 modalités de gestion en février et avril 2014

- Dynamique de décomposition de la litière

Les figures 85 et 86 représentent la dynamique de décomposition des feuilles mortes des sacs de litière, respectivement dans le dispositif H et dans le dispositif NC, pour les 7 modalités de gestion. Quel que soit le dispositif, on remarque que les modalités pour lesquelles les pourcentages de matière sèche restante diminuent le plus rapidement, et sont minimaux à l'issue des 4 mois, sont les modalités pelouse et BRF, suivies des modalités prairie fleurie et arbustes. Ces différences sont d'ailleurs significatives (*Tableau 12*).

A noter que pour les modalités 1 et 3, et dans une moindre mesure pour la modalité 4, soit toutes les modalités en végétation spontanée avec ou sans désherbage, le pourcentage de matière sèche restante dépasse bien souvent le seuil des 100%. Lors de leur collecte, les sacs de litière étaient bien souvent imbibés d'eau et la boue n'a pas toujours pu être séparée correctement des débris de feuilles mortes avant la pesée d'où ces pourcentages aberrants supérieurs à 100% qui ont pu masquer la dégradation éventuelle de la litière.

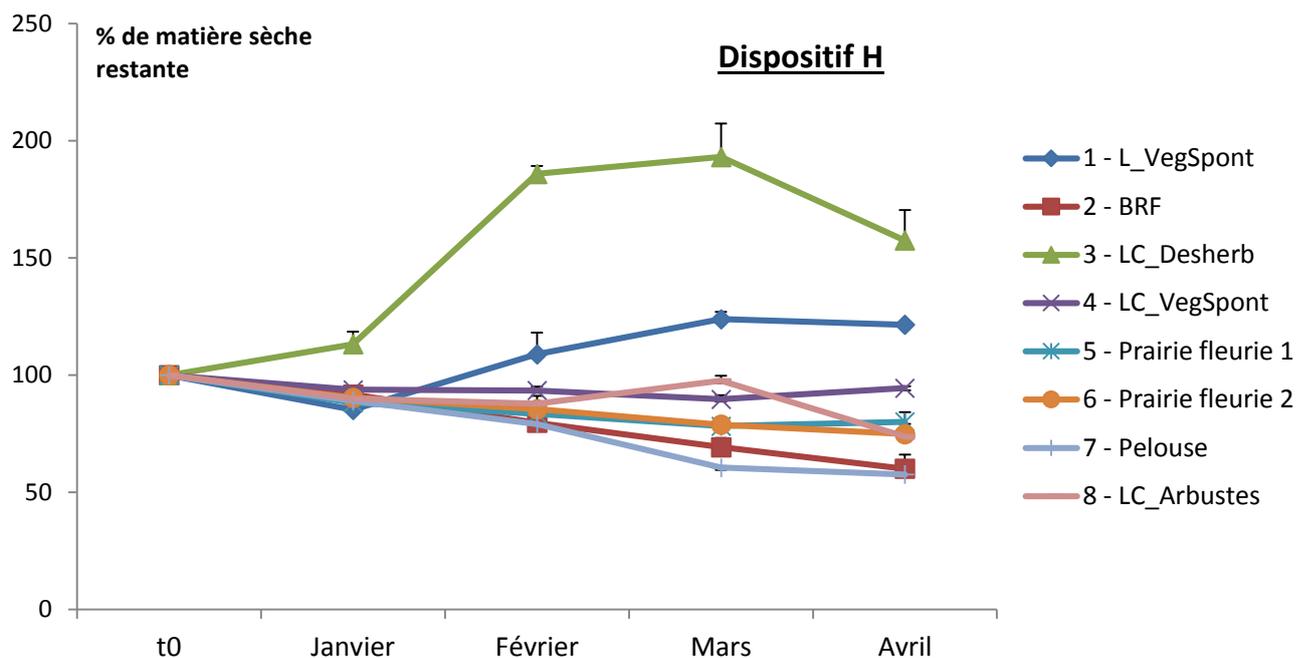


Figure 85: Evolution de la dégradation de la litière contenue dans les sacs de litière de janvier à avril 2014 pour les 7 traitements dans le dispositif connecté

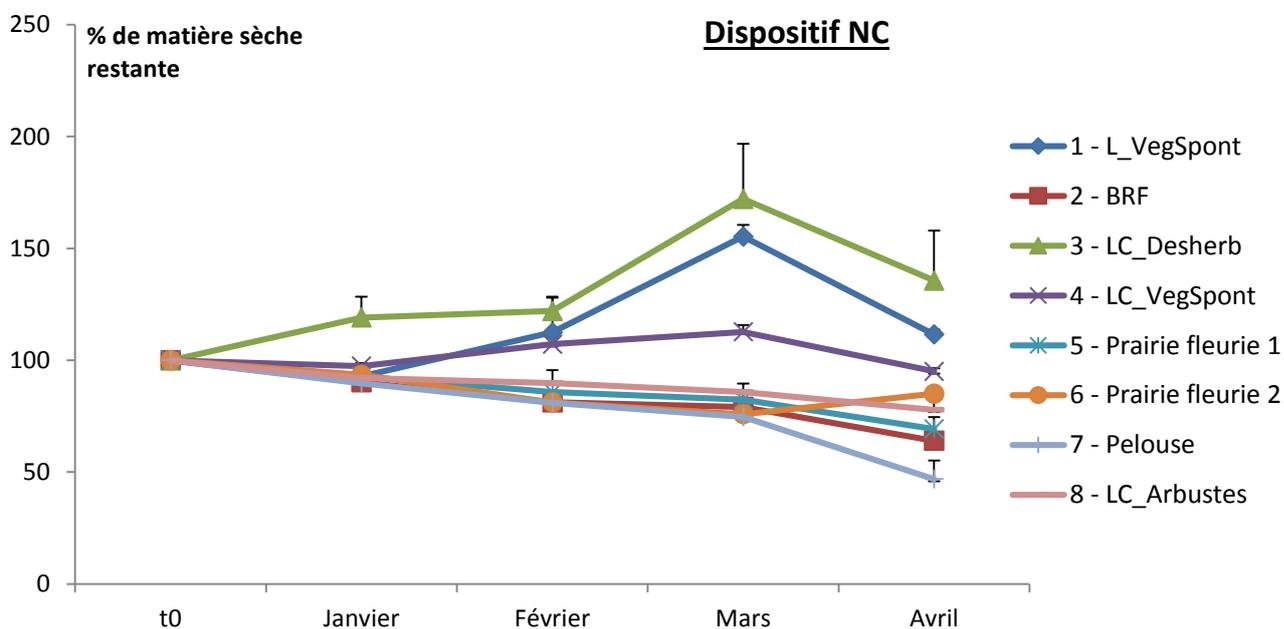


Figure 86: Evolution de la dégradation de la litière contenue dans les sacs de litière de janvier à avril 2014 pour les 7 traitements dans le dispositif déconnecté

Le tableau 12 ci-après présente les résultats du test post hoc de Dunn réalisé après un test de Kruskal-Wallis.

Tableau 12: Effets du mode de gestion aux 4 dates d'échantillonnage sur le pourcentage de matière sèche restante

	1 L_Veg_Spont	2 BRF	3 LC_Desherb	4 LC_VegSpont	5 & 6 PrairieF	7 Pelouse	8 Arbustes	p-value
Janvier	ab	b	a	ab	b	b	b	0,001
Février	ab	c	a	abc	bc	c	abc	<0.0001
Mars	a	b	a	ab	b	ab	ab	<0.0001
Avril	ab	c	a	abc	abc	c	bc	<0.0001

Des lettres différentes indiquent des différences significatives (a=plus faible % de MS restante donc plus forte vitesse de décomposition de la litière et c= plus fort % de MS restante donc vitesse de décomposition de la litière plus faible)

Le mode de gestion semble ainsi jouer un rôle plus important que la connectivité : l'activité biologique est maximale pour la modalité BRF et les modalités semées (pelouse notamment) et minimale pour les modalités en végétation spontanée qu'elles soient désherbées ou non.

C.2.3.2. Macrofaune issue des pièges Barber

Toutes dates et tous dispositifs confondus, on peut voir que les modalités de gestion se caractérisant par la présence d'un couvert végétal relativement dense, qu'il soit herbacé ou arbustif, présentent des communautés macrofauniques en moyenne plus abondantes (Fig. 87).

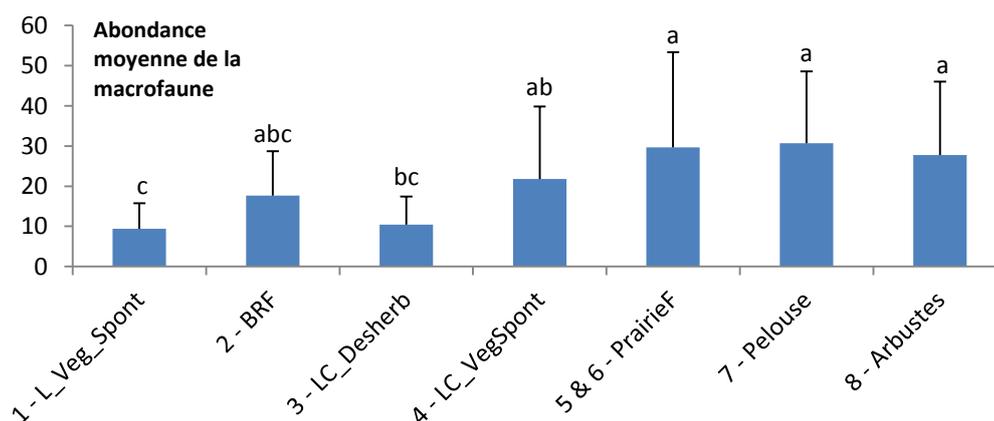


Figure 87: Abondance moyenne (par piège Barber) de la macrofaune pour les différents modes de gestion

(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

On remarque que les communautés sont significativement plus abondantes pour les modalités 4 à 8 que pour les modalités 1 & 3 (p -value $<0,0001$). En revanche, la modalité BRF ne peut se distinguer des autres modalités de gestion ; elle présente une abondance moyenne en organismes de la macrofaune intermédiaire entre celles des modalités présentant pas (3) ou peu (1) de couvert végétal et celles des modalités semées ou plantées.

• Carabes

Quel que soit le mode de gestion considéré, les effectifs de carabes échantillonnés sur les placettes sont très faibles. Les modalités 1 et 2 (soit les deux traitements sans compost) comportent significativement moins de carabes que la modalité 8 (arbustes) puisqu'ils n'ont hébergé respectivement en moyenne que 0,15 et 0,17 carabes par piège contre 1,72 carabe par piège en moyenne pour la modalité 8.

Les valeurs de richesse spécifique sont elles aussi extrêmement basses avec un maximum de 1,31 espèce par piège Barber pour la modalité arbustes. On retrouve ainsi les mêmes tendances pour la richesse spécifique moyenne que pour l'abondance (*Fig. 88*) avec les modalités végétation spontanée sur limon seul ($S=0,12$) et BRF ($S=0,17$) se détachant significativement des modalités pelouse ($S=0,67$) et arbustes ($S=1,31$) qui hébergent davantage d'espèces de carabes différentes.

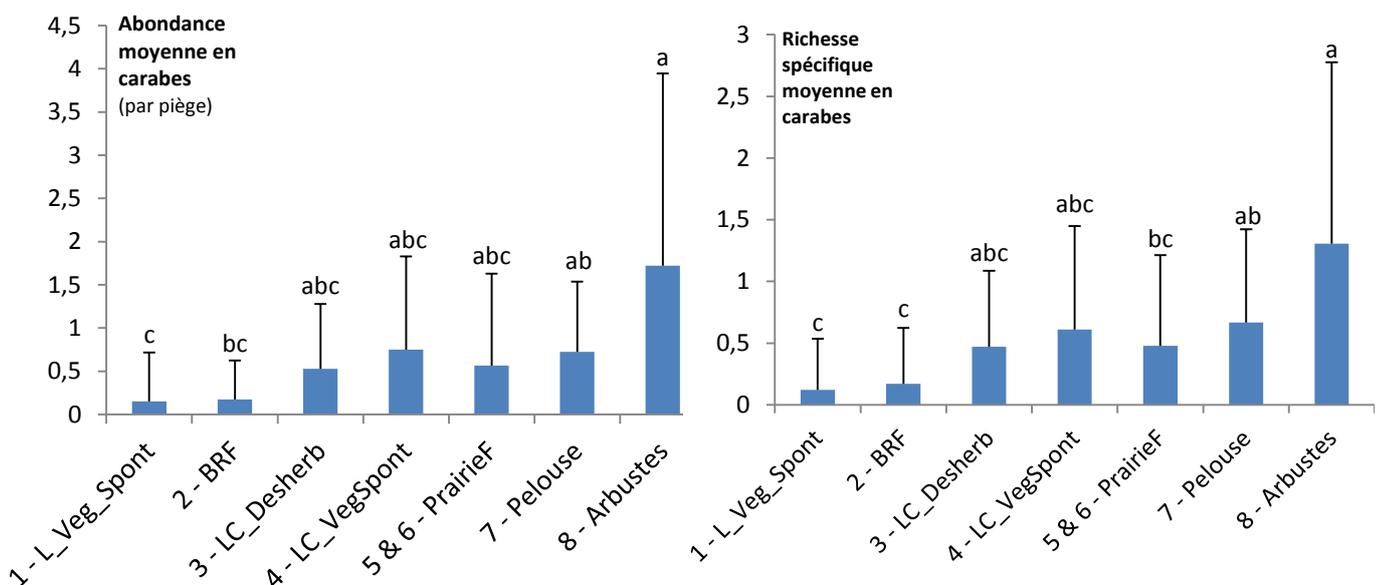


Figure 88: Abondance et richesse spécifique moyennes en carabes (par piège Barber) des 7 modes de gestion toutes dates et dispositifs confondus
(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

- **Cloportes**

Pour les cloportes, on constate que l'abondance moyenne est relativement plus forte pour les modalités 4 (2,97 individus en moyenne par piège Barber) et 8 (2,14 individus) et dans une moindre mesure de la modalité prairie fleurie (1,07 individus) même si les effectifs restent toujours très faibles (*Fig. 89*). D'un point de vue statistique, seules les modalités 3 (végétation spontanée sur base limon+compost) et 8 (arbustes) sont significativement différentes l'une de l'autre. Cependant, étant donné les faibles effectifs récoltés pour ces taxons, ces tendances ne sont influencées que par le contenu de quelques pièges Barber et notamment de celui de 2 pièges localisés dans la parcelle H4 hébergeant chacun une quarantaine de cloportes (essentiellement des juvéniles). Si l'on retire ces 2 pièges du jeu de données, l'abondance moyenne par piège pour la modalité 4 passe de 2,97 à 0,62 cloportes.

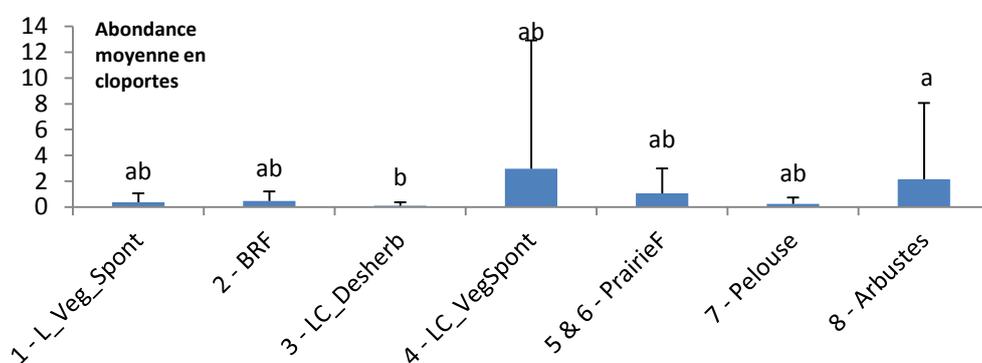


Figure 89: Abondance moyenne en cloportes des 7 modes de gestion toutes dates et dispositifs confondus

(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

C.2.3.3. Vers

Au total, sur les 63 vers échantillonnés sur les placettes expérimentales toutes dates confondues, 39 vers (soit plus de 60% de l'effectif total) ont été récoltés sur les modalités 7 et 8. Sur certaines modalités, aucun ver n'a d'ailleurs été récolté : il s'agit des modalités 1, 3 et 6 (*Fig 67 page 141*).

Comme le montre la figure 90, certains modes de gestion semblent ainsi plus favorables à la recolonisation des technosols et notamment les modalités arbustes (8), pelouse (7) et BRF (2). Ces résultats sont en partie validés statistiquement puisque les modalités 1 et 3 (respectivement végétation spontanée sur limon seul et sur limon+compost) sont significativement plus pauvres en vers que les autres et qu'au contraire la modalité 7 (pelouse)

contient significativement plus de vers que toutes les autres modalités (p -value=0,001). Il en va de même pour la richesse spécifique qui est significativement plus élevée dans la modalité pelouse que dans les modalités en végétation spontanée ou désherbée (1 et 3) mais plus étonnamment encore que dans la modalité prairie fleurie.

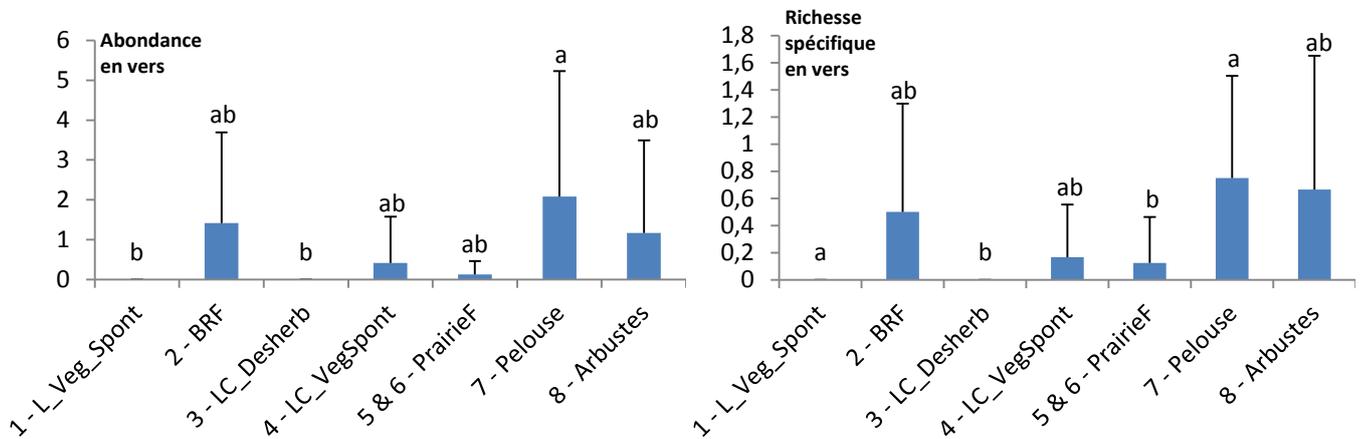


Figure 90: Abondance et richesse spécifique moyennes en vers des 7 modes de gestion toutes dates et dispositifs confondus

(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

Les résultats concernant l'effet du mode de gestion des technosols sur la recolonisation des placettes expérimentales par les différents taxons sont synthétisés dans le tableau 13.

Tableau 13: Récapitulatif des résultats statistiques de l' « effet Gestion » sur les taxons

Taxons	Significativité de l'effet « Gestion »	
	Abondance	S
Collemboles	7 & 8 > 1, 2, 3, 4, 5&6 (***)	7 & 8 > 1, 2, 3, 4, 5&6 (***)
Acariens	5&6 et 7 > 1, 3, 4 et 8 (**)	/
Oribates	5&6, 7 et 8 > 1, 2, 3, 4 (**)	/
Mésafaune - Divers	5&6 et 7 > 2, 3, 4 et 8 > 1 (**)	/
Macrofaune (Barber)	5&6, 7 et 8 > 1 et 3 (***)	/
Carabes	8 > 1 et 2 (**)	7 et 8 > 1, 2, 3, 4 et 5&6 (**)
Cloportes	8 > 3 (*)	NS
Vers	7 > 1, 2, 3, 4, 5&6 et 8 (***)	7 > 1, 2, 3, 4, 5&6 et 8 (***)

NS : Non significatif ; * : Peu significatif (p -value < 0,1) ;

** : Moyennement significatif (p -value < 0,05) ; *** : Très significatif (p -value < 0,01)

C.2.4. Autres facteurs explicatifs : Humidité, analyses sol

Dans tout ce chapitre, ont été évalués les effets respectifs du temps **écoulé depuis la mise en place des technosols**, de leur **connectivité** vis-à-vis de la haie SNCF et de leur **mode de gestion** sur leur colonisation par les organismes de la faune du sol. Cependant, d'autres facteurs sont susceptibles d'expliquer la variabilité observée en termes d'abondance ou de richesse spécifique des différents taxons. On se focalisera ici sur les communautés mésofauniques pour lesquelles les jeux de données sont plus conséquents et qui sont davantage liées à l'écosystème sol que les cloportes ou les carabes par exemple.

Des tests non paramétriques de corrélation de Spearman ont ainsi été réalisés afin d'évaluer les relations entre l'humidité et les caractéristiques agronomiques des échantillons de sol (teneur en carbone organique, teneur en azote et rapport C/N) et les communautés mésofauniques (*Tableau 14*). Concernant les propriétés agronomiques des sols, les données utilisées sont issues de prélèvements de sol effectués en mai 2014 et par conséquent les données mésofaune choisies pour effectuer les tests de corrélation sont celles de juin 2014.

Tableau 14: Résultats des tests de corrélation de Spearman entre humidité, caractéristiques agronomiques des échantillons de sol et paramètres caractérisant la communauté mésofaunique (abondance en acariens et en collemboles, richesse spécifique S, diversité spécifique et équitabilité en collemboles)

Coeff. de corrélation de Spearman	Abondance en collemboles	Abondance en acariens	S	Diversité	Équitabilité
Humidité du sol	0,137 ***	0,212 ***	0,091 *	NS	NS
Carbone organique	0,373 ***	0,421 ***	0,496 ***	0,531 ***	0,374 ***
Azote total	0,466 ***	0,543 ***	0,562 ***	0,578 ***	0,397 ***
C/N	-0,389 ***	-0,429 ***	-0,458 ***	-0,450 ***	-0,244 ***

NS : Non significatif ; * : Peu significatif ($p\text{-value} < 0,05$) ;

** : Moyennement significatif ($p\text{-value} < 0,01$) ; *** : Très significatif ($p\text{-value} < 0,001$)

Des corrélations positives significatives apparaissent entre l'humidité du sol, le carbone organique et l'azote total d'une part et d'autre part tous les paramètres caractérisant la communauté mésofaunique. Seules la diversité spécifique et l'équitabilité en collemboles ne sont pas corrélées de manière significative à l'humidité des échantillons de sol.

Autrement dit, dans les sols humides et/ou riches en carbone et en azote, les acariens et les collemboles semblent plus abondants et les communautés de collemboles plus riches en espèces. Les coefficients de corrélation restent relativement modérés mais dépassent tout de même les 0,5 notamment pour les corrélations entre teneur en azote du sol et diversité des communautés de collemboles ($r=0,578$).

Au contraire, le rapport C/N est corrélé négativement, mais également de façon significative, aux différents paramètres caractérisant la communauté mésofaunique.

De nombreux facteurs semblent ainsi gouverner le processus de recolonisation des sols construits par la faune du sol, qu'ils s'agissent de facteurs propres à la composition et à la gestion ultérieure des technosols, de facteurs inhérents à leur ancrage dans la « matrice paysagère » environnante ou encore d'autres facteurs indépendants de leur mise en place tels que les facteurs météorologiques.

A la lueur des résultats présentés jusqu'alors dans ce chapitre, des éléments de réflexion permettant de comprendre le mode d'action et l'influence relative de ces différents facteurs sont exposés ci-après.

D. Discussion

D.1. Dynamique temporelle de recolonisation des technosols par la pédofaune

La mise en place et le suivi dans le temps d'un tel type de dispositif expérimental *in situ* a permis d'évaluer la dynamique de recolonisation de technosols par différents taxons de la macro- et de la mésofaune du sol. Les résultats présentés dans ce mémoire concernent les 20 premiers mois suivant l'établissement de ces technosols, soit les tout premiers stades de recolonisation.

Quel que soit le taxon considéré, la tendance est bien à une augmentation au cours du temps – plus ou moins rapide - de l'abondance et de la diversité des communautés implantées au niveau des horizons de surface des technosols. L'analyse via la méthode NMDS permet d'ailleurs de confirmer cette ségrégation dans la composition des communautés entre 2013 et 2014.

La colonisation la plus rapide est certainement celle effectuée par les organismes de la **mésfaune** (collemboles et acariens principalement), ce qui rejoint les données issues de la bibliographie (*Hutson, 1980 ; Koehler, 2000 ; Dunger et al., 2002 ; BIOTECHNOSOL, 2013*). On constate ainsi pour les collemboles une nette croissance entre octobre 2012, où les technosols étaient quasiment vierges de toute faune, et juin 2013. Cependant, cette croissance ne se poursuit pas l'année suivante et l'abondance totale décroît ensuite en juin 2014. Ceci s'explique très certainement par les conditions climatiques beaucoup moins favorables durant le printemps et l'été 2014 qui se sont révélés plus frais et pluvieux qu'en 2013.

Dès juin 2013, soit 8 mois après la mise en place des technosols, on retrouve ainsi sur le dispositif expérimental plus de 2 000 collemboles en moyenne au mètre carré et presque autant d'acariens (1670 exactement), soit autant que dans la plupart des délaissés urbains mais moins que dans la friche adjacente (plus de 6200 ind./m²). Ces valeurs sont également inférieures à celles obtenues après 8 mois d'expérimentation par Pey (*2010*) sur ses grandes parcelles expérimentales recouvertes d'un technosol construit composé de compost de déchets verts, de terre traitée et de sous-produit papetier (plus de 11 000 organismes de la mésofaune en moyenne au mètre carré contre environ 4 000 ici). Néanmoins, concernant la richesse spécifique, le technosol issu du mélange compost de déchets verts/limon profond mis en place à l'Union semble l'emporter puisque 40 espèces y ont été trouvées (45 si l'on prend en compte les sacs de litière) contre seulement 18 pour le site lorrain au bout de 8 mois d'expérimentation. Des

tendances similaires se dégagent cependant en termes de composition des communautés de collemboles puisque l'on retrouve dans les deux cas une espèce dominante appartenant au genre *Hypogastrura*, témoin de l'apport important de matière organique en surface. D'autres espèces ubiquistes se retrouvent indifféremment dans les deux technosols : *Parisotoma notabilis*, *Isotoma viridis* ou *Sminthurinus elegans* par exemple.

Cette richesse spécifique (S=45) est relativement élevée pour un sol récemment construit et qui plus est en contexte très urbanisé. Pour comparaison, dans une étude réalisée par Sousa et al. (2006) dans 8 pays européens, les richesses spécifiques trouvées en France dans des milieux semi-naturels (boisements ou paysages plus bocagers) allaient de 42 à 51 espèces. Une autre étude menée en milieu urbain cette fois (Nancy, Nantes et Marseille) a mis en évidence des richesses spécifiques de l'ordre d'une vingtaine d'espèces par jardin (Joimel, 2015). Les indices de diversité et d'équitabilité sont cependant bien inférieurs sur les placettes puisque dans cette étude ils oscillaient entre 3,45 et 4,13 pour la diversité et entre 0,64 et 0,76 pour l'équitabilité contre respectivement 0,86 et 0,44 en moyenne sur les placettes expérimentales. En contexte de sol néo-formé, les communautés sont en effet dominées par quelques espèces pionnières ou opportunistes et ne sont donc pas aussi diversifiées que celles, plus anciennes, présentes dans des milieux moins perturbés.

Les collemboles observés sont, en toute logique, majoritairement des collemboles épiédaphiques et hémiedaphiques, les collemboles euédaphiques représentant moins de 15% de l'abondance totale. En effet, ces derniers ont de piètres capacités de colonisation et ne peuvent donc être présents dès les premiers mois post-implantation des technosols. De plus, les espèces euédaphiques, qui se nourrissent d'hyphes fongiques mycorhiziens ou saprophytes, sont particulièrement sensibles à la présence d'un réseau conséquent de petites racines et d'exsudats racinaires (Perez et al., 2013) qui augmentent la diversité des ressources alimentaires et affectent les conditions abiotiques du sol (Hooper & Vitousek, 1998). Or, dans les sols néoformés un tel réseau racinaire n'a pas encore eu le temps de se développer.

La proportion de collemboles euédaphiques d'une part et épiédaphiques à hémiedaphiques d'autre part a d'ailleurs été utilisée par certains auteurs pour qualifier le degré de qualité d'un sol. C'est le principe même de la démarche QBS (Parisi et al., 2005) qui affecte des scores écomorphologiques aux différents organismes récoltés dans un échantillon de sol en fonction de leurs adaptations morphologiques à la vie dans le sol : la somme de ces scores fournit l'indice QBS, utilisé pour évaluer la qualité d'un sol et sa biodiversité. Autrement dit, plus la qualité d'un sol est bonne et plus son indice QBS sera élevé car il hébergera un grand nombre de taxons bien adaptés à la vie dans le sol. Une faible proportion de collemboles euédaphiques

témoignerait donc d'un sol plutôt perturbé. Des conclusions similaires ont été tirées de l'étude RMQS Biodiv (2009) qui a montré que les collemboles épiédaphiques étaient un indicateur pertinent de milieux ouverts fréquemment perturbés.

Les espèces de collemboles observées sont ainsi principalement des espèces pionnières (*Hypogastrura* sp., *Isotomurus palustris*, *Bourletiella hortensis*) qui deviennent progressivement moins abondantes avec l'évolution du couvert végétal et des caractéristiques pédologiques des placettes au profit d'autres espèces plus communes provenant des environs et qui commencent leur installation. Cette banalisation des communautés de collemboles a également été observée dans le programme Biotechnosol (2013) qui l'explique par une dégradation rapide du compost initial en surface, source d'hétérogénéité.

Dunger *et al.* (2004) ont eux aussi constaté une succession de différents groupes d'espèces de collemboles au cours du temps sur des mines à ciel ouvert restaurées par reforestation en Allemagne. Après un premier « groupe initial fugitif » (comprenant entre autres *Mesaphorura florum*, *Entomobrya lanuginosa*, *Bourletiella pistillum*, *Proisotoma minuta* ou *Orchesella cincta*), vient un groupe dit pionnier composé d'*Hypogastrura assimilis* (que l'on retrouve en abondance lors des premiers mois sur les placettes *in situ*), *Ceratophysella succinea* et *Isotomodes productus*.

En mars 2013, soit 5 mois environ après la mise en place des technosols, sont majoritairement présentes sur les placettes deux espèces du genre *Hypogastrura*, rejointes deux mois plus tard par *Isotomurus palustris* et *Desoria tigrina*. *Desoria tigrina*, la 5^{ème} espèce la plus abondante sur les placettes toutes dates confondues, est d'ailleurs déjà connue dans la littérature pour être l'une des espèces de collemboles les plus abondantes au cours des premiers stades de succession dans des boues d'épuration en décomposition et dans des mulchs d'écorces (Huhta *et al.*, 1979). Enfin, en juin 2014, soit plus d'un an après la mise en place des technosols, on retrouve des espèces plus ubiquistes telles que *Brachystomella parvula*, *Lepidocyrtus cyaneus*, *Sminthurinus elegans*, *Isotoma viridis* ou *Parisotoma notabilis*. Cette dernière espèce, déjà présente durant les stades pionniers de formation de sols fertiles dans des mines de charbon à ciel ouvert restaurées en Allemagne, ne devient d'ailleurs abondante que lors des stades tardifs (3-10 ans) de succession (Huhta *et al.*, 1979 ; Dunger *et al.*, 2002). A noter que c'est aussi l'espèce la plus répandue dans les délaissés urbains se trouvant à proximité du dispositif expérimental.

D'après Dunger *et al.* (2002), les besoins en nourriture sont le facteur limitant le plus important intervenant dans le processus de colonisation par les collemboles. Les premiers colonisateurs sont donc des espèces capables de se nourrir à partir de sources de nourriture

allochtones (*Ingimarsdottir et al., 2014*) tels que des algues, du pollen et des protozoaires, présents dès les premiers mois, alors que les colonisateurs plus exigeants ne se développent qu'en présence de matière organique morte et des champignons associés, non disponibles lors des premiers stades de succession. L'augmentation au cours du temps de l'abondance et de la richesse spécifique en collemboles en général, et de la proportion des collemboles euédaphiques en particulier, est ainsi liée à l'accroissement progressif du nombre de groupes fonctionnels de plantes présentes et de la plus forte productivité primaire qui s'ensuit. Cette productivité primaire s'accompagne en effet d'une accumulation de litière permettant le développement d'hyphes fongiques dont se nourrissent la majorité des collemboles, euédaphiques notamment (*Perez et al., 2013*).

Concernant le type d'espèces de collemboles que l'on retrouve sur les placettes, il s'agit pour la grande majorité d'espèces eurytopes, présentes aussi bien en milieu agricole qu'en milieu urbain. Les 10 espèces les plus abondantes sont toutes des espèces de milieux ouverts (zones agricoles et prairies essentiellement), aucune d'entre elles n'étant d'origine strictement forestière. La plupart sont habituellement communes dans les déchets anthropiques de type compost et/ou dans la litière. Ces résultats ne sont pas étonnants étant donné d'une part l'implantation du dispositif expérimental au sein d'une vaste étendue de friche herbacée et d'autre part l'utilisation de compost de déchets verts pour l'élaboration des technosols. On retrouve également de nombreuses espèces fréquemment recensées en milieu urbain (*Bourletiella hortensis*, *Desoria tigrina*, *Isotoma anglicana* et *viridis*, *Isotomodes productus*, *Parisotoma notabilis* et *Proisotoma minuta*) ainsi que des espèces côtières thermophiles souvent échantillonnées dans les dunes et autres milieux ouverts près du littoral (*Cryptopygus thermophilus*, *Desoria violacea*, *Entomobrya lanuginosus* ou encore *Isotomodes productus*). Ces espèces retrouvent en effet en milieu urbain des habitats de substitution proches de leurs habitats originels qui subissent une forte régression (sols nus ou peu végétalisés, plutôt secs, présence de remblais, etc.).

Enfin, d'un point de vue fonctionnel, les 10 espèces les plus fréquemment trouvées sur les placettes expérimentales lors de ces 20 premiers mois de colonisation sont majoritairement des espèces de taille moyenne (de 1 à 3 mm), pigmentées, au corps cylindrique (hormis pour les deux symphypléones, *Bourletiella hortensis* et *Sminthurinus elegans*), capables de se mouvoir efficacement (pattes et furca bien développées, bonne vision grâce à la présence de 8 ocelles par œil) et se reproduisant par voie sexuée. Seule exception, *Parisotoma notabilis*, qui ne dispose que de 4 ocelles et se reproduit par parthénogénèse. Comme évoqué précédemment, cette espèce, n'apparaît cependant que relativement tard dans les stades de recolonisation.

Ces différents attributs de traits fonctionnels (petite taille, pigmentation, reproduction sexuée, déplacement par sauts) sont connus pour être associés avec une vie à la surface du sol, au niveau d'un couvert végétal herbacé (*Salmon & Ponge, 2012*), et sont typiques d'espèces tolérantes aux conditions environnementales urbaines (*Santorufu et al., 2014*).

Sur les 45 espèces recensées au total sur les placettes, seules 2 ne disposent pas de furca (*Mesaphorura macrochaeta* et *Neanura muscorum*), 4 se reproduisent par voie asexuée (*Folsomia candida*, *Mesaphorura macrochaeta*, *Neanura muscorum* et *Parisotoma notabilis*) et 4 sont totalement aveugles (*Folsomia candida*, *Folsomia fimetaria*, *Mesaphorura macrochaeta* et *Isotomodes productus*). Ces 6 espèces aux caractères typiquement euédaphiques sont de surcroît très peu abondantes. L'absence de furca et d'ocelles est en effet handicapante au cours d'un processus de colonisation puisqu'elle ne permet pas aux individus de disperser activement. Concernant le mode de reproduction, il a été montré que la proportion d'espèces se reproduisant par parthénogénèse augmentait au cours du temps lorsque les ressources devenaient disponibles en grande quantité (*Chahartaghi et al., 2009*). Il est donc logique que dans les premiers temps, les technosols ne soient colonisés que par des espèces se reproduisant par voie sexuée.

Concernant l'abondance relative des différents organismes de la mésofaune, les collemboles sont les mieux représentés quelle que soit la date d'échantillonnage ce qui rejoint les travaux de Pey (*2010*). Maldague (*1961*) a montré que le rapport acariens sur collemboles était en relation directe avec l'équilibre et la stabilité des biotopes. Ainsi, dans les biotopes en équilibre, où la pression interspécifique est grande, le pourcentage de collemboles est faible et augmente en fonction de la dégradation des biocénoses. Joimel (*2015*) a obtenu des résultats similaires, la proportion de collemboles augmentant le long d'un gradient d'anthropisation. Les acariens dominent en forêt et les collemboles sont au contraire dominants dans les sols urbains et industriels et notamment dans les jardins potagers urbains. La proportion plus forte de collemboles témoignerait donc bien ici de la présence d'un habitat pionnier récemment perturbé et encore loin d'avoir atteint son équilibre.

Dans une population d'acariens, on estime qu'il existe habituellement entre 50 à 75 % d'oribates qui s'attaquent aux débris végétaux inférieurs et 25% de la population qui est par contre carnivore, nécrophage ou coprophage (*Bachelier, 1978*). Ici, les oribates sont présents en faible abondance (moins de 8% de l'abondance totale en acariens). Ces derniers, par leur faible mobilité et leurs besoins exigeants en termes d'habitat, sont en effet connus pour coloniser les sols néoformés plus tardivement que les autres sous-ordres à la faveur de la mise en place d'un couvert végétal satisfaisant (*Behan-Pelletier, 1999 ; Koehler, 2000 ; Dunger et*

al., 2001 ; Lehmitz et al., 2012). A l'inverse, les premiers acariens à coloniser les technosols sont plutôt des prédateurs appartenant aux sous-ordres des gamasides et des actinedides (*Behan-Pelletier, 1999*) venant se nourrir des collembolles, premiers organismes à arriver en nombre conséquent sur des sols néoformés. Ces acariens prostigmatés sont d'ailleurs connus pour être de bons indicateurs de perturbations anthropiques (*Andrés & Mateos, 2006*).

Enfin, bien qu'étant bien inférieurs numériquement aux collembolles et aux acariens, les autres organismes divers constituant la mésofaune augmentent eux aussi en abondance au cours du temps avec l'apparition progressive de nouveaux taxons. Au départ, les communautés sont relativement simples avec la présence de quelques diptères et coléoptères (larves et imagos). Arrivent ensuite les araignées et les hémiptères suivis dans un deuxième temps des hyménoptères, des myriapodes ou encore des thysanoptères. Cette diversification des communautés est à mettre en lien avec l'évolution du couvert végétal qui offre davantage de microhabitats différents pouvant satisfaire les besoins écologiques d'une plus large gamme de taxons.

La situation observée ici avec des communautés mésofauniques dominées par les collembolles épiédaphiques et hémiedaphiques et pauvres en acariens oribates et en organismes autres que les acariens et les collembolles est donc typique d'un sol jeune et récemment perturbé. Il serait intéressant de suivre l'évolution des abondances relatives des différents taxons de la mésofaune au cours du temps afin de mieux appréhender les différentes étapes amenant le technosol construit à devenir un véritable sol comprenant tout un éventail d'horizons, dont des horizons holorganiques bien développés.

La rapidité de ces organismes de la mésofaune à coloniser les technosols peut s'expliquer de différentes manières :

- Une dispersion par le vent et la pluie aisée étant donné leur petite taille (collembolles symphypléones et acariens notamment) et la présence de communautés mésofauniques sources dans les délaissés urbains et jardins privés alentours (*Dunger et al., 2002 ; Krivolutsky et al., 2004 ; Lehmitz et al., 2012*) ;
- Une dispersion active notamment pour les collembolles épiédaphiques tels que les *Orchesella* sp., *Entomobrya* sp. et *Lepidocyrtus* sp. (*Dunger et al., 2002*) ;
- Ou encore pour certaines espèces l'arrivée de quelques individus via les matériaux constitutifs du technosol (compost de déchets verts) et leur développement rapide étant donné l'absence de concurrence lors des premiers mois post-mise en place des technosols.

Concernant les organismes de la **macrofaune**, échantillonnés au moyen des pièges Barber, leur abondance augmente de façon significative au cours du temps passant d'une moyenne de 8,7 organismes récoltés par piège en mai 2013 à 31,3 en juillet 2014. Si la première année, ce sont majoritairement des organismes prédateurs ou au régime alimentaire généraliste qui colonisent les technosols (coléoptères, hyménoptères et arachnides), ils sont rapidement rejoints dès 2014 par une variété de taxons aux régimes alimentaires variés (*BIOTECHNOSOL, 2013*) et notamment par les gastéropodes et les cloportes. La faible proportion de ces deux derniers taxons au sein des communautés macrofauniques et les abondances totales relativement faibles en organismes de la macrofaune sont d'ailleurs les principales différences séparant les placettes expérimentales des délaissés urbains et des jardins privés alentours. Ceci n'est pas étonnant étant donné le faible développement du couvert végétal et le remaniement récent des technosols comparativement aux sols plus matures des friches et jardins.

Les abondances en **carabes** restent quant à elles relativement faibles au cours des deux années de suivi (entre 20 et 30 individus récoltés chaque mois sur tout le dispositif expérimental) alors que le nombre d'espèces rencontrées augmente progressivement. Durant ces premiers mois post-mise en place du technosol, les carabes sont probablement surtout des individus erratiques venant chasser sur les placettes et non pas de réels colonisateurs comme peuvent l'être d'autres organismes plus inféodés à l'écosystème sol comme les collemboles ou les vers. L'augmentation progressive quasi-linéaire de la richesse spécifique en carabes montre tout de même que les placettes semblent devenir plus attractives pour ces organismes au fil du temps. Les espèces les plus représentées sur les parcelles expérimentales sont en effet des espèces prédatrices dont la présence indique des conditions de chasse intéressantes. Certaines sont des espèces prédatrices ubiquistes fréquemment rencontrées en milieu urbain et provenant certainement des friches avoisinantes telles que *Bembidion quadrimaculatum* et *Nebria salina*. En revanche, d'autres petites espèces bien représentées sur les placettes sont absentes des échantillonnages réalisés aux alentours (*Metallina lampros*, *Notiophilus biguttatus*). Ceci pourrait s'expliquer par une trop forte concurrence avec d'autres espèces de carabes ou d'arthropodes prédateurs dans ces milieux ayant quitté le stade pionnier ou encore parce qu'en tant que prédateurs spécialisés dans la consommation de collemboles, elles apprécient les sols nus ou peu végétalisés en tant que terrain de chasse. Il a d'ailleurs été montré que ces espèces prédatrices de collemboles (*Metallina lampros*, *Notiophilus sp.*, *Asaphidion flavipes*) étaient plus fréquentes dans les écosystèmes perturbés ou gérés intensivement (prairies amendées par exemple) que dans les espaces semi-naturels, les collemboles y étant généralement disponibles en nombre plus conséquent (*Cole et al., 2002*).

A l'inverse, les espèces phytophages du genre *Amara*, bien représentées dans les délaissés urbains, sont peu abondantes sur les placettes expérimentales qui n'hébergent qu'un couvert végétal encore clairsemé.

Outre un régime alimentaire de type prédateur généraliste (*Bembidion quadrimaculatum*, *Nebria salina*, *Phyla obtusa*), spécialiste collemboles (*Metallina lampros*, *Notiophilus biguttatus*, *Trechus quadristriatus*) ou mixte (*Anisodactylus binotatus*, *Pseudoophonus rufipes*), les espèces de carabes recensées sur les placettes expérimentales sont majoritairement des espèces de petite taille : la plus grande espèce étant *Pseudoophonus rufipes* (11-16 mm) et les 4 espèces les plus abondantes ne dépassant pas les 5 à 6 mm.

Il s'agit également essentiellement d'espèces macroptères ou dimorphes, capables donc de coloniser plus facilement les lieux en volant depuis les alentours. Dans les communautés de carabes, on retrouve généralement de l'ordre de 25% d'espèces aptères. Il existe donc bien sur les placettes un filtre en faveur des espèces ayant les meilleures capacités de colonisation (Eversham et al., 1996 ; Do et al., 2014).

Enfin, concernant les habitats traditionnels de ces espèces de carabes, on retrouve majoritairement des espèces eurytopes de milieux ouverts, fréquentes dans les zones agricoles et les friches urbaines voire même dans les milieux côtiers. C'est notamment le cas des *Amara* sp. et en particulier d'*Amara tibialis*, régulier dans les dunes littorales de la mer du Nord et de la Manche.

Ces résultats sont cohérents avec les données bibliographiques. En effet, plusieurs études ont montré que les communautés de carabes en milieu urbain étaient généralement composées d'espèces généralistes de petite taille, de milieux plutôt ouverts et secs et ayant de bonnes capacités de vol (Eversham et al., 1996 ; Small et al., 2006 ; Vergnes, 2012 ; Do et al., 2014). Sattler et al. (2011) avaient également mis en évidence le fait que la majorité des espèces d'arthropodes présentes en milieu urbain provenaient des agro-écosystèmes et qu'à ces espèces d'origine agricole s'ajoutait également un cortège d'espèces thermophiles normalement plutôt inféodées aux prairies sèches littorales ou à d'autres habitats pionniers dunaires ou alluviaux. Une autre étude menée dans différents pays scandinaves a également montré que les espèces de carabes présentes en milieu urbain venaient principalement de milieux ouverts et secs à tendance steppique (66%) et que 9% d'entre elles avaient une origine littorale (Andersen, 2000). La présence d'espèces côtières ou venant d'autres habitats secs et sableux rares est ainsi courante dans les milieux anthropisés, qu'ils soient ou non en cours de restauration (Eversham et al., 1996). Il a même été montré que des décharges pouvaient constituer des refuges pour certaines populations de carabes en milieu à dominante agricole (Baranova et al., 2015).

Absents des placettes expérimentales en 2013, les **cloportes** commencent doucement à les recoloniser en 2014, plus d'un an après la mise en place des technosols. Quatre espèces ont ainsi été identifiées sur les parcelles expérimentales, dont 3 déjà très présentes sur la friche voisine. Les effectifs restent cependant très réduits ce qui est souvent le cas dans les délaissés urbains comparativement aux jardins et aux boisements, plus riches en matière organique, qu'il s'agisse d'apports de composts, d'engrais et de mulchs dans le premier cas ou d'une épaisse litière de feuilles mortes dans le second (*Philpott et al., 2014*).

Comme l'indique la littérature, ce taxon est quasi-absent lors des premiers stades successionnels (*Topp et al., 1992 ; Tajovsky, 2001*). Les premiers cloportes à gagner des sols restaurés sont des espèces colonisatrices euryèces communes qui seront rejointes au fil du temps par d'autres espèces moins répandues, atteignant ainsi un nombre maximal d'espèces à des stades successionnels intermédiaires lorsque l'accumulation de carbone liée au processus de succession secondaire végétale est suffisante (*Scheu & Schulz, 1996*).

Notons qu'*Armadillidium nasatum* est une espèce peu présente dans les friches alors qu'elle a été récoltée en grand nombre sur les parcelles expérimentales où elle semble trouver des conditions favorables à son développement. D'après Vandel (1962), *A. nasatum* était vraisemblablement à l'origine une forme littorale qui a ensuite pénétré à l'intérieur des terres et est devenue plus ou moins anthropophile. C'est une espèce caractéristique d'habitats secs et peu végétalisés qu'on trouve dans les prairies littorales, les friches industrielles ou encore près des lignes de chemin de fer (*Gregory, 2009*). Ce serait donc une espèce qu'on pourrait qualifier de pionnière et qui, au fur et à mesure de l'évolution du couvert végétal, est supplantée par d'autres espèces préférant les milieux plus frais et aux litières plus épaisses comme *Oniscus asellus* ou *Porcellio scaber*.

Parmi les espèces trouvées sur les placettes au cours de ces deux années de suivi, on note également la présence de *Philoscia muscorum*. Cette espèce montre, notamment dans les écosystèmes dunaires, une nette division des classes d'âge puisque les individus nés lors d'une même saison se différencient en 2 formes, l'une qui atteint la maturité en un an et l'autre en deux ans. Cette flexibilité est l'une des raisons pour lesquelles certaines espèces de cloportes réussissent à coloniser des environnements perturbés (*Grundy & Sutton, 1989 ; Hopkin, 1991*).

Comme l'on pouvait s'y attendre, la recolonisation du milieu par les **vers** semble être un processus relativement lent en lien avec leurs faibles capacités de déplacement ainsi que leurs exigences quant à la qualité du sol qui constitue leur unique habitat. Les faibles effectifs sont cependant en constante augmentation d'un échantillonnage à l'autre. Il en va de même

pour la richesse spécifique même si celle-ci se limite encore à 3 espèces épi-anéciques ou anéciques, parmi les vers les plus mobiles. Cette richesse spécifique moyenne reste bien inférieure à celle que l'on peut trouver en milieux semi-naturels qui, en Bretagne, est de l'ordre de 9,6 en prairie et de 7,4 dans les cultures (RMQS Biodiv, 2009).

D'après les résultats issus du programme RMQS Biodiv (2009), ce sont en général les vers endogés qui dominent les peuplements à près de 70% suivis des anéciques (~20%) et des épigés (~11%). On retrouve d'ailleurs ces proportions dans les friches avoisinant les placettes expérimentales. Cependant, il est bien documenté que les sols néoformés sont colonisés dans un premier temps par des espèces épigées à la croissance rapide, à la courte espérance de vie et à la forte fécondité telles que *Lumbricus rubellus* et *Lumbricus castaneus* (Marinissen & Van Den Bosch, 1992; Dunger et al., 2001; Pizl, 2001; Eijsackers, 2010). Les espèces endogées ont quant à elle tendance à apparaître en proportions conséquentes beaucoup plus tardivement (Pizl, 2001). Cette sur-représentation des vers épi-anéciques et anéciques, meilleurs colonisateurs que les endogés, a d'ailleurs déjà été mentionné dans la littérature, notamment par Frouz et al. (2008) qui ont suivi la colonisation de sites miniers post-exploitation.

Les caractéristiques physiques et agronomiques des sols néoformés que sont les technosols ne permettent donc pas l'arrivée et le maintien de véritables communautés de vers de terre (Snyder & Hendrix, 2008 ; Eijsackers, 2010). Il faudra certainement attendre plusieurs années qu'ils acquièrent une certaine structure et une certaine stabilité avant de pouvoir observer des communautés de vers plus diversifiées. Cette complexification de la structure des technosols avec l'apparition d'horizons bien distincts, dont des horizons de surface holorganiques, et leur colonisation par des communautés biotiques diversifiées seront d'ailleurs dues en partie à l'action des premiers vers colonisateurs ayant exercé leur activité de bioturbation (Eijsackers, 2010 ; Pey, 2010 ; Caro, 2012 ; Mudrák et al., 2012).

Ce suivi des 20 premiers mois suivant l'établissement des technosols a permis de confronter les dynamiques de recolonisation des différents taxons aux données de la littérature. Comme attendu, les organismes de la mésofaune (collembolés et acariens) sont les premiers vrais colonisateurs (Hutson, 1980 ; Koehler, 2000 ; Dunger et al., 2002 ; Pernin, 2003) alors que la macrofaune (vers, carabes et cloportes) ne s'installe sur les technosols que plus tardivement et/ou avec des effectifs plus faibles (Dunger et al., 2001 ; Pey, 2010). La frise représentée en page 179 schématise la dynamique de colonisation globale observée pour la macrofaune et la mésofaune sur le dispositif expérimental.

Les différents taxons pris en considération dans cette thèse présentent donc des dynamiques de colonisation distinctes liées à des différences en termes de capacités de déplacement, d'exigences écologiques et d'implantation ou non au sein des espaces semi-naturels adjacents ce qui est en accord avec la théorie des filtres développée dans le premier chapitre de ce mémoire. Cette variabilité montre bien tout l'intérêt d'avoir opté pour un panel de taxons afin d'évaluer au mieux les facteurs jouant sur la dynamique de recolonisation des technosols par la faune du sol.

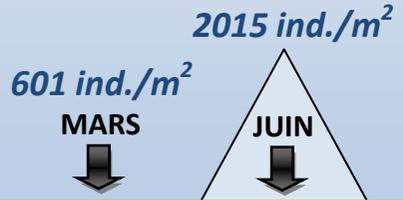


Espèces pionnières

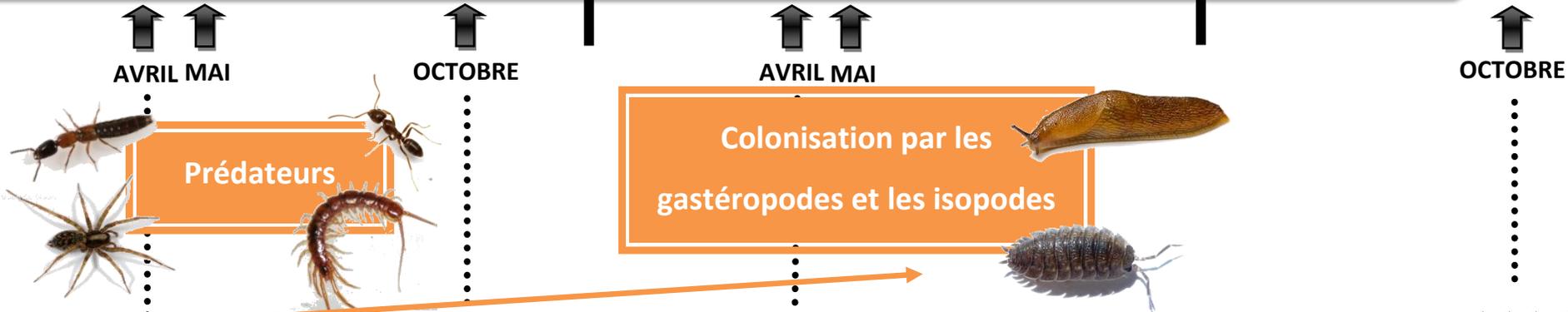
Banalisation des communautés

Espèces ubiquistes

Mise en place des technosols
Octobre 2012



Macrofaune totale



Augmentation progressive de l'abondance de la macrofaune totale et de l'abondance en vers

Vers



Apparition de *Lumbricus terrestris*, espèce anécique / Apparition de *Lumbricus castaneus*, espèce épigée

1116

179

MACROFAUNE

Nb d'ind. échantillonnés sur tout le dispositif expérimental

D.2. Influence de la connectivité des technosols à un élément paysager local sur leur recolonisation par la pédofaune

Il a déjà été montré que les haies étaient des habitats sources importants pour les collemboles, permettant la colonisation ou la recolonisation de terres agricoles (Alvarez *et al.*, 2000 ; Frampton *et al.*, 2007). Toujours en contexte agricole, Querner *et al.* (2013) ont trouvé une relation positive entre la richesse spécifique en collemboles et la structure du paysage environnant (composition et diversité du paysage sur une zone d'1,5 km de rayon). L'importance de la connectivité des sols nus avec les éléments de végétation environnants a également été mise en évidence dans le cadre d'opérations de restauration de sites miniers (Zeppelini *et al.*, 2009). Ce rôle positif des haies dans la recolonisation par les collemboles de sols nus ou restaurés a été confirmé par l'expérimentation *in situ* menée dans le cadre de cette thèse puisque les valeurs des paramètres tels que l'abondance et la richesse spécifique sont significativement plus élevées sur le dispositif connecté à la haie, au moins durant les premiers mois de suivi. Cet effet semble cependant se diluer au cours du temps et des communautés comparables sont par la suite retrouvées sur les dispositifs H et NC, en juin 2014. De plus, cette colonisation est spatialement progressive comme le montrent les mesures de corrélation entre l'abondance et la richesse vis-à-vis de la distance à la haie. En effet, plus on s'éloigne de celle-ci et plus ces paramètres ont des valeurs faibles. La haie constituerait donc bien un habitat source pour les collemboles facilitant le processus de recolonisation des technosols. Ces différences entre dispositifs H et NC pour les collemboles n'apparaissent cependant pas pour les communautés échantillonnées dans les sacs de litière ce qui s'explique d'une part par leur installation plus d'un an après la mise en place des technosols, lorsque l'effet de la connectivité devient plus faible, et d'autre part par le fait que les sacs de litière ciblent essentiellement les collemboles épiédaphiques dans les premiers mois de leur installation et que ces derniers, étant donné leurs bonnes capacités de déplacement, ne sont que peu sensibles à la connectivité sur des échelles spatiales si réduites. On retrouve d'ailleurs dans les carottes de sol une plus grande proportion de collemboles épiédaphiques dans le dispositif NC et au contraire davantage de collemboles hémiedaphiques, aux capacités de déplacement plus réduites, dans le dispositif H. La haie présente donc surtout un rôle pour les collemboles hémiedaphiques voire euédaphiques. Ceci se confirme par l'étude des traits fonctionnels. En effet, on retrouve une plus grande proportion de collemboles de grande taille (>4 mm) dans les communautés présentes dans le dispositif non connecté à la haie. Ces collemboles de grande taille n'ont probablement pas

besoin d'une haie à proximité immédiate pour coloniser des sols restaurés puisqu'ils peuvent s'y rendre par déplacement actif. Concernant les autres traits, il n'existe pas de différences marquantes entre les communautés des deux dispositifs. On notera cependant la plus grande proportion de collemboles parthénogénétiques dans le dispositif NC. Ces derniers sont connus pour être des colonisateurs plus rapides que les collemboles se reproduisant par voie sexuée (*Chahartaghi et al., 2009*) et n'ont donc peut-être là encore pas besoin d'une haie à proximité pour coloniser efficacement les technosols. Il existe également quelques différences de préférences des collemboles en termes d'habitat avec notamment davantage d'espèces typiquement « urbaines » dans le dispositif NC et au contraire davantage d'espèces régulièrement recensées à l'intérieur des terres dans le dispositif H. La haie permettrait ainsi non seulement d'accélérer et de faciliter la recolonisation mais également de ramener sur les technosols des espèces de milieux « semi-naturels » alors qu'au contraire, dans le dispositif non connecté, les communautés seraient dominées par des collemboles généralistes, fréquents en milieu urbain, et venant parfois du littoral (comme c'est le cas pour de nombreux arthropodes des zones urbanisées). Enfin, concernant les microhabitats, il y a significativement plus d'espèces ayant des affinités pour les herbes, le bois mort et la litière du côté NC. Etant donné la plus grande proximité à la friche herbacée du côté NC, le microhabitat « herbes » s'explique facilement. Concernant les deux autres, cette tendance n'a certainement pas de réelle explication écologique et est plutôt liée à la présence sur ce dispositif d'un faible nombre d'espèces ayant des préférences pour ces deux microhabitats.

Pour les acariens en général, aucun effet de la haie n'a été démontré. Cependant, un effet positif de celle-ci sur les acariens oribates a été mis en évidence à partir de juin 2013 dans les carottes de sol et quelle que soit la date dans les sacs de litière. Ces organismes au rôle écologique similaire à celui des collemboles semblent ainsi se comporter comme eux lors des premiers stades du processus de recolonisation.

Malgré ce rôle positif de la haie sur les organismes microfragmenteurs de litière que sont les collemboles et les acariens oribates, aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les dispositifs H et NC concernant la dégradation des feuilles mortes présentes dans les sacs de litière. Là encore, il faut garder à l'esprit que l'expérimentation des sacs de litière a eu lieu plus d'un an après la mise en place des technosols et que l'effet positif de la connectivité sur la mésofaune n'était plus aussi prégnant à ce moment donné.

Concernant la macrofaune en général, l'abondance des organismes récoltés dans les pièges Barber est systématiquement plus élevée dans le dispositif connecté et cette différence était significative en mai 2013 soit 7 mois après la mise en place des technosols. La haie semble

donc, là encore, jouer un rôle de facilitation de la recolonisation des sols construits, au moins dans les premiers temps. Ce rôle est cependant variable selon les taxons.

Pour les carabes, la haie ne semble pas jouer de rôle réservoir particulier puisqu'aucune différence n'a été observée entre les deux dispositifs. Ce résultat était d'ailleurs attendu au vu des échantillonnages pratiqués aux alentours (§ B.1.3.). La littérature à ce propos est sujette à controverse, certains auteurs vantant le rôle de corridors des haies et bords de route (Vermeulen, 1994 ; Burel, 1996 ; Fournier & Loreau, 1999 ; Niemela, 2001 ; Vergnes et al., 2012) alors que d'autres ont montré que peu d'espèces de carabes dispersaient effectivement via ces structures linéaires (Gruttke, 1994 ; Small et al., 2006 ; Rantalainen et al., 2008). Sustek (1992) a quant à lui précisé que les haies constituées d'essences indigènes drainaient davantage d'espèces – forestières essentiellement – dans le paysage environnant que celles composées d'espèces introduites voire invasives. Etant donné la composition très allochtone de la haie SNCF bordant le dispositif expérimental (*Buddleia davidii*, *Elaeagnus angustifolia*), cette hypothèse pourrait être l'un des facteurs expliquant l'absence d'effet de la connectivité sur la recolonisation des technosols pour ce taxon.

Bien qu'aucune différence significative ne soit apparue chez les cloportes entre les dispositifs connecté et déconnecté, une décroissance progressive de leur abondance avec l'éloignement à la haie a été mise en évidence au sein du dispositif H. Qui plus est, des différences en termes de composition des communautés ont également été observées avec davantage de *Porcellio scaber* du côté connecté et d'*Armadillidium nasatum*, espèce plus anthropophile, du côté déconnecté. La proximité à la haie permettrait ainsi, comme pour les collemboles, l'établissement de communautés de cloportes plus proches de celles observées en milieu semi-naturel alors que son éloignement serait à l'origine de communautés plus « urbaines », caractéristiques de milieux plus xériques, aux origines souvent littorales.

En revanche, pour les vers de terre, dernier taxon de la macrofaune suivi dans cette étude, la haie semble permettre une recolonisation des technosols plus rapide et numériquement plus importante. Bien que les effectifs soient encore très faibles pour ce taxon 1 an et demi après la mise en place des technosols, on constate en effet que l'abondance en vers de terre est systématiquement plus importante dans le dispositif H ce qui confirme les travaux de Hansen et al. (1989). Cet effet positif de la connectivité sur l'abondance des vers semble d'ailleurs se prolonger dans le temps car des échantillonnages réalisés en octobre 2015 ont permis de dénombrer 711 individus dans le dispositif connecté contre seulement 405 dans le dispositif non connecté.

La proximité à la haie semble donc jouer un rôle prépondérant dans la dynamique de recolonisation des parcelles expérimentales au cours des premiers mois, au moins pour les collemboles, les acariens oribates, la macrofaune en général et les vers de terre en particulier.

Comme évoqué dans le premier chapitre de cette thèse, la connectivité des paysages est rarement prise en compte dans les opérations de requalification de friches et de restauration de sols urbains, tout au moins pour l'écosystème sol. Les résultats de cette expérimentation *in situ* montrent pourtant tout l'intérêt de s'appuyer sur un réseau de « trame brune » (Pouyat *et al.*, 2010; Pickett *et al.*, 2011; Boudes & Colombert, 2012) si l'on veut faciliter la recolonisation de sols restaurés par la pédofaune. La haie bordant la voie ferrée s'avère en effet être un habitat source et/ou un corridor de déplacement pour certains taxons et notamment pour la mésofaune et les vers de terre. Ceci rejoint les travaux d'autres auteurs ayant montré l'intérêt de la connectivité en général (Knop *et al.*, 2011) et de la présence de haies et d'alignements d'arbres bordant les voies ferrées et les routes en particulier (Vermeulen & Opdam, 1995; Rudd *et al.*, 2002; Penone *et al.*, 2012) sur le succès d'opérations de restauration en termes de rétablissement de communautés animales et végétales.

D.3. Influence du mode de gestion de l'horizon de surface des technosols sur leur recolonisation par la pédofaune

Les résultats obtenus lors de notre suivi montrent une nette différence de la composition des communautés édaphiques en fonction des différentes modalités de gestion des technosols. En effet, quel que soit le taxon considéré, les valeurs moyennes de l'abondance et de la richesse spécifique sont significativement plus élevées sur les modalités où la végétation est bien développée et forme un couvert continu, telles que les modalités pelouse, prairie fleurie ou encore arbustes. Ces modalités semblent ainsi présenter des conditions favorables – en termes d'humidité, de microhabitats, etc. - à l'installation et à l'activité de la pédofaune.

Chez les collemboles issus des carottes de sol tout d'abord, l'abondance et la richesse spécifique sont ainsi significativement plus élevées pour les modalités prairie fleurie et pelouse auxquelles on peut ajouter la modalité arbustes concernant la diversité spécifique. Les collemboles sont en effet connus pour être particulièrement sensibles à la dessiccation (Bachelier, 1978 ; Pflug & Wolters, 2001). Ceci peut expliquer leur faible présence dans les modalités où le sol est quasi-nu ou ne présente qu'une végétation très éparse. Ces résultats

rejoignent également ceux de Koehler (2000) qui a suivi deux dispositifs expérimentaux mis en place sur une décharge de gravats en Allemagne, l'un laissé en succession naturelle et l'autre semé d'une pelouse régulièrement tondue. La mise en place de la pelouse a ainsi avancé d'environ 1 an la recolonisation des sols par des communautés mésofauniques denses par rapport au dispositif laissé sans intervention humaine (qui pourrait correspondre à notre modalité 4). D'après l'auteur, ces mesures de mise en place d'un couvert végétal remplissent une double fonction : prévenir l'érosion et le lessivage des nutriments et initier le développement du sol d'une part et stimuler la biodiversité du sol d'autre part avec toutes les conséquences que cela peut avoir sur le maintien des fonctions écosystémiques (cf. Chap. 1).

Des différences existent également entre les différentes modalités de gestion quant à la structure des communautés. Les collemboles épiédaphiques, aux plus grandes capacités de dispersion, sont ainsi majoritaires dans les modalités à couvert végétal rare - soit les deux modalités sans compost (1 et 2) et la modalité en végétation spontanée avec désherbage (3) - alors qu'au contraire ce sont les collemboles hémiedaphiques qui dominent dans les modalités semées ou plantées. Les espèces hémiedaphiques vivent à l'interface sol/litière et sont donc logiquement mieux représentées dans les modalités à la végétation plus dense. Perez *et al.* (2013) ont d'ailleurs constaté que seules les espèces hémiedaphiques étaient influencées par la composition du couvert végétal et notamment par la diversité fonctionnelle des plantes présentes. A noter que la situation est intermédiaire dans la modalité 4 qui se situe à l'interface entre les modalités faiblement végétalisées (1, 2 et 3) et les modalités semées ou plantées. Malgré les allées en briques compactées mises en place entre les différentes placettes, des transferts transversaux d'organismes de la faune du sol doivent probablement se produire au niveau de cette modalité.

Outre les variations en termes d'abondance relative des différentes catégories écologiques de collemboles, il existe également des différences dans la composition taxonomique des communautés. On retrouve là encore deux groupes principaux de modalités avec d'une part les modalités 1 et 3 (bonne représentation de *Bourletiella hortensis*, espèce pionnière, et de la famille des Sminthurididae, petits collemboles sphériques facilement dispersés par le vent) et d'autre part les modalités 5&6, 7 et 8 (dominance des Hypogastruridae, inféodés aux milieux riches en matière organique, et des Isotomidae, et une grande diversité d'autres familles en plus petits effectifs). La modalité 4 présente là encore une situation intermédiaire qui témoigne de son rôle « tampon » à l'interface entre ces deux groupes de modalités alors que la modalité BRF présente quant à elle un peuplement bien distinct des autres avec environ 80% d'Isotomidae et la plus forte représentation de la famille des Neanuridae et

donc de son unique représentant, *Neanura muscorum*, espèce fréquente sous les écorces. Ces résultats montrent bien que les placettes 1 et 3 ne sont pas très accueillantes pour les collemboles et hébergent plutôt des individus inféodés aux substrats pionniers ou déposés là au gré du vent ou d'autres voies de déplacement passif alors que les modalités semées et plantées permettent d'accueillir des communautés plus variées en termes de composition taxonomique. La présence de compost de déchets verts dans les technosols a également son importance puisqu'elle induit des communautés dominées, au moins les premiers temps, par des représentants des Hypogastruridae, quasi-absents sinon des communautés. Enfin, le BRF est intéressant puisqu'il draine des communautés moyennement diversifiées mais cependant originales, ce qu'on retrouvera d'ailleurs lors de l'étude des traits fonctionnels.

Contrairement à la connectivité, le mode de gestion a en effet un impact significatif sur l'ensemble des traits fonctionnels considérés dans cette étude. Deux modalités se détachent principalement de toutes les autres : la modalité BRF et les prairies fleuries. Dans la modalité BRF, on retrouve la proportion la plus élevée de collemboles de grande taille (>4 mm) ainsi qu'une quasi-exclusivité de collemboles pigmentés présentant 8 ocelles, cylindriques et se reproduisant par voie sexuée. On a ainsi des collemboles typiquement très mobiles et capables de se mouvoir dans le substrat relativement instable que constituent les petits rameaux de bois. Les collemboles présents dans le BRF présentent de plus des affinités pour des microhabitats bien différents de ceux des autres modalités. On retrouve logiquement des espèces affectionnant le bois mort et les champignons (qui se développent rapidement à la surface des fragments de bois constitutifs du BRF) mais aussi les pierres (pour l'abri qu'elles constituent au même titre que les fragments de bois). Les modalités prairie fleurie se caractérisent quant à elles par une plus forte proportion de collemboles parthénogénétiques et par la présence de collemboles ayant des affinités pour des habitats (cultures, prairies, forêts, grottes, littoral, etc.) et des microhabitats (racines, mousses, litière, herbe, faeces, etc.) variés. A noter que les espèces parthénogénétiques, bien souvent euédaphiques, constituent la majeure partie des populations de collemboles dans les écosystèmes semi-naturels, atteignant les 78% dans les sols forestiers (*Chernova et al., 2010*). Une plus forte proportion de collemboles parthénogénétiques dans les prairies fleuries témoigne donc d'une évolution du technosol vers un milieu plus stable, capable de fournir davantage de ressources aux communautés mésofauniques.

En règle générale, on a donc pu observer des communautés bien plus diversifiées fonctionnellement (meilleure représentation des différents attributs des traits) dans les modalités 5&6, 7 et 8 que dans les modalités 1, 3 et 4. Les modalités semées et plantées présentent en effet l'avantage de procurer plus rapidement une multitude de microhabitats

permettant l'installation d'espèces aux exigences écologiques variées (*Andrés & Mateos, 2006*).

Il est à noter que cet impact relativement important du mode de gestion sur les traits fonctionnels, comparativement aux résultats plus flous obtenus pour la connectivité, n'est pas étonnant étant donné qu'il a déjà été établi que les principaux facteurs affectant la fréquence des traits fonctionnels étaient la teneur en matière organique des sols, l'épaisseur de la litière ou encore l'importance du couvert végétal (*Santorufo et al., 2014*).

Pour les acariens et les autres organismes de la mésofaune, la même tendance se dessine avec des communautés plus abondantes dans les modalités prairie fleurie, pelouse et BRF (uniquement pour les acariens) que dans les autres modalités. Les modalités semées et plantées présentent de surcroît des proportions relatives plus équilibrées des 3 sous-ordres d'acariens avec environ 15% d'oribates ce qui témoigne d'une plus grande stabilité de ces modalités vis-à-vis de la faune du sol. Ces résultats sont en accord avec les données de la littérature puisque des études ont montré que la présence des oribates dépendait fortement de la qualité de la végétation et de la litière (*Dunger et al., 2001*) et que la colonisation par les gamasides était elle aussi influencée de façon positive par la gestion du site et bénéficiait notamment de la mise en place d'un couvert végétal herbacé (*Koehler, 2000*).

Pour la mésofaune des sacs de litière, on retrouve au bout des 4 mois d'expérimentation, des situations contrastées en termes d'abondance relative des différents taxons avec une proportion plus importante d'acariens dans les prairies fleuries et dans les pelouses que dans les autres modalités. Cette diminution du ratio collemboles/acariens témoigne là encore d'une plus grande stabilité de l'écosystème sol pour ces modalités semées (*Maldague, 1961; Menta et al., 2014*).

En revanche, l'effet du mode de gestion sur les différents taxons est beaucoup moins tranché dans les communautés mésofauniques issues des sacs de litière que dans celles des carottes de sol. Ainsi, aucune différence significative entre modes de gestion n'a été mise en évidence en ce qui concerne l'abondance, la richesse spécifique et la diversité en collemboles. Ces résultats tiennent certainement au fait que les sacs de litière constituent déjà un microhabitat et une source de nourriture pour ces organismes et que la gestion globale des placettes a donc relativement moins d'importance.

Si les communautés mésofauniques échantillonnées dans les sacs de litière varient peu entre les différents modes de gestion, ces dernières ont cependant un effet sur la dynamique de décomposition des feuilles mortes et donc sur l'activité biologique des technosols. Quel que soit le dispositif, on peut voir que la dégradation de la litière est plus importante et plus rapide

pour les modalités pelouse et BRF suivies des modalités prairie fleurie et arbustes et enfin de la modalité en végétation spontanée sur compost assez loin devant les modalités végétation spontanée sur limon seul et désherbage manuel. Ces deux dernières modalités présentent en effet des pourcentages de matière sèche restante très élevés liés au mauvais drainage de ces sols nus ou très peu végétalisés où l'eau ne n'infiltre pas correctement.

Les modalités semées et plantées et le BRF, qui présentaient les communautés les plus abondantes et/ou les plus diversifiées taxonomiquement et fonctionnellement, ont donc aussi l'activité biologique la plus importante. Il est en effet largement admis que l'activité de la pédofaune augmente généralement la dégradation de la litière (*Setälä et al., 1996; Kampichler & Bruckner, 2009; Aubert et al., 2010*) et que cet effet est maximal pour des valeurs de C/N de la litière intermédiaires, comprises entre 20 et 30 (*Frouz et al., 2015*). Or, le rapport C/N des feuilles mortes de tilleul présentes dans les sacs de litière est d'environ 32,5 (*Frouz et al., 2013b*) d'où une décomposition relativement rapide ici. En effet, au bout des 4 mois d'expérimentation, les sacs de litière étaient déjà largement consommés avec jusqu'à 53,1% de perte de masse au maximum (placette NC7) ce qui est largement supérieur aux taux de dégradation retrouvés par exemple par Pernin (2003) dans son expérimentation réalisée avec des sacs de litière remplis de feuilles de chêne liège. La dégradation de la litière a donc été rapide et ce d'autant plus qu'étant donné la faible taille de maille des sacs, la majorité des organismes de la macrofaune pouvaient y avoir accès. Or, celle-ci est connue pour accélérer cette décomposition (*Smith et al., 2009*). Slade & Riutta (2012) ont d'ailleurs montré que 22 à 41% de la perte de masse des sacs de litière étaient imputables à la macrofaune notamment dans les premiers temps suivant la pose des sacs.

Les modalités présentant les meilleurs taux de décomposition sont d'ailleurs également les modalités présentant la macrofaune la plus abondante. En effet, l'abondance en organismes de la macrofaune est maximale pour les modalités prairie fleurie, pelouse et arbustes, intermédiaire pour le BRF et minimale pour les modalités en végétation spontanée avec ou sans désherbage. Là encore, ce sont les modalités caractérisées par un couvert végétal, herbacé ou arbustif, plus fourni qui, en permettant la mise en place d'une couche d'humus (*Frouz et al., 2008*), et par là même en offrant une plus large gamme de microhabitats, hébergent davantage d'organismes.

Les communautés de carabes, essentiellement représentées par des espèces prédatrices, trouvent dans les modalités semées et plantées des terrains de chasse favorables. En tant que prédateurs, leur répartition suit logiquement celle de leurs proies et notamment des collemboles ou d'autres organismes de la méso- et de la macrofaune, eux-mêmes plus abondants dans les

modalités pelouse, prairie fleurie et arbustes. D'autres auteurs ont eux-aussi constaté une plus grande abondance en carabes dans les milieux urbains présentant un couvert arboré et/ou une strate arbustive bien développés ou tout au moins un couvert végétal relativement haut et dense de type fougères (Do et al., 2014 ; Philpott et al., 2014). On remarque également qu'en accord avec nos hypothèses (§B.2.3.), les espèces de carabes phytophages du genre *Amara* sont plus nombreuses dans les placettes en modalité arbustes (7 individus sur 16 échantillonnés au total toutes dates confondues) ce qui montre que le mode de gestion n'a pas seulement un impact sur l'abondance des communautés carabiques mais aussi sur leur composition taxonomique et fonctionnelle. Il est d'ailleurs déjà bien établi que les pratiques de gestion des milieux herbacés urbains influencent fortement les communautés de carabes (Hartley et al., 2008; Do et al., 2014).

La répartition des cloportes, également sensibles aux conditions d'humidité et à la présence d'un couvert végétal leur assurant protection vis-à-vis de la dessiccation et apports de matière organique, suit un schéma similaire à celui des collemboles et des vers de terre avec une abondance maximale sous les arbustes et minimale dans la modalité avec désherbage. La modalité arbustes est également celle présentant la plus grande proportion (près de 50%) de *Porcellio scaber*, espèce fréquentant les sols humides recouverts d'une litière épaisse, les autres modalités étant dominées par l'espèce anthropophile *Armadillidium nasatum*. Cependant, toutes ces tendances sont à relativiser étant donné les très faibles effectifs de cloportes trouvés sur les placettes quelle que soit la modalité considérée.

Enfin, chez les vers, ce sont là encore les modalités semées et plantées ainsi que le BRF qui tirent leur épingle du jeu. La modalité pelouse notamment présente une abondance et une richesse spécifique en vers significativement plus élevées que toutes les autres modalités. Plusieurs hypothèses permettent d'expliquer ces observations. La principale est certainement la formation d'une couche de litière plus conséquente sous les arbustes et les couverts herbacés denses ainsi que sous le BRF, qui relargue de la matière organique dans le sol (Caron et al., 1998 ; Barthès et al., 2010). En effet, il est bien admis que la formation d'une litière en surface est essentielle à l'établissement de populations de vers (Eijsackers, 2010 ; Wodika et al., 2014) constituées au départ d'espèces épigées ou épianéciques dont l'activité bioturbatrice va transformer les couches superficielles du sol en une couche d'humus permettant l'arrivée de vers endogés creusant un réseau dense de galeries. D'autres facteurs explicatifs peuvent également expliquer cette préférence des vers pour quelques modalités : un sol décompacté par un réseau racinaire plus dense leur permettant de mieux s'enfoncer dans le sol et/ou la conservation d'un meilleur taux d'humidité dans le sol sous le BRF ou les couverts

végétaux épais, limitant la dessiccation des organismes et favorisant leur protection vis-à-vis des UV auxquels ils sont très sensibles (*Eijsackers, 2010*).

Au regard de ces différents résultats, trois modes de gestion se détachent donc des autres : il s'agit des pelouses, des prairies fleuries et des arbustes. Contrairement aux technosols laissés en succession végétale spontanée avec (modalité 3) ou sans (modalité 1) apport de compost, les technosols semés ou plantés d'arbustes présentent plus rapidement un couvert végétal dense et fonctionnellement diversifié (présence de légumineuses et de graminées pour les prairies fleuries, strates herbacée et arbustive pour la modalité arbustes). Or, l'accroissement de la diversité spécifique et fonctionnelle en plantes, en fournissant davantage de ressources alimentaires dans le sol au niveau des racines, influence fortement les communautés pédofauniques et en particulier les décomposeurs que sont les vers et les collemboles (*Milcu et al, 2006; Perez et al., 2013*).

Le BRF, dont les bénéfices sur la structure et la qualité des sols sont bien connus (*Caron et al., 1998 ; Barthès et al., 2010*), présente lui aussi un certain intérêt puisqu'il se caractérise ici par une dégradation rapide de la litière, par des communautés mésofauniques originales d'un point de vue taxonomique et fonctionnel et par des populations de vers parmi les plus abondantes.

BRF, prairie fleurie et plantation d'arbustes indigènes étant trois pratiques s'intégrant pleinement dans la gestion différenciée, on peut donc dire que celle-ci présente des avantages pour la faune du sol en plus de ses bienfaits déjà mentionnés sur les oiseaux, les papillons, les insectes pollinisateurs et les plantes (*Shwartz et al., 2013*).

Il était déjà bien établi que les changements dans la composition des communautés de microarthropodes étaient souvent guidés par l'usage et la gestion des terres via leurs effets sur les propriétés des sols (*Butcher et al., 1971 ; Sousa et al., 2003 ; Gutiérrez-López et al., 2010*) et la qualité des ressources alimentaires disponibles (*Rantalainen et al., 2004*). Philpott et al. (2014) confirmaient ces tendances en contexte urbain en montrant que 80% des facteurs explicatifs prédisant l'abondance et la composition des communautés d'arthropodes étaient des facteurs locaux, la plupart liés à la couverture végétale du sol. Les résultats issus de cette étude vont également dans ce sens et montrent que la gestion des horizons de surface des technosols revêt une importance considérable dans le processus de restauration, notamment en accélérant l'implantation de communautés de la mésofaune et de la macrofaune diverses.

Etant donné qu'il est plus aisé en milieu urbain de jouer sur le mode de gestion des sols restaurés ou construits que sur la connectivité du paysage, ces résultats ont des implications

positives majeures pour les gestionnaires et les décideurs impliqués dans la maîtrise d'œuvre de projets de requalification urbaine et de restauration de sols dégradés et désireux d'en augmenter la biodiversité.

D'un point de vue écologique, cette plus grande influence du mode de gestion que de la connectivité peut être liée aux caractéristiques des organismes considérés dans cette étude qui présentent des capacités de dispersion relativement faibles en comparaison avec d'autres taxons plus mobiles comme les insectes pollinisateurs, les oiseaux ou les mammifères, relativement plus impactés par la connectivité (*Andrén, 1994 ; Haas, 1995 ; Haddad et al., 2003 ; Gilbert-Norton et al., 2010 ; Philpott et al., 2014*).

Enfin, de bons indicateurs de qualité des sols se devant de répondre aux pratiques de gestion et d'usage des terres (*Doran & Zeiss, 2000*), on peut dire qu'à la lueur de ces résultats, l'ensemble des taxons étudiés ici, et en particulier les organismes de la mésofaune, peuvent être considérés comme étant des bioindicateurs pertinents de l'évaluation de la qualité des technosols.

D.4. Influence d'autres facteurs explicatifs sur la dynamique de recolonisation des technosols par la pédofaune

Outre le mode de gestion et la connectivité, d'autres facteurs sont susceptibles d'agir sur la dynamique de recolonisation des technosols par la pédofaune. Parmi ceux-ci, on peut citer les paramètres physico-chimiques et agronomiques des technosols ou encore d'autres facteurs externes comme les conditions météorologiques. Ces facteurs seront peu développés au sein de ce mémoire car ils ont déjà fait l'objet de nombreux travaux et ne font pas partie du questionnement principal de cette thèse.

Il a pu être mis en évidence que l'abondance et la richesse spécifique en collemboles ainsi que l'abondance en acariens étaient positivement corrélées à l'humidité et aux teneurs en carbone organique et en azote total du technosol et négativement corrélées au rapport C/N. De la même façon, la diversité et l'équitabilité en collemboles sont positivement corrélées aux teneurs en carbone organique et en azote total du technosol et négativement au rapport C/N. Ces corrélations sont toutes significatives au seuil de 5%.

Pour l'humidité, ces résultats ne sont pas surprenants étant donné la sensibilité des collemboles vis-à-vis de la dessiccation (*Bachelier, 1978 ; Pflug & Wolters, 2001*). Plusieurs études ont d'ailleurs montré que des conditions d'humidité plus importantes (par irrigations ou précipitations plus fréquentes) avaient un impact positif sur les populations de collemboles et

d'acariens (*Tsiafouli et al., 2005 ; Chikoski et al., 2006*). Chez les acariens mésostigmates, la quantité de précipitations expliquait même une plus grande part de variation de la composition des communautés que la végétation ou les propriétés du sol (*Nielsen et al., 2010*).

Concernant la teneur en matière organique du sol, il est généralement admis qu'elle influence grandement les communautés mésofauniques. Ainsi, des études antérieures ont montré que la teneur totale en matière organique était la variable la plus importante dans l'organisation des communautés d'oribates et de collemboles (*Hale, 1971 ; Maraun et al., 1999 ; Hasegawa, 2001*). Dans les sols de bords de route, qui comptent parmi les sols urbains les plus pauvres en matière organique, une simple augmentation de 0,6% de la teneur en carbone organique est suffisante pour améliorer de manière significative la fonctionnalité des sols (*Magro et al., 2013*).

Les corrélations négatives entre les paramètres caractérisant les communautés de collemboles et le rapport C/N sont plus délicates à interpréter. En effet, on sait que le rapport C/N est positivement corrélé au rapport champignon/bactéries des communautés de microorganismes (*Fierer et al., 2009 ; Frouz et al., 2013b*) et donc généralement positivement corrélé à l'abondance en collemboles puisque ces derniers se nourrissent d'hyphes fongiques. Or, ce sont principalement les espèces euédaphiques qui ont une telle alimentation, les collemboles épiédaphiques se nourrissant plutôt de pollen et d'algues et les hémi-édaphiques de débris végétaux et de matière organique morte prélevée dans la litière où ils vivent (*Perez et al., 2013*). On peut donc émettre l'hypothèse qu'étant donné la composition particulière des communautés pionnières observées ici (constituées à plus de 90% de collemboles hémi- et épiédaphiques), les technosols ayant un rapport C/N plus élevé n'hébergent pas de communautés plus abondantes de collemboles.

E. Conclusion

Le dispositif expérimental *in situ* étudié tout au long de ce chapitre a permis de suivre la dynamique de colonisation de technosols par des communautés pédofauniques durant les 20 premiers mois suivant leur mise en place. La colonisation biologique des sols construits en contexte urbain est un phénomène complexe soumis à de nombreux facteurs et qui commence seulement à faire l'objet d'études scientifiques (*Pey, 2010 ; Hafeez et al., 2012 ; BIOTECHNOSOL, 2013*).

D'un point de vue général, les communautés recensées sur le dispositif expérimental sont peu abondantes et les différentes espèces identifiées sont relativement communes.

On notera toutefois le nombre important d'espèces de collemboles dans un milieu urbain si fortement perturbé, ce qui rejoint les observations réalisées dans les délaissés urbains et les jardins privés avoisinants.

La composition de ces communautés pédofauniques est influencée par les éléments paysagers alentours et notamment par la présence d'une haie, en connexion directe avec les parcelles du dispositif H, qui a dévoilé son intérêt dans la dynamique de recolonisation. Les résultats montrent en effet que les technosols connectés à la haie sont colonisés plus rapidement et/ou plus abondamment pour la plupart des taxons considérés. Le temps semble toutefois atténuer ces différences.

Les différents modes de gestion des horizons de surface ont quant à eux une forte influence sur la composition des communautés. Celles-ci sont plus riches et plus abondantes pour les modalités bénéficiant d'un couvert herbacé ou arbustif relativement dense procurant abris, humidité et microhabitats favorables à leur installation et à leur activité. Inversement, les modalités nues, sans apport de compost et/ou non semées semblent peu attractives, du moins au cours des 20 premiers mois de colonisation.

Si la haie accélère et facilite le processus de recolonisation pour certains taxons (mésafaune et vers notamment), c'est principalement le mode de gestion qui dicte l'originalité et la structure des communautés et qui semble ainsi avoir le plus d'impact sur la fonctionnalité de ces sols néoformés. A noter que cette fonctionnalité a présentement été évaluée via l'activité biologique des technosols (expérimentation des sacs de litière) et via la présence de communautés pédofauniques taxonomiquement et fonctionnellement (sur la base de l'étude des traits fonctionnels ou des catégories écologiques selon les taxons) diversifiées.

Jusqu'à présent, très peu d'études (*Philpott et al., 2014* par exemple) avaient comparé l'impact relatif de facteurs locaux et paysagers sur les communautés d'arthropodes urbains présentant des traits d'histoire de vie, des statuts trophiques et des capacités de déplacement variés via une approche multi-taxons. L'étude simultanée de plusieurs taxons est cependant cruciale pour améliorer la compréhension des facteurs favorisant l'installation et le maintien d'une biodiversité urbaine fonctionnelle (*Jarošik et al., 2011; Vergnes, 2012; Shwartz et al., 2013; Philpott et al., 2014*).

Les réponses variées des différents taxons à la gestion et à la connectivité des technosols ont d'ailleurs montré tout leur intérêt en tant que bioindicateurs permettant l'évaluation de la qualité de la restauration de sols dégradés en milieu urbain (*Andrés & Mateos, 2006; Hartley et al., 2008; Magro et al., 2013*).

L'approche innovante de cette expérimentation *in situ* a donc permis d'améliorer les connaissances concernant la dynamique de recolonisation par la pédofaune de sols construits en milieu urbain et d'évaluer les facteurs susceptibles de l'impacter. Cependant, cette étude présente des limites inhérentes aux expérimentations dans le domaine de l'écologie : expérimentation se bornant à l'étude des systèmes pionniers, encore pauvres en espèces ; aléas météorologiques ; apport possible d'organismes via les matériaux constitutifs du technosol et « non-étanchéité » totale du dispositif vis-à-vis de l'extérieur, etc.

Pour s'affranchir, au moins en partie, de ces contraintes techniques et autres biais expérimentaux, d'autres expérimentations en conditions plus contrôlées et à échelle plus réduite ont été mises en place. Elles font l'objet des chapitres 3 et 4 suivants. Le chapitre 3 concerne la mise en place de mésocosmes permettant de tester davantage de modalités, qui n'avaient pu être mises en place *in situ* pour des raisons techniques, mais surtout de se projeter dans des stades plus avancés de colonisation via l'inoculation de populations macrofauniques. Le chapitre 4 s'intéresse quant à lui à une expérimentation en microcosmes réalisée en conditions contrôlées au laboratoire et permettant d'affiner la connaissance des processus ayant trait à l'influence du mode de gestion sur les communautés de collemboles.

Chapitre 3

Influence du mode de gestion sur la
dynamique de recolonisation assistée et
spontanée d'un technosol :
Expérimentation en mésocosmes

Les expérimentations en mésocosmes réalisées sur le campus universitaire répondent au même objectif d'étude que celles réalisées *in situ* mais en diffèrent par les dimensions plus réduites et surtout par le mode de recolonisation. Si celle-ci était spontanée sur les placettes du site de l'Union, elle est ici assistée via l'inoculation de vers et de cloportes. Le suivi des populations introduites permet ainsi de quantifier l'impact des modalités de gestion sur certains traits d'histoire de vie des organismes considérés (survie, reproduction et croissance). Comme pour l'expérimentation *in situ*, un regard est également porté sur des aspects plus fonctionnels avec la mise en place de sacs de litière permettant d'avoir des informations à la fois sur les communautés mésofauniques et sur la dégradation de la matière organique.

Cette expérimentation revêt un caractère plus exploratoire et constitue en quelque sorte un forçage du système permettant de faire un saut dans le temps et d'observer des communautés d'organismes qui ne sont pas ou peu présents lors des stades pionniers. La comparaison entre les résultats obtenus sur les placettes expérimentales *in situ* et sur les mésocosmes devrait permettre d'infirmer ou de confirmer les effets du mode de gestion des horizons de surface des technosols sur leur recolonisation par la pédofaune.

Les mésocosmes sont des systèmes fermés partiellement perméables à leur environnement. Ils miment la complexité des composantes biotiques et abiotiques du sol et ont pour objectif de dépasser la simplicité de la majorité des dispositifs expérimentaux à petite échelle de type microcosmes. Les mésocosmes présentent ainsi l'avantage de combiner répétabilité et haut degré de réalisme (Odum, 1984 ; Kampichler et al., 1999).

A. Matériels & Méthodes

A.1. Plan d'expérience

Les mésocosmes, d'une taille d'1 m² chacun, ont été achevés durant l'hiver 2012-2013 (Fig. 92). Leurs parois, d'une hauteur de 80 cm, sont en béton ou en bois et leur fond est tapissé d'un géotextile pour assurer leur étanchéité vis-à-vis de la faune du sol tout en assurant un certain drainage. Ce géotextile a été recouvert d'une couche de 3 cm de gravillons surmontée, selon les modalités testées, d'une couche de 60 cm de limon profond seul (« L ») ou d'un mélange de limon et de compost de déchets verts (« LC ») dans les mêmes proportions que dans les technosols *in situ* (2/3 limon, 1/3 compost). Les semis et la pose de BRF ont été réalisés mi-avril 2013.



Construction des mésocosmes (juin 2012)



Mise en place du géotextile
et du gravier



Remplissage des mésocosmes
(décembre 2012)



Limons seuls (à gauche) et
mélange limon/CDV (à droite)



Vue des mésocosmes en juillet 2013



Vue des mésocosmes en novembre 2013
après entretien (tonte/fauche/désherbage)



Vue des mésocosmes en juin 2014

Figure 92: Photos des mésocosmes à différentes dates, de leur construction en hiver 2012-2013 à la fin de l'expérimentation en juin 2014 (Photos : C. Burrow)

Les onze modalités de gestion sont présentées dans le plan d'expérience ci-après (Fig. 93). Il s'agit des mêmes modalités que celles testées sur les placettes expérimentales *in situ* à l'exception de la modalité arbustive. Pour les traitements pelouse et prairie fleurie, deux modes de gestion ont cette fois été testés : avec ou sans exportation des produits de fauche ou de tonte. Une autre modalité expérimentée en mésocosmes est la modalité engrais verts.

Deux réplicats ont été mis en place pour chaque modalité de gestion ce qui porte à 22 le nombre de mésocosmes, dont la répartition spatiale a été randomisée.

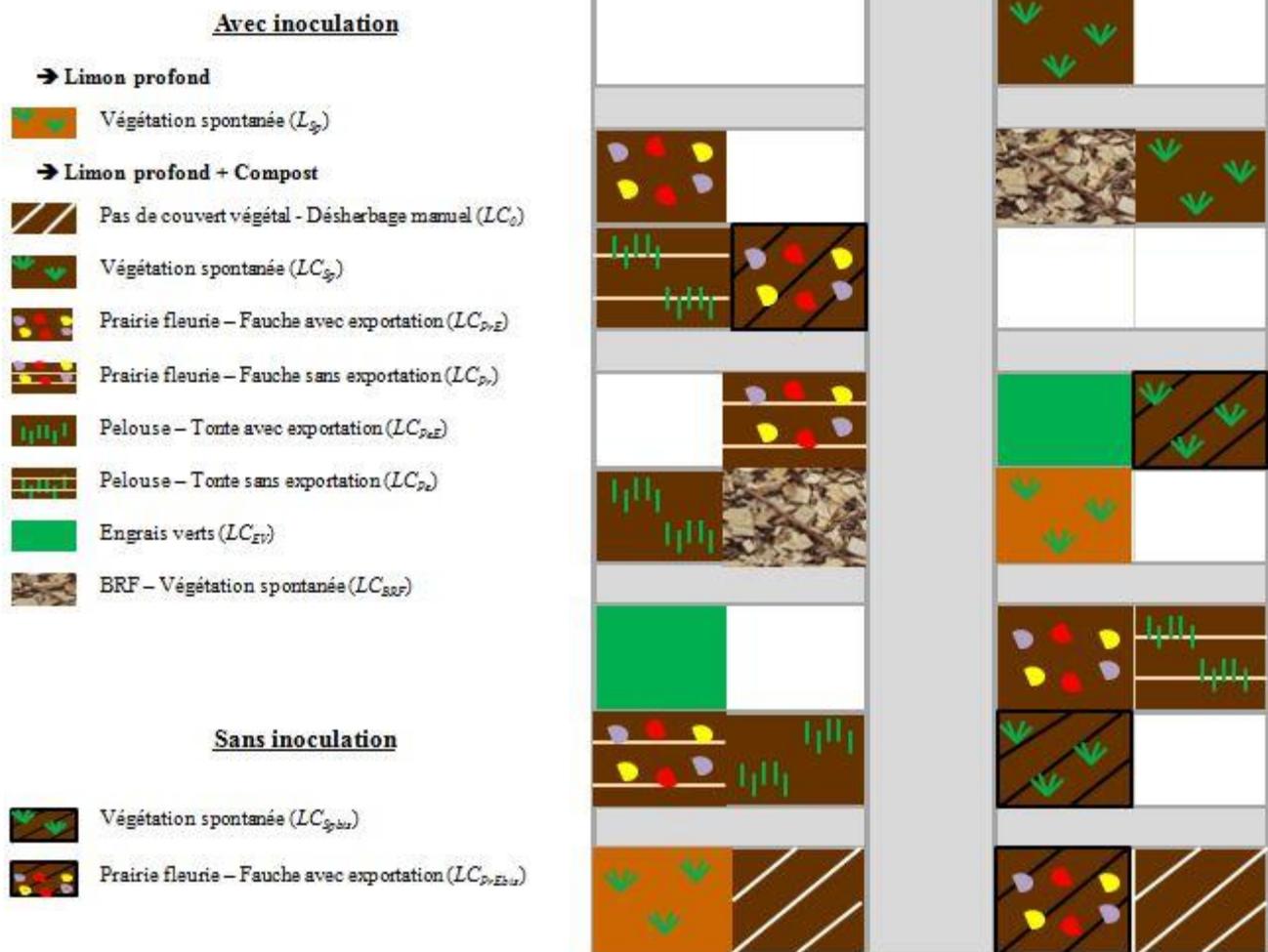


Figure 93: Plan d'expérience

A.2. Choix des modalités

Concernant le choix des modalités testées, il s'agit, comme pour les placettes expérimentales *in situ*, de tester majoritairement des pratiques de gestion différenciée et quelques pratiques de gestion horticole plus traditionnelle (Fig. 94).

Les modalités déjà testées sur les placettes *in situ* sont les modalités :

- **Végétation spontanée** sur limon seul (LC_{Sp}) et sur mélange limon/compost (LC_{Sp})
- **Désherbage manuel**, c'est-à-dire sans couvert végétal (LC_0)
- **BRF** (LC_{BRF})

Les modalités supplémentaires utilisées dans les mésocosmes sont les modalités :

- **Engrais verts** (LC_{EV}): semis d'un mélange de quatre plantes fréquemment utilisées en tant qu'engrais verts : *Trifolium incarnatum* (Trèfle incarnat) et *Medicago sativa* (Luzerne cultivée) pour les légumineuses, *Phacelia tanatecifolium* (Phacélie à feuilles de tanaïs) et *Sinapis alba* (Moutarde blanche). Les engrais verts sont fréquemment utilisés, aussi bien en agriculture qu'en horticulture, comme couvre-sol ainsi que pour leurs nombreux bienfaits en termes d'amélioration de la qualité des sols et de biodiversité (*Lupwayi et al., 1998 ; Dabney et al., 2001 ; Pywell et al., 2011*).
- **Prairie fleurie avec exportation** des résidus de fauche (LC_{PrE})
- **Prairie fleurie sans exportation** des produits de fauche (LC_{Pr})
- **Pelouse tondue avec exportation** des résidus de tonte (LC_{PeE})
- **Pelouse tondue sans exportation** des résidus de tonte (LC_{Pe})

Ces quatre dernières modalités visent à détecter un effet éventuel de la manière dont est pratiqué l'entretien par tonte ou fauche des pelouses et prairies fleuries sur les populations de vers et de cloportes ainsi que sur la mésofaune. Il s'agit notamment de voir si nos résultats sont en accord avec les principes de la gestion différenciée qui préconisent l'exportation des produits de fauche afin d'éviter l'enrichissement du milieu et le développement de plantes nitrophiles présentant un faible intérêt écologique voire envahissantes (*Mission Gestion différenciée, 2000 ; Natureparif/ANVL, 2009*).

Deux modalités « **témoin** », sans inoculation de vers ni de cloportes, ont également été mises en place. L'une est en **végétation spontanée** (LC_{Spbis}) et l'autre en **prairie fleurie sans exportation des résidus de fauche** (LC_{Prbis}).

Une fois par mois, les mésocosmes concernés par la modalité sans couvert végétal (LC_0) ont été dés herbés. Aucune intervention n'a été réalisée sur les autres mésocosmes à l'exception des pelouses (LC_{Pe} et LC_{PeE}) tondues avec un taille-bordures rotofil et des prairies fleuries (LC_{Pr} , LC_{PrE} et LC_{PrEbis}) fauchées à l'aide de cisailles à haies.

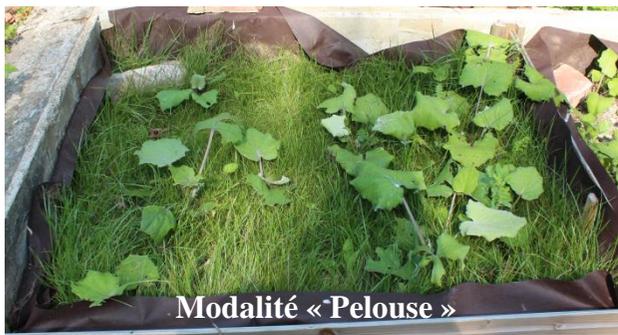
Modalité « Engrais verts »



Modalité « Prairie fleurie »



Modalité « Végétation spontanée » sur limon seul (à gauche) et sur limon+CDV (à droite)



← Modalité « BRF »

Figure 94: Quelques modalités de gestion expérimentées dans les mésocosmes (photos de juillet 2013 et juin 2014 ; source : C. Burrow)

A.3. Colonisation assistée : vers et cloportes

A.3.1. Inoculation

Deux taxons de la macrofaune ont été choisis pour l'inoculation : les vers et les cloportes. Ils ont l'avantage d'être relativement faciles à capturer dans l'environnement, à manipuler puis à réintroduire dans les mésocosmes. Qui plus est, il s'agit d'organismes qui mettent plusieurs mois voire années à recoloniser des sols néoformés (Chap. 2) et leur inoculation présente donc l'intérêt d'effectuer un saut dans le temps et de tester l'adéquation des différents modes de gestion avec les besoins de ces macroinvertébrés en termes d'habitat.

Les mésocosmes ont été inoculés fin mai 2013 - soit 1 mois après leur mise en place - avec 2 espèces communes de cloportes *Porcellio scaber* et *Oniscus asellus* (Fig. 95), choisis pour leur abondance y compris dans les milieux anthropisés. Ces deux espèces ont d'ailleurs été toutes deux retrouvées sur le dispositif *in situ* bien qu'en effectifs réduits. Dix individus de chaque espèce provenant des alentours (campus universitaire) ont été introduits par mésocosme, après avoir été au préalable mesurés individuellement (d'après des photos traitées par le logiciel JMicroVision) et pesés. Les individus choisis étaient homogènes d'un point de vue taille (1,2 cm de long en moyenne). Concernant le sex-ratio, il a été choisi proche de celui observé sur les lieux de collecte (soit 2 mâles pour 8 femelles). Afin de fournir un abri aux cloportes, une brique a été disposée dans un coin de chaque mésocosme.

Une espèce de ver anécique, *Lumbricus terrestris*, a également été introduite le même jour à raison de 5 individus adultes par mésocosme (Fig. 96). Cette espèce a été choisie car il s'agit d'une espèce commune ayant colonisé les placettes expérimentales *in situ*. Qui plus est, c'est une espèce anécique au rôle écologique crucial via son activité de bioturbation qui aère le sol et favorise l'infiltration des eaux de pluie.



Figure 95: Inoculation des cloportes



Figure 96: Inoculation en surface des vers

La biomasse totale introduite par mésocosme a été mesurée grâce à une balance de précision. Les vers ont été récoltés sur le campus via la méthode de l'AITC, déjà présentée dans le chapitre 2. Les individus choisis étaient des vers clitellés pesant 4g en moyenne soit des jeunes adultes afin d'éviter de prendre des vers en fin de vie, l'espérance de vie moyenne des Lumbricidae étant de 4 à 8 ans (Mulder *et al.*, 2007).

A.3.2. Suivi par recapture

Un suivi des populations de cloportes un an après inoculation a été mené via la mise en place en avril 2014 de pièges d'interception, soit des barquettes en carton recyclé de 5 cm de hauteur enterrées dans le sol surmontées d'un toit en carton et contenant des feuilles mortes (Fig. 97). Une récolte des individus vivants présents dans ces pièges a eu lieu chaque semaine pendant un mois. Les cloportes récoltés ont été déterminés spécifiquement, mesurés individuellement et pesés collectivement afin d'obtenir la biomasse totale. Tous les individus ont été replacés dans leurs mésocosmes respectifs après chaque relevé hebdomadaire.

Enfin, en juin 2014, les mésocosmes ont été « sacrifiés » afin de dénombrer et de déterminer, pour les éventuelles espèces ayant colonisé spontanément les mésocosmes, l'ensemble des cloportes et des vers s'y trouvant. Dans un premier temps, la totalité de la végétation en place a été coupée au ras du sol et pesée afin de déterminer la biomasse aérienne végétale totale pour chaque mésocosme. Concernant les vers, un échantillonnage via la méthode de l'AITC a été réalisé sur l'ensemble de la surface des mésocosmes selon le même protocole que celui décrit dans le Chapitre 2. Les vers récoltés ont été identifiés à l'espèce et pesés collectivement afin d'obtenir une biomasse totale par mésocosme. Les pièges à interception de cloportes ont été relevés pour la dernière fois et une capture de tous les individus aperçus lors de l'échantillonnage des vers et de la fauche de la végétation a été réalisée à l'aide d'un aspirateur à bouche. Comme pour les précédents relevés, les cloportes ont été identifiés à l'espèce, mesurés individuellement (Fig. 98) et pesés collectivement.



Figure 97: Piège d'interception



Figure 98: Photo du contenu d'un piège pour mesure

A.4. Sacs de litière

Des sacs de litière ont également été posés sur ces mésocosmes suivant le même protocole que sur les placettes *in situ*, la seule différence étant leur taille plus réduite : sacs de 10 cm sur 10 cm remplis avec 6 grammes (poids sec) de feuilles mortes de tilleul. Ainsi, 264 sacs de litière ont été posés le 25 novembre 2013 (Fig. 99) et trois sacs ont été prélevés tous les mois de façon aléatoire dans chaque mésocosme de janvier à avril 2014.



Figure 99: Bloc de 12 sacs de litière sur un mésocosme (modalité « pelouse »)

Comme pour le dispositif *in situ*, les sacs de litière ont été disposés sur des extracteurs Berlèse pendant 10 jours pour en récolter la mésofaune. Une fois secs, leur contenu a été pesé afin d'évaluer la quantité de litière dégradée par la mésofaune. Cette dernière a été comptée et déterminée (à l'espèce pour les collemboles, au sous-ordre pour les acariens, à la famille pour les autres organismes divers).

A.5. Analyses statistiques

Les tests statistiques sont les mêmes que ceux utilisés dans le chapitre précédent : tests de Kruskal-Wallis et tests post-hoc de Dunn pour comparer les différents modes de gestion entre eux et tests de corrélation de Spearman pour évaluer les relations existant entre les communautés des différents taxons (macrofaune, mésofaune et végétation).

B. Résultats

B.1. Suivi des populations de cloportes

Concernant la composition des communautés de cloportes échantillonnées (Fig. 100), on peut constater que les deux espèces dominantes sont *Oniscus asellus* et *Porcellio scaber* soit les deux espèces introduites dans les mésocosmes. Trois autres espèces ayant colonisé les mésocosmes par elles-mêmes ont également été recensées : *Armadillidium vulgare* (seulement 10 individus au total toutes dates confondues), *Armadillidium nasatum* (66 individus recensés au total) et *Philoscia muscorum* (4 individus). Enfin, une autre observation intéressante est la forte proportion de juvéniles pour certaines modalités (engrais verts, végétation spontanée sur base limon+compost et BRF) témoignant d'une reproduction probable des cloportes dans ces mésocosmes. Ces juvéniles n'étaient pas facilement déterminables et ont été conservés dans une catégorie distincte.

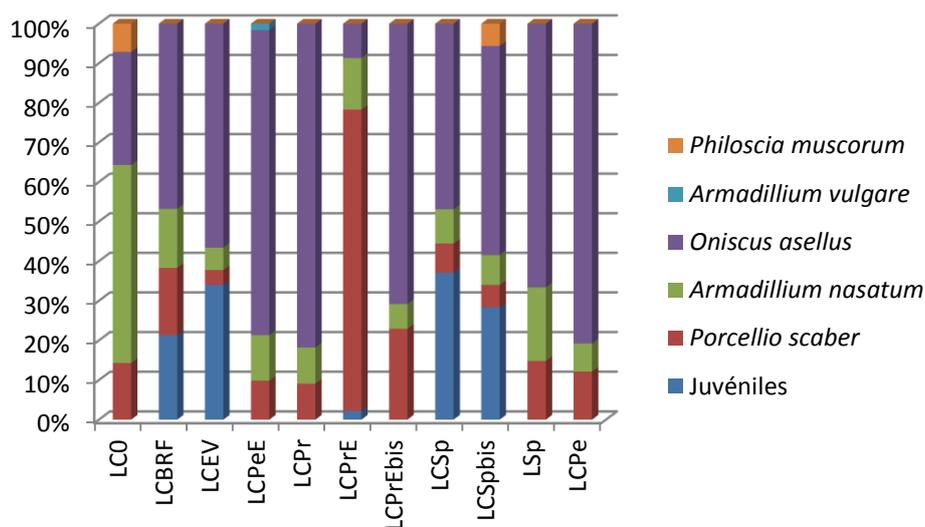


Figure 100: Abondance relative des différentes espèces de cloportes récoltées dans les mésocosmes pour les 11 modalités de gestion lors de leur sacrifice (dernier relevé de piège + chasse à vue)

La figure 101 présente, pour les 11 modalités de gestion testées, l'abondance moyenne en cloportes au cours des 3 premières semaines de capture via les pièges d'interception et lors du « sacrifice » des mésocosmes à l'issue de la quatrième semaine (piège + récolte à vue). En moyenne, peu de cloportes ont été échantillonnés via les pièges d'interception lors des 3 semaines de suivi consécutives (de l'ordre de 5 à 6 individus par piège toutes modalités confondues). En revanche, de 12 à 63 cloportes (avec une moyenne de 44 individus) ont été recensés dans les mésocosmes lors de leur destruction. Si des différences semblent se dégager entre modalités, avec notamment des abondances toujours plus faibles pour la modalité végétation en désherbage manuel

(LC₀) et au contraire plus élevées pour les modalités en prairie fleurie (LC_{PrEbis}, LC_{PrE}, LC_{Pr}), en pelouse (LC_{Pe} et LC_{PeE}) et en végétation spontanée sur base limon/compost (LC_{Sp} et LC_{Spbis}), celles-ci ne sont pas significatives.

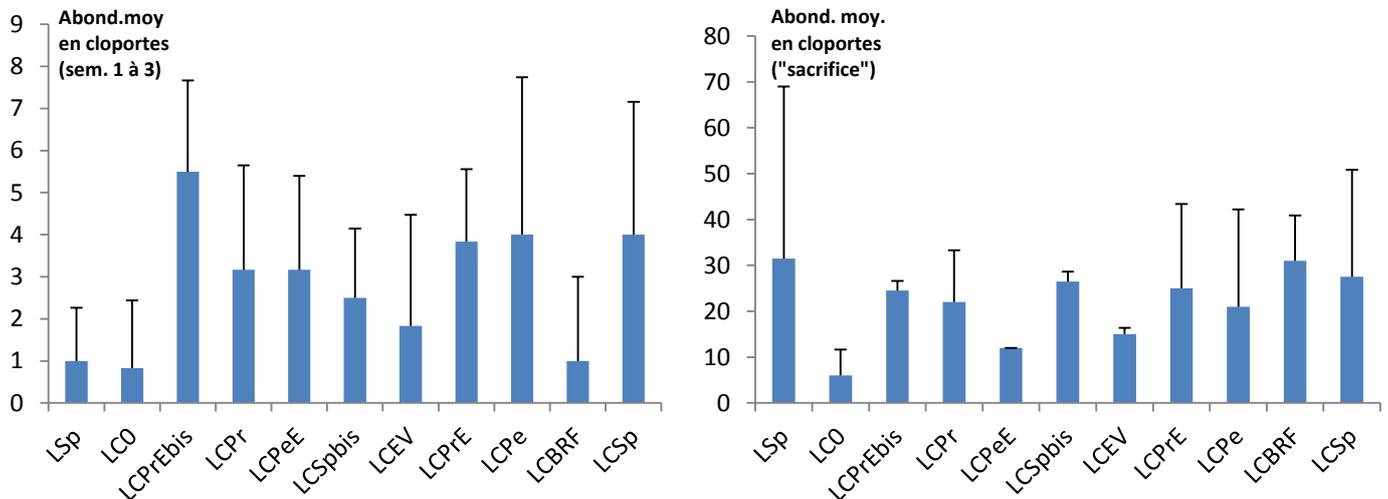


Figure 101: Abondance moyenne en cloportes récoltés via les pièges à interception (à gauche) ou lors du « sacrifice » des mésocosmes (à droite) pour les 11 modalités de gestion

A noter que les mésocosmes non inoculés par des populations de cloportes (LC_{PrEbis} et LC_{Spbis}) ne présentent pas significativement moins de cloportes que les autres mésocosmes et présentent d'ailleurs des valeurs d'abondance plutôt élevées.

Des différences significatives (p -value < 0,0001) apparaissent cependant en termes de taille moyenne des cloportes échantillonnés (Fig. 102) avec des individus significativement plus petits pour la modalité en végétation spontanée sur limon seul (L_{Sp}) que pour les modalités en végétation spontanée sur base limon+compost (LC_{Sp} et LC_{Spbis}), la modalité engrais verts (LC_{EV}), la modalité pelouse sans exportation des résidus de tonte (LC_{Pe}) et la modalité prairie fleurie avec exportation des produits de fauche et sans inoculation de vers et cloportes (LC_{PrEbis}).

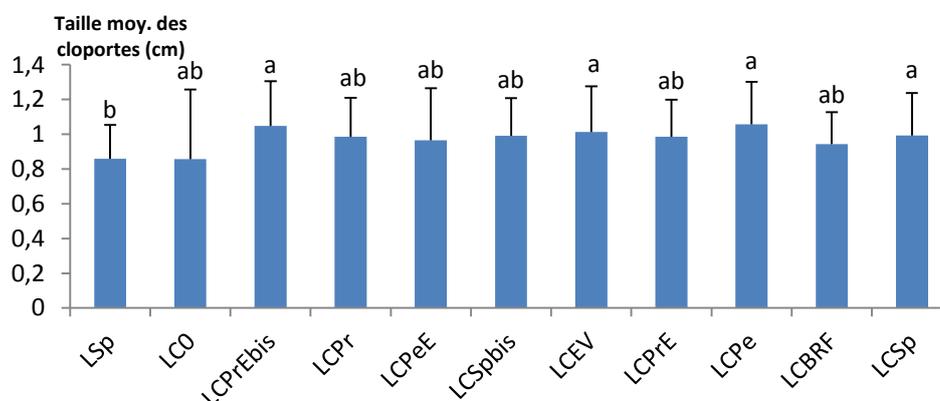


Figure 102: Taille moyenne en cloportes échantillonnés dans les mésocosmes toutes dates confondues pour les 11 modalités de gestion

(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

Il existe également des différences significatives (p -value = 0,002) entre modalités de gestion concernant la biomasse totale en cloportes (*Fig. 103*) qui est significativement plus élevée dans la modalité prairie fleurie avec exportation des produits de fauche sans inoculation (LC_{PrEbis}) que dans la modalité désherbage manuel (LC_0). En règle générale, les valeurs de biomasse totale les plus importantes correspondent aux modalités en pelouse ou en prairie fleurie.

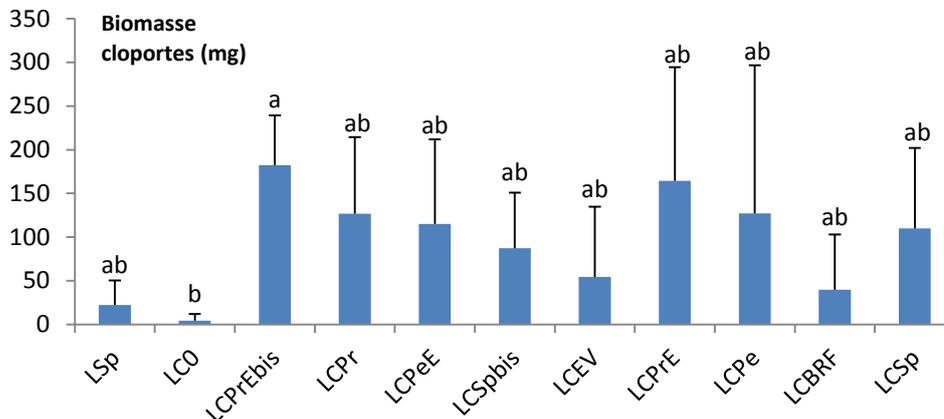


Figure 103: Biomasse moyenne totale en cloportes échantillonnés dans les mésocosmes toutes dates confondues pour les 11 modalités de gestion (Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

B.2. Suivi des populations de vers

En ce qui concerne les vers, la survie des *Lumbricus terrestris* a été relativement faible à l'issue de cette année post-inoculation puisque seuls 10 individus ont été retrouvés au total dans les mésocosmes. En revanche, trois autres espèces ont été répertoriées : le petit ver épigé *Lumbricus castaneus* (87 individus au total), le ver épi-anécique *Lumbricus rubellus* (46 individus) ainsi que 2 spécimens du ver endogé *Aporrectodea rosea*. Les données brutes de richesse spécifique, de biomasse et d'abondance totale sont données pour les 22 mésocosmes (2 réplicats par traitement) en Annexe 9.

La figure 104 présente l'abondance moyenne en vers (toutes espèces confondues) pour chacune des modalités de gestion 1 an après l'inoculation des mésocosmes. Si aucune différence statistique significative n'apparaît entre les modalités de gestion, on voit tout de même que les mésocosmes recouverts de BRF se détachent des autres avec une abondance et une biomasse en vers maximales. C'est également dans cette modalité que la survie des *L. terrestris* introduits a été la plus forte (6 adultes retrouvés pour 10 inoculés).

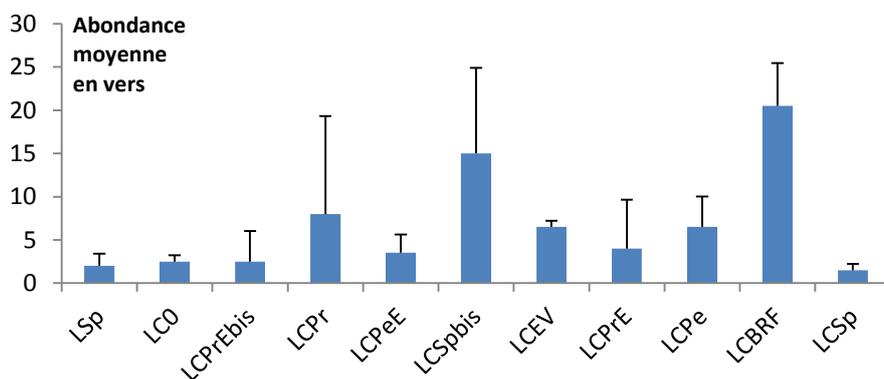


Figure 104: Abondance moyenne en vers récoltés lors du « sacrifice » des mésocosmes pour les 11 modalités de gestion

Aucune différence significative n'a été observée pour la biomasse et la richesse spécifique en vers qui suivent la même tendance que l'abondance.

A noter toutefois qu'il existe une corrélation positive significative entre l'abondance en vers et l'abondance en cloportes ($r=0,46$; $p\text{-value}=0,034$). Ainsi, les mésocosmes hébergeant davantage de cloportes tendent également à héberger davantage de vers (Fig. 105).

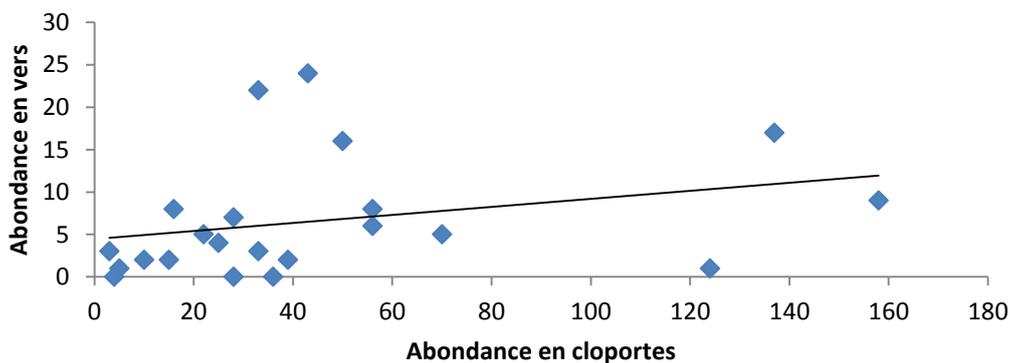


Figure 105: Relation entre l'abondance moyenne en vers et l'abondance moyenne en cloportes récoltés dans les mésocosmes toutes modalités de gestion confondues

B.3. Expérimentation des sacs de litière

B.3.1. Mésofaune

Les organismes de la mésofaune, et notamment les collemboles, ont colonisé rapidement et massivement les sacs de litière déposés sur les mésocosmes. En effet, une moyenne de 150,3 collemboles par sac (jusqu'à 932 individus recensés dans un sac pour la modalité en prairie fleurie avec exportation des produits de fauche LC_{PrEbis}) était constaté en février, soit deux mois après leur mise en place. La liste des espèces recensée figure en Annexe 10.

Aucun effet significatif du mode de gestion n'a été mis en évidence quant aux collemboles et aux organismes divers de la mésofaune collectés dans les sacs de litière. Il existe en revanche quelques différences significatives concernant les acariens (*Fig. 106*). On remarque ainsi que quelle que soit la date, les modalités en végétation spontanée (L_{Sp} , LC_{Sp} et LC_{Spbis}) abritent davantage d'acariens que les autres modalités.

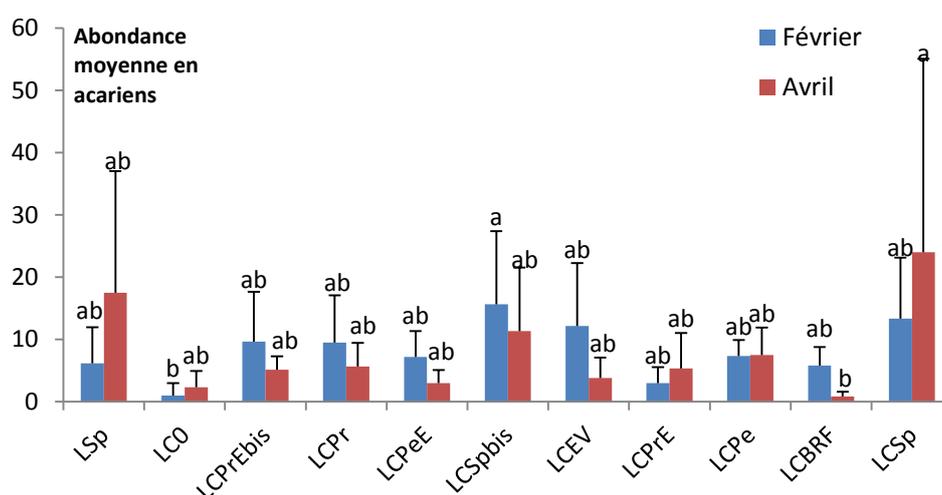


Figure 106: Abondance moyenne en acariens dans les sacs de litière en février et en avril pour les différentes modalités de gestion
(Des lettres différentes indiquent des différences significatives selon les comparaisons multiples par paires de Dunn ; test non-paramétrique de Kruskal-Wallis)

Le test post hoc ne permet cependant de distinguer entre elles que deux modalités en février et deux modalités en avril. En février, la modalité en désherbage manuel (LC_0), avec une moyenne d'1 seul individu par sac de litière, héberge ainsi significativement moins d'acariens que la modalité en végétation spontanée sur mélange limon-compost sans inoculation (LC_{Spbis}) avec plus de 15 individus par sac. En avril, c'est la même modalité qui se détache, mais cette fois-ci avec inoculation de vers et cloportes (LC_{Sp}), avec 24 acariens par sac contre seulement 0,83 individus par sac pour la modalité BRF.

Pour tenter d'expliquer les effets du mode de gestion des mésocosmes sur la faune du sol, des tests de corrélation ont été effectués entre les paramètres caractérisant les communautés pédofauniques d'une part et la biomasse et la richesse spécifique végétales des mésocosmes d'autre part. A noter que s'il n'y a pas de corrélation entre les paramètres caractérisant les communautés mésofauniques et la biomasse végétale, il y a cependant des corrélations positives significatives entre la richesse spécifique végétale d'une part et l'abondance en acariens ($r = 0,567$; $p\text{-value} = 0,007$) et la richesse spécifique en collemboles ($r = 0,679$; $p\text{-value} = 0,001$) d'autre part. Autrement dit, plus les mésocosmes présentent des communautés végétales riches en espèces et plus les communautés mésofauniques présentent un grand nombre d'espèces de collemboles et des acariens en abondance.

B.3.2. Dégradation de la litière

D'après la figure 107, présentant l'évolution de la dégradation des feuilles mortes contenues dans les sacs de litière au cours du temps, on peut voir que des tendances se dessinent dès le premier mois. Le pourcentage de matière sèche restante est en effet minimal – et la dégradation de matière organique maximale – pour la modalité Bois Raméal Fragmenté LC_{BRF} (29,2% au bout des 4 mois) et la modalité pelouse avec exportation des produits de tonte LC_{PeE} (24,9%). En revanche, le pourcentage de matière sèche restante est maximal pour la modalité en végétation spontanée sur limon seul L_{Sp} (76,4%).

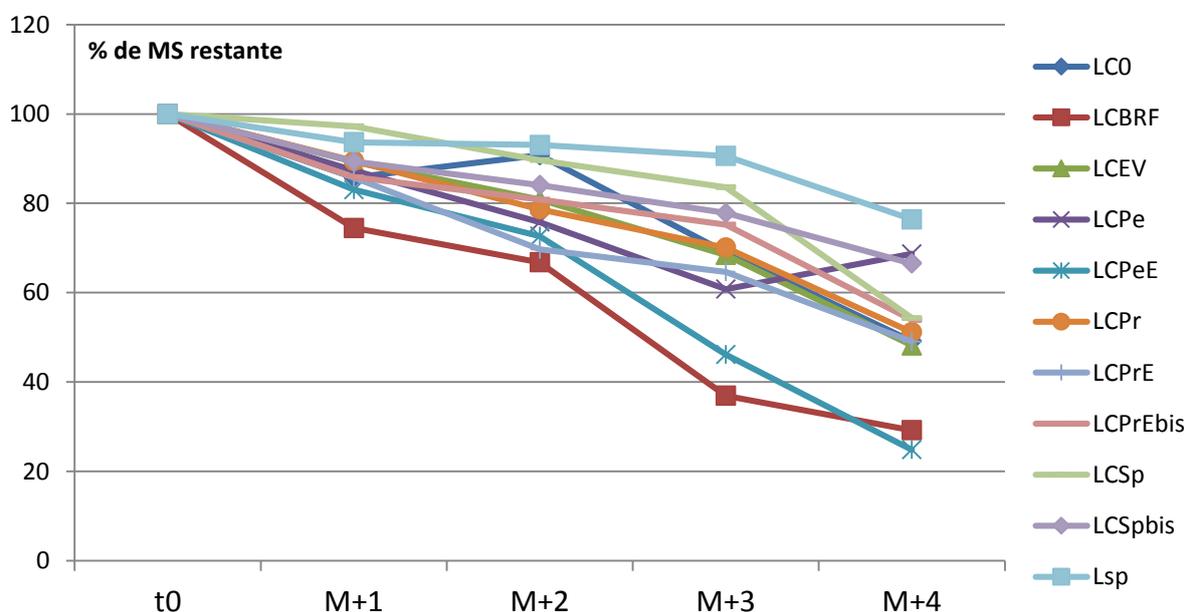


Figure 107: Evolution du pourcentage de masse sèche restante des sacs de litière placés dans les mésocosmes pour les 11 modalités de gestion au cours des 4 mois de suivi

Des tests de Kruskal-Wallis ont été réalisés afin de comparer, à chaque pas de temps, le pourcentage de matière sèche restante des sacs de litière des différents modes de gestion. Les résultats du test post hoc de Dunn figurent dans le tableau 15 suivant.

Tableau 15: Effets des différents modes de gestion aux 4 pas de temps sur le pourcentage de matière sèche restante des sacs de litière déposés sur les mésocosmes

	Janvier	Février	Mars	Avril
<i>Significativité</i>	p-value = 0,002	p-value = 0,006	p-value < 0,0001	p-value = 0,037
LC ₀	AB	A	AB	A
LC _{BRF}	B	A	B	A
LC _{EV}	AB	A	AB	A
LC _{Pe}	AB	A	AB	A
LC _{PeE}	AB	A	B	A
LC _{Pr}	AB	A	AB	A
LC _{PrE}	AB	A	AB	A
LC _{PrEbis}	AB	A	AB	A
LC _{Sp}	A	A	A	A
LC _{Spbis}	AB	A	AB	A
L _{Sp}	A	A	A	A

Des lettres différentes indiquent des différences significatives de dégradation de la litière, la lettre A correspondant au plus fort pourcentage de matière sèche restante et donc à la plus faible décomposition des feuilles.

Si des différences significatives de dégradation de la litière ont été mises en évidence à chaque pas de temps, le test post hoc de Dunn n'a permis de distinguer les modes de gestion qu'en janvier et en mars, soit respectivement 1 et 3 mois après la pose des sacs de litière. En janvier, la dégradation de la litière a été significativement plus importante pour la modalité BRF que pour deux modalités en végétation spontanée (LC_{Sp} et L_{Sp}). En février, ce sont les modalités BRF et pelouse avec exportation des résidus de tonte qui ont montré une dégradation de la litière significativement plus élevée que les deux modalités en végétation spontanée (LC_{Sp} et L_{Sp}).

C. Discussion

Les résultats issus de cette expérimentation en mésocosmes ont permis d'évaluer l'effet du mode de gestion des technosols sur les communautés macrofauniques introduites d'une part et sur la colonisation spontanée par la mésofaune d'autre part.

Concernant l'échantillonnage des cloportes un an après leur inoculation, la mise en place des pièges à interception s'est avérée relativement efficace - des individus ayant été collectés lors de chaque semaine de suivi. Ce type de piège ne donne cependant qu'un « aperçu » de la réalité et fournit

des indications sur l'activité des cloportes plutôt que sur leur densité réelle au sein des mésocosmes. En effet, il n'existe pas de corrélation significative entre l'abondance en cloportes échantillonnés via les pièges et celle évaluée lors du « sacrifice » des mésocosmes.

Cette considération technique mise à part, cette expérimentation a permis de mettre en évidence des densités de cloportes bien plus fortes que dans les parcelles expérimentales *in situ*. Ceci peut s'expliquer par divers facteurs : l'inoculation de cloportes bien évidemment (tout au moins pour les *Oniscus asellus* et *Porcellio scaber* qui ont pu, malgré les précautions prises, se disséminer d'un mésocosme à l'autre), la configuration des mésocosmes (surface plus réduite avec davantage d'abris potentiels) ou encore leur contexte paysager (nombreux espaces verts en périphérie au sein du campus universitaire). A noter que les modalités sans inoculation (LC_{PrEbis} et LC_{Spbis}) n'abritent pas significativement moins de cloportes que les autres ce qui va également en faveur d'un déplacement des cloportes entre les mésocosmes. Les deux espèces dominantes dans les mésocosmes sont les deux espèces introduites (*Oniscus asellus* et *Porcellio scaber*) suivies par *Armadillidium nasatum*, espèce dominante sur le dispositif *in situ* qui montre là encore ses bonnes capacités de colonisation aux stades pionniers. Deux autres espèces communes sont présentes en très faibles effectifs : il s'agit d'*Armadillidium vulgare* et *Philoscia muscorum*.

Même s'il n'a pu être établi un impact significatif du mode de gestion sur les abondances en cloportes, on a pu constater une activité (estimée par les abondances dans les pièges à interception) plus faible dans les modalités LC₀ (désherbage), LC_{BRF} et L_{Sp} (végétation spontanée sur limon seul) et au contraire globalement plus élevée dans toutes les modalités en pelouse ou en prairie fleurie. Lors du sacrifice, on retrouvait les mêmes tendances hormis pour la modalité BRF qui comportait cette fois le plus grand nombre de cloportes. Cette différence peut s'expliquer par le fait que les cloportes ne sont pas venus se réfugier dans les pièges, la couche de bois mort constituant déjà une source de nourriture et d'abris considérable pour ce taxon (Zuo *et al.*, 2014).

Si le mode de gestion n'a pas d'impact significatif sur l'abondance en cloportes, il en a en revanche un sur la taille des individus. Ainsi, les cloportes (toutes espèces confondues) se trouvant sur les mésocosmes L_{Sp} (en végétation spontanée sur limon seul) sont significativement plus petits que ceux trouvés dans les mésocosmes LC_{Sp} et LC_{Spbis} (végétation spontanée sur limon+compost, respectivement avec et sans inoculation), LC_{EV} (engrais verts), LC_{Pe} (pelouse sans exportation des résidus de tonte) et LC_{PrEbis} (prairie fleurie avec exportation des produits de fauche et sans inoculation). La modalité L_{Sp} se caractérise par un couvert végétal réduit et un substrat relativement pauvre (pas de compost venant enrichir le limon). Elle présente de fait certainement moins de ressources pour les cloportes qui y sont plus petits que dans les autres modalités citées plus haut se caractérisant toutes par un couvert végétal bien développé et un technosol constitué pour partie de compost.

On retrouve logiquement la même tendance pour la biomasse, les deux variables étant corrélées, avec cette fois des valeurs significativement plus élevées pour une modalité en prairie fleurie (LC_{PrEbis}) que pour la modalité en désherbage manuel (LC₀). Globalement, ce sont là encore les modalités semées (pelouses et prairies fleuries) qui hébergent les plus fortes biomasses en cloportes ce qui montre tout leur intérêt pour les communautés macrofauniques.

Concernant la composition des communautés, il est intéressant de noter l'absence de juvéniles dans les mésocosmes LC₀ et au contraire leur grand nombre dans les modalités engrais verts, BRF et végétation spontanée (sur base limon+compost) ce qui témoigne probablement d'une reproduction des cloportes dans ces modalités.

En définitive, même si le mode de gestion ne semble pas exercer un impact considérable sur les cloportes, on peut voir que quelques modalités se démarquent en termes d'abondance ou de biomasse et que ces dernières se caractérisent toutes par un technosol comportant du compost et par un couvert végétal dense, qu'il soit vivant (prairies, pelouses, végétation spontanée) ou non (BRF). C'est un résultat logique étant donné les exigences écologiques des cloportes : taux d'humidité suffisant et présence d'ombrage, d'abris et de matière organique en décomposition comme source de nourriture (*Bachelier, 1978*). Pour comparaison, sur les parcelles expérimentales *in situ*, les cloportes étaient les plus abondants pour la modalité arbustes (non testée ici) et dans une moindre mesure pour les modalités pelouse et prairie fleurie. Au contraire, ils présentaient les effectifs les plus bas pour la modalité en désherbage manuel. Les résultats obtenus aux deux échelles d'expérimentation se rejoignent donc même si les effectifs étaient bien plus réduits *in situ*, avec des communautés composées de seulement quatre espèces et largement dominées par l'espèce anthropophile *Armadillidium nasatum*. Cette expérimentation en mésocosmes, qui mime un saut dans le temps par rapport au dispositif expérimental *in situ*, montre ainsi que les technosols présentant un couvert végétal suffisant sont capables d'héberger des communautés de cloportes relativement abondantes une fois que ces derniers ont pu les coloniser. Les cloportes sont en effet connus pour recoloniser tardivement les sites restaurés, lorsque ces derniers présentent une certaine qualité d'habitat (*Pryke&Samways, 2009; Riggins et al., 2009*) et notamment lorsqu'une litière recouvre le sol tout au long de l'année (*Scheu & Schulz, 1996*).

Le suivi des populations de vers, de l'espèce *Lumbricus terrestris*, un an après leur inoculation a mis en évidence une survie nettement plus faible que celle des cloportes. En effet, seuls 10 individus adultes clitellés appartenant à l'espèce introduite ont été récoltés au total sur 45 vers inoculés. Néanmoins, cette faible survie n'est pas étonnante étant donné la taille réduite des mésocosmes, pas forcément adaptée à ce grand ver anécique capable de creuser des galeries de plusieurs mètres de profondeur (*Bouché, 1972*). Qui plus est, les technosols implantés dans les mésocosmes ne sont

probablement pas assez profonds ni assez structurés comme peuvent l'être des sols mûres caractérisés par une succession d'horizons distincts et par un apport surfacique en matière organique. Ces caractéristiques sont essentielles à l'implantation de communautés lombriciennes et expliquent l'arrivée relativement tardive des vers dans des sols restaurés (Dunger et al., 2001 ; Snyder & Hendrix, 2008 ; Eijsackers, 2010 ; Pey, 2010 ; Wodika et al., 2014). Il faut en effet plusieurs années avant que les technosols s'apparentent, dans leur structure et leur fonctionnement, à de véritables sols (Scalenghe & Ferraris, 2009 ; Séré et al., 2010).

Enfin, la collecte des vers, leur manipulation puis leur inoculation ne sont pas anodines et peuvent les fragiliser (Butt, 1999). Le succès d'opérations d'inoculation de vers est d'ailleurs aléatoire car il existe un antagonisme entre les besoins des vers et ceux des sites inoculés. En effet, la majorité des opérations d'inoculation font intervenir des espèces anéciques à stratégie K, moins adaptées à la survie dans des sols néoformés que les espèces épigées voire endogées. Ces espèces anéciques sont néanmoins employées en raison de leur impact sur l'amélioration des sols par leur activité bioturbatrice (Butt, 1999).

Ce faible taux de survie des *L. terrestris* est néanmoins à nuancer car l'échantillonnage des vers (protocole AITC et décaissement superficiel) lors du sacrifice des mésocosmes, bien que relativement fiable, n'est pas exhaustif et ne donne pas accès à l'ensemble des vers présents (Pelosi et al., 2009).

En revanche, malgré la relative inaccessibilité des mésocosmes pour la faune lombricienne, d'autres espèces non inoculées ont été échantillonnées : *Lumbricus rubellus* (ver épi-anécique), *Lumbricus castaneus* (ver épigé) et *Aporrectodea rosea* (ver endogé). A noter que dans les placettes *in situ*, plus facilement colonisables de proche en proche, *Lumbricus rubellus* et *castaneus* avaient eux aussi été récoltés ainsi que *Lumbricus festivus* et *Aporrectodea caliginosa*, en effectifs très faibles cependant.

Si l'on s'intéresse à l'ensemble du peuplement lombricien, toutes espèces confondues, aucune différence significative n'apparaît entre les différentes modalités de gestion.

Cependant, si l'on ne considère que le ver anécique inoculé, la modalité BRF se détache par un taux de survie supérieur. Cette modalité se détachait déjà *in situ* par une recolonisation plus importante, même si les abondances les plus fortes avaient été retrouvées dans les pelouses. Les mésocosmes présentant les taux de survie les moins bons sont ceux en végétation spontanée et ceux qui ont fait l'objet d'un désherbage, ce qui rejoint là encore les données issues du dispositif *in situ*. La biomasse et la diversité des communautés végétales en place n'ont, quant à elles, aucun impact sur l'abondance en vers. Wodika et al. (2014) avaient trouvé des résultats similaires lors de l'étude de la recolonisation de sols prairiaux en restauration avec une abondance en vers liée à la présence de litière en surface mais non corrélée à la richesse et à la diversité spécifique en plantes.

Cette expérimentation en mésocosmes confirme donc l'intérêt de l'application en surface de BRF pour le maintien de populations du ver anécique *Lumbricus terrestris*. Ceci s'explique certainement par le maintien d'une humidité et d'une température optimales quelle que soit la saison, par la protection que ce couvert assure vis-à-vis des UV connus pour être néfastes aux vers (Eijsackers, 2010) ainsi que par le relargage de matière organique dans le sol (Caron et al., 1998; Barthes et al., 2010) dont se nourrissent les vers.

Autre fait intéressant, la corrélation existant entre l'abondance en vers et celle en cloportes dans les mésocosmes, les modalités de gestion favorisant les populations de vers ayant également tendance à favoriser les populations de cloportes. Cette tendance était déjà perceptible sur le dispositif expérimental *in situ* avec notamment la modalité arbustes qui hébergeait à la fois un nombre de vers et de cloportes relativement important.

Contrairement aux cloportes, on constate cependant que l'inoculation de vers, visant à simuler un bond dans le temps, ne permet pas réellement d'accélérer la recolonisation des technosols par ce taxon. Le principal facteur dictant l'établissement et le maintien de populations lombriciennes semblerait donc être le mode de gestion des horizons de surface des technosols qui joue certainement sur leur structure et leur qualité.

Outre le suivi des populations de vers et de cloportes introduites, des informations concernant la mésofaune ayant recolonisé spontanément les mésocosmes ont été collectées via les sacs de litière. Après 2 mois, ces sacs étaient largement colonisés par la mésofaune et notamment par les collemboles avec une moyenne de 150 individus par sac. A titre de comparaison, les sacs de litière, placés sur le dispositif expérimental *in situ* hébergeaient au maximum 110 collemboles par sac malgré leurs dimensions plus grandes. A l'issue des 4 mois d'expérimentation, il ne restait en revanche quasiment plus de collemboles dans les sacs de litière qui, par leur faible contenance, ne comportaient plus – ou très peu – de feuilles mortes.

Comme pour le dispositif *in situ*, aucun effet significatif du mode de gestion n'a été mis en évidence concernant l'abondance et la richesse spécifique en collemboles issus des sacs de litière. On peut en effet penser que la gestion des horizons de surface des technosols, par ses effets indirects sur la structure et les caractéristiques agronomiques du sol (augmentation de la porosité par l'enracinement des végétaux, relargage de matière organique par le BRF, etc.), affecte davantage les organismes inféodés à l'écosystème sol que sont les collemboles hémi- et euédaphiques. Or, les sacs de litière donnent essentiellement accès aux collemboles épiedaphiques qui vivent à la surface de la litière.

Qui plus est, ces sacs de litière, en fournissant abri et nourriture aux collemboles, peuvent constituer des zones refuges dans des milieux pauvres en ressources alimentaires ou refléter au contraire les

fortes densités de populations du milieu dans lesquels ils se trouvent. L'interprétation de fortes, ou de faibles, abondances est donc relativement délicate. L'utilisation des communautés mésofauniques échantillonnées au sein de sacs de litière n'est ainsi probablement pas le meilleur indicateur pour évaluer l'effet du mode de gestion des sols.

Concernant les acariens et les autres organismes divers de la mésofaune, ils se révèlent cette fois moins abondants que sur le dispositif *in situ* avec des moyennes respectives de 8,3 (contre 16,9 *in situ*) et 1,5 (contre 11,9 *in situ*) individus par sac en février. Comme pour les collemboles, les organismes divers ne semblent pas significativement affectés par le mode de gestion des technosols. En revanche, les acariens se révèlent plus abondants dans les modalités en végétation spontanée et au contraire peu abondants dans les modalités BRF et désherbage manuel. Là encore, on retrouve des résultats proches de ceux trouvés *in situ* où les abondances en acariens étaient minimales dans le BRF et maximales dans les modalités végétation spontanée sur limon+compost et prairie fleurie. Ce délaissement du BRF par les acariens s'explique certainement par les exigences écologiques de ce taxon. Les oribates, au régime alimentaire proche de celui des collemboles, sont en effet minoritaires au sein du taxon (dans le cas présent tout au moins). Les autres acariens sont principalement des prédateurs ne se nourrissant pas de matière végétale en décomposition et ayant besoin de se mouvoir aisément. Le BRF ne constitue donc pas un choix de gestion optimal pour ces derniers.

Afin de tenter d'expliquer l'impact du mode de gestion sur les communautés mésofauniques, l'influence de la biomasse végétale présente sur les mésocosmes a été testée sans qu'aucune corrélation significative ne se dégage. Plus que le mode de gestion à proprement parler, ce serait ainsi la richesse en espèces du couvert végétal qui favoriserait l'implantation de communautés mésofauniques plus abondantes et diversifiées. En effet, celle-ci a un effet positif significatif sur la richesse spécifique en collemboles mais aussi sur l'abondance en acariens. Dans leur expérimentation en microcosmes, Milcu et al. (2006) en étaient eux aussi arrivés à la conclusion que les décomposeurs (collemboles, vers et microorganismes) n'étaient pas affectés par la productivité du couvert végétal en place mais plutôt par la diversité spécifique et fonctionnelle des plantes présentes.

Dernier paramètre à avoir été évalué au sein des mésocosmes, la dégradation de la litière contenue dans les sacs a montré des résultats intéressants, en parfaite adéquation avec ceux déjà obtenus sur le dispositif expérimental *in situ*. La dégradation de la litière est en effet maximale sur le BRF et au contraire minimale pour les modalités en végétation spontanée. Etant donné le faible attrait du BRF pour la mésofaune vu plus haut, on peut supposer que la forte dégradation de la litière dans le BRF est liée à une activité importante de la macrofaune et/ou des microorganismes dans cette modalité. Il

est en effet bien établi que les macro-détritivores (et en particulier les cloportes et les myriapodes), sont des régulateurs clés de la décomposition de la litière végétale (Hassall & Sutton, 1978; Jambu et al., 1987; Mocquard et al., 1988 ; Paoletti & Hassall, 1999 ; Zuo et al., 2014) dont l'activité a, de surcroît, un impact sur celle des microorganismes (A'Bear et al., 2014). Cependant, même si la macrofaune est connue pour avoir un impact non négligeable sur la décomposition de la litière (Slade & Riutta, 2012), la taille de maille des sacs de litière ne lui permettait pas réellement d'accéder à leur contenu. L'impact des microorganismes sera quant à lui développé de manière plus approfondie dans le chapitre suivant où des analyses de respirométrie ont été effectuées afin d'évaluer leur activité dans les technosols.

D. Conclusion et Perspectives

Ce deuxième niveau d'expérimentation a permis d'affiner nos connaissances quant à l'impact du mode de gestion des horizons de surface des technosols sur leur capacité d'accueil de la pédofaune. Bien que le faible nombre de réplicats et la durée relativement réduite de l'étude n'aient pas toujours permis de dégager des tendances significatives d'un point de vue statistique, certains modes de gestion semblent globalement plus favorables à la macrofaune. Il s'agit, comme pour le dispositif *in situ*, de modalités de gestion caractérisées par un couvert végétal relativement dense sur un mélange limon+compost. Les modalités en désherbage ou en végétation spontanée sur limon seul, pauvres en matière organique et quasiment dépourvus de litière, sont systématiquement moins favorables aux vers et cloportes. Les communautés mésofauniques sont quant à elles plus abondantes et diversifiées dans les mésocosmes présentant un couvert végétal riche en espèces. Enfin, à l'image des résultats obtenus *in situ*, la dégradation des feuilles mortes dans les sacs de litière montre de nettes différences entre modes de gestion et est maximale dans le BRF, modalité qui favorise également la survie du ver anécique *Lumbricus terrestris*.

Outre les informations données sur l'intérêt de telle ou telle pratique, cette expérimentation a également mis en exergue le fait que certains taxons ou processus permettent une meilleure discrimination des différents modes de gestion que les autres. La dégradation de la litière, la biomasse et/ou la taille des cloportes ainsi que l'abondance en vers semblent ainsi être des bioindicateurs pertinents de l'impact du mode de gestion alors que les paramètres caractérisant les communautés mésofauniques échantillonnées dans les sacs de litière le sont beaucoup moins.

Autre fait intéressant, la présence de communautés pédofauniques semblant bien plus abondantes et diversifiées dans les mésocosmes qu'*in situ*. Même s'il faut garder à l'esprit qu'il s'agit de deux

types de dispositifs différents et que les contextes paysagers sont eux aussi bien distincts, ces résultats semblent indiquer que l'inoculation de vers et de cloportes pourrait accélérer le processus de colonisation et ainsi favoriser le rétablissement de communautés macrofauniques dans les technosols même si ce processus reste lent, surtout dans un contexte de restauration de sols (Pearce *et al.*, 2003). L'inoculation de vers anéciques en particulier, tel que *Lumbricus terrestris*, présente un enjeu important puisqu'il s'agit des vers les moins aptes à coloniser horizontalement des zones vierges d'activité biologique (Marinissen *et Van den Bosch*, 1992 ; Pey, 2010 ; Baker *et al.*, 2006). Cependant, cette expérimentation a permis de mettre en évidence que la survie des vers inoculés était relativement faible et que *Lumbricus terrestris* n'était pas forcément l'espèce la plus adaptée à ce type d'opération dans des milieux de faible profondeur comme peuvent l'être les mésocosmes.

Concernant les cloportes, les deux espèces inoculées se sont révélées être les deux espèces les plus abondantes dans les mésocosmes, ce qui n'était pas le cas *in situ*. Cependant, leur présence dans les mésocosmes non inoculés ne permet pas d'affirmer avec certitude que l'inoculation a un impact positif sur la recolonisation des technosols pour ce taxon (possibilité de déplacements d'individus entre les mésocosmes).

Au regard des résultats présentés tout au long de ce chapitre, des limites inhérentes à ce type d'expérimentation se dégagent : faible nombre de réplicats, étanchéité partielle des mésocosmes vis-à-vis des organismes mobiles que sont les cloportes ou encore durée réduite de l'étude. Néanmoins, l'utilisation de mésocosmes n'est pas sans intérêt et a permis de dégager des tendances confirmant bien souvent les résultats obtenus *in situ*. Le saut dans le temps permis par l'inoculation a également souligné le potentiel d'accueil indéniable des technosols sous réserve d'une gestion adéquate de leurs horizons de surface.

Il pourrait être intéressant de réaliser d'autres expérimentations plus poussées dans ces mésocosmes afin d'affiner les connaissances concernant les facteurs à l'origine des préférences de la pédofaune pour certaines modalités de gestion : gradients de matière organique, manipulation de la richesse spécifique ou de la diversité fonctionnelle du couvert végétal, etc.

Un autre axe de recherche important à développer tient au suivi de l'effet des différents modes de gestion sur la structure et les propriétés des technosols, même si cela ne fait pas l'objet de cette thèse *strictu sensu* (se référer notamment aux travaux de Pey, 2010). Le chapitre 4 va cependant dans ce sens puisqu'il s'agit cette fois de tester l'affinité de communautés de collemboles vis-à-vis de modalités de gestion choisies en mesurant en parallèle l'évolution dans le temps de quelques caractéristiques agronomiques des technosols ainsi que de la respiration microbienne.

Chapitre 4

Influence des modalités de gestion d'un
technosol sur le maintien de
communautés de collemboles :
Expérimentation en microcosmes

L'objectif est ici de tester divers modes de gestion déjà expérimentés pour la plupart aux niveaux supérieurs (placettes *in situ*, mésocosmes) en visant cette fois à analyser de façon plus fine les préférences des collemboles en termes d'habitat. Les collemboles ont en effet un rôle actif dans le processus de minéralisation de la matière organique et sont considérés comme étant de bons indicateurs de la qualité et du fonctionnement d'un sol (*Chap. 1*). Qui plus est, les résultats présentés dans les deux chapitres précédents ont montré que ces organismes étaient sensibles à la fois à la connectivité et au mode de gestion des horizons de surface des technosols et pouvaient se révéler de bons bioindicateurs de la qualité et de l'évolution des sols construits.

Ont donc été mises en place deux expérimentations en microcosmes qui visaient à déterminer les paramètres de gestion du substrat favorisant le maintien de communautés de collemboles. Pour la première expérimentation, au caractère exploratoire, cinq traitements ont été testés sur une communauté composée de trois espèces de collemboles appartenant à des catégories écologiques distinctes. La seconde expérimentation, dans la continuité de la précédente, s'est concentrée sur trois traitements appliqués à une seule espèce. Elle s'est accompagnée d'analyses respirométriques et agronomiques des technosols afin de tenter d'expliquer les fluctuations d'effectifs observées des populations de collemboles.

Les microcosmes peuvent être définis comme des dispositifs expérimentaux mimant - à petite échelle et de façon simplifiée - un écosystème où de nombreux facteurs écologiques sont contrôlés : luminosité, température, humidité mais aussi diversité spécifique et abondance des communautés faunistiques initiales. Il peut s'agir, comme dans le cas présent, de systèmes homogènes reconstruits à partir de sol tamisé et contenant des organismes introduits (« Multispecies Soil Systems ») ou bien de monolithes de sol intacts prélevés sur le terrain (« Terrestrial Model Ecosystems ») et hébergeant une faune endogène (*Burrows & Edwards, 2002 ; Knacker et al., 2004 ; Carbonell & Tarazona, 2014*). Ils présentent de nombreux avantages tels qu'une bonne répliquabilité (notamment pour les microcosmes basés sur des assemblages artificiels d'espèces), un coût raisonnable et un accès relativement rapide à des résultats statistiquement robustes. Les études en microcosmes permettent de donner un aperçu de la façon dont des écosystèmes contraints et de taille réduite répondent à différents traitements et ainsi de développer des hypothèses quant au comportement et au fonctionnement d'écosystèmes réels (*Kampichler et al., 2001*).

Ce type de dispositif expérimental a été largement employé dans la recherche en écologie du sol depuis les années 1980-1990 (*Anderson & Ineson, 1982 ; Setälä & Huhta, 1991 ; Parmelee et al., 1993*), d'abord à l'aide de systèmes simples monospécifiques puis avec des communautés plus complexes (*Huhta, 2006*). Leur utilisation a permis d'étudier les interactions biotiques entre des organismes de la faune du sol et des plantes (*Setälä et al., 1998 ; Liiri et al., 2002a ; Partsch et al., 2006*) ou des microorganismes (*Bardgett et al., 1998 ; Cortet et al., 2003 ;*

A'Bear et al., 2014), de tester les effets de différents traitements sur la structure et le fonctionnement de communautés pédofauniques (Liiri et al., 2002b ; Pernin et al., 2006) ou au contraire d'évaluer l'impact des communautés de la pédofaune sur différents processus écosystémiques (Setälä et al., 1998 ; Cragg & Bardgett, 2001 ; Cortet et al., 2003 ; Pernin et al., 2006 ; Chauvat & Wolters, 2014).

Dans le cadre de ce travail de thèse, l'utilisation de microcosmes s'avérait particulièrement intéressante puisque dans le même temps des traitements similaires étaient testés à plus grande échelle sur le terrain. Les microcosmes permettaient en outre d'avoir accès à des données difficiles à recueillir à plus grande échelle (croissance de population pour une espèce donnée notamment) et d'autre part de s'affranchir de facteurs explicatifs extérieurs (facteurs climatiques, hétérogénéité des paramètres physico-chimiques du sol, contexte écopaysager, etc.).

A. Matériels & Méthodes

A.1. Expérimentation n°1

Les microcosmes consistent en des pots de fleur de 20 cm de diamètre (Fig. 108) remplis sur une hauteur d'environ 10 centimètres d'un mélange limon-compost dans les mêmes proportions et avec les mêmes matériaux que ceux utilisés dans les mésocosmes et les placettes expérimentales *in situ*.



Figure 108: Vue d'ensemble (à droite) et détail d'un microcosme utilisé pour l'expérimentation n°1 (à gauche)

Les caractéristiques détaillées du compost utilisé sont données en Annexe 4.

Le tableau 16 présente la granulométrie et quelques caractéristiques agronomiques du limon, du compost et du mélange limon-compost à t0, soit juste avant l'inoculation des collemboles.

Limon et compost ont au préalable été homogénéisés et ont subi une alternance de congélations et de décongélations afin d'éliminer toute la mésofaune qui pouvait s'y trouver (Bruckner et al., 1995 ; Pernin, 2003). L'efficacité de ce processus de défaunation a été vérifiée par mise sous Berlese d'échantillons de ces deux matériaux, ce qui a permis de constater l'absence d'organismes.

Tableau 16: Caractéristiques granulométriques et agronomiques des matériaux utilisés

	Argile	Limons fins	Limons grossiers	Sables fins	Sables grossiers	Carbone organique	Azote total	Matière organique	C/N
<i>Unités</i>	mg/kg								sans unité
Compost	265	224	233	139	139	176	17,3	304	10,2
Limon	152	169	330	331	18	4,44	0,171	7,69	26
Mélange Limon-Compost	171	51	454	284	40	26,1	2,11	45,1	12,3

Pour chaque pot, 2,5 kg de limon profond et 500 g de compost de déchets verts ont été mélangés afin d'obtenir une composition homogène et 50 mL d'eau ont été ajoutés afin d'obtenir un taux d'humidité proche de conditions réelles et similaire dans tous les pots. Le contenu des pots a été légèrement tassé en vue d'obtenir une porosité telle qu'on pourrait la trouver en conditions naturelles et permettant la circulation de la mésofaune.

Un échantillon d'1,5kg de ce mélange limon-compost a été mis à l'étuve à 100°C pendant 48h afin d'en estimer le taux d'humidité initial qui était de 20,2%.

Cinq traitements ont été testés (Fig. 109) :

- **Traitement 1 : Témoin** (uniquement le mélange limon-compost)
- **Traitement 2 : Mulch de paille** ou **Paillis** (constitué de fragments de paille de blé d'environ 10 cm de longueur déposés en surface dans un souci de standardisation et d'homogénéité entre microcosmes). Cette modalité, non testée dans les deux autres niveaux d'expérimentation, a été utilisée ici afin de la comparer au BRF, autre type de mulch.
- **Traitement 3 : BRF (Bois Raméal Fragmenté de saules)**
- **Traitement 4 : Pelouse** avec entretien mimant une tonte fréquente sans exportation
- **Traitement 5 : Pelouse** avec entretien plus extensif mimant une fauche avec exportation des produits de coupe.

La levée des semis n'ayant pas été optimale, il n'a pas été possible de réaliser une gestion différente pour les traitements 4 et 5. Ces deux traitements peuvent donc être considérés comme des répliqués d'une même modalité « Pelouse ».



Figure 109: Traitements testés lors de l'expérimentation n°1

Ces microcosmes ont été ensemencés, le jour suivant la préparation du sol ou 15 jours après pour les semis, par une communauté de collemboles composée de 20 individus de chacune des 3 espèces suivantes : *Lepidocyrtus cyaneus*, *Folsomia candida* et *Parisotoma notabilis* (Fig. 110). Mis à part *Lepidocyrtus cyaneus*, trop difficile à conserver en élevage et donc prélevé sur le campus, les deux autres espèces provenaient d'un élevage mis en place au laboratoire à partir d'individus collectés sur le terrain. Le choix de ces trois espèces a été dicté par plusieurs raisons. Tout d'abord, ce sont trois espèces communes ce qui rend leur récolte relativement aisée. D'autre part, elles sont fréquemment rencontrées dans les délaissés urbains de l'Union (Chap. 2) ce qui permet un plus grand réalisme de l'expérimentation puisque ce sont des espèces qui colonisent effectivement les technosols dès les premiers mois post-implantation (en particulier *L. cyaneus* et *P. notabilis*). Enfin, ces trois espèces exploitent des niches écologiques relativement différentes ce qui est intéressant pour évaluer l'effet des différentes modalités sur des espèces ayant des habitats et des exigences variés. En effet, *Folsomia candida* est plutôt euédaphique (vit dans le sol) alors que les deux autres sont hémiedaphiques (vivent à l'interface sol-litière).



Figure 110: Les trois espèces de collemboles utilisées lors de l'expérimentation n°1 (de gauche à droite : *Folsomia candida*, *Parisotoma notabilis* et *Lepidocyrtus cyaneus*)

L'élevage de ces collemboles consiste en des boîtes de Petri (*Fig. 111*) au fond desquelles on dispose un mélange de plâtre et de charbon afin de constituer un substrat propice aux déplacements des animaux et qui absorbe les gaz qu'ils émettent. Les boîtes sont humidifiées deux fois par semaine et les collemboles sont nourris par la même occasion avec de la levure de boulanger. Les œufs pondus sont régulièrement prélevés au pinceau et disposés dans un autre milieu de culture pour avoir des boîtes de Petri contenant des individus d'âges équivalents.

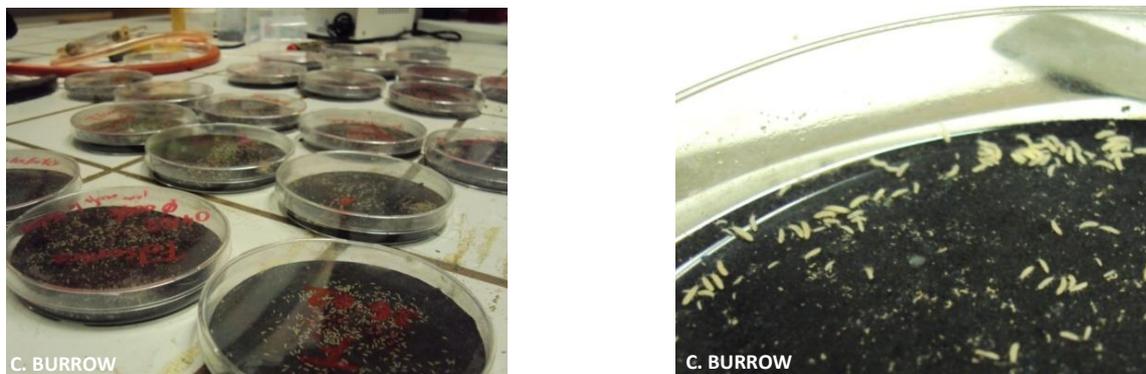


Figure 111: *Elevage de Folsomia candida*

Après l'introduction des collemboles, les microcosmes ont été fermés avec un film cellophane percé de trous et maintenus en conditions contrôlées :

- Eclairage artificiel avec une photopériode représentative de la saison d'expérimentation (12:12). L'éclairement lumineux mesuré oscille autour de 900 lux.
- Température constante (20°C +/- 2°C)
- Humidité constante : Le taux d'humidité a été conservé constant via un ajustement par arrosage hebdomadaire, la perte en eau étant évaluée après pesée du pot par la différence avec son poids initial.

Enfin, chaque semaine les pots étaient déplacés dans la pièce afin d'éviter des différences simplement liées à l'emplacement notamment vis-à-vis des sources lumineuses et de chaleur.

A chaque pas de temps (t+1, t+2 et t+3 mois), 5 réplicats par traitement sont « sacrifiés ». Un total de 75 microcosmes a donc été mis en place en début d'expérimentation (3 dates * 5 traitements * 5 réplicats). Lors des sacrifices, un échantillon homogène de sol d'environ 500 grammes est prélevé dans chaque pot et mis sur Berlese pendant 10 jours afin d'en extraire les collemboles. Les individus récoltés sont ensuite déterminés et dénombrés sous loupe binoculaire. Ceci permet d'évaluer l'évolution des populations des trois espèces (survie, reproduction) et donc leurs préférences en termes de gestion du substrat.

A.2. Expérimentation n°2

Suite aux résultats obtenus lors de l'expérimentation n°1, une deuxième expérimentation a été mise en place. Celle-ci a été réalisée uniquement pour le témoin et pour les modalités BRF et paillis soit les deux traitements qui nous paraissaient les plus intéressants car les plus favorables au développement des communautés de collemboles (§ B.1.). Il s'agit qui plus est de 2 traitements intéressants d'un point de vue économique et environnemental.

Le protocole suivi a été le même que celui de l'expérimentation n°1 à l'exception des contenants choisis (*Fig. 112*) qui sont rectangulaires et de taille supérieure (39x28x14cm) afin de tester un effet densité-dépendant (§ B.1.). Les quantités des différents matériaux diffèrent donc également : 4 kg de limon mélangé à 800 g de compost et 110 mL d'eau forment le substrat de base des trois modalités et 600 g de BRF ou 60 g de paille ont été ajoutés pour les modalités correspondantes (*Fig. 113*).

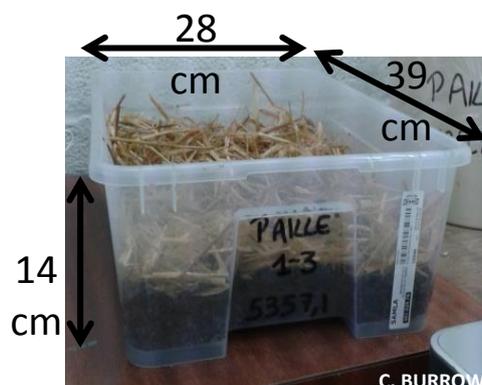


Figure 112: *Microcosme utilisé pour l'expérimentation n°2*



Figure 113: *Trois traitements testés lors de l'expérimentation n°2 (à t+2 mois) (de gauche à droite : Témoin, BRF et Paille)*

Une seule espèce a cette fois été utilisée : il s'agit de l'espèce hémiedaphique *Parisotoma notabilis* qui nous a semblé l'espèce la plus adaptée à ce type d'expérimentation en microcosmes au vu des résultats de la première expérimentation. Qui plus est, elle est considérée comme l'espèce la plus abondante dans les régions tempérées du Paléarctique occidental (Potapow, 2001) et est souvent dominante dans les sols perturbés ou en voie de régénération (Lopes & da Gama, 1994 ; Alvarez et al., 2000 ; Dunger et al., 2002). Comme pour l'expérimentation n°1, 20 individus ont été inoculés dans chaque pot à t0.

Pour chacun des trois traitements et chaque pas de temps (sacrifices au bout de 1, 2, 3 et 4 mois), 3 réplicats ont été mis en place soit un total de 36 microcosmes rectangulaires. Pour chaque traitement, un microcosme supplémentaire a été prévu dans le même contenant que ceux utilisés lors de la première expérimentation (pots de fleurs). Ces trois microcosmes supplémentaires ont été sacrifiés à la fin de l'expérimentation, soit au dernier pas de temps (quatrième mois), afin de tester l'effet du contenant en lui-même et de pouvoir comparer les résultats des deux expérimentations.

Lors des sacrifices, deux échantillons de sol ont été prélevés dans chaque microcosme, l'un pour analyse des paramètres agronomiques du sol (pH, matières organiques, humidité, rapport C/N) et l'autre pour une estimation de l'activité microbienne du sol par respirométrie.

La mesure de la teneur en carbone organique a été obtenue via la méthode d'oxydation sulfochromique (NF X 31- 109) et celle de l'azote total via la méthode de minéralisation décrite par Saha et al. (2012) et le dosage selon O'Dell (1993).

La mesure de l'activité respiratoire des sols est réalisée à l'aide du système OxiTop® qui permet de suivre automatiquement et en continu la consommation en oxygène d'un échantillon et donc d'avoir une vision cinétique de la respiration (Criquet et al., 2012).

L'échantillon de sol frais (100g) est tamisé à 2 mm et stocké à 4°C à l'obscurité avant d'être placé à 20°C 24 h avant le début de la mesure. Les 100g de sol sont ensuite déposés dans des jarres fermées hermétiquement et placées à l'obscurité. La tête de mesure de ces jarres est remplie d'une solution de soude qui va piéger le CO₂ dégagé par la respiration du sol. Les variations de pression en O₂ dans la jarre sont mesurées en continu durant 5 jours à une température fixe de 20°C. A l'issue des 5 jours, les données sont téléchargées et un modèle linéaire est calculé pour établir la pente exacte de perte de pression dans la jarre. Les résultats sont exprimés en mg d'O₂ consommé par kilogramme de sol sec et par heure (mg O₂.h⁻¹.kg⁻¹).

B. Résultats

B.1. Expérimentation n°1

L'expérimentation n°1 s'est déroulée de mars à juillet 2013. Pour rappel, 4 traitements (témoin, BRF, paillis et semis) étaient testés sur une période de 3 mois. Les microcosmes contenaient chacun 60 collemboles appartenant à 3 espèces en début d'expérimentation.

Il est à noter que les deux modalités semées sont peu développées (mauvaise levée des semis) et qu'il faudra en tenir compte dans les analyses.

La figure 114 présente l'évolution de l'abondance relative des 3 espèces de t0 (état initial) à t3 (3 mois après inoculation des communautés de collemboles) pour les 5 traitements.

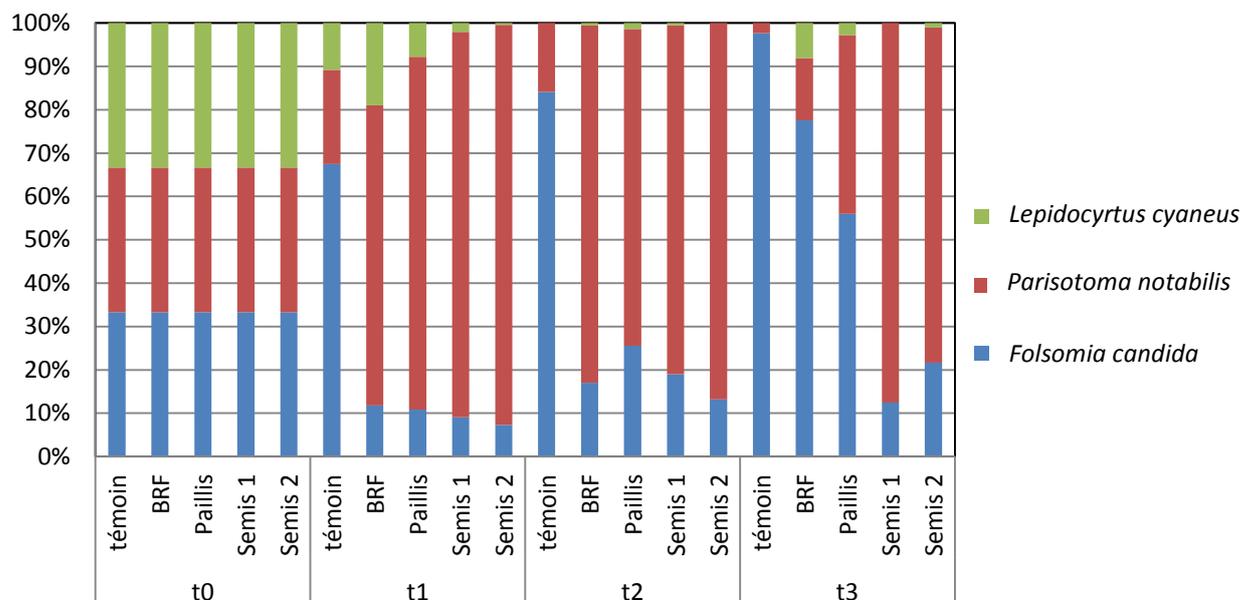
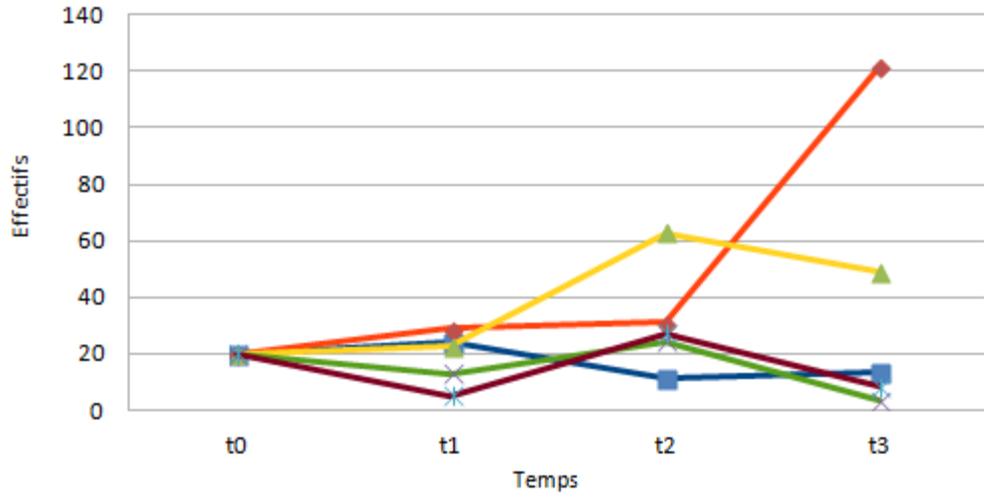


Figure 114: Evolution de la proportion relative des 3 espèces pour les différents traitements au cours des 3 mois de suivi

Le principal fait marquant est la disparition rapide de l'espèce hémiedaphique *Lepidocyrtus cyaneus*, qui subsiste cependant quelque peu dans le BRF, au moins à l'issue du premier et du troisième mois. L'espèce hémiedaphique *Parisotoma notabilis* devient largement dominante dans toutes les modalités à l'exception du témoin dès le premier mois post-inoculation. *Folsomia candida* domine quant à lui les communautés dans les microcosmes témoins ainsi que dans le BRF et le paillis à l'issue du troisième mois.

L'évolution de l'abondance des collemboles pour les 5 traitements au cours des trois mois d'expérimentation est quant à elle présentée, espèce par espèce et de façon globale, dans la figure 115. L'effet des traitements sur l'abondance des trois espèces de collemboles (Kruskall-Wallis et test post hoc de Dunn) figure quant à lui dans le tableau 17.

(b) *Folsomia candida*



(a) *Lepidocyrtus cyaneus*

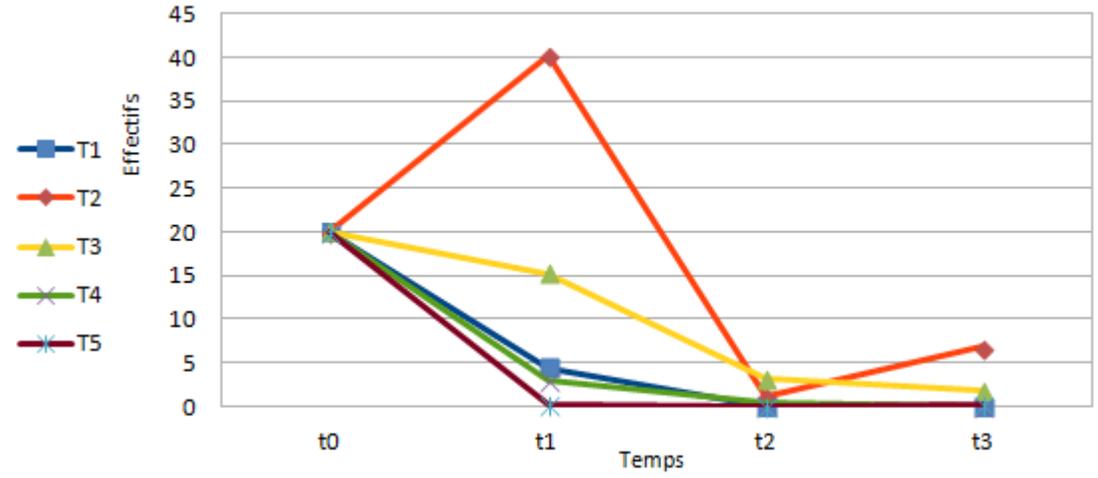
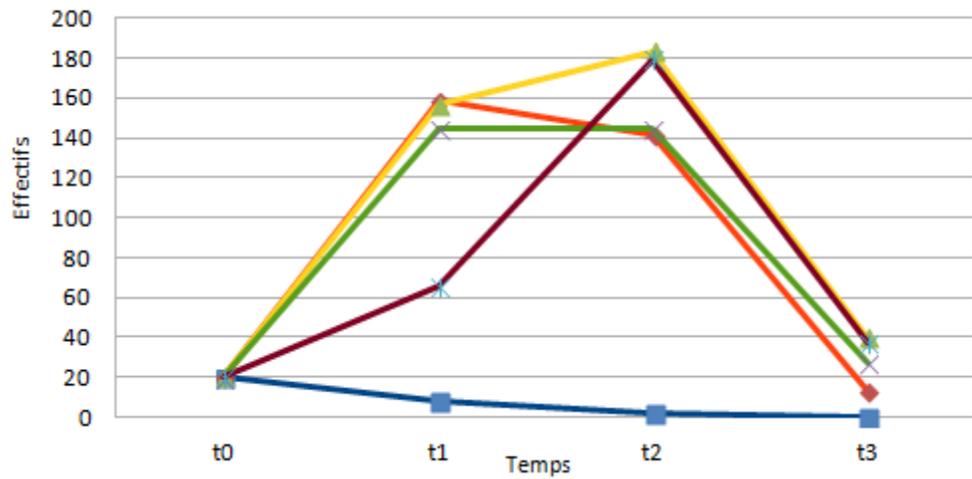


Figure 115: Evolution des populations des trois espèces de collemboles (en nombre d'individus/microcosme) pour les différents traitements au cours des 3 mois de suivi

avec T1 : Témoin, T2 : BRF, T3 : Paillis et T4 et T5 : Semis pelouse

(d) *Parisotoma notabilis*



(c) Abondance moyenne

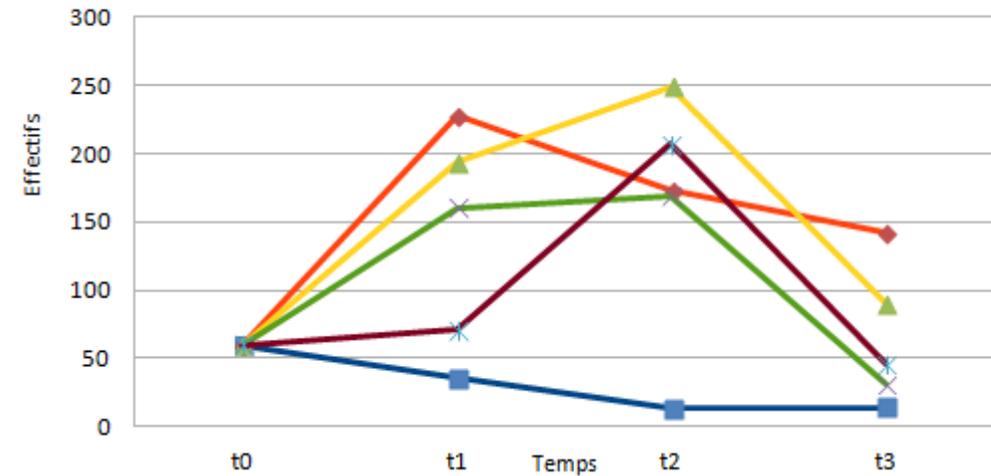


Tableau 17: Effets des traitements sur l'abondance des trois espèces de collemboles : résultats des tests de Kruskal-Wallis (n=5)

	T1 - Témoin	T2 - BRF	T3 - Paillis	T4 -Semis 1	T5 - Semis 2
<i>Folsomia candida</i>	BC	AB	A	C	C
<i>Parisotoma notabilis</i>	B	A	A	A	A
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	B	A	A	AB	B
Abondance totale	B	A	A	A	A

Des lettres différentes indiquent des différences significatives d'abondance, la lettre A correspondant à la plus forte abondance et la lettre C (ou B selon les cas) à la plus faible.

Les résultats montrent que globalement tous les traitements sont plus favorables à la survie et la reproduction des collemboles que le témoin (T1), qui pour rappel correspond seulement à un mélange limon-compost. Les traitements 2 et 3 (BRF et paillis) sont particulièrement favorables à la communauté de collemboles (Tableau 17). L'interprétation pour les traitements 4 et 5 est plus délicate car la levée des semis a été mauvaise. Ces deux traitements ne sont favorables qu'à l'espèce héli-édaphique *Parisotoma notabilis*, bien que les abondances moyennes pour cette espèce demeurent plus élevées pour les traitements BRF (T2) et paillis (T3). Il n'existe cependant pas de différences significatives entre ces 4 traitements pour cette espèce. *Parisotoma notabilis* étant l'espèce qui présente les plus forts effectifs, il n'existe par conséquent pas non plus de différences significatives entre les traitements BRF, paillis et semis pour l'abondance totale en collemboles.

On voit également que l'espèce euédaphique *Folsomia candida* (Fig.115.(a)) répond positivement aux traitements 2 et 3 (BRF et paillis), mais avec un temps de latence par rapport à *Parisotoma notabilis* (Fig.115.(c)) puisque les effectifs n'augmentent vraiment qu'à partir du 2^{ème} mois pour le BRF (T3) et du 3^{ème} mois pour la paille (T2).

Les résultats obtenus à l'issue des 3 mois (t+3) pour *Parisotoma notabilis* montrent une mortalité importante et ce quelque soit le traitement considéré. Cette mortalité importante et inexplicquée au dernier pas de temps de l'expérimentation nous a amené à réaliser l'expérimentation n°2. Cette deuxième expérimentation avait entre autres pour but de tester l'hypothèse d'une saturation du milieu due à des densités trop élevées qui aurait entraîné cette forte mortalité à l'issue de la première expérimentation.

B.2. Expérimentation n°2

Pour la deuxième expérimentation, seuls trois traitements ont été testés (témoin, BRF et paillis) sur une communauté monospécifique (*Parisotoma notabilis*) durant 4 mois.

La figure 116 présente les abondances moyennes en *P. notabilis* (estimées par m²) pour les 3 traitements au cours des 4 mois d'expérimentation.

On constate que les abondances en collemboles sont nettement plus élevées, et de façon significative, pour le BRF et la paille que pour la modalité témoin. Cependant, ces abondances évoluent différemment dans le temps selon la modalité considérée : elles augmentent après un certain temps de latence pour le BRF (à partir de 2 mois post-inoculation) alors qu'elles deviennent plus élevées dès le premier mois post-inoculation pour la paille avec un pic d'abondance à l'issue des deux mois (12751 individus/m²) avant de décroître et d'atteindre des niveaux proches de ceux du témoin au quatrième mois (740 ind./m²).

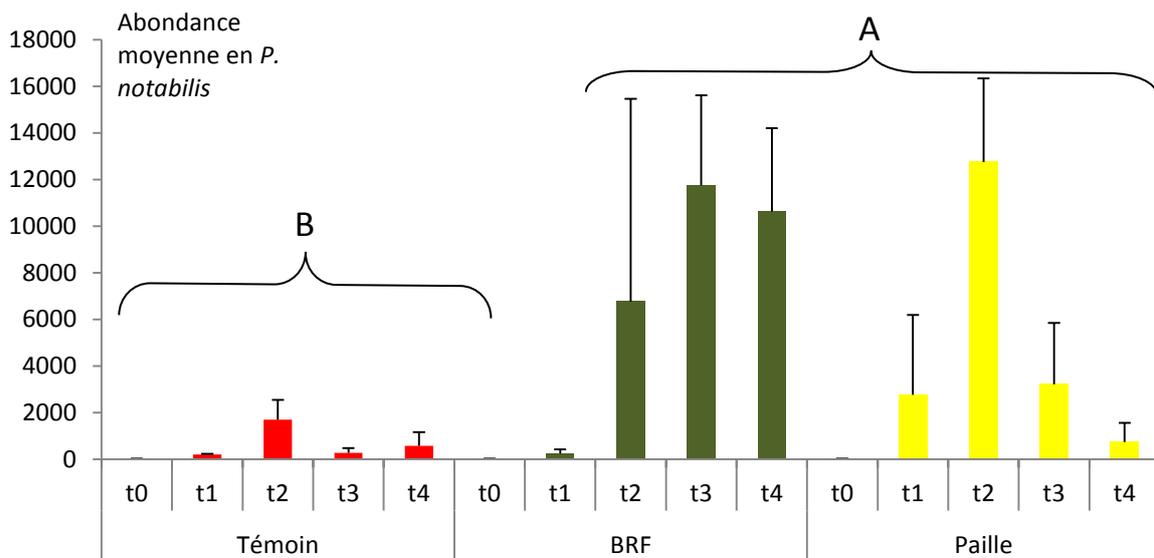


Figure 116: Evolution des effectifs de *P. notabilis* au cours des 4 mois de suivi pour les 3 traitements (Kruskal-Wallis ; $n=3$)

Pour tenter de comprendre les phénomènes mis en jeu dans ces variations d'abondance des populations de *P. notabilis*, des mesures de respiration microbienne du sol ont été réalisées et sont présentées dans la figure 117.

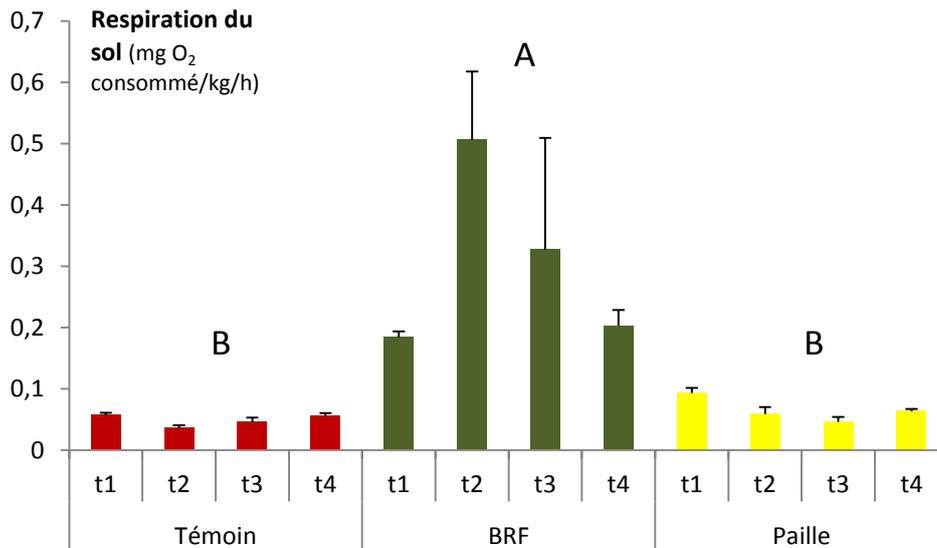


Figure 117: *Respiration des technosols pour les 3 traitements aux 4 pas de temps*

Les mesures respirométriques montrent des valeurs nettement plus élevées pour le BRF que pour les deux autres modalités dès le premier mois post-inoculation des collemboles avec un pic atteint au bout de deux mois (0,51 mg d'O₂ consommé par kg de sol et par heure). En revanche, paillis et témoin ne diffèrent pas significativement d'un point de vue respiration microbienne du technosol.

La figure 118 page suivante présente, pour les trois traitements, l'évolution des caractéristiques agronomiques des technosols au cours des 4 mois de suivi : la teneur en carbone organique (a), la teneur totale en azote (b), le rapport carbone/azote noté C/N (c), le pH (d) et l'humidité (e).

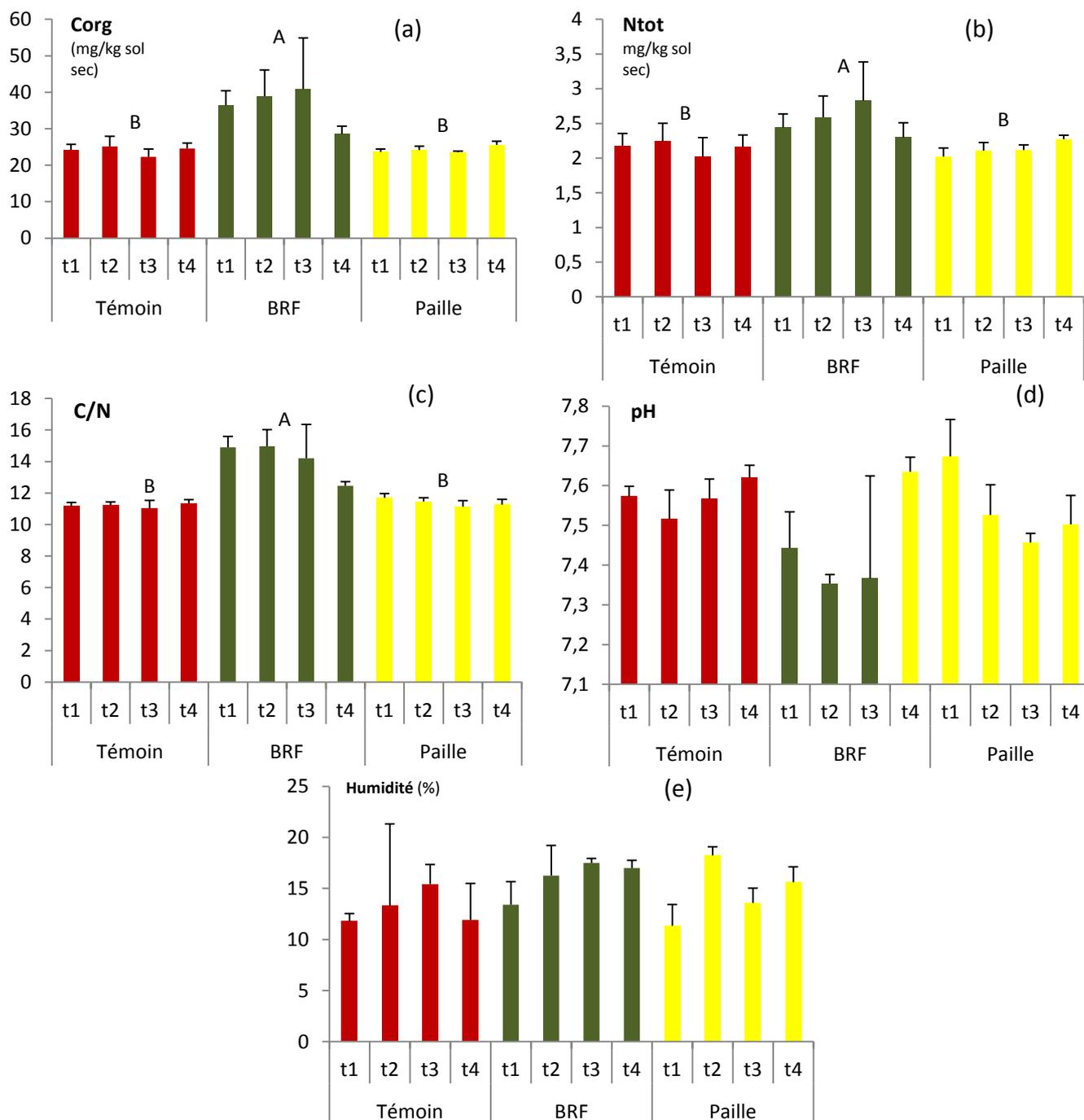


Figure 118: Paramètres agronomiques des technosols pour les 3 traitements aux 4 pas de temps. Des lettres différentes indiquent des différences significatives, la lettre A correspondant aux plus fortes valeurs et la lettre B aux plus faibles.

Comme pour la respiration microbienne, le BRF se révèle bien distinct des deux autres traitements avec des teneurs en carbone organique et en azote total ainsi qu'un rapport C/N significativement plus élevés. En revanche, aucune différence significative n'a été mise en évidence concernant le pH et l'humidité pour les trois traitements testés.

On trouve ainsi en moyenne de 30 à 40 mg de carbone organique par kilogramme de sol pour les technosols recouverts de BRF alors que ces teneurs dépassent rarement les 25 mg pour les deux autres modalités (*Fig. 118 (a)*). Il en va de même pour la teneur totale en azote qui culmine à 2,83 mg par kg de sol à l'issue du troisième mois sous le BRF contre 2,24 mg/kg au maximum pour le témoin et 2,27 pour le paillis (*Fig. 118 (b)*). Etant donné la teneur en carbone organique bien plus élevée sous le BRF, le rapport C/N est lui aussi significativement plus élevé pour cette modalité avec un maximum de 14,97 (2^{ème} mois de suivi) contre respectivement 11,35 et 11,7 pour le témoin et le paillis (*Fig. 118 (c)*). On note cependant une tendance à la diminution de ce rapport C/N pour le traitement BRF au cours des 4 mois de suivi avec une valeur de 12,45 à l'issue de l'expérimentation. Les deux autres modalités ont des valeurs de C/N qui restent stables tout au long des 4 mois de suivi, oscillant entre 11,2 et 11,7.

Le pH ne montre quant à lui aucune différence significative entre les 3 traitements mais fluctue légèrement au cours de l'expérimentation (*Fig. 118 (d)*). On observe notamment une très légère baisse de pH au cours du temps sous le BRF (7,44 à 7,37) et le paillis (7,64 à 7,50) alors que la tendance est plutôt à l'augmentation pour le témoin (7,57 à 7,62). Les valeurs sont également légèrement plus faibles pour le BRF que pour les 2 autres traitements.

Enfin, l'humidité qui ne montre, elle non plus, aucune différence significative entre traitements, s'accroît légèrement au cours du temps pour les traitements BRF et paillis mais ne montre pas de tendance nette d'évolution pour le témoin (*Fig. 118 (e)*).

C. Discussion

Ces deux expérimentations complémentaires ont permis d'affiner la compréhension des facteurs à l'origine de l'amélioration de l'attractivité des technosols vis-à-vis des collemboles.

Les résultats de la première expérimentation montrent tout d'abord une réponse spécifique des collemboles puisque les différentes espèces (*Folsomia candida*, *Parisotoma notabilis* et *Lepidocyrtus cyaneus*) ne répondent pas de la même façon aux différents traitements, que ce soient en termes de dynamique de population (fluctuation des effectifs plus ou moins rapide au cours du temps) ou de survie et de reproduction (taux de croissance variables). Il est à noter que ces espèces ont été choisies car elles occupent des niches écologiques différentes (*F. candida* est une espèce euédaphique alors que les deux autres sont plutôt hémiedaphiques et vivent au niveau de la litière).

A l'exception du témoin où l'espèce dominante est *Folsomia candida*, c'est ainsi *Parisotoma notabilis* qui prédomine largement dans tous les autres traitements. Si on ajoute à

cela sa facilité d'élevage, *P. notabilis* est donc une espèce qui semble bien adaptée à ce type d'expérimentation en microcosmes contrairement à *Lepidocyrtus cyaneus* dont le taux de mortalité est très élevé et qu'il est, de plus, difficile de maintenir en laboratoire. Il faut cependant rappeler que cette dernière était la seule espèce à avoir été prélevée directement dans la nature et qu'elle n'a donc pas bénéficié d'une période d'acclimatation en laboratoire comme les deux autres espèces. Outre cet aspect technique, *Lepidocyrtus cyaneus*, à la mobilité plus importante que les deux autres espèces, ne se satisfaisait peut-être pas à la vie en microcosmes, de surface réduite et sans présence de litière qui constitue son habitat. Le BRF, qui s'assimile le plus à une couche de litière, est d'ailleurs la modalité qui a permis la meilleure survie de *L. cyaneus*. D'autres facteurs peuvent être évoqués pour expliquer la faible survie de cette espèce comme la présence d'un corps plus rigide, à la cuticule plus épaisse que les deux autres espèces le rendant plus vulnérable aux chocs lors du prélèvement dans la nature puis de l'inoculation. Enfin, contrairement à *P. notabilis* et *F. candida*, c'est une espèce strictement sexuée (Sharma & Metz, 1976) qui a peut-être plus de mal à établir une nouvelle population à partir d'un faible nombre d'individus que ne le peuvent les collemboles parthénogénétiques (d'autant plus que nous ignorons le sex-ratio de la population introduite). Pernin (2003) avait d'ailleurs trouvé des résultats similaires avec une diminution des effectifs de *L. cyaneus* à partir de la sixième semaine d'expérimentation.

F. candida est quant à lui proportionnellement plus abondant que les deux autres espèces dans la modalité témoin. En effet, c'est une espèce euédaphique qui vit dans le sol et ne dépend pas de la présence d'une couche de litière pour survivre. Lors du dernier mois d'expérimentation, cette espèce domine également les communautés dans les traitements BRF et paille. Cependant, cette situation est en partie liée à la chute inexplicquée des effectifs de *P. notabilis* au cours de ce même mois.

Au vu des résultats de cette première expérimentation, tous les traitements semblent plus favorables à la survie et la reproduction des collemboles que le témoin (pas d'intervention sur le technosol). Les traitements BRF et paillis sont particulièrement favorables aux collemboles, notamment aux espèces hémiedaphiques. L'interprétation pour les traitements 4 et 5 est plus délicate étant donné la mauvaise levée des semis. Comme nous avons pu le voir lors des expérimentations *in situ* et en mésocosmes, la simple présence d'un couvert végétal, qu'il soit mort (BRF, mulch de paille) ou vivant (couvert herbacé) suffit à rendre les technosols plus accueillants pour la mésofaune.

On a également pu constater un certain temps de latence dans la réponse de *F. candida* aux traitements BRF et paillis par rapport à l'espèce *P. notabilis*. Ceci pourrait s'expliquer par

une amélioration progressive - et non instantanée - de la qualité du sol, via un relargage d'éléments nutritifs par le BRF et le paillis, dont bénéficierait *F. candida*, espèce euédaphique vivant au sein même du sol.

Les sacrifices du troisième mois posent également problème étant donné la mortalité importante quel que soit le traitement. Celle-ci pourrait s'expliquer par une saturation du milieu et/ou une durée de vie limitée des individus en conditions expérimentales. Pour répondre à ces hypothèses, mais également pour mieux comprendre la réponse des collemboles aux différents traitements, il convient d'analyser les résultats de la seconde expérimentation.

Cette expérimentation monospécifique a permis de confirmer l'effet bénéfique de l'application de BRF, et dans une moindre mesure de paillis, sur la reproduction et la survie du collembole hémi-édaphique *P. notabilis*. Cependant, l'effet de ces deux traitements diffère. Le mulch de paille semble présenter des bénéfices plus immédiats sur l'abondance du collembole mais qui se diluent rapidement alors que la mise en place de BRF à la surface du technosol montre un effet nettement positif au bout d'1 à 2 mois post-application qui semble perdurer un peu plus dans le temps. Ces différences tiennent aux compositions et aux dynamiques de décomposition distinctes de ces deux types de couvre-sol et à leurs effets sur le technosol sur lequel ils reposent.

La paille de blé est constituée d'environ 34 à 44% de cellulose et 35 à 36% d'hémicellulose, deux molécules rapidement biodégradées. En revanche, elle ne comporte que 7 à 14% de lignine, qui se biodégrade beaucoup plus lentement (*Nordmann, 2013*). Étant donné leur composition, les mulchs de paille peuvent se dégrader très vite (quelques mois) et n'ont donc qu'un impact bénéfique potentiel de courte durée sur les organismes de la pédofaune.

Le BRF provient quant à lui de branches d'arbres ou d'arbustes ayant un diamètre inférieur à 7 cm. Le caractère juvénile de son bois lui confère ainsi un taux de lignine élevé, une teneur en composés phénoliques faible et une teneur en nutriments (N, P, K, Mg, etc.) relativement élevée (*Sheffer & Cowling, 1966 ; Edmonds, 1987 ; Hendrickson, 1987*). Le bois jeune contient toutefois de la lignine en formation, plus facilement attaquable par les microorganismes que la lignine adulte présente dans les troncs des arbres notamment. Cela est d'autant plus vrai pour le BRF de saule, utilisé lors de cette expérimentation, qui est produit à partir de jeunes rameaux de petit calibre (entre 3 et 4 ans, rameaux de moins de 5 centimètres) récoltés presque verts.

Par son taux plus élevé de lignine que les pailles et ses teneurs plus importantes en éléments nutritifs, le BRF se dégrade ainsi plus lentement que le paillis et a une action sur la

qualité du sol plus progressive et durable, ce qui explique la différence de comportement observée entre ces deux traitements vis-à-vis de la mésofaune.

Il est en effet bien admis que la spécificité du BRF vient de son action sur la vie du sol et permet ainsi une reconstruction durable de l'écosystème sol (Larochelle, 1994; Caron et al., 1998). Son utilisation suscite un ensemble de chaînes trophiques complexes qui structurent et améliorent la qualité du sol. La lignine est très difficile à digérer : seuls certains champignons lignolytiques, les basidiomycètes, en sont capables. Encore appelés pourritures blanches, ils sont d'ailleurs bien visibles à la surface des mésocosmes dès le 2^{ème} mois d'expérimentation, notamment sur le BRF (Fig. 119). Ces champignons, tirant profit du substrat, attirent à leur tour des organismes de la mésofaune fongivore (Larochelle, 1994) dont les représentants majeurs sont les collemboles. Suite à une incorporation de BRF, l'abondance et la diversité de cette mésofaune « brouteuse » de mycéliums seraient donc le reflet des conditions physico-chimiques et de l'activité biologique du milieu, et plus particulièrement de celle des champignons lignolytiques. La respiration microbienne significativement plus élevée sous le BRF s'explique donc aisément par l'activité de dégradation de la lignine de ces champignons basidiomycètes.



Figure 119: Microcosme recouvert de BRF au 2^{ème} mois d'expérimentation

Outre ce rôle nutritif, le BRF est également connu pour son rôle irrigateur et structurant du sol mais également pour son rôle thermorégulateur qui exerce un effet protecteur sur les végétaux et sur la pédofaune (Larochelle, 1994 ; Caron et al., 1998 ; Barthès et al., 2010).

L'ensemble de ces caractéristiques du bois raméal fragmenté en font un amendement de bonne qualité, favorisant à la fois la minéralisation graduelle des nutriments dans le sol, et l'humification d'une fraction importante du carbone (Larochelle et al., 1993).

Les analyses de sol et les analyses respirométriques ont d'ailleurs montré des teneurs en carbone organique et en azote total ainsi qu'un rapport C/N et une respiration microbienne plus élevés sous le BRF que sous la paille ou dans le technosol témoin. Ces observations sont déjà bien documentées dans la littérature. Dès 1982, *Guay et al.* ont ainsi montré qu'après application de BRF sur des parcelles agricoles au Québec, la teneur en matière organique se stabilisait entre 150 et 200% de sa valeur initiale pour une période allant de un an et demi à trois ans. *N'dayegamiye & Dubé (1986)* trouvent quant à eux, une augmentation de la teneur en matière organique de 52% suite à l'application de BRF après 4 ans de culture et deux traitements de 100 tonnes par hectare. Cette augmentation passe même à 65% lorsque le BRF est couplé à l'utilisation de lisier. En raison du C/N important du BRF (autour de 50), celui-ci a d'ailleurs d'abord été perçu comme un apport en carbone organique. Son principal intérêt réside pourtant dans son apport d'azote au sol. Dans la même expérimentation que citée précédemment, *N'dayegamiye & Dubé (1986)* ont d'ailleurs constaté, selon les doses appliquées, des augmentations en azote total allant de 8 à 50 % pour les parcelles amendées par rapport au témoin.

Concernant le rapport C/N, il est admis que celui d'un sol biologiquement actif est généralement inférieur à 12 (*Dommergues et Mangenot, 1970*). Les technosols témoins et sous paillis ont d'ailleurs des rapports C/N de l'ordre de 11,5 alors qu'ils dépassent les 14 pour le BRF. Dans l'expérience de *N'dayegamiye & Dubé (1986)*, les sols expérimentaux voyaient leur rapport C/N augmenter de 6 à 23% par rapport au témoin après 4 ans d'application de BRF. Cette augmentation du rapport C/N est liée au rapport C/N très élevé du BRF et ce rapport devrait rapidement retrouver des valeurs proches de la normale, ce que l'on observe d'ailleurs dès le 4^{ème} mois d'expérimentation. L'évolution du rapport C/N est donc beaucoup plus rapide dans nos microcosmes que dans cette expérience réalisée sur des parcelles cultivées. Les conditions d'expérimentation sont cependant nettement différentes et de nombreux paramètres peuvent influencer ces variations de C/N : caractéristiques physico-chimiques du sol ; épaisseur, nature et mode d'application du BRF ; contexte climatique, etc.

A noter que le pH ne diffère pas entre les différents traitements et que le BRF ne provoque pas, au moins à court terme, d'acidification des sols dans notre expérimentation malgré les craintes parfois évoquées dans la littérature. L'étude est cependant réalisée ici à très court terme, dans des conditions bien différentes d'un épandage *in situ* et est appliqué en mulch et non incorporé dans les horizons superficiels.

Cette deuxième expérimentation a donc permis de confirmer le rôle positif, au moins à court terme, de l'application d'un mulch végétal à la surface des technosols sur le maintien et

le développement de populations de collemboles. Pour le BRF, cet impact positif est lié à l'activité des champignons dont se nourrissent les collemboles et au relargage progressif de nutriments dans le sol. Quant à la paille, elle présente des bénéfices plus immédiats étant donné sa décomposition rapide et sa capacité à fournir des abris et un habitat favorable aux collemboles. Bien que la respiration microbienne n'ait pas été significativement plus élevée sous le paillis que dans le témoin, on peut penser que la présence d'un mulch de paille permet tout de même la présence de communautés fongiques plus développées que le témoin, d'où des abondances en collemboles – fongivores – plus élevées que dans le témoin. *Jorgensen & Hedlund (2013)* avaient d'ailleurs montré que le collembole *Folsomia fimetaria* avait une meilleure fitness quand il pouvait se nourrir de champignons s'étant développés sur des sols amendés par de la paille de blé.

Cette expérimentation devait également permettre de mieux comprendre la mortalité inexplicée en fin de première expérimentation. Étant donné qu'aucune chute des effectifs de *P. notabilis* n'a eu lieu à l'issue des 4 mois de suivi, que ce soit dans les microcosmes rectangulaires ou les pots cylindriques, la mortalité constatée lors de la première expérimentation ne peut s'expliquer par une saturation du milieu due à des effectifs trop élevés. L'hypothèse la plus probable est donc une perturbation extérieure malgré le soin pris pour contrôler la majorité des paramètres (température, humidité, luminosité).

D. Conclusion et Perspectives

En permettant une bonne maîtrise des conditions expérimentales ainsi que la possibilité de suivre finement l'évolution de communautés de collemboles, ces deux expérimentations en microcosmes ont ainsi permis d'affiner les connaissances en termes de gestion des horizons de surface des technosols et d'appréhender plus facilement les facteurs expliquant l'attrait de certains modes de gestion.

Les données issues de la littérature soulignent généralement l'effet positif de l'application d'amendements d'origine organique sur les communautés de décomposeurs du sol via une augmentation de la biomasse microbienne (*Bardgett & Shine, 1999 ; Tejada et al., 2006 ; Elfstrand et al., 2007 ; Franco-Otero et al., 2012*) et de l'abondance de la mésofaune (*Axelsen & Kristensen, 2000 ; Kautz et al., 2006*). Le BRF, et dans une moindre mesure la paille

de blé et les semis (pelouse), ne semblent ici pas déroger à la règle, favorisant le maintien et le développement de populations de collemboles, organismes de la mésofaune jouant un rôle non négligeable dans la micro-fragmentation et la décomposition de la matière organique

Comme nous l'avons vu au cours de ce chapitre, l'impact positif de l'application de BRF et de paillis sur les populations de collemboles s'expliquerait par une quantité de nourriture disponible plus importante, notamment via le développement de communautés fongiques. La présence d'abris induite par la mise en place d'un couvre-sol pourrait également expliquer en partie l'attrait de ces deux types de mulchs (BRF et paillis) pour les collemboles. Il serait d'ailleurs intéressant de tester cette hypothèse en ajoutant un traitement de type « mulch synthétique », qui ne permettrait aucun apport en matière organique.

La gestion des horizons de surface du technosol via la mise en place d'un mulch (BRF ou à défaut paille de blé) pourrait donc permettre d'accélérer leur recolonisation par les collemboles et ainsi contribuer à enrichir le sol et à le rendre plus accueillant pour d'autres organismes de la faune du sol, et notamment de la macrofaune, tels que les lombricidés. Les deux autres niveaux d'expérimentation (dispositif *in situ* et mésocosmes) avaient d'ailleurs mis en évidence l'intérêt du BRF pour les communautés lombriciennes.

Chapitre 5

Discussion générale

A l'heure actuelle, l'un des enjeux environnementaux majeurs est la réduction de l'artificialisation des sols et de l'étalement urbain, ce qui nécessite une modification des pratiques d'aménagement et notamment une densification de l'habitat. Celle-ci passe notamment par la requalification de friches industrielles et autres délaissés urbains. De nombreux projets d'aménagement durable fleurissent ainsi sur le territoire et notamment dans la région Nord-Pas-de-Calais qui compte près de la moitié des friches industrielles au niveau national. C'est le cas de l'écoquartier de l'Union, ancien site industriel de 80 hectares à cheval sur les communes de Roubaix, Tourcoing et Wattrelos (59). Ce site-atelier du réseau SAFIR de l'ADEME est d'ailleurs l'un des projets de renouvellement urbain les plus importants en France actuellement. Étant donné son passé industriel lourd, des investigations sont cependant à mener quant au devenir des sols pollués et à leur nécessaire réhabilitation. Les pratiques conventionnelles de dépollution hors site (excavation des terres et transport vers un centre de traitement ou d'incinération) ne sont en effet pas satisfaisantes d'un point de vue développement durable et sont coûteuses en apport de terre agricole saine. C'est pourquoi le choix a été fait, dans la mesure du possible, de procéder à une réutilisation des couches pédologiques les moins contaminées afin de recréer des sols – que l'on nommera technosols ou sols construits – compatibles avec leur usage futur.

C'est dans ce contexte que s'est inscrit cette thèse dont l'objectif était d'identifier les pratiques d'aménagement les plus favorables à la restauration de sols fonctionnels afin de pouvoir constituer, à terme, une aide à l'élaboration de préconisations en matière d'aménagement urbain durable. La fonctionnalité d'un sol s'entendant, dans ce travail de thèse, comme sa capacité à héberger des communautés biotiques diversifiées (*Gardi et al., 2002*), rendant possible tout un éventail de fonctions essentielles (*TEEB, 2010*).

Ce travail s'est appuyé sur la mise en place de trois expérimentations :

- Un dispositif expérimental *in situ* sur la friche de l'Union elle-même. Il s'agissait de comparer les dynamiques de recolonisation d'un technosol, initialement très appauvri en pédofaune, de différentes modalités de gestion des horizons de surface mais également de tester l'influence du maillage écologique local sur ces dynamiques.
- Une expérimentation en mésocosmes sur le campus universitaire. De dimensions plus réduites que les placettes *in situ*, ces mésocosmes avaient également pour objectif d'évaluer l'impact du mode de gestion des technosols sur la pédofaune.

La particularité de cette deuxième expérimentation était de suivre des populations de vers et de cloportes inoculées.

- Enfin, le suivi de microcosmes en laboratoire, permettant une analyse plus fine des préférences des collemboles, organismes clés de la dégradation de la matière organique, en termes de paramètres de gestion du substrat et donc d'habitat.

Les résultats obtenus ont permis de répondre à la plupart de nos interrogations quant au potentiel d'accueil des technosols et aux modalités de leur recolonisation par la pédofaune.

1. Quelle biodiversité pour ces sols construits et avec quelle dynamique ?

La première hypothèse que nous avons formulée en nous basant sur la théorie des filtres environnementaux était qu'une recolonisation des technosols était attendue pour la majorité des taxons et des espèces échantillonnées dans les délaissés urbains et les jardins privés environnants (**contraintes biogéographiques**). Cette hypothèse s'est vérifiée pour l'ensemble des taxons bien que les abondances relatives des différentes espèces varient, les communautés des technosols étant dominées, au moins dans les premiers temps, par des espèces pionnières et/ou typiques de sols riches en matière organique (compost).

Quoiqu'il en soit, les communautés pédofauniques observées sur le dispositif *in situ* et dans les délaissés urbains et les jardins privés environnants sont caractérisées par de faibles abondances mais des richesses spécifiques somme toute élevées étant donné le contexte fortement anthropisé (Sousa *et al.*, 2006 ; Santorufo *et al.*, 2014). Le nombre d'espèces de collemboles s'est en effet révélé relativement important (avec respectivement 59, 32 et 45 espèces pour les délaissés urbains, les jardins privés de l'opération Œil de Lynx et les placettes expérimentales *in situ*). Malgré des richesses spécifiques plus réduites, on a pu noter pour les autres taxons la présence de quelques espèces peu communes telles que *Lumbricus festivus* pour les vers et *Amara tibialis* pour les carabes, ce qui confirme les données de la littérature selon lesquelles les sites urbains peuvent constituer des zones refuges pour des espèces relativement rares, autrefois présentes dans les zones d'agriculture extensive par exemple (Jones & Leather, 2012). Ces communautés « urbaines » se caractérisent généralement par la présence d'espèces eurytopes ayant des affinités pour les milieux ouverts plutôt xériques et aux

origines bien souvent agricoles ou littorales. Concernant les carabes, il s'agit majoritairement d'espèces prédatrices, connues pour être proportionnellement plus nombreuses en milieu urbain qu'en milieu forestier (*Philpott et al., 2014*).

Globalement, comme pour la végétation, le processus de recolonisation des technosols par les communautés d'invertébrés du sol est relativement lent. Si l'on trouve des collemboles dans les technosols 6 mois après leur mise en place, d'autres taxons ne commencent véritablement leur installation qu'après 1 an et demi. C'est notamment le cas des oribates, des carabes (autres que les prédateurs opportunistes de passage) et, a fortiori, des cloportes et des vers. Les données de la littérature vont dans ce sens et indiquent que le rétablissement complet de communautés pédofauniques dans des sols restaurés prend au moins 15 ans (*Andrés & Mateos, 2006*) mais que la dynamique de recolonisation varie cependant grandement selon les taxons, les collemboles arrivant les premiers, au cours des 15 premiers mois (*Hutson, 1980 ; Koehler et al., 2000 ; Wanner & Dunger, 2002 ; BIOTECHNOSOL, 2013*), grâce à leur mode de déplacement (aérien ou phorétique). Les organismes de la macrofaune, qui se déplacent activement, arrivent ainsi plus tardivement. La densité en termes de mésofaune est également connue pour être maximale durant la phase pionnière des 2-3 premières années (*Koehler, 1998*) ce qui expliquerait l'abondance et la richesse spécifique en collemboles relativement élevées observées à l'issue des 20 mois de suivi.

Ces différentes observations permettent de confirmer notre seconde hypothèse selon laquelle la recolonisation des technosols par la pédofaune se fait avec des dynamiques différentes en fonction des caractéristiques biologiques et écologiques des différents taxons (**contraintes de dispersion** de la théorie des filtres).

Nous avons également pu constater, au moins pour les collemboles et, dans une moindre mesure, pour les vers, une succession dans le temps de communautés distinctes liée à l'évolution du couvert végétal et, par voie de conséquence, des caractéristiques du technosol sous-jacent tel que les teneurs en matière organique, le pH, etc. (*Huhta et al., 1979 ; Scheu & Schulz, 1996 ; Koehler, 1998 ; Pizl, 2001 ; Dunger et al., 2004 ; Andrés & Mateos, 2006 ; Frouz et al., 2008 et 2013a*). Suite à la mise en place des technosols, on trouve en effet plutôt des espèces pionnières, progressivement remplacées par des espèces plus communes, et aux exigences écologiques plus variées, provenant des environs. Les stades de succession avancés présentent en effet une accumulation de litière plus importante et une plus grande contribution fongique dans les communautés microbiennes comparativement aux premiers stades successionnels (*Perez et al., 2013*). Dès lors, davantage de microhabitats sont potentiellement

disponibles pour la faune du sol (*Rusek, 2001*) et sont à l'origine d'une plus grande partition de niches (*Bardgett, 2002*) et donc d'une plus grande diversité d'espèces.

Comme nous l'avions supposé, les espèces recensées dans les technosols disposent de caractéristiques écologiques et de traits fonctionnels typiques de ceux d'organismes colonisateurs. Concernant les collemboles, les espèces les plus fréquentes dans les technosols lors des premiers mois de colonisation sont des espèces épi- et hémiedaphiques, caractérisées par différents attributs de traits fonctionnels associés à de bonnes capacités de déplacement et à une vie à la surface du sol, au niveau d'un couvert végétal herbacé (*Salmon & Ponge, 2012*). Il s'agit en effet d'espèces de taille moyenne, pigmentées et capables de se mouvoir efficacement en sautant grâce à des appendices locomoteurs (pattes et *furca*) et sensoriels (yeux à 8 ocelles) bien développés. Ces caractéristiques sont également typiques d'espèces tolérantes aux conditions environnementales urbaines (*Santorufu et al., 2014*).

Les carabes présentent eux-aussi des caractéristiques propres aux organismes colonisateurs et notamment un régime alimentaire de type prédateur généraliste ou spécialiste collemboles ainsi que la présence d'ailes fonctionnelles leur permettant de disperser en volant.

La figure 120 ci-dessous présente de façon globale les 4 types d'espèces – tous taxons confondus – présentes lors des premiers stades de colonisation de ces technosols construits.

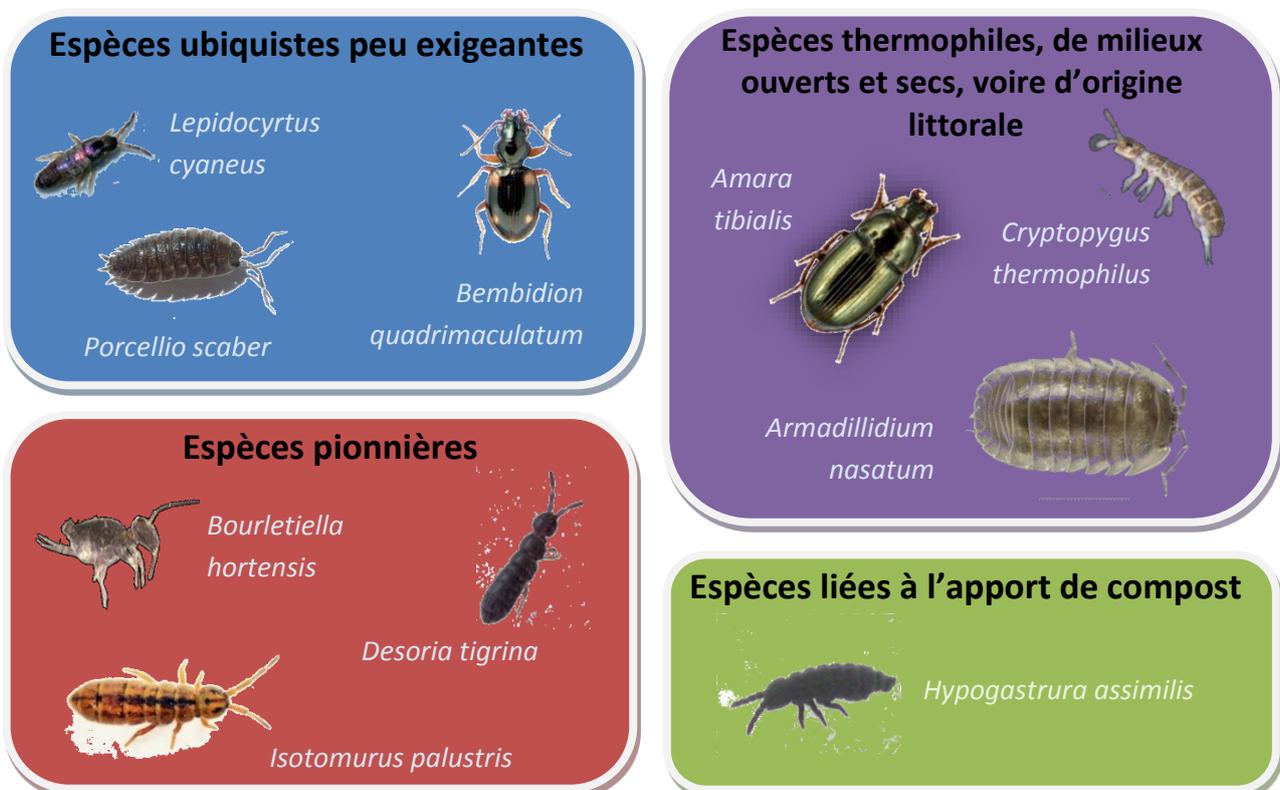


Figure 120 : Les 4 principaux types d'espèces échantillonnées sur les sols construits lors des premiers stades de colonisation

Les technosols sont ainsi susceptibles d'héberger des organismes de la faune du sol appartenant à des taxons variés dans des délais correspondant aux capacités de colonisation de ces dits-taxons. Après des premières communautés pionnières, caractérisées par la présence d'espèces « de surface » ayant de bonnes aptitudes au déplacement (vers épigés, collemboles épi- et hémiedaphiques, carabes prédateurs ailés), les communautés se diversifient peu à peu. Ce phénomène naturel de diversification des communautés pédofauniques peut néanmoins être facilité voire accéléré via une réflexion appropriée sur l'implantation et la gestion ultérieure des technosols.

2. Comment faciliter ce processus de recolonisation ?

Afin d'améliorer le potentiel d'accueil des technosols et de les rendre rapidement fonctionnels, deux pistes de travail ont été envisagées dans cette thèse. Il s'agissait de tester d'une part l'impact de la connectivité des technosols au maillage écologique local et d'autre part celui de la gestion de leurs horizons de surface sur leur recolonisation par les différents taxons de la faune du sol.

Concernant la **connectivité**, notre hypothèse de départ était que certains organismes étaient susceptibles de se servir des éléments paysagers environnants en tant que corridors (**contraintes de dispersion**). D'après la littérature, les collemboles (*Alvarez et al., 2000 ; Zeppelini et al., 2009*) mais également les carabes (*Dennis et al., 1992 ; Vermeulen, 1994 ; Burel, 1996 ; Niemela, 2001*) et les vers (*Hansen et al., 1989*) auraient pu s'appuyer sur la haie SNCF pour recoloniser les sols construits.

Cette hypothèse a été confirmée pour les collemboles dont l'abondance et la richesse spécifique étaient significativement plus élevées à mesure que l'on se rapprochait de la haie, durant les premiers mois de suivi tout au moins. Autre fait intéressant, la haie s'est avérée particulièrement bénéfique aux collemboles hémiedaphiques voire euédaphiques, aux capacités de déplacement moins développées. L'étude des traits fonctionnels a mis en évidence la présence de communautés distinctes dans les deux dispositifs avec davantage de collemboles de petite taille, se reproduisant par voie sexuée et non typiquement urbaines dans les communautés du dispositif connecté à la haie. La haie permettrait ainsi non seulement

d'accélérer et de faciliter la recolonisation par les collemboles mais également de ramener sur les technosols des espèces n'ayant pas forcément de bonnes aptitudes à la colonisation ainsi que des espèces de milieux « semi-naturels », réduisant ainsi le phénomène de domination des communautés par quelques espèces de collemboles généralistes, fréquentes en milieu urbain.

D'autres taxons ont bénéficié de la proximité à la haie lors des premiers mois de colonisation : les acariens oribates, autres organismes microfragmenteurs, mais également la macrofaune en général et les vers en particulier.

La proximité à la haie semble donc jouer un rôle prépondérant dans la dynamique de recolonisation des parcelles expérimentales par la pédofaune au cours des premiers mois. Malgré la faible prise en compte de la connectivité des paysages dans les opérations de requalification de friches et de restauration de sols urbains, les résultats obtenus lors de ce travail de thèse montrent pourtant tout l'intérêt de s'appuyer sur un réseau de « trame brune » (*Pouyat et al., 2010 ; Pickett et al., 2011 ; Boudes & Colombert, 2012*) pour faciliter la recolonisation de sols restaurés par certains taxons de la pédofaune aux rôles écologiques fondamentaux (mésafaune et vers notamment). Ceci rejoint les travaux d'autres auteurs ayant montré l'intérêt de la connectivité en général (*Knop et al., 2011*) et de la présence de haies et d'alignements d'arbres bordant les voies ferrées et les routes en particulier (*Vermeulen & Opdam, 1995 ; Rudd et al., 2002 ; Penone et al., 2012*) sur le succès d'opérations de restauration en termes de rétablissement de communautés animales et végétales.

Autre levier d'action potentiel sur l'attractivité des technosols vis-à-vis de la faune du sol, le **mode de gestion** des horizons de surface a été testé à différentes échelles d'expérimentation et s'est montré particulièrement impactant (*Shwartz et al., 2013*). L'hypothèse que nous voulions plus spécifiquement tester était de savoir si le choix de modes de gestion différenciée, peu testés dans la littérature, favoriserait l'installation et le maintien de communautés de la faune du sol (**contraintes abiotiques**). Des résultats concordants aux trois niveaux d'expérimentation ont permis de dégager plusieurs modalités de gestion d'intérêt, avec quelques nuances cependant selon le taxon considéré. Dans tous les cas, le principal enseignement tiré des trois dispositifs est l'intérêt de la mise en place d'une gestion quelle qu'elle soit en comparaison avec le maintien de sols nus, désherbés ou laissés en végétation spontanée mais sans qu'une réelle dynamique de végétalisation naturelle ne se mette en place. C'est notamment le cas pour les technosols sans compost (composés à 100% de limon) qui n'étaient que peu colonisés par la végétation, ne présentaient que très peu d'intérêt pour la pédofaune et montraient des taux de dégradation de la matière organique très faibles. A noter qu'au contraire, lorsque les technosols en végétation spontanée présentaient un couvert végétal

relativement dense et diversifié, leur capacité d'accueil de la pédofaune était somme toute élevée, bien que généralement quelque peu inférieure à celle des technosols semés. Pour le dispositif *in situ*, cette modalité bénéficiait cependant probablement d'une colonisation aidée par leur positionnement proche des modalités semées.

En définitive, il est donc important à la fois d'incorporer de la matière organique dans les technosols lors de leur conception (par ajout de compost par exemple) puis de laisser s'exprimer voire de faciliter leur végétalisation.

La mise en place d'un couvert végétal bien développé (pelouses, prairies fleuries et arbustes) a eu un impact positif certain sur l'ensemble des taxons avec des abondances et des richesses spécifiques significativement plus élevées. Concernant les collemboles, ce type de mode de gestion favorise en particulier les espèces hémiedaphiques et est à l'origine de communautés diversifiées taxonomiquement mais également fonctionnellement. Les technosols semés de prairie fleurie se caractérisent ainsi par la présence d'espèces ayant des affinités pour des habitats et des microhabitats variés. L'installation d'un couvert végétal présente en effet l'avantage de fournir plus rapidement une multitude de microhabitats permettant l'installation d'espèces aux exigences écologiques variées (*Andrés & Mateos, 2006*). Les prairies fleuries ont également présenté la plus forte proportion de collemboles parthénogénétiques, témoignant d'une plus grande stabilité du milieu (*Chernova et al., 2010*). Cette stabilité, garantissant le bon fonctionnement des technosols, a également été confirmée par la plus forte abondance relative en acariens oribates (*Dunger et al., 2001*), les plus forts taux de dégradation de la litière et les abondances les plus élevées pour la majorité des taxons de la macrofaune.

En raison de contraintes techniques, le distinguo entre prairies fleuries fauchées avec ou sans exportation des résidus de fauche n'a pu être clairement établi. Néanmoins, les résultats obtenus dans les mésocosmes, qui sont à prendre avec précaution étant donné le faible nombre de réplicats, semblent montrer que ce sont les prairies fleuries sans exportation qui sont les plus accueillantes pour la pédofaune, notamment pour les cloportes et les collemboles échantillonnés dans les sacs de litière. De la même façon, les pelouses avec exportation des produits de tonte montrent une meilleure dégradation de la litière que les pelouses sans exportation. Ces résultats sont en accord avec les principes de la gestion différenciée qui préconisent l'exportation des produits de fauche afin d'éviter l'enrichissement du milieu et le développement de plantes nitrophiles présentant un faible intérêt écologique voire envahissantes (*Mission Gestion différenciée, 2000 ; Natureparif/ANVL, 2009*).

L'expérimentation en mésocosmes a également montré que, plus que le mode de gestion, c'était surtout la richesse en espèces du couvert végétal qui favorisait l'implantation de communautés plus abondantes et diversifiées, ce qui concorde avec de nombreuses données de la littérature (Milcu et al., 2006 ; Smith et al., 2006 ; Joimel, 2015). Les analyses de sol menées *in situ* et au laboratoire montrent enfin que l'humidité et la teneur en matière organique des sols sont eux aussi des facteurs influençant positivement l'abondance et la diversité des communautés pédofauniques.

Quant à la modalité arbustes, qui n'a pu évidemment être testée qu'*in situ*, elle s'est révélée intéressante pour l'ensemble des taxons et notamment pour la macrofaune (vers, carabes et cloportes). En reproduisant la mise en place d'une haie, cette modalité a également confirmé l'intérêt des connexions écologiques au vu de la richesse et de l'abondance des organismes qui y ont été recensés.

Enfin, le Bois Raméal Fragmenté a prouvé ses bienfaits quelle que soit l'expérimentation pour certains taxons (vers de terre notamment) ainsi que pour la vitesse de dégradation de la litière, toujours maximale pour cette modalité. En revanche, des résultats plus contrastés ont été obtenus pour d'autres groupes taxonomiques tels que les collemboles. Pour ces derniers, on peut penser que leur intérêt moindre vis-à-vis du BRF *in situ* s'explique par le fait que l'on n'en est qu'aux prémices de la colonisation. Ainsi, une fois que les espèces autres que pionnières (comme *Parisotoma notabilis*, bien favorisée par le BRF en laboratoire) auront effectivement colonisé les technosols, elles pourront s'y maintenir aisément. Qui plus est, le BRF, même s'il n'a pas drainé les communautés de collemboles les plus abondantes *in situ*, s'est toutefois démarqué par la présence d'espèces distinctes, taxonomiquement et fonctionnellement, de celles trouvées dans les autres technosols. L'étude des traits fonctionnels a là encore apporté des informations pertinentes puisqu'elle a permis de mettre en évidence que les technosols recouverts de BRF accueillent des collemboles typiquement très mobiles (grande taille, 8 ocelles, cylindriques) et ayant des affinités pour des microhabitats bien différents de ceux des autres modalités.

L'intérêt du BRF pour les vers, les communautés mésofauniques et la dégradation de la matière organique a pu être explicité via l'expérimentation en microcosmes qui suggère un impact positif de l'activité des champignons lignolytiques, dont se nourrissent les collemboles, et un relargage progressif de nutriments dans le sol.

L'utilisation de BRF à la surface des technosols est donc un mode de gestion prometteur à la fois en termes d'accueil de la pédofaune mais aussi parce qu'il constitue une ressource

renouvelable, facilement disponible auprès des services d'espaces verts et constituant une alternative écologique aux produits phytosanitaires.

La mise en place de prairies fleuries, la plantation d'arbustes indigènes et l'utilisation de BRF (ou d'autres mulchs végétaux) sont trois pratiques fréquemment citées lorsque l'on parle de gestion différenciée des espaces verts. Ce travail de thèse permet donc de mettre en évidence les bénéfices potentiels de ce type de gestion sur la faune du sol, qui s'ajoutent aux bienfaits, plus documentés, reconnus chez d'autres taxons emblématiques tels que les oiseaux, les papillons, les insectes pollinisateurs et les plantes (*Nord Nature Chico Mendès, 2013; Shwartz et al., 2013*). En milieu urbain, il est généralement plus aisé pour les aménageurs et les gestionnaires de sites d'avoir une action sur le mode de gestion des sols restaurés plutôt que sur leur connectivité au paysage environnant. Ces résultats peuvent donc être mis à profit sur la plupart des projets de requalification urbaine se voulant durables.

En conclusion, les résultats obtenus au cours de ce travail de thèse montrent que lors de la restauration de sols en milieu urbain il est important de prendre en compte l'intégration du projet dans la matrice paysagère mais aussi et surtout la gestion ultérieure des sols restaurés. L'influence relative de ces deux points varie selon les taxons mais globalement, on peut dire que la connectivité va faciliter la recolonisation des sols restaurés lors des premiers mois alors que la gestion des horizons de surface va conditionner la bonne implantation et le maintien de communautés pédofauniques stables et diversifiées.

3. Le rôle des organismes de la pédofaune en tant que bioindicateurs de la qualité de sols construits

La dernière grande question à laquelle cette thèse souhaitait répondre concerne la pertinence de l'utilisation des invertébrés du sol en tant que bioindicateurs de l'évolution de la qualité des technosols.

Etant donné l'importance d'utiliser plusieurs bioindicateurs au sein d'une même étude (*Hammond, 1994 ; Paoletti, 1999a ; Koivula, 2011 ; Cameron, 2012 ; Gerlach et al., 2013*), cinq taxons aux caractéristiques écologiques et biologiques distinctes ont été choisis : les collemboles, les acariens, les cloportes, les vers de terre et les carabes.

Comme cela a déjà été développé dans le premier chapitre, ces taxons réunissaient déjà plusieurs conditions propres aux bons bioindicateurs : échantillonnage et détermination relativement aisés, abondance et richesse spécifique suffisantes, taxonomie et caractéristiques biologiques et écologiques bien connues, rôle clé dans le fonctionnement de l'écosystème (en l'occurrence ici du sol) ou encore sensibilité suffisante aux perturbations environnementales (McGeoch, 1998 ; Cortet, 1999 ; Rainio & Niemelä, 2003).

Néanmoins, au regard des résultats obtenus à l'issue des trois expérimentations, il est apparu que certains groupes taxonomiques se révélaient être des bioindicateurs plus pertinents que d'autres. Les collembolotes notamment, à l'abondance et la richesse spécifique non négligeables dans un tel contexte, se sont montrés sensibles à la fois à la connectivité et au mode de gestion des horizons de surface des technosols. Il faut toutefois bien distinguer les collembolotes issus des carottages de sol de ceux échantillonnés au moyen des sacs de litière. Si les premiers s'avèrent être de bons bioindicateurs potentiels de la qualité et de l'évolution des sols construits, les seconds, constitués essentiellement d'espèces épiédaphiques et attirés par le contenu des sacs plutôt que par les technosols en eux-mêmes, ne montrent que peu d'intérêt dans ce type d'expérimentation. La dégradation de la litière contenue dans ces sacs s'est montrée en revanche un bioindicateur intéressant du fonctionnement biologique des technosols, montrant des résultats très concordants entre les différents niveaux d'expérimentation.

Les vers, malgré leur colonisation tardive des sols construits liée à leurs exigences écologiques plus marquées et à leurs faibles capacités de déplacement, ont montré eux aussi des réponses intéressantes, notamment vis-à-vis du mode de gestion. Bien que présentant des abondances et des richesses spécifiques faibles, ce taxon peut constituer un bon bioindicateur de la qualité des technosols à condition d'attendre quelques mois voire années après leur construction.

Les cloportes ont montré des résultats plus contrastés. Comme les vers, leur colonisation des sols construits est tardive et leur abondance et leur richesse spécifique, au moins dans les premiers temps, sont faibles. Malgré tout, ce taxon s'est montré légèrement sensible à la présence de la haie ainsi qu'au mode de gestion. A l'échelle des mésocosmes, la biomasse totale et/ou la taille de ces organismes ont semblé être des bioindicateurs potentiels de l'impact du mode de gestion.

Enfin, les carabes sont probablement les organismes ayant donné les résultats les moins probants. On ne peut pas encore parler, pour ce taxon, de colonisation effective des technosols à l'issue des 20 premiers mois de suivi. Les quelques individus capturés à l'aide des pièges Barber sont essentiellement des prédateurs opportunistes venant chasser sur les technosols sans

que ces derniers ne constituent leur habitat à proprement parler. Si la connectivité n'a pas d'influence sur les carabes, tout au moins sur les espèces errantes et très mobiles, le mode de gestion les impactent en jouant notamment sur la disponibilité en proies (mésafaune, gastéropodes, etc.). Comme pour les vers, ce taxon serait à étudier de nouveau lors de stades plus avancés et plus matures des technosols qui verraient certainement apparaître d'autres types d'espèces (grégaire, phytophage, etc.) potentiellement plus sensibles à la connectivité.

La figure 121 ci-dessous met en évidence les bioindicateurs dont l'utilisation semble la plus pertinente dans l'évaluation de la qualité des sols construits au regard des 3 expérimentations mises en place lors de cette thèse. Les critères utilisés se basent sur ceux déjà évoqués dans le chapitre 1 (*Tableau 1 p.47*) et confirment l'intérêt en bioindication des organismes de la mésafaune et des vers de terre.

CRITERES/TAXONS					
Facilité/Coût de prélèvement	+	+	+	+	+
Facilité/Coût de détermination	+/-	-	+	+	+
Taxonomie, biologie & écologie bien connues	+	+/-	+	+	+
Vie sédentaire	+	+	+	-	+/-
Sensibilité aux modes de gestion	+	+/-	+	+/-	+/-
Rôle fonctionnel clé	+	+/-	+	+/-	+
Abondance	+	+	+/-	+/-	+/-
Richesse spécifique	+	+/-	-	+/-	-

Figure 121 : Analyse de type multi-critères évaluant l'intérêt des 5 taxons bioindicateurs utilisés au regard des expérimentations menées

En conclusion, étant donné la grande variabilité dans la dynamique de colonisation des organismes de la pédofaune et dans leurs réponses vis-à-vis de la connectivité et du mode de gestion des technosols, il s'est effectivement avéré judicieux de suivre plusieurs taxons en parallèle. Certains d'entre eux, et notamment les collembolés, ont montré tout leur intérêt dans l'évaluation de la qualité de la restauration de sols dégradés en milieu urbain (*Andrés & Mateos, 2006 ; Hartley et al., 2008 ; Magro et al., 2013*) et pourraient de ce fait être utilisables en tant qu'outil d'aide à la décision dans un contexte de suivi de chantier par exemple.

Conclusion & Perspectives

Les problèmes d'étalement urbain, d'artificialisation et d'imperméabilisation des sols que rencontre la France depuis quelques décennies ont rendu nécessaire la reconversion des friches industrielles, nombreuses dans certaines régions et en particulier dans le Nord-Pas-de-Calais. Il a donc fallu trouver des solutions durables pour gérer les sols, souvent lourdement pollués, de ces délaissés urbains et les rendre adaptés à leur usage futur.

La construction de sols via la réutilisation de matériaux extraits sur place (terre peu polluée prélevée en profondeur, remblais issus de la déconstruction) et la valorisation de déchets issus des activités anthropiques (composts de déchets verts) s'apparente à une restauration écologique exemplaire en ce qu'elle répond à de nombreuses problématiques environnementales : gestion économe de l'espace, des ressources naturelles et de l'énergie, perspectives de nouveaux débouchés pour les filières de valorisation des déchets, etc.

Afin d'améliorer la qualité agronomique de ces sols construits, appelés technosols, et de les rendre fertiles et fonctionnels, il est crucial de permettre leur recolonisation par des communautés riches et diversifiées d'organismes de la pédofaune dont le rôle écologique fondamental et l'intérêt en tant que bioindicateurs ne sont plus à démontrer.

C'est dans ce contexte que s'est inscrit ce travail de thèse avec pour objectifs le suivi temporel de la colonisation des technosols par la pédofaune mais aussi et surtout l'évaluation des facteurs susceptibles de la faciliter. En effet, malgré l'avènement des projets d'urbanisme estampillés « durables » de type écoquartiers et les engagements du Grenelle de l'Environnement en faveur de la biodiversité, cette dernière n'est que rarement prise en compte dans les projets d'urbanisme et notamment de reconversion de friches où elle est pourtant déjà bien présente. Notre objectif était donc de dégager des préconisations de gestion permettant aux aménageurs de s'appuyer sur la biodiversité en place pour repenser leurs projets d'urbanisme et les rendre durables et pérennes. Pour cela, deux facteurs susceptibles de faciliter la recolonisation des technosols par la faune du sol ont été étudiés : la connectivité des technosols aux sols semi-naturels adjacents, soit le concept de « trame brune », et le mode de gestion de leurs horizons de surface, en mettant l'accent sur les pratiques dites de gestion différenciée.

La mise en place de trois niveaux d'expérimentation complémentaires aux résultats concordants et le suivi de cinq taxons (collemboles, acariens, vers de terre, carabes et cloportes) aux caractéristiques écologiques et biologiques distinctes ont permis d'améliorer les connaissances, encore très lacunaires, des processus de recolonisation biotique des sols construits. Il a ainsi pu être mis en évidence que les technosols étaient capables, au bout d'1 à 2 années, d'héberger des communautés pédofauniques proches de celles présentes dans les espaces semi-naturels environnants. Il existe néanmoins des particularités entre ces deux types

de milieux liées à l'existence de filtres successifs lors du processus de colonisation que sont les contraintes de dispersion, fonction des capacités de déplacement des divers taxons, et les contraintes abiotiques, liées à leurs exigences écologiques.

Les premiers mois post-implantation, les organismes de la faune du sol présents dans les technosols sont essentiellement des espèces pionnières ou des espèces typiques de milieux riches en matière organique (en lien avec leur composition à base de compost). Peu à peu, les communautés se banalisent et deviennent plus représentatives de celles des alentours.

Les facteurs jouant sur la dynamique de recolonisation des technosols sont multiples. On peut citer :

- La **composition du technosol** : La présence de compost ajouté au limon extrait sur site améliorant grandement ses capacités d'accueil de la pédofaune via les teneurs en carbone organique et en azote plus élevées ;
- La **connectivité**, c'est-à-dire l'implantation des technosols sur le site et leur ancrage dans le maillage écologique local : La connexion à un élément de trame verte, et brune ici, tel qu'une haie SNCF accélérant et facilitant les prémisses du processus de colonisation, notamment pour les collemboles, les acariens oribates et les vers de terre. Ceci est en lien direct avec le potentiel de biodiversité non négligeable mis en évidence dans les délaissés urbains et les jardins privés des alentours immédiats et fournissant autant de sources de recolonisation potentielles ;
- Et enfin le **mode de gestion** des horizons de surface : Les technosols semés de prairies fleuries ou de pelouses ainsi que ceux plantés d'arbustes ou recouverts d'un mulch de BRF, voire de paille, se révélant bien plus accueillants pour la pédofaune que les technosols laissés nus ou désherbés. Ce dernier facteur est certainement celui qui a eu le plus d'impact sur les communautés biotiques, que ce soit en termes d'abondance, de richesse et de diversité spécifiques ou de composition fonctionnelle (diversité des traits fonctionnels, bonne représentativité des différentes catégories écologiques au sein d'un taxon).

Les résultats obtenus à l'aide de cette approche innovante multi-taxons et multi-échelles ont ainsi permis d'acquérir des connaissances dans le domaine de la restauration écologique de sols tant d'un point de vue appliqué que d'un point de vue plus théorique.

En termes de recherche fondamentale, ce mémoire de thèse apporte de nouvelles données concernant les dynamiques de colonisation de divers taxons de la pédofaune ainsi que

le recours à diverses approches et techniques expérimentales aux résultats souvent complémentaires. Il confirme également l'intérêt de l'étude des traits fonctionnels, couplée aux approches taxonomiques plus classiques, afin de mieux appréhender la composition des communautés et les filtres environnementaux qui les structurent.

Plus concrètement, l'ensemble des données acquises pourront constituer des éléments d'aide à la décision pour les aménageurs et les gestionnaires concernés par les problématiques de requalification durable d'espaces dégradés et ne disposant pas jusqu'alors de travaux scientifiquement fondés sur cette thématique. Ce travail de thèse vise également à alimenter le débat concernant d'une part l'importance capitale de la mise en place d'une « trame brune », au côté des plus médiatisées trames verte et bleue, et d'autre part la justification du recours aux pratiques de gestion différenciée, encore confidentielles. En effet, sur 14 projets d'écoquartiers suivis par l'ADEME (ADEME, 2013), pourtant censés être exemplaires en termes de développement durable, seuls 35% avaient mis en place une gestion différenciée de leurs espaces verts et seuls deux d'entre eux faisaient l'objet d'un suivi écologique post-aménagement. Ce dernier point est également critique étant donné le potentiel de bioindication des taxons étudiés ici dont on a montré que le suivi pouvait fournir des informations pertinentes sur l'évolution de la qualité des technosols.

Si les pratiques de gestion différenciée semblent ainsi confirmer leur intérêt écologique, reste à savoir si elles sauront également répondre aux nombreuses autres contraintes inhérentes aux projets d'urbanisme et notamment si elles sauront se montrer attractives d'un point de vue socio-économique. La perception du public, qui conditionne en partie sa sensibilisation aux problématiques environnementales, est en effet un enjeu fort dans les projets de restauration écologique notamment dans le cadre de gestion participative, courante dans les écoquartiers. Cette thématique fait d'ailleurs l'objet d'un nombre croissant de publications montrant des résultats contrastés, certaines évoquant un décalage entre réactions esthétiques, perception de la biodiversité et succès écologique des opérations de restauration (Cottet *et al.*, 2010 ; Shwartz *et al.*, 2014) et d'autres un compromis « gagnant-gagnant » plutôt encourageant avec l'approbation du public face à une gestion plus extensive des espaces verts (Garbuzov *et al.*, 2015).

Pour choisir au mieux les procédés de restauration écologique de sols dégradés en tenant compte des différentes contraintes entrant en jeu (environnementales mais aussi économiques et sociétales), l'une des perspectives ouvertes par ce travail est le recours à des analyses multicritères. Ce type d'analyses, qui vise à évaluer plusieurs options et à choisir la plus

adéquate d'entre elles en se basant sur un ensemble de critères, permettrait aux aménageurs de disposer d'un outil d'aide à la décision pratique et lisible englobant l'ensemble des contraintes auxquelles ils doivent faire face. Des outils de ce type ont déjà été mis en place au sein de notre équipe de recherche (Louchart, 2015) et ne demandent qu'à être développés (Cf. exemple en Annexe 11).

Outre cette perspective d'ordre appliqué, des améliorations de nos expérimentations sont envisageables afin de compléter nos données et de répondre aux questions restées en suspens.

Le suivi du dispositif *in situ* notamment est perfectible, il serait opportun de pouvoir prendre en compte l'hétérogénéité des parcelles et, pour ce faire, de coupler systématiquement des analyses de sol aux carottages de sol visant à échantillonner la mésofaune. Bien qu'elles n'aient pu être mises en place au cours de cette étude par manque de moyens, de telles analyses permettraient de suivre la recolonisation biotique des technosols parallèlement à leur pédogénèse et ainsi de mieux comprendre les processus en jeu.

Une autre expérimentation qu'il serait intéressant de mener est l'inoculation de vers *in situ* étant donné leur faible survie dans les mésocosmes, de taille insuffisante. Ce type d'expérimentation, déjà documenté dans des sols restaurés (Butt, 1999), pourrait également avoir des retombées pratiques en termes de gestion des technosols.

Il faut également souligner le fait que seuls deux filtres environnementaux ou « contraintes » ont ici été pris en compte : les contraintes dites « de dispersion » et « abiotiques ». Il serait judicieux de compléter le traitement statistique des données en incorporant les contraintes biotiques, c'est-à-dire les interactions entre espèces, qui ont très probablement une influence non négligeable sur la dynamique de colonisation des technosols construits. Ceci permettrait d'obtenir une meilleure compréhension des processus intervenant lors des premiers stades de colonisation de ces sols néoformés par la faune du sol.

Etant donné l'effort d'échantillonnage conséquent, de nombreux échantillonnages n'ont pas encore pu être exploités et leur analyse pourrait permettre d'affiner nos résultats mois par mois, notamment pour la mésofaune.

Enfin, si cette thèse a permis de couvrir les stades pionniers de recolonisation des technosols, l'effort d'échantillonnage serait à poursuivre afin d'avoir des informations sur les stades ultérieurs et de pouvoir confirmer nos conclusions quant à l'impact positif de la connectivité et du mode de gestion sur la biodiversité des technosols sur le long terme.

Approche multi-taxons et multi-échelles

Avancées scientifiques

✓ Amélioration de la connaissance du potentiel de biodiversité et du fonctionnement biologique de technosols construits

Technosol construit = **Habitat** pour des communautés pédofauniques peu abondantes mais relativement riches et diversifiées

✓ Dynamique de colonisation & facteurs l'influençant

Dynamiques de colonisation **variées** selon les taxons : d'abord des **espèces pionnières** (collembolles épiédaphiques, vers épianéciques, taxons prédateurs) qui vont initier la **pédogénèse** de ces jeunes sols construits et permettre l'arrivée d'autres taxons plus exigeants en termes d'habitat (vers endogés, collembolles euédaphiques, cloportes, carabes phytophages, etc.).

2 facteurs d'influence : la **connectivité** (initie et facilite les 1ères étapes du processus de colonisation = « **contraintes de dispersion** ») et le **mode de gestion** des horizons de surface (effet prédominant, plus durable = « **contraintes abiotiques** »).

✓ Réflexion sur les bioindicateurs avec double approche taxonomique et fonctionnelle

Complémentarité des 2 approches, dont la pertinence dépend du taxon étudié

Retombées opérationnelles

✓ Pertinence de la notion de « trame brune » et de connectivité des sols urbains

Les projets d'urbanisme durable devraient prendre en compte, lors de leur conception, la **connectivité des sols restaurés ou construits avec le maillage écologique local** afin d'en faciliter la colonisation par une **faune du sol diversifiée et fonctionnelle**.

✓ Influence des pratiques de gestion des sols

Certaines pratiques de gestion favorisent la colonisation de technosols construits en milieu urbain : **prairies fleuries**, **pelouses** gérées extensivement, **arbustes** ou encore sol recouvert par une couche de **BRF**.

✓ Intérêt de l'utilisation de bioindicateurs

Le suivi de bioindicateurs peut permettre d'évaluer l'efficacité de la refonctionnalisation écologique de sols construits en contexte urbain. Choix des taxons bioindicateurs à définir selon les objectifs, le contexte d'étude ... Ici : **collembolles** & **vers** semblent les plus pertinents et les plus informatifs.

➡ **Analyses Multi-Critères** (choix du mode de gestion, du taxon bioindicateur ...) = **outil d'aide à la décision** pour les aménageurs

Bibliographie

- A'Bear, A.D., Jones, T.H. & Boddy, L.** – 2014. Size matters: What have we learnt from microcosm studies of decomposer fungus-invertebrate interactions? *Soil Biology & Biochemistry*, 78:274-283.
- ADEME** – 2004. Développement de bioindicateurs permettant de caractériser l'état du sol et son fonctionnement biologique. Appel à projets "Bioindicateurs". 26 pp.
- ADEME** – 2013. Analyse de la prise en compte de la biodiversité dans les projets de reconversion de friches urbaines polluées. *Rapport final du 04 février 2013. CSD Ingénieurs, Villeurbanne. 145 pp.*
- ADEME** – 2014. Biodiversité et reconversion des friches urbaines polluées. *Coll. Connaître pour agir. 20 pp.*
- ADEME, MEDDTL & Ubifrance** – 2011. Le savoir-faire français dans le domaine de la dépollution des sols et des eaux souterraines. *Données et références, 16 pp.*
- AFES** – 2008. Référentiel pédologique 2008. *Ed. QUAE. 480 pp.*
- Agreste Primeur** – 2015. Utilisation du territoire. L'artificialisation des terres de 2006 à 2014 : pour deux tiers sur des espaces agricoles. *N°326, juillet 2015. Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt.*
- Alloway, B.J.** – 2004. Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. *Land Contam. Reclam., 12(3):179-187.*
- Alvarez, T., Frampton, G.K. & Goulson, D.** – 2000. The role of hedgerows in the recolonisation of arable fields by epigeal Collembola. *Pedobiologia, 44:516-526.*
- Ampoorter, E., De Schrijver, A., De Frenne, P., Hermy, M. & Verheyen, K.** – 2011. Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. *Ecological Engineering, 37(11):1734-1746.*
- Andersen, A.N.** – 1999. My bioindicator or yours? Making the selection. *Journal of Insect Conservation, 3(2):61-64.*
- Andersen, J.A.** – 2000. What is the origin of the carabid beetle fauna of dry, anthropogenic habitats in Western Europe? *Journal of Biogeography, 27:795-806.*
- Anderson, J.M. & Ineson, P.** - 1982. A soil microcosm system and its application to measurements of respiration and nutrient leaching. *Soil Biology and Biochemistry, 14:415-416.*
- Andrén, H.** – 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. *Oikos, 71:355-366.*
- Andrés, P. & Mateos, E.** – 2006. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. *Applied Soil Ecology, 33: 67-78.*

- Aubert, M., Margerie, P., Trap, J. & Bureau, F.** - 2010. Aboveground–belowground relationships in temperate forests: plant litter composes and microbiota orchestrates. *Forest Ecology Management*, 259: 563-572.
- Auclerc, A., Ponge, J.F., Barot, S. & Dubs, F.** – 2009. Experimental assessment of habitat preference and dispersal ability of soil springtails. *Soil Biology & Biochemistry*, 41(8):1596-1604.
- Axelsen, J.A. & Kristensen, K.T.** – 2000. Collembola and mites in plots fertilised with different types of green manure. *Pedobiologia*, 44 :556-566.
- Bachelier G.** – 1978. La faune des sols – Son écologie et son action. *I.D.T. n°38, ORSTOM, Paris.391pp.*
- Bacholle, C., Leclerc, B. & Coppin, Y.** – 2006. Utilisation des produits organiques en reconstitution de sol : Inventaire des pratiques en France - Etat de l'art des connaissances liées à ces pratiques. *ADEME. 144 pp.*
- Baker, G., Brown, G., Butt, K., Curry, J. & Scullion, J.** – 2006. Introduced earthworms in agricultural and reclaimed land: their ecology and influences on soil properties, plant production and other soil biota. *Biological Invasions*, 8:1301-1316.
- Baranova, P., Manko, P. & Jaszay, T.** – 2015. Waste dumps as local biodiversity hotspots for soil macrofauna and ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the agricultural landscape. *Ecological engineering*, 81:1-13.
- Barbaro, L. & van Halder, I.** – 2009. Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography*, 32(2):321-333.
- Bardgett, R.D., Keiller, S., Cook, R. & Gilburn, A.S.**– 1998. Dynamic interactions between soil animals and microorganisms in upland grassland soils amended with sheep dung: A microcosm experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(4):531-539.
- Bardgett, R.D. & Shine, A.** – 1999. Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 31:317-321.
- Bardgett, R.D.** – 2002. Causes and consequences of biological diversity in soil. *Zoology*, 105:367-374.
- Bardgett, R.D. & van der Putten, W.H.** – 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, 515(7528):505-511.
- Barrios, E.** – 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological economics*, 64(2):269-285.

- Barthès, B.G., Manlay, R.J. & Porte, O.** – 2010. Effects of ramial wood amendments on crops and soil: A synthesis of experimental results. *Cahiers Agricultures*, 19(4):280-287.
- Bastin, L. & Thomas, C.D.** – 1999. The distribution of plant species in urban vegetation fragments. *Landscape Ecology*, 14(5):493-507.
- Battigelli, J.P., Spence, J.R., Langor, D.W. & Berch, S.M.** – 2004. Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofaunal density and oribatid mite diversity. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(5):1136-1149.
- Bauer, T.** – 1986. How to capture springtails on the soil surface. The method of *Loricera pilicornis* F. In den Boer PJ, Griim L, Szyszko J, eds. 1986. Feeding Behaviour and Accessibility of Food for Carabid Beetles. *Warsaw: Warsaw Agric. Univ. Press*. 167 pp.
- Behan-Pelletier, V.** – 1999. Oribatid mite diversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1-3):411-423.
- Beier, P. & Noss, R.F.** – 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* (12):1241-1252.
- Bellinger, P.F., Christiansen, K.A. & Janssens, F.** - 1996-2014. Checklist of the Collembola of the World. <http://www.collembola.org/taxa/collembo.htm>, Updated: 2014.07.31.
- Belyea, L.R. & Lancaster, J.** – 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, 86(3):402-416.
- Berg, M. P., & Hemerik, L.**- 2004. Secondary succession of terrestrial isopod, centipede, and millipede communities in grasslands under restoration. *Biology and Fertility of Soils*, 40:163–170.
- Berger, J.** – 2004. The last mile: How to sustain long-distance migration in mammals? *Conservation Biology*, 18(2):320-331.
- Berlese, A.** – 1905. Apparicchio per raccogliere presto ed in gran numero di piccoli artropodi. *Redia*(2):85-89.
- BETSI** – 2012. A database for functional traits of soil invertebrates. *French foundation for biodiversity research*.
- Beylich, A., Oberholzer, H.R., Schrader, S., Höper, H. & Wilke, B.M.** – 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. *Soil & Tillage Research*, 109(2):133-143.
- BIOTECHNOSOL** – 2013. “Biodiversité et fonctionnement d’un technosol construit dans la restauration de friches industrielles”. Synthèse du rapport final. *Programme GESSOL*. 16 pp.

- Bispo, A., Grand, C. & Galsomies, S.** – 2009. Le programme ADEME “Bioindicateurs de qualité des sols” : Vers le développement et la validation d’indicateurs biologiques pour la protection des sols. *Etude et Gestion des sols*, 16(3/4):145-158.
- Blair, R.B.** – 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications*, 9(1):164-170.
- Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Pérès, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D. & Brun, J.J.** – 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, 64(2):161-182.
- Bolund, P. & Hunhammar, S.** – 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2):293-301.
- Bonte, D., Vanden Borre, J., Lens, L. & Maelfait, J-P.** – 2006. Geographical variation in wolf spider dispersal behaviour is related to landscape structure. *Animal Behaviour*, 72(3):655-662.
- Bouché M-B.** – 1972. Lombriciens de France. Ecologie et Systématique. Ed. INRA. *Annales de Zoologie-Ecologie animale*. 671 pp.
- Boudes, P. & Colombert, M.** – 2012. Adaptation aux changements climatiques et trames vertes : quels enjeux pour la ville ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 12.
- Boyer, S. & Wratten, S.D.** – 2010. The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining – A review. *Basic and Applied Ecology*, 11:196-203.
- Bradshaw, A.D.** – 1997. Restoration of mined lands using natural processes. *Ecological Engineering*, 8(4):255-269.
- Bradshaw, A.D.** – 2000. The use of natural processes in reclamation – Advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning*, 51:89-100.
- Bretfeld, G.** – 1999. Synopses on Palearctic Collembola. Symphypleona. *Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz*, 318pp.
- Brouwers, N.C. & Newton, A.C.** – 2009. Movement rates of woodland invertebrates: a systematic review of empirical evidence. *Insect Conservation and Diversity*, 2:10–22.
- Bruckner, A., Kampichler, C., Wright, J., Bauer, R. & Kandeler, E.** – 1995. A method of preparing mesocosms for assessing complex biotic processes in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 19(2-3):257-262.
- Brussaard, L.** – 1998. Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. *Applied Soil Ecology*, 9:123-135.

- Brussaard, L.** – 2012. Ecosystem services provided by the soil biota. *In Wall D.H. et al. (eds) Soil Ecology and Ecosystem Services, Oxford University Press, pp. 45-58.*
- Bryant, M.M.** – 2006. Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning, 76(1-4):23-44.*
- Burel, F.** – 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical reviews in plant sciences, 15(2) : 169-190.*
- BURGEAP** – 2011. Livre II/IV Diagnostic complémentaire de la qualité des sols et des eaux souterraines. ZAC de l'Union, Roubaix Tourcoing Wattrelos (59). 1922 pp.
- Burrows, L. & Edwards, C.A.** – 2002. The use of integrated soil microcosms to predict effects of pesticides on soil ecosystems. *European Journal of Soil Biology, 38:245-249.*
- Butcher, J.W., Snider, R. & Snider, R.J.** – 1971. Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. *Annual Review of Entomology, 16:249-289.*
- Butt, K.R.** – 1999. Inoculation of earthworm into reclaimed soils: The UK experience. *Land Degradation & Development, 10:565-575.*
- Cadotte, M.W., Carscadden, K. & Mirotchnick, N.** – 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology, 48(5):1079-1087.*
- Cameron, K. & Leather, S.** – 2012. How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? *Biodiversity and Conservation, 21:763-779.*
- Carbonell, G. & Tarazona, J.V.** – 2014. Terrestrial Microcosms and Multispecies Soil Systems. *Reference Module in Biomedical Sciences, in Encyclopedia of Toxicology (Third Edition):486-489.*
- Caro, G.** – 2012. Stratégies de dispersion & Ingénierie écologique : Quelles relations chez les vers de terre ? Thèse en écologie. *Université Pierre et Marie Curie. 155 pp.*
- Caron, C., Lemieux, G. & Lachance, L.** – 1998. Regenerating soils with ramial chipped wood. *Publication n°83. Coordination Group on Ramial Wood. Department of Wood and Forestry Science. Quebec. 9 pp.*
- CGDD** – 2012. Urbanisation et consommation de l'espace, une question de mesure. *La revue du CGDD – Mars 2012. Service de l'observation et des statistiques. Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie. 104 pp.*
- CGDD** – 2013. Chiffres clés de l'environnement - Edition 2013. *Repères. Service de l'observation et des statistiques. Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie. 66 pp.*

- Chahartaghi, M., Maraun, M., Scheu, S. & Domes, K.** – 2009. Resource depletion and colonization: A comparison between parthenogenetic and sexual Collembola species. *Pedobiologia*, 52:181-189.
- Chapman, J.W., Reynolds, D.R., Smith, A.D., Riley, J.R., Telfer, M.G. & Woiwod, I.P.** – 2005. Mass aerial migration in the carabid beetle *Notiophilus biguttatus*. *Ecological Entomology*, 30:264–272.
- Chauvat, M., Titsch, D., Zaytsev, A.S. & Wolters, V.** – 2011. Changes in soil faunal assemblages during conversion from pure to mixed forest stands. *Forest Ecology and Management*, 262:317-324.
- Chauvat, M. & Wolters, V.** – 2014. Response of soil biota to manipulation of collembolan biomass. *European Journal of Soil Biology*, 60:53-57.
- Chenot, E.D, Douay, F., Dumat, C., Pernin, C., Pourrut, B. & Schwartz, C.** - 2013. Jardins potagers : terres inconnues. Ed. EDP Sciences, Paris, 172pp.
- Chernova, N.M., Potapov, M.B., Savenkova, Y.Y. & Bokova, A.I.** – 2010. Ecological significance of parthenogenesis in collembola. *Entomological Review*, 90(1):23-28.
- Chikoski, J. M., Ferguson, S. H. & Meyer, L.** - 2006. Effects of water addition on soil arthropods and soil characteristics in a precipitation-limited environment. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 30:203-211.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. & Dinetti, M.** – 2006. Avifauna homogenisation by urbanization: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127(3):336-344.
- 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.
- Cole, L.J., McCracken, D.I., Dennis, P., Downie, IS., Griffin, AL., Foster, GN., Murphy, KJ. & Waterhouse, T.** – 2002. Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) on Scottish farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1-3):323-336.
- Collins, K.L., Boatman, N.D., Wilcox, A. & Holland, J.M.** – 2003. Effects of different grass treatments used to create overwintering habitat for predatory arthropods on arable farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 96:59-67.

- Cortet, J., Gomot de Vaufleury, A., Poinso-Balaguer, N., Gomot, L., Texier, C. & Cluzeau, D.** – 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology*, 35:115-134.
- Cortet, J., Ronce, D., Poinso-Balaguer, N., Beaufreton, C., Chabert, A., Viaux, P. & Cancela de Fonseca, JP.** – 2002. Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems. *European Journal of Soil Biology*, 38:239-244.
- Cortet, J., Joffre, R., Elmholt, S. & Henning Krogh, P.** – 2003. Increasing species and trophic diversity of mesofauna affects fungal biomass, mesofauna community structure and organic matter decomposition processes. *Biology and Fertility of soils*, 37(5):302-312.
- Cottet, M., Rivière-Honegger, A. & Piegay, H.** - 2010. Mieux comprendre la perception des paysages de bras morts en vue d'une restauration écologique : quels sont les liens entre les qualités esthétique et écologique perçues par les acteurs ? *Territoire, Paysage, Anthropisation, Perception, Conservation, Restauration* : 85-103.
- Cragg, R.G. & Bardgett, R.D.** – 2001. How changes in soil fauna diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(15):2073-2081.
- Criquet, S.** – 2012. Respirométrie Oxitop®. Fiche outil M2 de l'ADEME. *IMBE, UMR CNRS 7263 – IRD 237*. 4 pp.
- Cristescu, R.H., Frère, C. & Banks, P.B.** – 2012. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. *Biological Conservation*, 149(1):60-72.
- Cristofoli, S., Mahy, G., Kekenbosch, R. & Lambeets, K.** – 2010. Spider communities as evaluation tools for wet heathland restoration. *Ecological Indicators*, 10(3):773-780.
- Crittenden, S.J., Eswaramurthy, T., Goede, R.G.M., Brussaard, L. & Pulleman, M.M.** - 2014. Effect of tillage on earthworms over short- and medium-term in conventional and organic farming. *Applied Soil Ecology*, 83:140-148.
- Croci, S., Butet, A. & Clergeau, P.** – 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *Condor*, 110(2):223-240.
- Crossley, D.A.J. & Hoglund, M.P.** – 1962. A litter bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. *Ecology*, 43:571-573.
- Curtis, M.J. & Claassen V.P.** – 2009. Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology*, 17(1):24-32.
- Dabney, S.M., Delgado, J.A. & Reeves, D.W.** – 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in soil science and plant analysis*, 32(7-8):1221-1250.

- Dallinger, R. & Prosi, F.** – 1988. Heavy metals in terrestrial isopod *Porcellio scaber* Latr. II. Subcellular fractionation of metal accumulating lysosomes from hepatopancreas. *Cell Biology and Toxicology*, 4:97–109.
- Damschen, E.I., Haddad, N.M., Orrock, J.L., Tewksbury, J.J. & Levey, D.J.** – 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*, 313(5791):1284-1286.
- De Bello, F., Lavorel, S., Diaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., da Silva, P.M., Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J-P., Storkey, J., Wardle, D.A. & Harrison, P.A.** – 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19(10):2873-2893.
- Decaëns, T., Jimenez, J.J., Gioia, C., Measey, G.J. & Lavelle, P.** – 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, 42(1):S23-S38.
- Decaëns, T., Margerie, P., Aubert, M., Hedde, M. & Bureau, F.** – 2008. Assembly rules within earthworm communities in North-Western France – A regional analysis. *Applied Soil Ecology*, 39(3):321-335.
- Decaëns, T., Margerie, P., Renault, J., Bureau, F., Aubert, M. & Hedde, M.** – 2011. Niche overlap and species assemblage dynamics in an ageing pasture gradient in north-western France. *Acta Oecologica, International Journal of Ecology*, 37(3):212-219.
- Deharveng, L.** – 2004. Recent advances in Collembola systematics. *Pedobiologia*, 48:415-433.
- Deleporte, S. & Tillier, P.** – 1999. Long-term effects of mineral amendments on soil fauna and humus in an acid beech forest floor. *Forest Ecology and Management*, 118(1-3):245-252.
- den Boer, P.J.** – 1990. The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. *Biological Conservation*, 54:175-192.
- den Boer, P.J., van Huizen, T.H.P., den Boer-Daanje, W., Aukema, B. & den Bieman, CFM.** – 1980. Wing polymorphism and dimorphism as stages in an evolutionary process (Coleoptera, Carabidae). *Entomologia Generalis*, 6:107-134.
- Dennis, P. & Fry, G.L.A.** – 1992. Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40:95-115.
- Derouard, L., Tondoh, J., Vilcosqui, L. & Lavelle, P.** – 1997. Effects of earthworm introduction on soil processes and plant growth. *Soil Biology and Biochemistry*, 29:541-545.

- Desender, K.** – 2000. Flight muscle development and dispersal in the life cycle of carabid beetles: patterns and processes. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Entomologie* 70 :13-31.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A. & Jiguet, F.** – 2007. Functional homogenization effect of urbanization on birds communities. *Conservation Biology*, 21(3):741-751.
- De Vries, F.T., Thébault, E., Liiri, M., Birkhofer, K., Tsiafouli, M.A., Bjornlund, L., Bracht Jorgensen, H., Brady, M.V., Christensen, S., de Ruiter, P.C., d'Hertefeldt, T., Frouz, J., Hedlund, K., Hemerik, L., Gera Hol, W.H., Hotes, S., Mortimer, S.R., Setälä, H., Sgardelis, S.P., Uteseny, K., van der Putten, W.H., Wolters, V. & Bardgett, R.D.** – 2013. Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(35):14296-14301.
- Dias, A.T.C., Krab, E.J., Mariën, J., Zimmer, M., Cornelissen, J.H., Ellers, J., Wardle, D.A. & Berg, M.P.**– 2009. Traits underpinning desiccation resistance explain distribution patterns of terrestrial isopods. *Oecologia*, 172:667-677.
- Diaz, S. & Cabido, M.**– 2001. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11):646-655.
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V. & Birkhofer, K.** – 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137:108-112.
- Do, Y., Lineman, M. & Joo, G.J.** – 2014. Carabid beetles in green infrastructures: the importance of management practices for improving the biodiversity in a metropolitan city. *Urban Ecosystems*, 17(3):661-673.
- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. & Baker A.J.M.** – 1997. Hopes for the future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, 277(5325):515-522.
- Dommergues, Y.R. & Mangenot, F.** – 1970. Ecologie microbienne du sol. *Masson et Cie Edition, Paris*. 796 pp.
- Doran, J.W. & Zeiss, M.R.** – 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15:3-11.
- Douay, F., Pruvot, C., Roussel, H., Ciesielski, H., Fourrier, H., Proix, N. & Waterlot, C.** – 2008. Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by dust emissions of two smelters. *Water Air Soil Pollution*, 188(1-4):247-260.

- Dunger, W., Wanner, M., Hauser, H., Hohberg, K., Schulz, H.-J., Schwalbe, T., Seifert, B., Vogel, J., Voigtländer, K., Zimdars, B. & Zulka, K.P.** – 2001. Development of soil fauna at mine sites during 46 years after afforestation. *Pedobiologia*, 45:243–271.
- Dunger, W., Schulz, H.-J. & Zimdars, B.** – 2002. Colonization behaviour of Collembola under different conditions of dispersal. *Pedobiologia*, 46:316–327.
- Dunger, W., Schulz, H.-J., Zimdars, B. & Hohberg, K.** – 2004. Changes in collembolan species composition in Eastern German mine sites over fifty years of primary succession. *Pedobiologia*, 48:503–517.
- Edmonds, R.L.** – 1987. Decomposition rates and nutrient dynamics in small-diameter woody litter in four forest ecosystems in Washington, U.S.A. In *Canadian Journal of Forest Research*, n°17, pp.499–509.
- Eijsackers, H.** – 2010. Earthworms as colonizers: Primary colonization of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. *Science of the Total Environment*, 408(8):1759–1769.
- Elfstrand, S., Båth, B. & Mårtensson, A.** – 2007. Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek. *Applied Soil Ecology*, 36:70–82.
- Eversham, B.C, Roy, D.B. & Telfer, M.G.** – 1996. Urban, industrial and other manmade sites as analogs of natural habitats for *Carabidae*. *Annales Zoologici Fennici*, 33(1):149–156.
- Eyre, M.D., Luff, M.L. & Woodward, J.C.** – 2003. Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England: An important conservation resource? *Journal of Insect Conservation*, 7(4):223–231.
- Fahrig, L.** – 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34:487–515.
- Fierer, N., Strickland, M.S., Liptzin, D., Bradford, M.A. & Cleveland, C.C.** – 2009. Global patterns in belowground communities. *Ecology Letters*, 12:1–12.
- Fierro, A., Angers, D.A. & Beauchamp, C.J.** – 1999. Restoration of ecosystem function in an abandoned sandpit: plant and soil responses to paper de-inking sludge. *Journal of Applied Ecology*, 36(2):244–253.
- Filser, J., Wittmann, R. & Lang, A.** – 2000. Response types in Collembola towards copper in the microenvironment. *Environmental Pollution*, 107(1):71–78.
- Fischer, L.K., von der Lippe, M. & Kowarik, I.** – 2013. Urban grassland restoration: which plant traits make desired species successful colonizers? *Applied Vegetation Science*, 16:272–285.

- Fjellberg, A.** – 1999. The Collembola of Fennoscandia and Denmark, Part I: Poduromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica*, pp. 184.
- Fjellberg, A.**– 2007. The Collembola of Fennoscandia and Denmark, Part II:Entomobryomorpha et Symphypleona. *Fauna Entomologica Scandinavica*, 252 pp.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, BT., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M.& DeClerck, F.** – 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12(1):22-33.
- Fountain, M.T. & Hopkin, S.P.** – 2004. Biodiversity of Collembola in urban soils and the use of *Folsomia candida* to assess soil “quality”. *Ecotoxicology*, 13(6):555-572.
- Fournier, E. & Loreau, M.** – 1999. Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. *Ecography*, 22:87-97.
- Frampton, G.K., Gould, P.J.L., van den Brink, P.J. & Hendy, E.** – 2007. Type 'A' and 'B' recovery revisited: The role of field-edge habitats for Collembola and macroarthropod community recovery after insecticide treatment. *Environmental Pollution*, 145 (3):874-883.
- Franco-Otero, V., Soler-Rovira, P., Hernández, D., López-de-Sá, E. & Plaza, C.** – 2012. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. *Biology & Fertility of Soils*, 48:205-216.
- Frouz, J., Pizl, V. & Tajovsky, K.** – 2007. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *European Journal of Soil Biology*, 43(1):184-189.
- Frouz, J., Prach, K., Pizl, V., Hanel, L., Stary, J., Tajovsky, K., Materna, J., Balik, V., Kalcik, J. & Rehoukova, K.**– 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, 44:109-121.
- Frouz, J., Van Diggelen, R., Pizl, V., Stary, J., Hanel, L., Tajovsky, K. & Kalcik, J.** – 2009. The effect of topsoil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure, and cellulose decomposition: implications for ecosystem restoration. *Biodiversity and Conservation*, 18(14):3963-3978.
- Frouz, J., Thébault, E., Pizl, V., Adl, S., Cajthaml, T., Baldrian, P., Hanel, L., Stary, J., Tajovsky, K., Materna, J., Novakova, A. & de Ruiter, P.C.**– 2013a. Soil food web changes during spontaneous succession at post mining sites: A possible ecosystem engineering effect on food web organization? *PloS ONE*, 8(11):e79694. doi:10.1371/journal.pone.0079694.
- Frouz, J., Liveckova, M., Albrechtova, J., Chronakova, A., Cajthaml, T., Pizl, V., Hanel, L., Stary, J., Baldrian, P., Lhotakova, Z., Simackova, H. & Cepakova, S.**– 2013b. Is the

effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management*, 309:87-95.

Frouz, J., Roubíčková, A., Heděnc, E. & Tajovsky, K. – 2015. Do soil fauna really hasten litter decomposition? A meta-analyse of enclosure studies. *European Journal of Soil Biology*, 68:18-24.

Garbuzov, M., Fensome, K.A. & Ratnieks, F.L.W. – 2015. Public approval plus more wildlife: twin benefits of reduced mowing of amenity grass in a suburban public park in Saltdean, UK. *Insect Conservation and Diversity*, 8(2):107-119.

Gardi, C., Tomaselli, M., Parisi, V., Petraglia, A. & Santini, C. – 2002. Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology*, 38(1):103-110.

Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C. & Toussaint, J-P. – 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85:2630-2637.

Gaston, K.J., Smith, R.M., Thompson, K. & Warren, P.H. – 2005. Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 14:395-413.

Gerlach, J., Samways M. & Pryke J. – 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17:831–850.

Giglio, A., Brandmayr, P., Talarico, F. & Giulianini, P.G. – 2011. Effects of alternative and specialised diet on development and survival of larvae and pupae in *Carabus (Chaetocarabus) lefebvrei* (Coleoptera: Carabidae). *Entomologia Generalis* 33:263-271.

Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J.R. & Beard, K.H. – 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3):660-668.

Girard, M-C., Schwartz, C. & Jabiol, B. – 2011. Etude des sols. Description, cartographie, utilization. *Coll. Sciences Sup, Dunod Ed., Paris*. 432 pp.

Gisin, H. – 1943. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. *Revue Suisse de Zoologie* 50, 131-224.

Glick, P.A. – 1939. The distribution of insects, spiders and mites in the air. *Technical Bulletin No. 673, U.S. Department of Agriculture*. 150pp.

Gobat, J-M., Aragno M & Matthey W. – 2010. Le sol vivant. Bases de pédologie – Biologie des sols. 3ème édition. *Presses Polytechniques et Universitaires Romandes*. 817 p.

Goddard, M.A., Dougill, A.J. & Benton, T.G. – 2009. Scaling up from gardens: Biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(2):90-98.

- Godet, J-P.** – 2010. Intérêt des Isopodes terrestres dans l'évaluation de la qualité des sols. *Thèse d'écologie. Université Lille 1.* 231 pp.
- Godet, J-P., Demuynck, S., Waterlot, C., Lemièrre, S., Souty-Grosset, C., Scheifler, R., Douay, F., Leprêtre, A. & Pruvot, C.** – 2011. Growth and metal accumulation in *Porcellio scaber* exposed to poplar litter from Cd-, Pb- and Zn-contaminated sites. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74:451-458.
- Gregory, S.** – 2009. *Woodlice and Waterlice (Isopoda: Oniscidea & Asellota) in Britain and Ireland. Field Studies Council/Centre for Ecology & Hydrology.* 176 pp.
- Gröbman, G. & Wüsterman, M.** - 1992. Belastungen in Haus- und Kleingärtendurchanorganische und organische Stoffe mit Schadstoffpotential. *Forschungsbericht 1160868. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.*
- Grundy, A.J. & Sutton, S.L.** – 1989. Year class splitting in the woodlouse *Philoscia muscorum* explained through studies of growth and survivorship. *Holarctic Ecology*, 12:112-119.
- Gruttke, H.** – 1994. Investigations on the ecology of *Laemostenus terricola* (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. In **Desender, K., Dufrière, M., Loreau, M., Luff, M.L. & Maelfait J-P.** (eds) : Carabid Beetles, Ecology and Evolution. *Kluwer Academic Press, Dordrecht*, pp. 145-151.
- Guay, E., Lapointe, R.A. & Lachance, L.** – 1981 & 1982. Observations sur l'emploi de résidus forestiers et de lisiers chez trois agriculteurs : Carrier, Fournier et Marcoux. *Rapports techniques n°1 pp. 34 et n°2 pp. 41, Ministère de l'énergie et des ressources, Québec.*
- Gulvik, M.E.** – 2007. Mites (Acari) as indicators of soil biodiversity and land use monitoring: A review. *Polish Journal of Ecology*, 55(3):415-440.
- Gutiérrez-López, M., Jesús-Lidón, JB., Trigo, D., Fernandez, R., Novo, M. & Diaz-Cosin, DJ.** – 2010. Relationships among spatial distribution of soil microarthropods, earthworm species and soil properties. *Pedobiologia*, 53(6):381-389.
- Gutiérrez-López, M., Ramajo Matesanz, M., Jesús-Lidón, JB. & Diaz-Cosin, DJ.** – 2003a. The effect of *Hormogaster elisae* (Hormogastridae) on the abundance of soil Collembola and Acari in laboratory cultures. *Biology and Fertility of Soils*, 37:231-236.
- Gutiérrez-López, M., Jesús-Lidón, J.B., Trigo, D., Fernandez, R., Novo, M. & Diaz-Cosin, DJ.** – 2003b. Relationships among spatial distribution of soil microarthropods, earthworm species and soil properties. *Biology Pedobiologia*, 53:381-389.

- Haas, C.A.** – 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology*, 9(4):845-854.
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S. & Spira, T.** – 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84(3):609-615.
- Hafeez, F.** – 2012. Characterization of microbial communities in Technosols constructed for industrial wastelands restoration. *Thèse en écologie microbienne. Université de Bourgogne*. 143 pp.
- Hafeez, F., Martin-Laurent, F., Béguet, J., Bru, D., Cortet, J., Schwartz, C., Morel, J.L. & Philippot, L.** – 2012. Taxonomic and functional characterization of microbial communities in Technosols constructed for remediation of a contaminated industrial wasteland. *Journal of Soils and Sediments*, 12:1396-1406.
- Hågvær, S., Solhøy, T. & Mong, C.E.** – 2009. Primary succession of soil mites (Acari) in a Norwegian glacier foreland, with emphasis on oribatid species. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 41:219-227.
- Hale, W.G.** – 1971. Colémbolos. In: Burgues, A., Raw, F. (Eds.), *Biología del suelo. Ediciones Omega, Barcelona*, pp.463-479.
- Hammond, P.M.** – 1994. Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. *Philosophical transactions of the Royal Society of London series B-Biological Sciences*, 345: 119-136.
- Handa, I.T., Aerts, R., Berendse, F., Berg, M.P., Bruder, A., Butenschoen, O., Chauvet, E., Gessner, M.O., Jabiol, J., Makkonen, M., Mckie, B.G., Malmqvist, B., Peeters, E.T.H.M., Scheu, S., Schmid, B., van Ruijven, J., Vos, V.C.A. & Hättenschwiler, S.** – 2014. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. *Nature*, 509(7499):218-221.
- Hansen, B., Holmstrup, M., Nielsen, A. & Ostergaard, I.** – 1989. Soil macrofauna of arable land and surrounding hedges. *Flora Fauna*, 95:27-31.
- Hartley, W., Uffindell, L., Plumb, A., Rawlinson, H.A., Putwain, P. & Dickinson, N.M.** – 2008. Assessing biological indicators for remediated anthropogenic urban soils. *Science of the Total Environment*, 405:358-369.
- Hasegawa, M.** – 2001. The relationship between the organic matter composition of a forest floor and the structure of a soil arthropod community. *European Journal of Soil Biology*, 37:281-284.
- Hassall, M. & Sutton, S.L.** - 1978. The role of isopods as decomposers in a dune grassland ecosystem. *The Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society*. A 6, 235–245.

- Hattenschwiler, S, Tiunov, A.V. & Scheu, S.** – 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 36:191-218.
- Hedde, M., Van Oort, F. & Lamy, I.** – 2012. Functional traits of soil invertebrates as indicators for exposure to soil disturbance. *Environmental pollution*, 64:59-65.
- Heiniger, C.** – 2013. Facteurs de structuration des assemblages locaux d'espèces de collemboles. Thèse en écologie. *Université Pierre et Marie Curie*. 189 pp.
- Hendrickson, O.** - 1987. Winter branch nutrients in northern conifers and hardwoods. *Forest Science*, 33: 1068-1074.
- Hodkinson, I.D., Webb, N.R. & Coulson, S.J.** – 2002. Primary community assembly on land – the missing stages: why are the heterotrophic organisms always there first? *Journal of Ecology*, 90:569-577.
- Honek, A., Martinkova, Z., Saska, P. & Pekar, S.** – 2007. Size and taxonomic constraints determine the seed preferences of *Carabidae* (Coleoptera). *Basic and Applied Ecology*, 8:343-353.
- Hooper, D.U. & Vitousek, P.M.** – 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs*, 68:121–149.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A.** – 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1):3-35.
- Hopkin, S.P.** – 1991. A key to the Woodlice of Britain and Ireland. *Field Studies*, 7:599-650.
- Hopkin, S.P.** – 1997. Biology of the springtails (Insecta:Collembola). *Oxford University Press, Inc., New-York*, 330 pp.
- Hopkin, S.P.** – 2007. A key to the Collembola (Springtails) of Britain and Ireland. *Field Studies Council AIDGAP Guides. Volume: OP111*. 245 pp.
- Hopkin, S.P. & Martin, M.H.** – 1982. The distribution of zinc, cadmium, lead and copper within the woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). *Oecologia*, 54:227–232.
- Huguiet, P., Manier, N., Owojori, O.J., Bauda, P., Pandard, P. & Römbke, J.** – 2015. The use of soil mites in ecotoxicology: a review. *Ecotoxicology*, 24(1):1-18.
- Huhta, V., Ikonen, E. & Vilkkamaa, P.** – 1979. Succession of invertebrate populations in artificial soil made of sewage-sludge and crushed bark. *Annales Zoologici Fennici*, 16(4):223-270.
- Huhta, V.** – 2006. The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. *Pedobiologia*, 50:489-495.

- Huinink J.T.M.** – 1998. Soil quality requirements for use in urban environments. *Soil and Tillage Research*, 47(1-2):157-162.
- Hülsmann, A. & Wolters, V.** – 1998. The effects of different tillage practices on soil mites, with particular reference to Oribatida. *Applied Soil Ecology*, 9(1-3):327-332.
- Hutson, B.R.** – 1980. Colonization of industrial reclamation sites by Acari, Collembola and other invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 17:255-275.
- Ingimarsdottir, M., Michelsen, A, Ripa, J. & Hedlund, K.** – 2014. Food sources of early colonizing arthropods: The importance of allochthonous input. *Pedobiologia*, 57:21-26.
- IUSS Working Group WRB** - 2006. World Reference Base for Soil Resources: A Framework for International Classification, Correlation and Communication. *World Soil Resources Reports No. 103*. FAO, Rome.
- Jambu, P., Juchault, P. & Mocquard, J.P.** - 1987. Etude expérimentale de la contribution du crustacé isopode *Oniscus asellus* à la transformation des litières forestières sous chêne sessile. *Pedobiologia*, 32:147–156.
- Jarošik, V., Konvicka, M., Pysek, P., Kadlec, T. & Benes, J.** - 2011. Conservation in a city: do the same principles apply to different taxa? *Biological Conservation*, 144:490–499.
- Jeannel, R.** – 1941. Faune de France, vol. 39 : Coléoptères Carabiques (1^{ère} partie). 571 pp.
- Jeannel, R.** – 1942. Faune de France, vol. 40 : Coléoptères Carabiques (2^{ème} partie). 1173 pp.
- Jeannel, R.** – 1949. Faune de France, vol. 51 : Coléoptères Carabiques (supplément). 51 pp. + 20 planches.
- Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marmo, L., Miko, L., Ritz, K., Peres, G., Römbke, J. & van der Putten, W.H.** – 2010. European Atlas of Soil Biodiversity. *European Commission. Publication Office of the European Union, Luxembourg*.
- Joimel, S.** – 2015. Biodiversité et caractéristiques physicochimiques des sols de jardins associatifs urbains français. *Thèse en Sciences Agronomiques. Université de Lorraine*. 312 pp.
- Jones, E.L. & Leather, S.R.** – 2012. Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology*, 109:463-478.
- Jorgensen, H.B., Hedlund, K. & Axelsen, J.A.** – 2008. Life-history traits of soil collembolans in relation to food quality. *Applied Soil Ecology*, 38(2):146-151.
- Jorgensen, H.B. & Hedlund, K.** – 2013. Organic amendment and fungal species in combination can alter collembolan fitness. *Soil Biology & Biochemistry*, 65:316-321.
- Joyce, K.A., Holland, J.M. & Doncaster, C.P.** – 1999. Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research*, 89:523–531.

- Kaczmarek, W.** – 1978. Die lokomotrische Aktivität der Bodenfauna als Parameter der trophischen Struktur und der Sukzession von Waldökosystemen. *Pedobiologia*, 18:434-441.
- Kamenova, S.** – 2013. Réseaux d'interactions, biodiversité et services éco-systémiques en milieu agricole : que nous apprennent les coléoptères carabiques ? *Thèse en écologie. Université de Poitiers*. 287 pp.
- Kampichler, C., Bruckner, A., Baumgarten, A., Berthold, A. & Zechmeister-Boltenstern, S.** – 1999. Field mesocosms for assessing biotic processes in soils: How to avoid side effects. *European Journal of Soil Biology*, 35(3):135-143.
- Kampichler, C., Bruckner, A. & Kandeler, E.** – 2001. Use of enclosed model ecosystems in soil ecology: a bias towards laboratory research. *Soil Biology & Biochemistry*, 33:269-275.
- Kampichler, C. & Bruckner, A.** – 2009. The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbags studies. *Biological Reviews*, 84:375-389.
- Kautz, T., Lopez-Fando, C. & Ellmer, F.** – 2006. Abundance and biodiversity of soil microarthropods as influenced by different types of organic manure in a long-term field experiment in Central Spain. *Applied Soil Ecology*, 33:278-285.
- Keddy, P. A.** - 1992. Assembly and Response Rules - 2 Goals for Predictive Community Ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3: 157-164.
- Knacker, T., Van Gestel, C.A.M., Jones, S.E., Soares, A.M.V.M., Schallnaß, H.J., Förster, B. & Edwards, C.A.** – 2004. Ring-testing and field validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME) – an instrument for testing potentially harmful substances: conceptual approach and studies design. *Ecotoxicology*, v.13, 5-23.
- Knop, E., Herzog, F. & Schmid, B.** – 2011. Effect of connectivity between restoration meadows on invertebrates with contrasting dispersal abilities. *Restoration Ecology*, 19:151-159.
- Koehler, H.** – 1998. Secondary succession of soil mesofauna: A thirteen year study. *Applied Soil Ecology*, 9:81-86.
- Koehler, H.** – 2000. Natural regeneration and succession – results from a 13 years study with reference to mesofauna and vegetation, and implications for management. *Landscape and Urban Planning*, 51:123-130.
- Koh, L.P. & Sodhi, N.S.** – 2004. Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications*, 14(6):1695-1708.
- Koivula, M.J.** – 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (*Coleoptera, Carabidae*) reflecting environmental conditions. *Zookeys*, 100: 287–317.

- Kotze, D.J., Niemela, J. & Nieminen, M.** – 2000. Colonization success of carabid beetles on Baltic islands. *Journal of biogeography*, 27(4):807-819.
- Kotze, D.J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M.J., Lövei, G.L., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R. & Zetto, T.** – 2011. Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *Zookeys*, 100:55-148.
- Krantz, G. W. & Walter, D. E.**- 2009. **A Manual of Acarology. Third Edition.** *Texas Tech University Press, Lubbock, Texas, 807 pp.*
- Krivolutsky, D.A. & Lebedeva N.V.**– 2004. Oribatid mites (Oribatei, Acariformes) in birdfeathers: non-Passerines. *Acta Zoologica Lituanica* 14 (1), 26-47.
- Kromp, B.** – 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74:187–228.
- Kuhn, I. & Klotz, S.** – 2006. Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation*, 127(3):292-300.
- Lambeets, K., Vandegehuchte, M.L., Maelfait, J.P. & Bonte, D.**– 2009. Integrating environmental conditions and functional life-history traits for riparian arthropod conservation planning. *Biological Conservation*, 142(3):625-637.
- Larney, F.J. & Angers, D.A.** – 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92:19-38.
- Larochelle, L., Pagé, F. Beauchamp, G.J. & Lemieux, G.** -1993. Rôle de la mésofaune dans la dynamique de la transformation des matières ligneuses appliquées au sol. *Réédition d'AGROSOL ISSN-0840-9900* : 36-43.
- Larochelle, L.**– 1994. L'impact du bois raméal fragmenté sur la dynamique de la mésofaune du sol. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de M. sc., Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, Québec, 56 pp.
- Lavelle, P.** – 1997. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27:93-132.
- Lavelle, P. & Spain, A.V.** – 2001. *Soil Ecology.* *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 64pp.*
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. & Rossi, J.P.** – 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42:S3-S15.

- Lavorel, S. & Garnier, E.** – 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16:545-556.
- Lehmann, A.** – 2006. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). *International Agrophysics*, 20:129-134.
- Lehmann, A. & Stahr, K.** – 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils Sediments*, 7:247–296.
- Lehmitz, R., Russell, D., Hohberg, K., Christian, A. & Xylander, W.E.R.** – 2012. Active dispersal of oribatid mites into young soils. *Applied Soil Ecology*, 55:10-19.
- Lemaire, A.** – 2013. Mise en place d'un programme de sciences participatives. Rapport de Diplôme Supérieur de Recherche. Université Lille 1. 30 pp. + annexes.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbirou, C., de Redon, L., Carnino, N., Machon, N. & Porcher, E.** – 2008. Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation*, 141(6):1581-1590.
- Liiri, M., Setälä, H., Haimi, J., Pennanen, T. & Fritze, H.** – 2002a. Relationship between soil microarthropod species diversity and plant growth does not change when the system is disturbed. *Oikos*, 96(1):137-149.
- Liiri, M., Haimi, J. & Setälä, H.** – 2002b. Community composition of soil microarthropod of acid forest soils as affected by wood ash application. *Pedobiologia*, 46(2):108-124.
- Lindberg, N. & Bengtsson, J.** – 2005. Population responses of oribatid mites and collembolans after drought. *Applied Soil Ecology*, 28(2):163-174.
- Lizée, M-H.** – 2011. Diversité, organisation spatiale et fonctionnelle des communautés de papillons (lépidoptères, rhopalocères) en milieu urbain et périurbain : Rôle des espaces artificialisés en termes de conservation et de connectivité. *Mémoire de thèse. Université Aix Marseille 1*. 249 pp.
- Lizée, M-H., Manel, S., Mauffrey, J-F., Taton, T. & Deschamps-Cottin, M.** – 2012. Matrix configuration and patch isolation influences override the species-area relationship for urban butterfly communities. *Landscape Ecology*, 27(2):159-169.
- Lohm, U. & Persson T.** – 1977. Soil organisms as components of ecosystems. *Ecological Bulletin* 25, Stockholm.
- Loper, S., Shober, A.L., Wiese, C., Denny, G.C. & Stanley, C.D.** – 2010. Organic soil amendment and tillage affect soil quality and plant performance in simulated residential landscapes. *Hortscience*, 45(10):1522-1528.

- Lopes, C.M. & da Gama, M.M.** – 1994. The effect of fire on collembolan populations of Mata da Margaraca (Portugal). *European Journal of Soil Biology*, 30:133-141.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I. & Callaway, R.M.** – 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos*, 107:2.
- Louchart, R.** – 2015. Impact des changements d’usage des sols sur les communautés édaphiques. Mise au point d’un outil d’aide multicritère. *Rapport de Master 2 GEB. Université Lille 1*. 72 pp.
- Lovei, G.L. & Sunderland, K.D.** – 1996. Ecology and behavior of ground beetles (*Coleoptera*:*Carabidae*). *Annual Review of Entomology*, 41: 231–256.
- Luff, M.L.** – 2007. The Carabidae (ground beetles) of Britain and Ireland. Handbooks for the Identification of British Insects. Vol. 4 Part 2 (2nd Ed.). *Royal Entomological Society, St Albans & Field Studies Council, Shrewsbury*, 247pp.
- Lupwayi, N.Z., Rice, W.A. & Clayton, G.W.** – 1998. Soil microbial diversity and community structure under wheat as influenced by tillage and crop rotation. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(13):1733-1741.
- Macia, P., Fernandez-Costas, C., Rodriguez, E., Sieiro, P., Pazos, M. & Sanroman, M.A.** – 2014. Technosols as a novel valorization strategy for an ecological management of dredged marine sediments. *Ecological engineering*, 67:182-189.
- Mader, H.J., Schell, C. & Kornacker, P.** – 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation*, 54:209-22.
- Magnuson-Ford, K., Ingram T., Redding, T.W. & Mooers, A.** - 2009. Rockfish (*Sebastes*) that are evolutionarily isolated are also large, morphologically distinctive and vulnerable to overfishing. *Biological Conservation*, 142(8): 1787-1796.
- Magrini, M.J., Freitas, A.V.L. & Uehara-Prado, M.** – 2011. The effects of four types of anthropogenic disturbances on composition and abundance of terrestrial isopods (*Isopoda:Oniscidea*). *Zoologia*, 28(1):63-71.
- Magro, S., Gutiérrez-Lopez, M., Casado, M.A., Jimenez, M.D., Trigo, D., Mola, I. & Balaguer, L.** – 2013. Soil functionality at the roadside: Zooming in on a microarthropod community in an anthropogenic soil. *Ecological Engineering*, 60:81-87.
- Magura, T., Kodobocz, V. & Tothmeresz, B.** – 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography*, 28(1):129-138.
- Magura, T., Lövei, G.L. & Tothmérész, B.** – 2008. Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. *Acta Oecologica*, 34: 233-243.
- Magurran, A.E.** – 2004. Measuring biological diversity. *Blackwell Publishing*, 215 pp.

- Makkonen, M., Berg, M.P., van Hal, J.R., Callaghan, T.V., Press, M.C. & Aerts, R.** – 2011. Traits explain the responses of a sub-arctic Collembola community to climate manipulation. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(2):377-384.
- Maldague, M.E.** – 1961. Relations entre le couvert végétal et la microfaune. Leur importance dans la conservation biologique des sols tropicaux. *Publ. Inst. nat. agron. Congo, Série Scientifique, n° 90*. 122 pp.
- Malmström, A., Persson, T., Ahlström, K., Gongalsky, K.B. & Bengtsson, J.** – 2009. Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. *Applied Soil Ecology*, 43(1):61-74.
- Maraun, M., Alpehi, J., Bonkowski, M., Buryan, R., Migge, S., Maren, P., Schaefer, M. & Scheu, S.** – 1999. Middens of the earthworm *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae): microhabitats for micro and meso-fauna in forest soil. *Pedobiologia*, 43:276-287.
- Marinissen, J.C.Y.** – 1992. Population dynamics of earthworms in a silt loam soil under conventional and “integrated” arable farming during two years with different weather patterns. *Soil Biology & Biochemistry*, 24(12):1647-1654.
- Marinissen, J.C.Y. & Van den Bosch, F.** – 1992. Colonization of new habitats by earthworms. *Oecologia*, 91: 371–376.
- Maryanski, M., Kramarz, P., Laskowski, R. & Niklinska, M.** – 2002. Decreased energetic reserves, morphological changes and accumulation of metals in carabid beetles (*Poecilus cupreus* L.) exposed to zinc- or cadmium-contaminated food. *Ecotoxicology*, 11(2):127-139.
- May, R. M.** – 1990. Taxonomy as destiny. *Nature*, 347(6289): 129-130.
- McGeoch, M.A.** – 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73(2): 181–201.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. & Westoby, M.** – 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21:178-185.
- McIntyre N.E.** – 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America*, 93:825–835.
- McIntyre N.E., Rango, J., Fagan, W.F. & Faeth, S.H.** – 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 52(4):257–274.
- MEA** – 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis (Millennium Ecosystem Assessment Series), Technical Report. *Island Press, Washington, DC, U.S.A.*
- Menta, C., Conti, F.D., Pinto, S., Leoni, A. & Lozano-Fondon, C.** – 2014. Monitoring soil restoration in an open-pit mine in northern Italy. *Applied Soil Ecology*, 83:22-29.

- Milcu, A., Partsch, S., Langel, R. & Scheu, S.** – 2006. The response of decomposers (earthworms, springtails and microorganisms) to variations in species and functional group diversity of plants. *Oikos*, 112:513–524.
- Minor, M.A. & Cianciolo, J.M.** – 2007. Diversity of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) along a gradient of land use types in New York. *Applied Soil Ecology*, 35(1):140-153.
- Mission Gestion différenciée** – 2000. Compte-rendu de la II^{ème} journée de rencontre et d'échange sur la Gestion différenciée en Région Nord-Pas-de-Calais. 16 novembre 2010. 39pp.
- Mocquard, J.P., Juchault, P., Jambu, P. & Fustec, E.** - 1988. Essai d'évaluation du rôle des crustacés oniscoïdes dans la transformation des matières végétales dans une forêt feuillue de l'ouest de la France. *Revue d'écologie et de biologie du sol*, 24(3) :311–327.
- Monserie, M-F., Watteau, F., Villemin, G., Ouvrard, S. & Morel J.L.** – 2009. Technosol genesis: Identification of organo-mineral associations in a young Technosol derived from coking plant waste materials. *Journal of Soils and Sediments*, 9(6):537-546.
- Morel, J-L. & Heinrich, A.B.** – 2008. SUITMA – soils in urban, industrial, traffic, mining and military areas. *Journal of Soils and Sediments*, 8(4):206-207.
- Morel, J-L., Chenu, C. & Lorenz, K.** – 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, en ligne.
- Moretti, M. & Legg, C.** – 2009. Combining plant and animal traits to assess community functional responses to disturbance. *Ecography*, 32(2):299-309.
- Moretti, M., de Bello, F., Ibanez, S., Fontana, S., Pezzatti, G.B., Dziock, F., Rixen, C. & Lavorel, S.** – 2013. Linking traits between plants and invertebrate herbivores to track functional effects of land-use changes. *Journal of Vegetation Science*, 24(5):949-962.
- Mudrak, O., Uteseny, K. & Frouz, J.** – 2012. Earthworms drive succession of both plant and Collembola communities in post-mining sites. *Applied Soil Ecology*, 62:170-177.
- Mulder, C., Baerselman, R. & Posthuma, L.** – 2007. Empirical maximum lifespan of earthworms is twice that of mice. *AGE*, 29(4):229-231.
- N'dayegamiye, A. & Dubé, A.** – 1986. L'effet de l'incorporation de matières ligneuses sur l'évolution des propriétés chimiques du sol et sur la croissance des plantes. *Canadian Journal of Soil Science*, 66 : 623-631.
- Natureparif/ANVL** – 2009. Guide de gestion différenciée à destination des collectivités locales. 162 pp.

- Negro, M., Vacchiano, G., Berretti, R., Chamberlain, D.E., Palestrini, C., Motta, R. & Rolando, A.** – 2014. Effects of forest management on ground beetle diversity in alpine beech (*Fagus sylvatica* L.) stands. *Forest Ecology and Management*, 328:300-309.
- Nielsen, U. N., Osler, G. H. R., Campbell, C. D., Burslem, D. & van der Wal, R.** - 2010. The influence of vegetation type, soil properties and precipitation on the composition of soil mite and microbial communities at the landscape scale. *Journal of Biogeography*, 37:1317-1328.
- Nielsen, U.N., Ayres, E., Wall, D.H. & Bardgett, R.D.** – 2011. Soil biodiversity and carbon cycling: A review & synthesis of studies examining diversity-function relationships. *European Journal of Soil Science*, 62(1):105-116.
- Niemela, J.** – 2001. Carabid beetles (*Coleoptera: Carabidae*) and habitat fragmentation: A review. *European Journal of Entomology*, 98(2):127-132.
- Niemela, J. & Spence, J.R.** – 1991. Distribution and abundance of an exotic ground-beetle (*Carabidae*) test of community impact. *Oikos*, 62:351-359.
- Niemela, J., Breuste, J.H., Guntenspergen, G., McIntyre, N.E., Elmqvist, T. & James, P.** - 2011. Urban ecology: Patterns, processes and applications. *Oxford University Press*. 374 pp.
- Nordmann, V.** – 2013. Caractérisation et impact des différentes fractions d'une biomasse lignocellulosique pour améliorer les prétraitements favorisant sa méthanisation : utilisation de la paille de blé comme biomasse lignocellulosique d'étude. Thèse en chimie organique. *Université Sciences et Technologies Bordeaux I*. 215 pp.
- Nord Nature Chico Mendès** – 2013. Gestion différenciée et biodiversité en Nord-Pas-de-Calais. Bilan 2010-2012. 104 pp.
- O'Dell, J.W.** – 1993. Method 351.2: Determination of total kjeldahl nitrogen by semi-automated colorimetry, revision 2.0. *Cincinnati, Ohio : Inorganic Chemistry Branch, Chemistry Research Division, Environmental Monitoring Systems Laboratory, office of Research and Development, U.S. EPA*, pp 15.
- Odum, E.P.** – 1984. The mesocosm. *Bioscience*, 34:558-562.
- Ouvrard, S., Barnier, C., Bauda, P., Beguiristain, T., Biache, C., Bonnard, M., Caupert, C., Cébron, A., Cortet, J., Cotellet, S., Dazy, M., Masfaraud, J.F., Nahmani, J., Palais, F., Poupin, P., Raoult, N., Vasseur, P., Morel, J.L. & Leyval, C.** – 2011. *In situ* assessment of phytotechnologies for multicontaminated soil management. *International Journal of Phytoremediation*, 13:245-263.
- Paoletti, M.G.** –1999a. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 1-18.

- Paoletti, M.G.** –1999b. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 137-155.
- Paoletti, M.G., Favretto, M.R., Stinner, B.R., Purrington, F.F. & Bater, J.E.**- 1991. Invertebrates as bioindicators of soil use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34: 341–362.
- Paoletti, M.G. & Hassall, M.** - 1999. Woodlice (Isopoda:Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 157-165.
- Paoletti, M.G. & Cantarino, C.M.** – 2002. Sex ratio alterations in terrestrial woodlice populations (Isopoda: Oniscidea) from agroecosystems subjected to different agricultural practices in Italy. *Applied Soil Ecology*, 19(2):113-120.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C. & Mozzanica, E.** – 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1-2):323-333.
- Parmelee, R.W., Wentsel, R.S., Phillips, C.T., Checkai, R.T. & Simini, M.** – 1993. Soil microcosm for testing the effects of chemical pollutants on soil fauna communities and trophic structure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(8):1477-1486.
- Partsch, S., Milcu, A. & Scheu, S.** – 2006. Decomposers (Lumbricidae, Collembola) affect plant performance in model grasslands of different diversity. *Ecology*, 87(10):2548-2558.
- Pearce, J.L. & Venier, L.A.** – 2006. The use of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management : A review. *Ecological Indicators*, 6(4):780-793.
- Pelosi, C., Bertrand, M., Capowiez, Y., Boizard, H. & Roger-Estrade, J.** – 2009. Earthworm collection from agricultural fields: Comparisons of selected expellants in presence/absence of hand-sorting. *European Journal of Soil Biology*, 45(2):176-183.
- Pelosi, C., Toutous, L., Chiron, F., Dubs, F., Hedde, M., Muratet, A., Ponge, J-F., Salmon, S. & Makowski, D.** – 2013. Reduction of pesticide use can increase earthworm populations in wheat crops in a European temperate region. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 181:223-230.
- Pelosi, C., Pey, B., Hedde, M., Caro, G., Capowiez, Y., Guernion, M., Peigné, J., Piron, D., Bertrand, M. & Cluzeau, D.** – 2014. Reducing tillage in cultivated fields increase earthworm functional diversity. *Applied Soil Ecology*, 83:79-87.
- Penone, C., Machon, N., Julliard, R. & Le Viol, I.** – 2012. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biological Conservation*, 148(1):126-133.

- Pérès, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L. & Cluzeau, D.** – 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia*, 54S, pp. S77–S87.
- Perez, G., Decaëns, T., Dujardin, G., Akpa-Vinceslas, M., Langlois, E. & Chauvat, M.** – 2013. Response of collembolan assemblages to plant species successional gradient. *Pedobiologia*, 56:169-177.
- Pernin, C.** – 2003. Epannage de boues d'épuration en milieu sylvo-pastoral. Etude des effets *in situ* et en mésocosmes sur la mésofaune du sol et la décomposition d'une litière de chêneliège (*Quercus suber* L.). *Mémoire de thèse. Université Aix-Marseille III*. 218 pp.
- Pernin, C., Ambrosi, J-P., Cortet, J., Joffre, R., Le Petit, J., Tabone, E., Torre, F. & Henning Krogh, P.** – 2006. Effects of sewage sludge and copper enrichment on both soil mesofauna community and decomposition of oak leaves (*Quercus suber*) in a mesocosm. *Biology and Fertility of Soils*, 43(1):39-50.
- Petchey, O. L. & Gaston, K. J.** - 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9(6): 741-758.
- Pey, B.** – 2010. Contribution de la faune du sol au fonctionnement et à l'évolution des Technosols. *Mémoire de thèse. Nancy Université INPL*. 303 pp.
- Pey, B., Nahmani, J., Auclerc, A., Capowiez, Y., Cluzeau, D., Cortet, J., Decaëns, T., Deharveng, L., Dubs, F., Joimel, S., Briard, C., Grumiaux, F., Laporte, M-A., pasquet, A., Pelosi, C., Pernin, C., Ponge, J-F., Salmon, S., Santorufo, L. & Hedde, M.** – 2014a. Current use of and future needs for soil invertebrate functional traits in community ecology. *Basic and Applied Ecology*, 15:194-206.
- Pey, B., Cortet, J., Capowiez, Y., Nahmani, J., Watteau, F. & Schwartz, C.** – 2014b. Technosol composition affects *Lumbricus terrestris* surface cast composition and production. *Ecological Engineering*, 67:238-247.
- Pey, B., Laporte, M-A., Nahmani, J., Auclerc, A., Capowiez, Y., Caro, G., Cluzeau, D., Cortet, J., Decaëns, T., Dubs, F., Joimel, S., Guernion, M., Briard, C., Grumiaux, F., Laporte, B., Pasquet, A., Pelosi, C., Pernin, C., Ponge, J-F., Salmon, S., Santorufo, L. & Hedde, M.** – 2014c. A Thesaurus for Soil Invertebrate Trait-Based Approaches. *PLOS ONE*, 9 (10).
- Pflug, A. & Wolters, V.** – 2001. Influence of drought and litter age on Collembola communities. *European Journal of Soil Biology*, 37(4):305-308.

- Philpott, S.M., Cotton, J., Bichier, P., Friedrich, R.L., Moorhead, L.C., Uno, S. & Valdez, M.** - 2014. Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystem*, 17:513-522.
- Pichtel, J.R., Dick, W.A. & Sutton, P.** – 1994. Comparison of amendments and management practices for long-term reclamation of abandoned mine lands. *Journal of Environmental Quality*, 23(4):766-772.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Boone, C.G., Groffman, P.M., Irwin, E., Kaushal, S.S., Marshall, V., McGrath, B.P., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Troy, A. & Warren, P.** – 2011. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3):331-362.
- Pearce, T.G., Budd, T., Hayhoe, J.M., Sleep, D. & Clasper, P.J.** – 2003. Earthworms of a land restoration site treated with paper mill sludge. *The 7th International Symposium on earthworm ecology. Cardiff, Wales. Pedobiologia*, 47:792-795.
- Piélou, E.C.** – 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, 10:370-383.
- Pimentel, D. & Kounang, N.** – 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems* 1(5):416-426.
- Pizl, V.** – 2001. Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech Republic. *Restoration Ecology*, 9(4):359-364.
- Poinsot, N.** – 1971. Ethologie de quelques espèces de Collemboles Isotomides de Provence. *Annales de l'Université de Provence, Sciences*, 45 : 33-53.
- Ponge, J-F., Gillet, S., Dubs, F., Fedoroff, E., Haese, L., Sousa, J-P. & Lavelle, P.** – 2003. Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 813-826.
- Ponge, J-F., Dubs, F., Gillet, S., Sousa, J-P. & Lavelle, P.** – 2006. Decreased biodiversity in soil springtail communities: the importance of dispersal and landuse history in heterogeneous landscapes. *Soil Biology & Biochemistry*, 38:1158-1161.
- Ponge, J-F., Pérès, G., Guernion, M., Ruiz-Camacho, N., Cortet, J., Pernin, C., Villenave, C., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Bispo, A. & Cluzeau, D.** – 2013. The impact of agricultural practices on soil biota: A regional study. *Soil Biology & Biochemistry*, 67:271-284.
- Potapow, M.** – 2001. Synopses on paleoarctic Collembola. Isotomidae. *Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz*, 603pp.
- Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Yesilonis, I.D., Groffman, P.M. & Schwarz, K.** – 2010. Chemical, physical and biological characteristics of urban soils. Chapter 7. *In: Aitkenhead-*

Peterson, J., Volder, A., eds. *Urban Ecosystem Ecology. Agronomy Monograph 55. Madison, WI: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America: 119-152.*

Pozsgai, G. & Littlewood, N.A. – 2014. Ground beetle (*Coleoptera: Carabidae*) population declines and phenological changes: Is there a connection? *Ecological Indicators*, 41:15-24.

Pryke, J.S. & Samways, M.J. – 2009. Recovery of invertebrate diversity in a rehabilitated city landscape mosaic in the heart of a biodiversity hotspot. *Landscape and Urban Planning*, 93:54–62.

Purvis, A., Agapow, P. M., Gittleman, J.L. & Mace, G.M. - 2000. Nonrandom extinction and the loss of evolutionary history. *Science*, 288(5464): 328-330.

Purvis, G. & Fadhil, A. – 2002. The influence of cropping rotations and soil cultivation practice on the population ecology of carabids (*Coleoptera: Carabidae*) in arable land. *Pedobiologia*, 46(5):452-474.

Puzin, C., Acou, A., Bonte, D. & Pétilion, J.– 2011. Comparison of reproductive traits between two salt-marsh wolf spiders (Araneae, Lycosidae) under different habitat suitability conditions. *Animal Biology*, 61(2):127-138.

Pywell, R.F., Meek, W.R., Loxton, R.G., Nowakowski, M., Carvell, C. & Woodcock, B.A. – 2011. Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1-2):62-67.

Querner, P., Bruckner, A., Drapela, T., Moser, D., Zaller, J.G. & Frank, T. – 2013. Landscape and site effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 164:145-154.

Rainio, J. & Niemelä, J. - 2003. Ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) as bioindicators. *Biodiversity Conservation*, 12:487–506.

Rantalainen, M-L., Kontiola, L., Haimi, J., Fritze, H. & Setälä, H. - 2004. Influence of resource quality on the composition of soil decomposer community in fragmented and continuous habitat. *Soil Biology & Biochemistry*, 36:1983-1996.

Rantalainen, M-L., Haimi, J., Fritze, H., Pennanen, T. & Setälä, H.– 2008. Soil decomposer community as a model system in studying the effects of habitat fragmentation and habitat corridors. *Soil Biology & Biochemistry*, 40:853-863.

Rebele, F. – 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 4:173-187.

Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I.S. & Foster, G.N. – 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology*, 82(4):1112-1129.

- Riggins, J.J., Davis, C.A. & Hoback, W.W.** – 2009. Biodiversity of belowground invertebrates as an indicator of wet meadow restoration success (Platte River, Nebraska). *Restoration Ecology*, 17:495-505.
- RMQS-BioDiv Bretagne** – 2009. Tome 1. Synthèse générale. 127 pp.
- Roger, J-L., Jambon, O. & Bouger, G.** – 2012. Clé de détermination des Carabidés. Paysages du Nord-Ouest de la France. 256 pp.
- Rokia, S.** – 2014. Contribution à la modélisation du processus d'agrégation et du transfert d'éléments nutritifs dans des Technosols construits à partir de déchets. *Mémoire de thèse. Nancy Université INPL*. 328 pp.
- 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(11) :2155-2162.
- Rossiter, D.G.** – 2007. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources. *Journal of Soils and Sediments*, 7(2):96-100.
- Rudd, H., Vala, J. & Schaefer, V.** – 2002. Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: A connectivity analysis of urban green spaces. *Restoration Ecology*, 10(2):368-375.
- Rusek, J.** - 2001. Microhabitats of Collembola (Insecta: Entognatha) in beech and spruce forests and their influence on biodiversity. *European Journal of Soil Biology*, 37(4):237-244.
- Rushton, S.P.** – 1986. Development of earthworm populations on pasture land reclaimed from open-cast coal-mining. *Pedobiologia*, 29(1):27-32.
- Russell, D.J., Hohberg, K. & Elmer, M.** – 2010. Primary colonization of newly formed soils by actinedid mites. *Soil Organisms*, 82(2):237-251.
- Saha, U.K., Sonon, L. & Kissel, D. E.** – 2012. Comparison of Conductimetric and Colorimetric Methods with Distillation–Titration Method of Analyzing Ammonium Nitrogen in Total Kjeldahl Digests. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43(18), 2323–2341.
- Salmon, S. & Ponge, J-F.** – 2012. Species traits and habitats in springtail communities: A regional scale study. *Pedobiologia*, 55(6):295-301.
- Salmon, S., Ponge, J-F., Gachet, S., Deharveng, L., Lefebvre, N. & Delabrosse, F.** – 2014. Linking species, traits and habitat characteristics of Collembola at European scale. *Soil Biology & Biochemistry*, 75:73-85.
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I. & Raskin, I.** – 1995. Phytoremediation – A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio-Technology*, 13(5):468-474.

- Santorufu, L., Cortet, J., Arena, C., Goudon, R., Rakoto, A., Morel, J-L. & Maisto, G.** – 2014. An assessment of the influence of the urban environment on collembolan communities in soils using taxonomy- and trait-based approaches. *Applied Soil Ecology*, 78:48-56.
- Sattler T., Obrist MK., Duelli P. & Moretti M.** – 2011. Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landscape and Urban Planning*, 103 (3-4): 347-361.
- Scalenghe, R. & Ferraris, S.** – 2009. The first forty years of a technosol. *Pedosphere*, 19(1):40-52.
- Scheffer, T. & Cowling, E.B.** - 1966. Natural resistance of wood to microbial deterioration. *Ann. Rev. Phytopathology*, 4: 147-170.
- 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(2):235-250.
- Schmitz, O.J.** – 2009. Effects of predator functional diversity on grassland ecosystem function. *Ecology*, 90(9):2339-2345.
- Schwartz, C.** - 1993. Facteurs de qualité des sols de jardins de l'est-mosellan. *Institut National Polytechnique de Lorraine (I.N.P.L.). Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires (E.N.S.A.I.A.)*.
- Schwartz, C.** – 2009. Sols urbains et péri-urbains. *In Le Sol, Editions Quae, 142-145. ISBN 978-2-7592-0301-7*.
- Schwartz, C.** – 2013. Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement, Hors-série 15. URL: <http://vertigo.revues.org/12858>; DOI: 10.4000/vertigo.12858*
- Schwartz, C., Florentin, L., Charpentier, D., Muzika, L. & Morel, J-L.** – 2001. Le pédologue en milieux industriels et urbains. I. Sols d'une friche industrielle. *Etude et Gestion des Sols*, 8(2) :135-148.
- Scott-Fordsmand, J.J., Krogh, P.H. & Weeks, J.M.** – 2000. Responses of *Folsomia fimetaria* (*Collembola* : *Isotomidae*) to copper under different soil copper contamination histories in relation to risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19:1297-1303.
- Scullion, J.** – 1992. Re-establishing life in restored topsoils. *Land Degradation and Development*, 3(3):161-168.
- S.E.R.** (Society for Ecological Restoration International, Science & Policy Working Group) - 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration, 15 pp.*

- Séré G.** – 2007. Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol. *Thèse de Doctorat INPL*, 227 pp.
- Séré G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J-C. & Morel, J-L.** – 2008. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils and Sediments*, 8(2):130-136.
- Séré G., Schwartz, C., Ouvrard, S. Renat, J-C., Watteau, F., Villemin, G. & Morel, J-L.** – 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *Journal of Soils and Sediments*, 10(7):1246-1254.
- Setälä, H. & Huhta, V.** – 1991. Soil fauna increases *Betula pendula* growth – Laboratory experiments with coniferous forest floor. *Ecology*, 72(2):665-671.
- Setälä, H., Marshall, V.G. & Trofymow, J.A.** - 1996. Influence of body size of soil fauna on litter decomposition and ¹⁵N uptake by Poplar in a pot trial. *Soil Biology & Biochemistry*, 28:1661-1675.
- Setälä, H., Laakso, J., Mikola, J. & Huhta, V.**– 1998. Functional diversity of decomposer organisms in relation to primary production. *Applied Soil Ecology*, 9(1-3):25-31.
- Sharma, G.D. & Metz, L.J.** – 1976. Biology of the Collembola *Xenylla grisea* Axelson and *Lepidocyrtus cyaneus* f. *cinereus* Folsom. *Ecological Entomology*, 1:209-212.
- Shwartz, A., Muratet, A., Simon, L. & Julliard R.** – 2013. Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biological Conservation*, 157:285-292.
- Shwartz, A., Turbe, A., Simon, L. & Julliard R.** – 2014. Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers: An experiment. *Biological Conservation*, 171:82-90.
- Siepel, H.** – 1994. Life-history tactics of soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils*, 18:263-278.
- Sims, R.W. & Gerard, B.M.** - 1985. Earthworms. Keys and notes for the identification and study of the species. *Brill and Backhuys, London*, 171 pp.
- Slade, E.M. & Riutta, T.** – 2012. Interacting effects of leaf litter species and macrofauna on decomposition in different litter environments. *Basic and Applied Ecology*, 13(5):423-431.
- Small, E., Sadler, J.P. & Telfer, M.** – 2006. Do landscape factors affect brownfield carabid assemblages? *Science of the Total Environment*, 360:205-222.
- Smith, J., Simon, J.P., Woodcock, B.A. & Eggleton, P.** – 2009. The impact of two arable field margin management schemes on litter decomposition. *Applied Soil Ecology*, 41(1):90-97.

- Smith, R.M., Warren, P.H., Thompson, K. & Gaston, K.J.** – 2006. Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation*, 15:2415-2438.
- Snyder, B.A. & Hendrix, P.F.** – 2008. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (Earthworms, Millipedes and Isopods) in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 16(4):629-636.
- Sousa, J-P., da Gama, M.M. & Ferreira, C.S.** – 2003. Effects of replacing oak-woods by eucalyptus on edaphic Collembola communities: does the size and type of plantation matter? *Acta Entomológica Ibérica e Macaronésica*, 1:1-10.
- Sousa, J-P., da Gama, M.M., Pinto, P., Keating, A., Calhã, F., Lemos, M., Castro, C., Luz, T., Leitao, P. & Dias, S.** – 2004. Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Pedobiologia*, 48: 609-622.
- Sousa, J-P., Bolger, T., da Gama, M.M., Lukkari, T., Ponge, J-F., Simon, C., Traser, G., Vanbergen, A.J., Brennan, A., Dubs, F., Ivtis, E., Keating, A., Stofer, S. & Watt, A.D.** – 2006. Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study. *Pedobiologia*, 50: 147-156.
- Spurgeon, D.J. & Hopkin, S.P.** – 1996. The effects of metal contamination on earthworm populations around a smelting works: Quantifying species effects. *Applied Soil Ecology*, 4(2):147-160.
- Stein, A., Bekker, R.M., Blom, J.H.C. & Rogaar, H.** – 1992. Spatial variability of earthworm populations in a permanent polder grassland. *Biology and Fertility of Soils*, 14(4):260-266.
- Stengel P., Bruckler L. & Balesdent J.** – 2009. Le sol. *INRA.Ed. QUAE*. 183 pp.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G.R. & Eden, P.** – 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4):337-365.
- Sustek, Z.** – 1992. Changes in the representation of carabid life forms along an urbanisation gradient (Coleoptera, Carabidae). *Biología (Bratislava)*, 47:417-430.
- Sutcliffe, O.L. & Thomas, C.D.** – 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conservation Biology*, 10(5):1359-1365.
- Sutton, S., Harding, P. & Burn, D.** – 1972. Key to British woodlice. *GINN & Company Limited, London*. 25 pp.

- Tajovsky, K.-** 2001. Colonization of colliery spoil heaps by millipedes(*Diplopoda*) and terrestrial isopods (*Oniscidea*) in the SokolovRegion, Czech Republic. *Restoration Ecology*, 9:365–369.
- Tandy, S., Wallace, H.L., Jones, D.L., Nason, M.A., Williamson, J.C. & Healey, J.R.** – 2011. Can a mesotrophic grassland community be restored on a post-industrial sandy site with compost made from waste materials? *Biological Conservation*, 144(1):500-510.
- TEEB** – 2010. In: Kumar, P. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Earthscan, London, 456 pp.*
- Tejada, M., Hernandez, M.T. & Garcia, C.** – 2006. Application of two organic amendments on soil restoration: effects on the soil biological properties. *Journal of Environmental Quality*, 35:1010-1017.
- Thibaud, J-M., Schulz, H-J. & da Gama A.M.M.** – 2004. Synopses on Palaearctic Collembola. Volume 4: Hypogastruridae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 75(2):1-287.
- Thiele-Bruhn, S., Bloem, J., de Vries, F.T., Kalbitz, K. & Wagg, C.** – 2012. Linking soil biodiversity and agricultural soil management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5):523-528.
- Topp, W., Gemesi, O., Grüning, C., Tasch, P. & Zhou, H.** - 1992. Forstliche Rekultivierung mit Altwaldboden im Rheinischen Braunkohlenrevier. Die Sukzession der Bodenfauna. *Zoologische Jahrbücher der Systematik Oekologie und Geographie der Tiere*, 119:505–533.
- Topp, W., Thelen, K. & Kappes, H.** – 2010. Soil dumping techniques and afforestation drive ground-dwelling beetle assemblages in a 25-year-old open-cast mining reclamation area. *Ecological Engineering*, 36(6):751-756.
- Tsiafouli, M. A., Kallimanis, A. S., Katana, E., Stamou, G. P. & Sgardelis, S. P.** - 2005. Responses of soil microarthropods to experimental short-term manipulations of soil moisture. *Applied Soil Ecology*, 29:17-26.
- UPDS** – 2014. Note sur les quantités de terres et d’eaux traitées en 2012 par les adhérents de l’UPDS. 4 pp.
- Vandel, A.** – 1962. Isopodes terrestres (Deuxième partie). Faune de France 66. *Office central de faunistique, Fédération française des Sociétés de Sciences naturelles. Lechevallier, Paris. 417 pp.*
- Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P.A., Lavorel, S., da Silva, P.M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J-P., Sykes, M.T., Vanbergen, A.J. & Woodcock, B.A.** – 2010.

Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10):2921-2947.

Vanewright, R. I., Humphries, C. J. & Williams, P.H. - 1991. What to protect – Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55(3): 235-254.

Van Straalen N.M. – 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9: 429–437.

Vergnes, A. – 2012. Connectivité des paysages urbains et faune épigée : approche multi-échelles et multi-taxons. Thèse en écologie. *Muséum National d'Histoire Naturelle*. 248 pp.

Vergnes, A., Le Viol, I. & Clergeau, P. – 2012. Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, 145:171-178.

Vergnes, A., Chantepie, S., Robert, A. & Clergeau, P. – 2013. Are urban green spaces suitable for woodland carabids? First insights from a short-term experiment. *Journal of Insect Conservation*, 17(4):671-679.

Vermeulen, H.J.W. – 1994. Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles Carabidae. *Biological Conservation*, 69:339-349.

Vermeulen, H.J.W. & Opdam, P.F.M. – 1995. Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: A simulation study. *Landscape & Urban Planning*, 31(1-3):233-248.

Vetterlein, D. & Hüttl, R.F. – 1999. Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant and Soil*, 213:1-10.

Violle, C., Navas, M-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. – 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5):882-892.

Von der Lippe, M. & Kowarik, I. – 2007. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology*, 21(4):986-996.

Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F. & van der Heijden, M.G.A. – 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 11(14):5266-5270.

Wali, M.K. – 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil*, 213:195-220.

Wallinn, H. & Ekbom, BS. – 1988. Movements of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) inhabiting cereal fields – A field tracing study. *Oecologia*, 77(1):39-43.

Wallwork, J.A. – 1976. The Distribution and Diversity of Soil Fauna. *Academic Press, London*.

- Wanner, M. & Dunger, W.** – 2002. Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. *European Journal of Soil Biology*, 38(2): 137-143.
- Wanner, M., Elmer, M., Kazda, M. & Xylander, W.E.R.** – 2008. Community assembly of terrestrial testate amoebae: How is the very first beginning characterized? *Microbial Ecology*, 56:43-54.
- Warwick, R. M. & Clarke, K. R.** - 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology-Progress Series*, 129(1-3): 301-305.
- Werner, M.R. & Dindal, D.L.** – 1990. Effects of conversion to organic agricultural practices on soil biota. *American Journal of Alternative Agriculture*, 5(1):24-32.
- Williams, K.S.** – 1993. Use of terrestrial arthropods to evaluate restored riparian woodlands. *Restoration Ecology*, 1:107–116.
- Witzel, B.** – 1998. Uptake, storage and loss of cadmium and lead in the woodlouse *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda). *Water Air Soil Pollution*, 108:51–68.
- Wodika, B., Klopf, R.P. & Baer, S.G.** – 2014. Colonization and recovery of invertebrate ecosystem engineers during prairie restoration. *Restoration Ecology*, 22(4):456-464.
- Woodcock, B.A., Vogiatzakis, I.N., Westbury, D.B., Lawson, C.S., Edwards, A.R., Brook, A.J., Harris, S.J., Lock, K.A., Maczey, N., Masters, G. Brown, V.K. & Mortimer, S.R.** – 2010a. The role of management and context in the restoration of grassland phytophagous beetles. *Journal of Applied Ecology*, 47(2):366-376.
- Woodcock, B.A., Redhead, J., Vanbergen, A.J., Hulmes, L., Hulmes, S., Peyton, J., Nowakowski, M., Pywell, R.F. & Heard, M.S.** – 2010b. Impact of habitat type and landscape structure on biomass, species richness and functional diversity of ground beetles. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(1-2):181-186.
- Zaborski, E.R.** – 2003. Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms. *Applied Soil Ecology*, 22:87-95.
- Zeppelini, D., Bellini, B.C., Creão-Duarte, A.J. & Hernández, M.I.M.** – 2009. Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. *Biodiversity Conservation*, 18:1161-1170.
- Zuo, J., Fonck, M., van Hal, J., Cornelissen, J.H.C. & Berg, M.P.** – 2014. Diversity of macro-detritivores in dead wood is influenced by tree species, decay stage and environment. *Soil Biology & Biochemistry*, 78:288-297.

Annexes

Annexe 1 : Relevé botanique effectué en 2012 sur la friche de l'Union et ses abords

<i>Nom latin</i>	Nom français
<i>Acer platanoides</i>	Erable plane
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Erable sycomore
<i>Achillea millefolium</i>	Achillée millefeuille
<i>Ailanthus altissima</i>	Ailanthe glanduleux
<i>Arrhenaterum elatius</i>	Avoine élevée
<i>Agrostis stolonifera</i>	Agrostide stolonifère
<i>Apera spica-venti</i>	Jouet-du-vent
<i>Arctium minus</i>	Petite bardane
<i>Artemisia vulgaris</i>	Armoise commune
<i>Betula pendula</i>	Bouleau verruqueux
<i>Brassica nigra</i>	Moutarde noire
<i>Bromus hordeaceus</i>	Brome mou
<i>Bromus sterilis</i>	Brome stérile
<i>Buddleja davidii</i>	Arbre à papillons
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Capselle Bourse à pasteur
<i>Carduus tenuiflorus</i>	Chardon à petites fleurs
<i>Carpinus betulus</i>	Charme commun
<i>Cerastium fontanum</i>	Céraiste commune
<i>Cerastium glomeratum</i>	Céraiste aggloméré
<i>Ceratodon purpureus</i>	Cératodon pourpre
<i>Chelidonium majus</i>	Grande Chélidoine
<i>Chenopodium album</i>	Chénopode blanc
<i>Cirsium arvense</i>	Cirse des champs
<i>Cirsium vulgare</i>	Cirse commun
<i>Convolvulus arvensis</i>	Liseron des haies
<i>Conyza canadensis</i>	Vergerette du Canada
<i>Crataegus monogyna</i>	Aubépine monogyne
<i>Dactylis glomerata</i>	Dactyle aggloméré
<i>Daucus carota</i>	Carotte sauvage
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Chalef
<i>Elymus repens</i>	Chiendent commun
<i>Epilobium hirsutum</i>	Epilobe hérissé
<i>Equisetum arvense</i>	Prêle des champs
<i>Erodium cicutarium</i>	Bec de grue
<i>Erophila verna</i>	Drave printanière
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Eupatoire chanvrine
<i>Fagus sylvatica</i>	Hêtre commun
<i>Fallopia japonica</i>	Renouée du Japon
<i>Festuca arundinacea</i>	Fétuque roseau
<i>Festuca rubra</i>	Fétuque rouge
<i>Foeniculum vulgare</i>	Fenouil commun
<i>Fraxinus excelsior</i>	Frêne élevé
<i>Gallium aparine</i>	Gaillet gratteron
<i>Geranium dissectum</i>	Géranium découpé
<i>Heracleum sphondylium</i>	Grande Berce
<i>Holcus lanatus</i>	Houlque laineuse
<i>Hypericum perforatum</i>	Millepertuis perforé
<i>Lactuca serriola</i>	Laitue sauvage
<i>Lamium album</i>	Lamier blanc
<i>Lapsana communis</i>	Lampsane commune
<i>Lathyrus latifolius</i>	Gesse à larges feuilles

<i>Linaria vulgaris</i>	Linaires vulgaires
<i>Lolium perenne</i>	Ray-Grass anglais
<i>Lotus corniculatus</i>	Lotier corniculé
<i>Matricaria recutita</i>	Matricaire camomille
<i>Medicago lupulina</i>	Minette
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne cultivée
<i>Melilotus officinalis</i>	Mélilot jaune
<i>Myosotis arvensis</i>	Myosotis des champs
<i>Papaver rhoeas</i>	Coquelicot
<i>Pastinaca sativa</i>	Panais
<i>Persicaria maculosa</i>	Renouée persicaire
<i>Phalaris arundinacea</i>	Baldingère Faux-roseau
<i>Picris hieracioides</i>	Picride fausse épervière
<i>Plantago lanceolata</i>	Plantain lancéolé
<i>Plantago major</i>	Plantain majeur
<i>Poa pratensis</i>	Pâturin des prés
<i>Prunus spinosa</i>	Prunellier
<i>Quercus robur</i>	Chêne pédonculé
<i>Ranunculus repens</i>	Bouton d'or
<i>Raphanus raphanistrum</i>	Radis sauvage
<i>Reseda lutea</i>	Réséda jaune
<i>Reseda luteola</i>	Réséda des teinturiers
<i>Rosa canina</i>	Eglantier commun
<i>Rosa rugosa</i>	Rosier du Japon
<i>Rubus caesius</i>	Ronce bleue
<i>Rubus sp.</i>	Ronce
<i>Rumex conglomeratus</i>	Patience agglomérée
<i>Rumex sanguineus</i>	Patience des bois
<i>Salix sp. caprea</i>	Saule marceau
<i>Sambucus nigra</i>	Sureau noir
<i>Sedum acre</i>	Orpin âcre
<i>Senecio jacobaea</i>	Séneçon Jacobée
<i>Silene latifolia</i>	Compagnon blanc
<i>Silene vulgaris</i>	Silène enflée
<i>Sinapis arvensis</i>	Moutarde des champs
<i>Sisymbrium officinale</i>	Herbe aux chantres
<i>Solanum dulcamara</i>	Douce-amère
<i>Sonchus asper</i>	Laiteron piquant
<i>Tanacetum vulgare</i>	Tanaisie commune
<i>Taraxacum sp.</i>	Pissenlit
<i>Trifolium campestre</i>	Trèfle jaune
<i>Trifolium dubium</i>	Trèfle douteux
<i>Trifolium pratense</i>	Trèfle des prés
<i>Trifolium repens</i>	Trèfle blanc
<i>Tussilago farfara</i>	Tussilage
<i>Urtica dioica</i>	Ortie dioïque
<i>Verbascum thapsus</i>	Molène Bouillon blanc
<i>Veronica arvensis</i>	Véronique des champs
<i>Vicia sativa</i>	Vesce commune
<i>Vicia tetrasperma</i>	Vesce à 4 graines

Annexe 2 : Espèces de collemboles recensées au niveau des environs du dispositif expérimental (2010, 2012 & 2013)

Source : ArthropoNord

Allacma fusca (Linnaeus 1758)
Arrhopalites caecus (Tullberg 1871)
Brachystomella parvula (Schaeffer 1896)
Ceratophysella bengtssoni (Agren 1904)
Cryptopygus bipunctatus (Axelson 1903)
Cryptopygus thermophilus (Axelson 1900)
Cyphoderus albinus (Nicolet 1842)
Deuterostminthurus pallipes (Bourlet 1842)
Dicyrtomina saundersi (Lubbock 1862)
Entomobrya lanuginosa (Nicolet 1841)
Entomobrya multifasciata (Tullberg 1871)
Entomobrya nivalis (Linnaeus 1758)
Folsomia candida (Willem 1802)
Friesea mirabilis (Tullberg 1871)
Friesea truncata (Cassagnau 1958)
Hypogastrura purpurescens (Lubbock 1867)
Hypogastrura viatica (Tullberg 1872)
Isotoma viridis (Bourlet 1839)
Isotomiella minor (Schaeffer 1896)
Isotomodes productus (Axelson 1906)
Isotomurus fucicolus (Schott 1893)
Isotomurus palustris (Muller 1776)
Lepidocyrtus cyaneus (Tullberg 1871)
Lepidocyrtus lanuginosus (Gmelin 1788)
Lepidocyrtus lignorum (Gabricius 1793)
Mesaphorura florae (Simon, Ruiz, Martin & Luciañez 1994)
Mesaphorura krausbaueri (Börner 1901)
Mesaphorura macrochaeta (Rusek 1976)
Metaphorura affinis (Börner 1903)
Neanura muscorum (Templeton 1835)
Orchesella cincta (Linnaeus 1758)
Orchesella villosa (Geoffroy 1762)
Paratullbergia callipygos (Börner 1902)
Parisotoma notabilis (Schaeffer 1896)
Proisotoma minuta (Tullberg 1871)
Protaphorura armata (Tullberg 1869)
Pseudosinella alba (Packard 1873)
Sminthurides parvulus (Krausbauer 1898)
Sminthurinus elegans (Fitch 1863)
Sphaeridia pumilis (Krausbauer 1898)
Tomocerus minutus (Tullberg 1876)
Vertagopus arboreus (Linnaeus 1758)

Annexe 3 : Espèces de carabes recensées au niveau des environs du dispositif expérimental (2012 & 2013)

Amara aenea (De Geer, 1774)
Amara sp.
Amara eurynota (Panzer, 1797)
Amara plebeja (Gyllenhal, 1810)
Anchomenus dorsalis(Pontoppidan, 1763)
Badister unipustulatus (Bonelli, 1813)
Bembidion quadrimaculatum(Linnaeus, 1761)
Calathus melanocephalus (Linnaeus, 1758)
Harpalus affinis(Schrank, 1781)
Harpalus attenuatus (Stephens, 1828)
Harpalus flavescens (Piller & Mitterpacher, 1783)
Leistus fulvibarbis (Dejean, 1826)
Microlestes minutulus (Goeze, 1777)
Nebria salina (Fairmaire & Laboulbène, 1854)
Poecilus cupreus(Linnaeus, 1758)
Pseudoophonus rufipes(De Geer, 1774)
Pterostichus vernalis (Panzer, 1796)

Annexe 4 : Caractéristiques du compost de déchets verts utilisé pour la construction des technosols

Échantillon analysé : **AMENDEMENT ORGANIQUE**
 Type produit :
 Compost de matières végétales et/ou animales

VALEUR AGRONOMIQUE

Référence à la norme réglementaire :

NF U 44-051 (Produits compostés)

Caractéristiques physico-chimiques

	Résultats	Normes	Conformité
% Matière Organique sur brut	31.09	>=20	■
% Matière Sèche sur brut	60.5	>=30	■
C organique / N total (Dumas)	13.4	>8	■
% Matière Organique sur sec	51.4		
% Azote total sur brut (N)	1.16	<3	■
% N Nitrique, ammoniacal et uréique (N nit)			
% Phosphore sur brut (P ₂ O ₅)	0.55	<3	■
% Potasse sur brut (K ₂ O)	0.72	<3	■
% N + P ₂ O ₅ + K ₂ O sur brut	2.42	<7	■

Éléments traces métalliques

	Résultats (mg / kg MS)	Valeur limites (mg / kg MS)	Conformité
Arsenic (As)	4.7	18	■
Cadmium (Cd)	1.1	3	■
Chrome (Cr)	29.9	120	■
Cuivre (Cu)	72.3	300	■
Mercurure (Hg)	0.16	2	■
Nickel (Ni)	18.2	60	■
Plomb (Pb)	135.9	180	■
Sélénium (Se)	<3.1	12	■
Zinc (Zn)	303.2	600	■
	Résultats (mg / kg MC)	Valeur limites (mg / kg MC)	Conformité
Cuivre (Cu)	140.7	600	■
Zinc (Zn)	590.1	1200	■

Valeur fertilisante (apport d'éléments minéraux)

		g / kg (ou kg/tonne) produit brut	g / kg produit sec
AZOTE	Azote organique	10.8	17.86
	Azote Nitrique (N NO ₃)	0.01	0.01
	Azote ammoniacal (N NH ₄)	0.8	1.26
	Azote minéral (N NH ₄ + N NO ₃)	0.8	1.27
	Azote Dumas (N orga + N NO ₃)	10.8	17.87
ÉLÉMENTS MAJEURS	Azote total (N)	11.6	19.13
	Phosphore (P ₂ O ₅)	5.5	9.05
	Potassium (K ₂ O)	7.2	11.88
	Magnésium (MgO)	4.3	7.15
	Calcium (CaO)	31.7	52.32
	Sodium (Na ₂ O)		
	Soufre (SO ₂)		
OLIGO - ÉLÉMENTS		mg / kg (ou g/tonne) produit brut	mg / kg produit sec
	Zinc (Zn)	183.5	303.25
	Cuivre (Cu)	43.8	72.31
	Fer (Fe)		
	Manganèse (Mn)		
	Bore (B)		
	Molybdène (Mo)		

Échantillon analysé : **COMPOST**
 Type produit :
 Compost de matières végétales et/ou animales

VALEUR AGRONOMIQUE

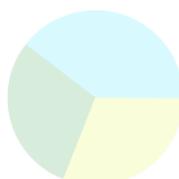
Référence réglementaire :

NF U 44-051 (Produits compostés)

Caractéristiques physiques

N° de laboratoire : 1932195

	Résultats
Humidité (% produit brut)	39.5
Matière sèche (% produit brut)	60.5
Matière minérale (% produit brut)	29.4
Matière organique (% produit brut)	31.1
pH	8.5
Conductivité	
Masse volumique compactée (en g/l)	385.1
Refus à 40 mm (% produit brut)	0.9



H ₂ O eau	MO Matière Organique
M Min Matière Minérale	Humus Stable

Valeur amendante (apport de matière organique)

	Résultats
Carbone organique (% MS)	25.70
N total (% MS)	1.91
Rapport C/N	13.4
Indice de Stabilité Biochimique (ISB en % MO)	
Teneur en Carbone résiduel (Tr en % MO)	
MO potentiellement résistante à la dégradation (kg / t de produit brut)	

Annexe 5 : Composition des mélanges de semences utilisés (ECOSEM)

Prairie fleurie :

Mélange « prairie fleurie pour milieux secs 70/30»

Composition : *Festuca rubra commutata*, *Festuca ovina*, *Poa pratensis*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Anthyllis vulneraria*, *Achillea millefolium*, *Centaurea thuillieri*, *Centaurea scabiosa*, *Agrimonia eupatoria*, *Hypericum perforatum*, *Leucanthemum vulgare*, *Sanguisorba minor*, *Malva moschata*, *Origanum vulgare*, *Clinopodium vulgare*, *Leontodon hispidus*, *Daucus carota*, *Echium vulgare*, *Silene vulgaris*, *Silene latifolia alba*, *Stachys officinalis*, *Potentilla recta*, *Galium verum*, *Saponaria officinalis*, *Verbascum nigrum*, *Reseda luteola*, *Agrostemma githago*, *Consolida regalis*, *Papaver dubium*, *Centaurea cyanus* et *Papaver rhoeas*.

Pelouse :

30% de *Lolium perenne*, 30% de *Poa pratensis* et 40% de *Festuca rubra*

**Annexe 6 : Espèces de collemboles recensées sur les placettes
expérimentales en 2013 et 2014 et dans l'environnement proche (friche et
haie SNCF adjacentes)**

(En rouge : espèces hémi-édaphiques ; en vert : épigées ; en gris : eu-édaphiques)

Environnement immédiat	Placettes
<i>Allacma fusca</i> (Linnaeus 1758)	
<i>Arrhopalites caecus</i> (Tullberg 1871)	
	<i>Bourletiella hortensis</i> (Fitch 1863)
	<i>Brachystomella parvula</i> (Schaeffer 1896)
	<i>Ceratophysella bengtssoni</i> (Agren 1904)
<i>Cryptopygus bipunctatus</i> (Axelson 1903)	
	<i>Cryptopygus thermophilus</i> (Axelson 1900)
<i>Cyphoderus albinus</i> (Nicolet 1842)	
	<i>Desoria tigrina</i> (Nicolet 1842)
	<i>Desoria violacea</i> (Tullberg 1876)
<i>Deuterostminthurus pallipes</i> (Bourlet 1842)	
<i>Dicyrtomina saundersi</i> (Lubbock 1862)	
	<i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nicolet 1841)
	<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg 1871)
<i>Entomobrya nivalis</i> (Linnaeus 1758)	
	<i>Folsomia candida</i> (Willem 1802)
	<i>Folsomia fimetaria</i> (Linnaeus 1758)
<i>Friesea mirabilis</i> (Tullberg 1871)	
<i>Friesea truncata</i> (Cassagnau 1958)	
	<i>Hypogastrura assimilis</i> (Krausbauer 1898)
	<i>Hypogastrura purpurescens</i> (Lubbock 1867)
<i>Hypogastrura viatica</i> (Tullberg 1872)	
	<i>Isotoma anglicana</i> (Lubbock 1862)
	<i>Isotoma viridis</i> (Bourlet 1839)
<i>Isotomiella minor</i> (Schaeffer 1896)	
	<i>Isotomodes productus</i> (Axelson 1906)
<i>Isotomurus fucicolus</i> (Schott 1893)	
	<i>Isotomurus maculatus</i> (Schaeffer 1896)
	<i>Isotomurus palustris</i> (Muller 1776)
	<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> (Tullberg 1871)
	<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin 1788)
	<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Gabricius 1793)
	<i>Lepidocyrtus violaceus</i> (Geoffroy 1762)
<i>Mesaphorura florae</i> (Simon, Ruiz, Martin & Luciañez 1994)	
<i>Mesaphorura krausbaueri</i> (Börner 1901)	
	<i>Mesaphorura macrochaeta</i> (Rusek 1976)
<i>Metaphorura affinis</i> (Börner 1903)	
	<i>Neanura muscorum</i> (Templeton 1835)
	<i>Orchesella cincta</i> (Linnaeus 1758)
	<i>Orchesella villosa</i> (Geoffroy 1762)
<i>Paratullbergia callipygos</i> (Börner 1902)	
	<i>Parisotoma notabilis</i> (Schaeffer 1896)
	<i>Proisotoma minima</i> (Absolon 1901)
	<i>Proisotoma minuta</i> (Tullberg 1871)
<i>Protaphorura armata</i> (Tullberg 1869)	
	<i>Pseudosinella alba</i> (Packard 1873)
	<i>Sminthurides malmgreni</i> (Tullberg 1876)

<i>Sminthurides parvulus</i> (Krausbauer 1898)	
	<i>Sminthurides schoetti</i> (Axelson 1903)
	<i>Sminthurides signatus</i> (Krausbauer 1898)
	<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock 1962)
<i>Sminthurinus elegans</i> (Fitch 1863)	
	<i>Sminthurinus niger</i> (Lubbock 1868)
	<i>Sminthurus viridis</i> (Linnaeus 1758)
<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer 1898)	
	<i>Stenacidia violacea</i> (Reuter 1881)
<i>Tomocerus minutus</i> (Tullberg 1876)	
	<i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullberg 1871)
<i>Vertagopus arboreus</i> (Linnaeus 1758)	

Annexe 7 : Espèces de carabes recensées sur les placettes expérimentales (2013 & 2014)

Agonum sexpunctatum (Linnaeus, 1758)
Amara aenea (De Geer, 1774)
Amara eurynota (Panzer, 1797)
Amara familiaris (Duftschmid, 1812)
Amara nitida (Sturm, 1825)
Amara ovata (Fabricius, 1792)
Amara tibialis (Paykull, 1798)
Anchomenus dorsalis (Pontoppidan, 1763)
Anisodactylus binotatus (Fabricius, 1787)
Asaphidion flavipes (Linnaeus, 1761)
Bembidion quadrimaculatum (Linnaeus, 1761)
Harpalus affinis (Schrank, 1781)
Leistus fulvibarbis (Dejean, 1826)
Metallina lampros (Herbst, 1784)
Metallina properans (Stephens, 1828)
Nebria salina (Fairmaire & Laboulbène, 1854)
Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779)
Notiophilus rufipes (Curtis, 1829)
Ocydromus femoratus (Sturm, 1825)
Panagaeus bipustulatus (Fabricius, 1775)
Philochthus biguttatus (Fabricius, 1779)
Philochthus lunulatus (Geffroy in Fourcroy, 1785)
Phyla obtusa (Audinet-Serville, 1821)
Poecilus cupreus (Linnaeus, 1758)
Pseudoophonus rufipes (De Geer, 1774)
Trechus quadristriatus (Schrank, 1781)
Trechus rubens (Fabricius, 1792)

Annexe 8 : Espèces de collemboles recensées sur les placettes expérimentales en 2014 dans les sacs de litière

Bourletiella hortensis (Fitch 1863)
Brachystomella parvula (Schaeffer 1896)
Ceratophysella bengtssoni (Agren 1904)
Cryptopygus thermophilus (Axelson 1900)
Desoria tigrina (Nicolet 1842)
Entomobrya lanuginosa (Nicolet 1841)
Entomobrya multifasciata (Tullberg 1871)
Folsomia quadrioculata (Tullberg 1871)
Hypogastrura assimilis (Krausbauer 1898)
Hypogastrura viatica (Tullberg 1872)
Isotoma viridis (Bourlet 1839)
Isotomurus maculatus (Schaeffer 1896)
Isotomurus palustris (Muller 1776)
Lepidocyrtus cyaneus (Tullberg 1871)
Lepidocyrtus lignorum (Gabricius 1793)
Mesaphorura sp.
Neanura muscorum (Templeton 1835)
Orchesella cincta (Linnaeus 1758)
Orchesella villosa (Geoffroy 1762)
Parisotoma notabilis (Schaeffer 1896)
Proisotoma minima (Absolon 1901)
Proisotoma minuta (Tullberg 1871)
Pseudosinella alba (Packard 1873)
Sminthurides signatus (Krausbauer 1898)
Sminthurinus aureus (Lubbock 1962)
Sminthurinus elegans (Fitch 1863)
Sminthurus viridis (Linnaeus 1758)
Sphaeridia pumilis (Krausbauer 1898)
Stenacidia violacea (Reuter 1881)
Tomocerus minutus (Tullberg 1876)
Tomocerus minor (Lubbock 1862)
Tomocerus vulgaris (Tullberg 1871)

**Annexe 9 : Données brutes du suivi des vers de terre 1 an
post-inoculation dans les mésocosmes**

N°Meso	Traitement	Abondance	Biomasse	Richesse spécifique
2	LC0	3	1,3098	1
4	LC0	2	0,1433	1
12	LCBRF	17	12,9244	3
20	LCBRF	24	20,0565	3
8	LCEV	7	3,2986	2
15	LCEV	6	3,5904	2
10	LCPe	4	2,2161	2
17	LCPe	9	2,1566	3
6	LCPeE	2	4,6822	2
11	LCPeE	5	7,7864	3
5	LCPr	16	1,6086	2
14	LCPr	0	0	0
9	LCPrE	8	5,4766	3
19	LCPrE	0	0	0
3	LCPrEbis	5	1,3578	2
18	LCPrEbis	0	0	0
21	LCSp	2	2,9455	2
22	LCSp	1	0,5036	1
7	LCSpbis	8	4,086	2
16	LCSpbis	22	7,1821	2
1	LSp	1	5,353	1
13	LSp	3	0,2764	1

Annexe 10 : Espèces de collemboles recensées dans les sacs de litière posés sur les mésocosmes

Bourletiella hortensis (Fitch 1863)
Brachystomella parvula (Schaeffer 1896)
Desoria tigrina (Nicolet 1842)
Dicyrtomina ornata (Nicolet 1842)
Entomobrya multifasciata (Tullberg 1871)
Entomobrya nivalis (Linnaeus 1758)
Folsomia candida (Willem 1902)
Folsomia quadrioculata (Tullberg 1871)
Folsomia similis (Bagnall 1939)
Folsomides sp.
Hypogastrura assimilis (Krausbauer 1898)
Isotoma viridis (Bourlet 1839)
Isotoma sp.
Isotomurus palustris (Muller 1776)
Lepidocyrtus lignorum (Gabricius 1793)
Megalothorax minimus (Willem 1900)
Mesaphorura sp.
Neanura muscorum (Templeton 1835)
Orchesella cincta (Linnaeus 1758)
Orchesella villosa (Geoffroy 1762)
Parisotoma notabilis (Schaeffer 1896)
Protaphorura armata (Tullberg 1869)
Sminthurides signatus (Krausbauer 1898)
Sminthurinus aureus (Lubbock 1962)
Sminthurinus elegans (Fitch 1863)
Sminthurus viridis (Linnaeus 1758)
Tomocerus minor (Lubbock 1862)
Tomocerus vulgaris (Tullberg 1871)

Annexe 11 : Exemple d'AMC (Analyse Multi-Critères) – Choix de modes de gestion des sols construits

	Connectivité	BRF	Prairie fleurie	Pelouse	Arbustes	Végétation spontanée	Désherbage manuel	
D'après résultats de la thèse	Mésafaune	++	++	++	+	+	+/-	+/-
	Vers	++	+	+/-	++	+	+/-	+/-
	Dégradation de la litière	+/-	++	+	++	+/-	-	-
Autres critères utilisables	Autre faune	++	?	++	+	++	+	-
	Flore	+	+/-	++	+/-	++	+	-
	Coût	-	+/-	+/-	+	-	++	+/-
	Entretien	-	++	+	+/-	+	++	-
	Perception sociétale	-	+	+	++	++	-	+/-
	« Développement durable »	++	++	++	+/-	++	++	-
Score Total	8	10	11	9	10	6	-5	

Résumé

A l'heure actuelle, les réhabilitations de sites urbains dégradés, et la restauration des sols qu'elles sous-tendent, sont des enjeux environnementaux majeurs. La construction de technosols semble être un moyen séduisant de restaurer de manière durable un sol urbain contaminé, si tant est qu'ils parviennent à devenir fertiles et riches d'une biodiversité fonctionnelle, apte à assurer des services écosystémiques essentiels. Afin de s'en assurer, la recolonisation de jeunes technosols composés d'un mélange de limon profond extrait sur site et de compost de déchets verts a été suivie à l'aide de bioindicateurs judicieusement choisis : collemboles, acariens, vers, carabes et cloportes.

Trois expérimentations ont ainsi été menées : (i) un dispositif expérimental dans le futur écoquartier de l'Union (Roubaix) (ii) des mésocosmes de taille plus réduite avec inoculation de vers et de cloportes et (iii) des microcosmes en laboratoire suivant l'évolution de populations de collemboles.

Les résultats obtenus montrent que si la connectivité des technosols à un élément paysager local joue principalement sur la facilitation des premiers stades de recolonisation (pour la mésofaune et les vers notamment), le mode de gestion des technosols a un impact plus durable sur la dynamique de colonisation et sur l'implantation des divers taxons. La mise en place d'un couvert végétal herbacé (prairie fleurie, pelouse) ou arbustif s'est révélée particulièrement bénéfique pour les communautés pédofauniques, qui y sont plus riches et abondantes, ainsi que pour la fonctionnalité des technosols (meilleure dégradation de la litière, communautés de collemboles diversifiées en termes de traits fonctionnels). Il en va de même pour l'application de BRF qui favorise vers et mésofaune via le relargage de composés organiques et le développement de communautés fongiques associées.

L'approche innovante de cette thèse a permis d'améliorer les connaissances concernant la dynamique de recolonisation par la pédofaune de sols construits en milieu urbain et d'évaluer les facteurs susceptibles de l'impacter. Les pistes de réflexion ainsi dégagées pourront être mises à profit par les aménageurs dans leurs projets de réhabilitation urbaine durable.

Mots-clés : Faune du sol, technosol, restauration de sols, écologie urbaine, traits fonctionnels, connectivité, gestion différenciée, bioindicateurs.

Abstract

At the present time, rehabilitation of polluted urban areas and the restoration of their soil are environmental priorities. The creation of constructed soils appears to be a tempting way to restore, lastingly, a contaminated urban soil provided that they can become fertile with a functional biodiversity capable of assuring essential ecosystem services.

To ensure this, the recolonisation of newly established technosols composed of a mixture of compost and deep alluvion coming from the site was monitored using judiciously chosen bioindicators: springtails, mites, earthworms, carabid beetles and woodlice.

Thus, three experiments were carried out: (i) an experimental plot located inside the future "Ecoquartier de l'Union" (Roubaix, France) (ii) smaller mesocosms with an introduction of earthworms and woodlice and (iii) laboratory microcosms studying the evolution of collembolan populations.

The results show that, if the connection of the technosols with an element of the local landscape (in this case a railway hedgerow) plays a part chiefly in aiding the first stages of recolonisation, notably for earthworms and springtails, technosols management has a lasting impact on the colonization dynamics and the implantation of the different taxa.

Establishing an herbaceous cover (flowering meadow, lawn) or a hedge was especially profitable to the pedofaunic communities, which were richer and more abundant, as well as to the technosols functioning (better litter degradation, diversified collembolan communities with regards to functional traits). The same is true for the addition of RCW (Ramial Chipped Wood) which benefits earthworm and mesofauna through the organic components released and the associated fungal development.

This study's original approach provides a better understanding of recolonisation dynamics of technosols and evaluates the factors likely to have an effect on it. Therefore, urban planners could use these results in their sustainable rehabilitation projects.

Keywords : Soil fauna, technosol, soil restoration, urban ecology, functional traits, connectivity, differential management, bioindicators.