



HAL
open science

Valorisation des biodéchets urbains par vermicompostage sur des sols de grandes cultures conduits en AB : une pratique agroécologique pour préserver la biodiversité des sols ?

Vincent Ducasse

► To cite this version:

Vincent Ducasse. Valorisation des biodéchets urbains par vermicompostage sur des sols de grandes cultures conduits en AB : une pratique agroécologique pour préserver la biodiversité des sols ?. *Ecologie, Environnement*. AgroParisTech, 2023. Français. NNT : 2023AGPT0005 . tel-04200234

HAL Id: tel-04200234

<https://pastel.hal.science/tel-04200234v1>

Submitted on 8 Sep 2023

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

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

THESE DE DOCTORAT

pour obtenir le grade de

Docteur d'AgroParisTech

Spécialité : Agro-écologie

École doctorale n°581

Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES)

par

Vincent Ducasse

Valorisation des biodéchets urbains par vermicompostage sur des sols de grandes cultures conduits en AB : une pratique agroécologique pour préserver la biodiversité des sols ?

Directrice de thèse : **Joséphine PEIGNÉ**

Co-encadrant de thèse : **Yvan CAPOWIEZ**

Thèse présentée et soutenue à Lyon, le 19 juin 2023.

Membres du jury avec voix délibérative

Sabine HOUOT, Directrice de Recherche, INRAE (Université Paris-Saclay)

Safya MENASSERI-AUBRY, Enseignante-Chercheuse (HDR), L'Institut Agro Rennes-Angers

Éric BLANCHART, Directeur de Recherche, IRD

Marie-France DIGNAC, Directrice de Recherche, INRAE (Sorbonne Université)

Claire MARSDEN, Enseignante-Chercheuse, L'Institut Agro Montpellier

Fabienne MULLER, Ingénieure, ADEME

Pierre ULRICH, coordinateur, Association Eisenia

Présidente

Rapporteur & Examinatrice

Rapporteur & Examineur

Examinatrice

Examinatrice

Invitée

Invité

Unité Agroécologie et Environnement

ISARA - 23 rue Jean Baldassini

69007 Lyon

À mon grand-père et à mon ami Joa.

« *Do It Yourself* »

Déroulement et financements de la thèse

Ce projet de thèse CIFRE a été rédigé par Vincent Ducasse, Joséphine Peigné et Yvan Capowiez et a pu être réalisé à l'aide des différents financeurs suivants :

- ANRT et Association Eisenia.
- Projet VALOR issu des appels à projets GRAINE de l'ADEME.

Il a été réalisé au sein des structures suivantes :

- Laboratoire AGE (Agroécologie et Environnement) ; ISARA - 23 Rue Jean Baldassini, 69007 Lyon.
- Laboratoire EMMAH (UMR 1114 - Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes) ; INRAE - Domaine Saint-Paul, Site Agroparc - 228 route de l'Aérodrome - CS 40509, 84914 Avignon cedex 9.
- Association Eisenia ; 23 rue de Flesselles, 69001 Lyon.

Remerciements

En débutant la rédaction de cette partie, je me suis remémoré l'ensemble des étapes qui ont permis la création, la réalisation et surtout l'aboutissement de cette thèse de doctorat. Cette expérience ne comptabilise pas seulement 3 ans de travaux mais un long cheminement personnel avec de nombreuses rencontres qui ont contribué à la création de ce manuscrit. Remercier l'ensemble de ces personnes de manières exhaustives m'amènerait à rédiger une partie aussi longue que la thèse et je ne crois pas que cela soit possible. En effet, en dehors de ce travail, de nombreuses personnes m'ont aidé et soutenu dans ma vie personnelle et je ne pourrais tous les citer... Malheureusement, je ne pourrais dédier des parties aussi importantes que je le voudrais à chaque personne mais je vais tâcher de faire au mieux pour remercier l'ensemble de celles et ceux qui m'ont aidé, soutenu et accompagné dans ce travail.

Je tiens tout d'abord à remercier mes encadrants de thèses, Joséphine Peigné et Yvan Capowiez pour tout ce qu'ils m'ont apportés. Merci Joséphine d'avoir accepté d'encadrer ce projet et de m'avoir fait confiance. Merci pour ces heures d'échange et d'accompagnement. Tu m'as transmis une véritable rigueur méthodologique et de nombreuses compétences en agronomie. Au-delà de ton aide sur cette thèse que tu m'as aidé à construire et financer, je te remercie pour ta bienveillance, ton humanisme et ta gentillesse. Il est rare de nos jours de rencontrer des personnes aussi investies et je ne t'en remercierai jamais assez. J'ai énormément progressé à tes côtés et j'espère que cette thèse ne sera que le début de nouvelles aventures ! Merci Yvan pour tout ce que tu as fait pour moi depuis que nous nous connaissons. Grâce à toi j'ai pu trouver la force de rédiger ce sujet et de trouver les partenaires pour qu'il voit le jour. Et maintenant c'est fait, je rends ma thèse de doctorat ! Je te remercie surtout pour les nombreux échanges et débats scientifiques et toutes les connaissances que tu as partagées avec moi sans compter. Tu m'as transmis ta passion de l'écologie des lombriciens et je ne compte pas en rester là ! Humainement, tu es également quelqu'un avec des valeurs et principes que je respecte beaucoup et je ne te remercierai jamais assez pour tous les moments d'échanges (scientifiques ou non) que nous avons eus autour d'une bonne bière, d'un bon disque de hardcore ou encore d'un bon repas ! Je sais que cette thèse ne marque qu'une partie de notre collaboration et amitié et que ces moments continueront de me faire grandir !

Encore un grand MERCI à tous les deux pour tout ce que vous m'avez apporté. Merci de m'avoir laissé la liberté de m'épanouir durant ces 3 ans tout en m'apportant un cadre quand j'en avais besoin. Je pourrais encore écrire de nombreuses lignes pour vous remercier, j'ai eu de la chance de vous avoir comme encadrants !

Je tiens également à remercier Pierre Ulrich et Thomas Le Gall de l'association Eisenia qui m'ont encadré et soutenu durant cette thèse. Il s'en est passé du chemin depuis mon service civique au sein de l'association en 2014... Merci à Pierre pour son implication dans ma thèse où il s'est toujours démené, sa passion du lombric urbain et à son amitié qui m'a permis de me pousser dans mes retranchements. Merci à Thomas pour sa bonne humeur, ses blagues toujours réconfortantes et surtout ses nombreuses relectures de la thèse ! Merci à tous les deux pour ces moments informels qui m'ont permis de réaliser cette thèse toujours dans la bonne humeur ! Je suis content d'avoir pu partager ça avec vous d'une manière autant professionnelle qu'amicale. Je remercie également tous les membres de l'association Eisenia qui ont été présents autour de ce projet. Merci à Lola pour sa bonne humeur et son enthousiasme lors de son stage sur ce projet de thèse. Merci à Martin, Cédric, Noémie,

Bénédicte, Anouk, Aurore, Marko, Arthur, Amandine, Florence, Fred, Laureline, Emma, Toufik, Yoann, Simon, Fred, El fakir, Hugues, Paul, Albane, Chloé, Sylla et Thibault. Parmi les membres d'Eisenia je tiens également à remercier particulièrement Cyril Borron avec qui j'ai créé en 2019 la société Terrestris. Même si cela n'a pas été toujours facile de gérer une thèse et une entreprise en même temps, cela a été possible notamment grâce à Cyril qui m'a toujours soutenu. Merci à toi pour ta force de caractère, ton énergie, ton militantisme et le temps que tu as passé à me transmettre ta passion des lombrics ! Et surtout, en plus d'être mon mentor du lombricompostage, je te remercie d'être mon ami avec lequel j'ai passé tous ces bons moments de rigolades que je ne compte plus et qui m'ont bien aidé dans les moments difficiles. On ne lâche rien ! Merci également à tous ceux qui sont passés chez terrestris et qui m'ont permis de libérer du temps pour finir cette thèse ! Merci à Mickaël, Julien, Mathieu, Francis, Lorène, Nicolas et Alain.

Je remercie également tous les membres de mon comité de pilotage, Sabine Houot, Françoise Watteau et Apolline Auclerc pour les échanges scientifiques de qualité que nous avons pu avoir et leurs conseils qui m'ont permis d'évoluer au sein de mon sujet. Apolline, je tiens à te remercier pour m'avoir transmis ta passion de la recherche dès mon premier stage de master sans lequel je ne serais pas là aujourd'hui. Merci à toi de m'avoir poussé à rédiger mon propre projet de thèse dans lequel je me suis pleinement épanoui. Merci à Françoise d'avoir également participé à la rédaction de ce projet et de m'avoir formé au MET. Encore merci à toutes les deux pour ma semaine passée à Nancy au LSE et ces nombreux échanges scientifiques où vous m'avez transmis vos passions et compétences. Merci à Sabine pour son enthousiasme sur ce projet et d'avoir accepté d'être examinatrice de ce travail. Je remercie également Safya Menasseri-Aubry et Éric Blanchart qui ont accepté d'être les rapporteurs de ce travail ainsi que Marie-France Dignac et Claire Marsden qui ont accepté d'en être les examinateurs. Merci également à Fabienne Muller qui a accepté, en plus de soutenir la thèse avec le projet VALOR de venir à ma soutenance.

Je remercie Thomas Lhuillery, Adeline Cadiergues, Anthony Roume, Serge Reno, Juliette Goussopoulos, Line Capowiez, Guillaum Blin, Isabelle Kowalewski et Arnaud Asta-Richard sans lesquels je n'aurais pu obtenir de résultats. Merci à Thomas, Adeline et Anthony de l'ISARA pour les nombreuses heures passées sur le terrain et surtout pour l'épandage des PRO. Merci à Thomas pour ces bons moments à se raconter des blagues débiles sur et à Adeline pour les avoir supportées en laboratoire. Merci à Arnaud de l'ISARA de m'avoir formé à l'utilisation de μ light pour identifier les collemboles. Merci à Guillaume pour l'aide qu'il m'a apporté durant son stage et notamment ses nombreuses heures d'identification de la mésofaune du sol ! Merci à Isabelle de m'avoir formé au Rock-Eval®. Merci à Serge et Juliette de l'INRAE d'Avignon pour l'aide apportée lors de la recherche des vers de terre sur le terrain. Je remercie également Line qui m'a formé à l'étude des activités enzymatiques et qui a eu la patience de corriger la partie de la thèse associée à ces résultats. Merci pour sa persévérance, sa pédagogie et les bons moments en laboratoire à essayer de battre des records d'échantillons à passer ! Enfin, je remercie Vincent Tolon de l'ISARA qui m'a permis de progresser en statistiques et de développer encore plus de compétences sous R !

Je remercie tous mes collègues de l'ISARA et particulièrement ceux du laboratoire AGE qui m'ont épaulé durant ces 3 ans, que ce soit scientifiquement ou humainement. Merci à Jean-François Vian, Olivier Duchêne, Florian Celette, Baptiste Grard, Camille Bathellier, Marie Benoit, Aurélie Ferrer, Mathieu Guérin, Madeline Koczura, Jacques Aristide Perrin, Marzia Ranaldo, Joël Robin, Mathieu Rouge, Soraya Rouifed, Benoit Sarrazin, Alexander Wezel, Vincent Payet, Philippe Fleury, Hager Cetin, Claire Besset, Sylvain Rogue et Oriane Debiez, Je tiens également à remercier plus particulièrement l'équipe des doctorants avec lesquels

j'ai traversé cet épreuve de la thèse. Je remercie Coralie Triquet, Julie Delclaux et Justine Godard pour les conseils et discussions autour de nos thèses et des bons moments autour des pauses café. Je remercie particulièrement Sarah Grauby avec qui j'ai débuté et terminé cette thèse avec les mêmes étapes cruciales que nous avons partagées (biblio, copil, terrain et rédaction). Je remercie également Léo Girard, pour son implication auprès des doctorants de l'ISARA. Merci également à Laura Vincent Caboud, Alice Berthet, Fatemeh Baghi, Christelle Ginot, Lucile Sainmont et Marianne Legrand qui prend ma relève sur le lombricompostage !

Je remercie l'ANRT, l'association Eisenia et l'ADEME qui ont financé ce travail. Merci à Méthamoly et Oui Compost pour la fourniture des produits qui m'ont permis de réaliser ce travail. Merci également au GAEC du Murier et à Sébastien Leclerc qui ont mis à dispositions leurs champs et leurs services qui ont permis la réalisation de ce travail.

Je tiens à remercier mes amis qui m'ont soutenu tout au long de ce projet en m'apportant de la joie et bonne humeur. Merci à mon ancien colloc' Jess pour ces bonnes rigolades à la maison (et à Émilie de nous avoir supporté). Petites pensées pour Joa qui nous a quittés et qui m'a permis de tenir le coup au début de la thèse. Merci à Thomas et Vincent pour leurs folies et rigolades en soirée même si ce n'était pas toujours de tout repos ! Merci à Thibaut, Quentin et Benoit pour tous ces moments passés à l'escalade qui m'ont permis de me détendre et tout ce que vous avez fait pour moi depuis bien longtemps. Merci à Nicolas pour les petits moments passés ensemble malgré nos emplois du temps de ministres. Merci également à Alexandre, Julien, Anne-Sophie, Clotilde, Élise, Loïc, Carla, Lucas, Marine, Océaline, Gildas, Florian et Dimitri pour tous ces bons moments passés ensemble durant ces 3 ans. Merci à mes amis de Nancy Anaïs et Félix et à ceux de Strasbourg, Xavier, Anaïs et Renato d'avoir toujours été là malgré la distance. Merci à mes anciens collègues du LSE avec qui j'ai gardé contact : Gabin, Victor, Anne, Clémentine, Séverine, Guillaume, Alexis et Quentin. Merci à mes amis Lucas, Baptiste, Alexis et Jonas pour les moments d'évasions. Merci également à Dal', Cath', Gaëlle, Bruno, Cédric et Barbara. J'en ai forcément oublié mais j'ai vraiment la chance de tous vous avoir et ce travail n'aurait pas vu le jour sans vous !

Je tiens à remercier ma famille pour leur éternel soutien et leur bienveillance. Pour quelqu'un qui ne voulait pas faire d'études je leurs en ait fait voir de toutes les couleurs ! Merci à mes parents et ma petite sœur que je ne remercierai jamais assez. Vous avez été d'un support sans faille et je ne pense pas qu'il y ait de mot pour décrire à quel point je vous aime (jusqu'à la lune aller-retour comme dirait un enfant). Merci à mes grands-parents, à ma tante et sa famille de gars et à mon oncle qui ont été un support infaillible pendant ces 3 ans ainsi qu'aux amis landais ! Merci également à ma belle-famille et particulièrement à Fabrice, Valérie, Chloé et Erwan qui ont supporté mes histoires de lombrics !

Enfin, mes derniers remerciements vont à Candice qui a toujours été présente pour moi malgré la distance et son doctorat en parallèle. Ton support a été indispensable car tu m'as toujours permis de donner le meilleur de moi-même. Tu as été et tu es mon moteur dans mon quotidien surtout depuis que tu m'as rejoint. Ton soutien infaillible m'a permis de rendre cette thèse de doctorat dans laquelle tu m'as longuement aidé. Ne pouvant écrire les 299 pages de remerciements que tu mérites amplement, je finis la rédaction de cette partie avec émotion. Je t'admire beaucoup pour ta force de caractère, tes attentions, ta bienveillance et la confiance que tu me donnes qui me motivent pour avancer chaque jour. Encore merci pour ces moments passés ensemble et surtout pour ceux que nous allons encore partager.

Table des matières

Liste des Tableaux	14
Liste des Figures	17
Abréviations	22

Introduction générale	25
------------------------------------	-----------

Chapitre 1 : État de l'art

1. La gestion des déchets organiques urbains en agriculture, enjeux historiques et considérations modernes	34
1.1 <i>Évolution et définition des déchets organiques urbains</i>	34
1.2 <i>Cadre réglementaire autour des biodéchets</i>	36
2. Les techniques de valorisation des biodéchets en produits résiduaux organiques (PRO)	37
2.1 <i>Le compostage</i>	37
2.2 <i>La méthanisation</i>	39
2.3 <i>Le vermicompostage</i>	42
2.4 <i>Valeurs fertilisantes des PRO issus des biodéchets</i>	50
3. Importance de l'apport de matière organique dans des systèmes de grandes cultures conduits en agriculture biologique (AB)	53
3.1 <i>Historique, définition et développement de l'AB</i>	53
3.2 <i>Importance de la matière organique dans des systèmes conduits en AB</i>	54
3.3 <i>Taux de matières organiques dans les sols et apports de matières exogènes en agriculture</i>	55
3.4 <i>Définition et rôle de la matière organique des sols (MOS)</i>	56
4. Notion de qualité et de fertilité des sols.....	59
4.1 <i>Évolution de la notion de qualité des sols</i>	59
4.2 <i>Services écosystémiques et fertilité des sols en agronomie</i>	60
4.3 <i>Biodiversité des sols et qualité biologique</i>	62
5. Le vermicompostage des biodéchets, un levier pour le développement de l'agriculture durable ?	66
5.1 <i>Le vermicompostage, un processus adapté à la valorisation des biodéchets</i>	66
5.2 <i>Les vermicomposts issus des biodéchets, un produit prometteur pour l'agriculture</i>	68

Chapitre 2 : Cadre conceptuel, méthodologique et problématiques de la thèse

1. Problématique générale de la thèse	76
2. Questions de recherches	77
3. Méthodologie générale	78
3.1 <i>Site expérimental</i>	78

3.2. Apports de matières organiques	80
3.3. Itinéraires techniques	82

Chapitre 3 : Analyses de la qualité des différents PRO issus de la valorisation des biodéchets85

1. Protocoles des analyses des PRO	88
1.1. Origine des différents PRO	88
1.2. Caractérisation physico-chimique, indice de stabilité de la MO (ISMO) et préparation des échantillons	89
1.3. Analyses thermiques par Rock-Eval® (RE)	90
1.4. Caractérisation morphologique via microscopie électronique à transmission (MET)	91
1.5. Analyse des données	92
2. Résultats	92
2.1. Qualité physico-chimique des PRO	92
2.2. Indice de stabilité de la matière organique (ISMO)	96
2.2. Analyse Rock-Eval®	98
2.3. Microscopie électronique a transmission (MET)	102
3. Discussion : qualité des PRO issus des biodéchets urbains	108
3.1. Complémentarité des méthodes d'analyse.....	108
3.2. Caractérisation et comparaison des différents PRO issus des biodéchets	111
3.3. Prédiction de l'évolution des différents PRO dans le sol	114

Chapitre 4 : Effet de l'apport répété des différents PRO sur les performances agronomiques et la fertilité physico-chimique du sol 117

1. Protocoles des suivis physico-chimiques du sol et des mesures de la performance agronomique	120
1.1. Analyses de la fertilité chimique du sol	120
1.2. Analyses de la fertilité physique du sol	120
1.3. Mesure des composantes du rendement	122
1.4. Suivi de l'azote minéral dans le sol et les plantes	123
1.5. Suivi des données climatiques	124
1.6. Analyses statistiques	127
2. Résultats	128
2.1. Évolution de la qualité chimique du sol	128
2.2. Évolution de la qualité physique du sol	134
2.3. Rendements agronomiques	135
2.4. Dynamique de l'azote dans le sol et la plante	143
3. Discussion : impacts des PRO sur la production de biomasse végétale	145
3.1. Impacts des PRO sur la qualité physico-chimique des sols	145
3.2. Impacts des PRO sur les rendements	150
3.3. Évolution à court terme de la fertilité physico-chimique du sol et des rendements suite à l'apport cumulée de PRO	154

Chapitre 5 : Effet de l'apport répété des différents PRO sur la qualité biologique du sol 159

1. Protocoles de caractérisation et de suivi des communautés de la faune du sol	161
1.1. <i>Suivi de la macrofaune du sol : population des lombriciens</i>	161
1.2. <i>Suivi de la porosité du sol par tomographie</i>	161
1.3. <i>Suivi de la mésofaune du sol et des populations de collemboles</i>	162
1.4. <i>Suivi de l'activité microbiologique : activités enzymatiques</i>	163
1.5. <i>Analyses statistiques</i>	164
2. Résultats	166
2.1. <i>Dynamique des populations de lombriciens</i>	166
2.2. <i>Impact des PRO sur la porosité du sol et les galeries de lombriciens</i>	174
2.3. <i>Dynamique de la mésofaune et des populations de collemboles</i>	175
2.4. <i>Évaluation des activités enzymatiques du sol après deux ans d'apports de PRO</i>	180
3. Discussion : impacts des PRO sur la qualité biologique du sol	182
3.1. <i>Évolution des communautés de lombriciens et de la macroporosité du sol suite à l'apport de PRO</i>	182
3.2. <i>Évolution de la mésofaune suite à l'apport de PRO</i>	185
3.3. <i>Impacts des PRO sur les activités enzymatiques du sol</i>	186
3.4. <i>Impacts des PRO sur la qualité biologique du sol</i>	190

Chapitre 6 : Estimation en conditions de laboratoire de l'impact des différents PRO et de leur dose sur l'activité de *Lumbricus terrestris* et *Aporrectodea caliginosa* 195

1. Protocoles de l'expérimentation en laboratoire	196
1.1. <i>Conception des mésocosmes avec les PRO</i>	196
1.2. <i>Tomographie et reconstitution 3D des galeries</i>	197
1.3. <i>Poids des vers de terre et activités enzymatiques dans les turricules de surface</i>	198
1.4. <i>Analyses des données</i>	198
2. Réponses biologiques des vers de terre	200
2.1. <i>Poids des individus et des turricules de surfaces</i>	200
2.2. <i>Activités enzymatiques des turricules de surface</i>	202
3. Effet des différents produits organiques et de leur dosage sur l'activité bioturbatrice	204
3.1. <i>Quantification du volume des galeries</i>	204
3.2. <i>Estimation de la bioturbation grâce au marqueur « baryum »</i>	207
4. Discussion : l'activité des vers de terre est influencée par la quantité et la qualité des matières organiques	208
4.1. <i>Réponses de <i>Lumbricus terrestris</i> et d'<i>Aporrectodea caliginosa</i> en fonction des produits organiques</i>	208
4.2. <i>Effets des PRO sur l'activité bioturbatrice des deux espèces de vers de terre</i>	210
4.3. <i>Bilan de l'apport des PRO sur les activités de minéralisation et de bioturbation des deux espèces de lombriciens</i>	213

Chapitre 7 : Discussion générale : vers une meilleure considération du vermicompostage comme un processus adapté à la valorisation des biodéchets pour l’agriculture biologique	217
1. Retour sur la problématique et sur les résultats majeurs de la thèse	218
2. Synthèse des services écosystémiques rendus par l’apport de vermicompost sur des grandes cultures en AB	221
3. Stratégie d’utilisation des PRO issus des biodéchets pour l’utilisation en grandes cultures en AB	224
3.1. <i>Potentielle utilisation des composts</i>	224
3.2. <i>Potentielle utilisation des digestats</i>	226
3.3. <i>Potentielle utilisation des vermicomposts</i>	227
4. Freins et leviers pour le développement du vermicompostage des biodéchets	229
Conclusion générale	235
Références bibliographiques	239
Annexes : Documents complémentaires	275
Annexes du Chapitre 1	276
Annexes du Chapitre 3	280
Annexes du Chapitre 4	288
Annexes du Chapitre 5	291
Annexes du Chapitre 6	297

Liste des Tableaux

Chapitre 1

Tableau 1.1. Contributions de la faune du sol à la fourniture de services écosystémiques par les sols d'après (Lavelle et al., 2006). 65

Tableau 1.2. Moyenne (\pm écart-type) des analyses chimiques avec les résultats des comparaisons appariées de vermicomposts et de composts provenant de la même origine de déchets où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre les deux produits ($p < 0,05$). 72

Chapitre 2

Tableau 2.1. Analyses physico-chimiques du sol de la parcelle expérimentale de Civrieux (01390) au T0 avec la moyenne des 24 prélèvements (1 par placette) sauf pour la densité où les prélèvements ont été réalisés entre les placettes (16 répétitions). 79

Tableau 2.2. Apports réels des PRO réalisés sur le site expérimental de Civrieux calculés à partir de l'analyse des produits bruts selon les années d'épandages. 81

Tableau 2.3. Intervention de l'agriculteur sur la parcelle expérimentale. 82

Chapitre 3

Tableau 3.1. Comparaison analytique des différentes méthodes appliquées dans le cadre de l'étude pour la caractérisation des PRO issus des biodéchets. 88

Tableau 3.2. Moyennes (\pm écart-type) des analyses physico-chimiques (poids secs) selon la norme NF U44-051 des PRO utilisés à Genay en octobre 2020 (C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; nd : non déterminé ; abs : absence). 94

Tableau 3.3. Moyennes (\pm écart-type) des analyses physico-chimiques (poids secs) selon la norme NF U 44-051 des PRO utilisés à Genay en octobre 2021 (C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; nd : non déterminé ; abs : absence). C sup. représente les analyses de compost apporté en décembre 2021 pour ajuster la dose d'azote qui était trop faible avec le premier apport de compost (cf. chapitre 2 parties 3.2). 95

Tableau 3.4. Analyses chimiques du digestat "drainé" sur produit sec pour les analyses de Rock-Eval et microscope électronique à transmission. 96

Tableau 3.5. Moyennes (\pm écart-type) du fractionnement biochimique et ISMO des produits épandus en 2020 et 2021 (en % de MO) où les lettres en gras indiquent les différences statistiques (ANOVA, $p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost. 96

Chapitre 4

Tableau 4.1. Moyennes (\pm écart-type) des analyses chimiques au T0 (30/09/2020) où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA à deux facteurs ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 121

Tableau 4.2. Dates et typologie des prélèvements réalisés pour suivre les performances des cultures. Les cases avec les croix représentent les mesures réalisées et celle avec des tirets représentent les mesures non réalisées.	123
Tableau 4.3. Moyennes (\pm écart-type) des analyses chimiques du sol le 22/10/2021 et le 21/10/2022 où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA à deux facteurs ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.....	131
Tableau 4.4. Moyennes (\pm écart-type) des analyses chimiques du sol le 21/10/2022 où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA à deux facteurs ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.	132
Tableau 4.5. Moyennes (\pm écart-type) des composantes du rendement à la récolte de l'orge (poids sec - 22/06/2021) où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA deux facteurs ($p < 0,05$) sauf pour le nombre d'épis par pieds et de grains par épis qui ont été analysés par un test de Scheirer-Ray-Hare avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les résultats sont présentés en matière sèche.	137
Tableau 4.6. Résultats statistiques (p) des analyses non-paramétriques de Scheirer-Ray-Hare réalisées sur les communautés d'adventices à la récolte de l'orge (22/06/2021).	138
Tableau 4.7. Moyennes (\pm écart-type) des composantes du rendement à la récolte du blé (poids sec - 23/06/2022) où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA deux facteurs ($p < 0,05$) sauf pour le poids mille grains qui a été analysé par un test de Scheirer-Ray-Hare avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les résultats sont présentés en matière sèche.	140
Tableau 4.8. Résultats des analyses statistiques (p) réalisées sur les communautés d'adventices à la récolte du blé (23/06/2022).	142
Tableau 4.9. Conversion de l'apport des PRO à l'année ou sur la totalité du cycle de rotation des cultures de 3 ans (orge, blé, lentille) calculée à partir de l'analyse des produits bruts épandus.	146
Tableau 4.10. Apport réels des nutriments issus des PRO réalisés sur le site expérimental de Civrieux calculé à partir de l'analyse des produits bruts épandus selon les années d'épandages.	147

Chapitre 5

Tableau 5.1. Moyennes (\pm écart-type) des volumes des macropores (cm^3) en fonction des différents horizons et des traitements où les lettres en gras indiquent les différences statistiques (ANOVA deux facteurs transformé par logarithme) entre traitements selon les horizons ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.	174
Tableau 5.2. Résultats des analyses statistiques (p des GLMM en négative binomiale) pour les différents groupes fonctionnels.	177
Tableau 5.3. Moyennes (\pm écart-type) de l'abondance (m^2) de la mésofaune du sol sur l'ensemble de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.	178

Tableau 5.4. Résultats des analyses statistiques (p) à deux facteurs sur les activités enzymatiques du sol du 08/03/2022l. 181

Tableau 5.5. Pourcentages de la différence des moyennes des activités enzymatiques mesurées le 22/10/2020 (T0) et le 08/03/2022 (T3) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 182

Chapitre 6

Tableau 6.1. Analyses statistiques de la différence de poids des vers de terre avant et après l'expérimentation 200

Tableau 6.2. Moyennes du volume des galeries (cm³) produites par *L. terrestris* où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre produits et doses (p < 0,05) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost pour les produits et N80 et N160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹ pour les doses. 206

Tableau 6.3. Moyennes du volume des galeries (cm³) produites par *A. caliginosa* par horizon où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre produits et doses (p < 0,05) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost pour les produits et N80 et N160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹ pour les doses. 207

Tableau 6.4. Moyenne de la quantité de baryum où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre produits et doses (p < 0,05) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost pour les produits et N80 et N160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹ pour les doses. 208

Tableau 6.5. Apport des principaux nutriments (kg.ha⁻¹) contenus dans les PRO..... 214

Chapitre 7

Tableau 7.1. Évaluation des services écosystémiques rendus après deux ans d'apports de PRO issus des biodéchets par rapport au témoin où : case vide : pas de différence statistique avec le témoin (p > 0,15) ; + : effet marginalement positif (p < 0,15) ; ++ : effet positif significatif (p < 0,05) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 222

Tableau 7.2. Valeurs des services écosystémiques des PRO en fonction des services rendus à partir du tableau 7.1 où nous avons attribué 0 pour les valeurs qui ne sont pas significativement différentes du témoin (p > 0,15), +1 pour les valeurs marginalement significatives (p < 0,15) et +5 pour les valeurs statistiquement différentes (p < 0,05) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 223

Liste des Figures

Chapitre 1

- Figure 1.1.** Schéma des questions de recherches avec la correspondance des chapitres et les hypothèses avec ↑ : augmentation et ↓ : diminution. 30
- Figure 1. 2.** Différentes phases du processus de compostage au court du temps (mois) selon l'évolution de la température (d'après Oudart, 2013)..... 39
- Figure 1.3.** Schéma global de la cinétique biologique de méthanisation (Said Ahmed et Pekpe, 2018) modifié d'après (Coutu, 2021). 40
- Figure 1.4.** Étapes du processus du vermicompostage avec (A) apport de litière de vers de terre (environ 5 kg.m²), (B) nourrissage en andain et (C) récolte du vermicompost après avoir fait migrer les vers dans l'andain de migration. 45
- Figure 1.5.** Évolution des surfaces en AB des grandes cultures (protéagineux, oléagineux, légumes secs et céréales) sur la France entre 2012 et 2021 (Agence Bio, 2022)..... 54
- Figure 1.6.** Schéma de la décomposition de la matière organique fraîche modifié d'après Marsden (2016). 56
- Figure 1.7.** Fonctions écosystémiques de la matière organique du sol et processus qui les sous-tendent (Hoffland et al., 2020). 58
- Figure 1.8.** Cadre des services écosystémiques proposé dans le projet européen RECARE (Remediating Degradation of Soils in Europe through Land Care, 2013–2018) (Schwilch et al., 2016)..... 60
- Figure 1.9.** Analyses des composantes de la fertilité du sol les plus utilisés au sein de 62 publications avec une occurrence supérieur à 10%. Les composantes biologiques sont en vert (4 facteurs), les chimiques en rouge (13 facteurs) et physiques en bleu (10 facteurs) (Bünemann et al. 2018)..... 62
- Figure 1.10.** Étape du processus du vermicompostage collectif développé par l'association Eisenia. 67
- Figure 1.11.** Moyennes et écarts types de la teneur en carbone organique (A), de la teneur en azote (B), du potassium (C) et de la teneur en phosphore (D). Le nombre en gras dans les diagrammes à barres est le nombre de répétitions pour le calcul des moyennes. La lettre (U) correspond aux déchets urbains uniquement et les lettres (U+A) correspondent au mélange de déchets urbains et agricoles. OFMSW (Fraction Organique des Déchets Solides Municipaux) : déchets organiques non définis (mélange). 70

Chapitre 2

- Figure 2.1.** Schéma du dispositif expérimental de Civrieux (01390) avec les 4 blocs : B1 (rouge), B2 (jaune), B3 (vert) et B4 (bleu) ; les différents traitements : Témoin, Cx1 (compost faible dose), Cx2 (compost dose x2), Dx1 (digestat faible dose), Vx1 (vermicompost faible dose) et Vx2 (vermicompost dose x2) et l'orientation de l'itinéraire de culture (flèche pointillée). 80

Chapitre 3

- Figure 3.1.** ACP en données réduites des produits épandus en 2020 et 2021 en prenant en compte les valeurs du fractionnement de Van Soest, le MinC et l'ISMO avec (A) les résultats de l'ACP en données réduites où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% et (B) la matrices de corrélations des facteurs et de leurs influences sur les dimensions. 97
- Figure 3.2.** Aperçu des paramètres classiques de Rock-Eval avec A. Diagramme C_{min} vs TOC et B. Diagramme HI vs OI ("pseudo diagramme de Van Krevelen") selon (Saenger et al., 2013; Sebag et al., 2016). 99
- Figure 3.3.** Signal S2 de pyrolyse (FID = signal en Pico ampère : pA) en fonction de la température avec les différentes limites thermiques (A1 à A5) selon Sebag et al. (2016). ... 100
- Figure 3.4.** I-Index par rapport au R-Index modifié d'après Sebag et al. (2016). 101
- Figure 3.5.** Observation au MET de la fraction fine du compost (ba : bactéries ; el : épaissements ligneux ; rm : résidus microbiens ; rp : résidus polyphénoliques ; sb : spores bactériennes et rpc : résidus de parois cellulaires). 103
- Figure 3.6.** Observation au MET de (A) la fraction fine de digestat composée de résidus végétaux relativement intacts et (B) la fraction fine de digestat composée de résidus microbiens (ac : actinomycète ; ba : bactérie ; el : épaissement ligneux ; rm : résidus microbiens ; ro : résidus organiques et rpc : reste paroi cellulaire). 105
- Figure 3.7.** Observation au MET de (A) la fraction fine du vermicompost composée de résidus végétaux à forte activité biologique et de (B) la fraction fine de vermicompost au sein d'agrégats composés de résidus cellulaires contrastés (ac : actinomycète ; ba : bactéries actives ; hf : hyphes fongiques ; lm, lamelle moyenne ; rb : résidus bactériens ; rmy : résidu mycélien ; rp : résidu polyphénolique ; rvb : résidus végétaux biodégradés (l'ensemble de la matrice est principalement composée de ces résidus) et sb : spore bactérien). 107
- Figure 3.8.** Corrélation de l'indice ISMO et du R-index (Rock-Eval®) pour les trois produits. 110

Chapitre 4

- Figure 4.1.** Précipitations mensuelles mesurées par la station météo Lyon-Bron de 2020 à 2022 (www.infoclimat.fr). 125
- Figure 4.2.** Températures mensuelles mesurées par la station météo Lyon-Bron de 2020 à 2022 (www.infoclimat.fr). 126
- Figure 4.3.** ACP en données réduites des analyses chimiques du sol au T0 (30/09/2020) représentés en fonction de blocs où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95%. 128
- Figure 4.4.** ACP en données réduites des analyses chimiques du sol sur toutes les dates de prélèvements (2020, 2021 et 2022) en fonction des traitements où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 133
- Figure 4.5.** ACP en données réduites des analyses chimiques du sol sur toutes les dates de prélèvements (2020, 2021 et 2022) en fonction des dates de prélèvements où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 133

- Figure 4.6.** Masse du sol en fonction de la pression appliquée sur la table à succion en hPa, du sol séché à l'air et du sol sec suite à son séchage à l'étuve en fonction des différents traitements avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 134
- Figure 4.7.** Densité du sol (0-10 cm) en fonction du temps et des différents traitements avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 135
- Figure 4.8.** Biomasse de l'orge (poids sec) à la récolte (22/06/2021) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (ANOVA deux facteurs) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 136
- Figure 4.9.** Biomasse des adventices (poids sec) à la récolte de l'orge (22/06/2021) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (Scheirer-Ray-Hare) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 137
- Figure 4.10.** ACP en données non réduites de l'abondance des adventices à la récolte de l'orge (22/06/2021) avec (A) les résultats de l'ACP en fonction des traitements et (B) la matrices de corrélations des facteurs et de leurs influences sur les dimensions. Les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 138
- Figure 4.11.** Biomasse du blé (poids sec) à la récolte (23/06/2022) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (ANOVA deux facteurs) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 139
- Figure 4.12.** Biomasse des adventices (poids sec) à la récolte du blé (23/06/2022) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (Scheirer-Ray-Hare) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 141
- Figure 4.13.** ACP en données non réduite de l'abondance des adventices à la récolte du blé (23/06/2022) avec (A) les résultats de l'ACP en fonction des traitements. Les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 142
- Figure 4.14.** Biomasse des différents traitements soustraits à la valeur du témoin à la récolte du blé (poids sec - 23/06/2022) en fonction de la biomasse des adventices (poids sec) avec la droite représentant le modèle linéaire de ces points avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. La ligne en pointillé représente la valeur du témoin..... 143
- Figure 4.15.** Azote minéral total des différents traitements dans la culture (partie supérieure) et du sol sur l'horizon 0-90 cm (partie inférieure) en fonction des dates de prélèvements avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 144

Chapitre 5

- Figure 5.1.** GLMM (négative binomiale) de l'abondance des lombriciens adultes par traitement et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO. 166
- Figure 5.2.** Abondance moyenne des lombriciens adultes ramenées au m^2 au cours du temps avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 167

- Figure 5.3.** Moyennes (\pm écart-type) des abondances des espèces de lombriciens adultes lors du dernier prélèvement (02/2023) ramenées au m^2 en fonction des traitements avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 167
- Figure 5.4.** Abondance moyenne des lombriciens juvéniles ramenées au m^2 au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 168
- Figure 5.5.** LMM avec effet quadratique de polynôme 2 sur le temps suite à la transformation des données par la méthode de Stahel (2008) de la biomasse des lombriciens adultes par traitements et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO. 169
- Figure 5.6.** Biomasse moyenne des lombriciens adultes ramenées au g par m^2 au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte..... 169
- Figure 5.7.** Biomasse moyenne des lombriciens juvéniles ramenées au g par m^2 au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 170
- Figure 5.8.** ACP en données non réduites de l'abondance des lombriciens adultes avec (A) les résultats de l'ACP en fonction des traitements, (B) en fonction des dates et (C) la matrice de corrélation des facteurs et de leurs influences sur les dimensions. Les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 171
- Figure 5.9.** GLMM (négative binomiale) de l'abondance des *A. caliginosa* adultes par traitement et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO. 172
- Figure 5.10.** GLMM (négative binomiale) de l'abondance des *A. chlorotica* adultes par traitement et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO. 173
- Figure 5.11.** GLMM (poisson) de l'abondance des *A. icterica* adultes par traitements et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO. 173
- Figure 5.12.** Moyennes des macropores en fonction des horizons selon les données de la tomographie traitées avec le logiciel ImageJ. 174
- Figure 5.13.** GLMM (négative binomiale) de l'abondance de la mésofaune par traitement et par prélèvement (tarière de 6 cm de diamètre et 10 cm de profondeur) au cours du temps de

l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO. 175

Figure 5.14. Abondance moyenne de la mésofaune totale du sol au m² au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 176

Figure 5.15. GLMM (négative binomiale) de l'abondance des collemboles par traitement et par prélèvement (tarière de 6 cm de diamètre et 10 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO. 179

Figure 5.16. Abondance moyenne des collemboles au m² au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 179

Figure 5.17. ACP en données réduites des activités enzymatiques du 08/03/2022 où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 180

Figure 5.18. Activité phosphatase du sol au T3 (08/03/2022) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (ANOVA deux facteurs) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. 181

Chapitre 6

Figure 6.1. Exemple de séparation des galeries de *L. terrestris* et *A. caliginosa* réalisée à l'aide du logiciel ImageJ (colonne V160-4 de l'annexe 6.1). 198

Figure 6.2. Poids sec des turricules de surface où les lettres indiquent les différences statistiques ($p < 0,05$). 201

Figure 6.3. Poids des turricules de surface où les lettres indiquent les différences statistiques ($p < 0,05$) avec N : azote ; 0, 80 et 160 : kg.N.ha⁻¹. 201

Figure 6.4. Activité de la déshydrogénase où les lettres indiquent les différences statistiques ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹. 203

Figure 6.5. Activité enzymatique de l'uréase où les lettres indiquent les différences statistiques ($p < 0,05$). 203

Figure 6.6. Moyenne du volume des macropores créés par *Lumbricus terrestris* en cm³ selon les différents horizons du mésocosme avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹. La zone au-dessus de la ligne en pointillés noirs représente les horizons où les produits ont été mélangés au sol. 204

Figure 6.7. Moyenne du volume des macropores créés par *Aporrectodea caliginosa* en cm³ selon les différents horizons du mésocosme avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹. La zone au-dessus de la ligne en pointillés noirs représente les horizons où les produits ont été mélangés au sol. 205

Figure 6.8. Moyenne du baryum selon les différents horizons du mésocosme avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹. La zone au-dessus de la ligne en pointillés noirs représente les horizons où les produits ont été mélangés au sol. 208

Abréviations

AB : Agriculture Biologique

ACP : Analyse en Composantes Principales

C_{org} : Carbone Organique

C_{min} : Carbone Minéral

DCT : Déchets de Cuisine et de Table

ETM : Éléments Traces Métalliques

OFMSW : Fraction organique des déchets municipaux (abréviation de l'anglais : Organic Fraction of Municipal Solid Waste)

GES : Gaz à Effet de Serres

GLMM : Modèle linéaire généralisé (abréviation de l'anglais : Generalized Linear Mixed Model)

HC : Composés Hydrocarbonés

HI : Hydrogène Index

ISMO : Indice de la Stabilité de la Matière Organique

MET : Microscope Électronique à Transmission

MinC : Minéralisation du Carbone

LMM : Modèle linéaire mixte (abréviation de l'anglais : Linear Mixed effects Models)

MO : Matière Organique

MOS : Matière Organique du Sol

MSW : Déchets Solides Municipaux (abréviation de l'anglais : Municipal Solid Waste)

N_{min} : Azote minéral

N_{tot} : Azote total

OGM : Organisme Génétiquement Modifié

OI : Oxygène Index

P_{org} : Potassium Organique

PRO : Produits Résiduaux Organiques

RE : Rock-Eval®

SAU : Surface Agricole Utile

SPAN : Sous-Produits ANimaux

TOC : Carbone Organique Total (abréviation du terme anglais)

UE : Union Européenne

Introduction générale

L'accroissement continu de la population (9,1 milliards d'habitants en 2050) et de l'urbanisation (55% de la population vivra dans des zones urbaines en 2050) (European Union *et al.*, 2021) ainsi que l'évolution des modes de consommation ont conduit à une explosion de la quantité de déchets, qui représente actuellement un véritable défi social, économique et environnemental (Karak *et al.*, 2012; Sharma et Jain, 2020). Selon une étude de la Banque mondiale (Hoornweg et Bhada-Tata, 2012), les déchets urbains augmenteront de 70% entre 2012 et 2025 pour atteindre 2,2 milliards de tonnes par an, dont 20 à 30% de déchets organiques et jusqu'à 80% dans les zones à revenus faibles (Troschinetz et Mihelcic, 2009). En France, les obligations de valorisation des déchets sont apparues grâce à la loi du 13 juillet 1992 (LOI no 92-646) qui redéfinit le déchet non plus comme un résidu à l'abandon de son détenteur, mais comme une ressource. De plus, la directive européenne (2008/98/CE) a proposé en 2008 de hiérarchiser la gestion des déchets dans l'ordre suivant : prévention, réemploi, recyclage, valorisation et élimination. Cependant, certains déchets comme les déchets organiques, bien qu'ils puissent être réduits (campagne anti-gaspillage), seront toujours présents. En effet, en 2017 en France, un habitant produit en moyenne 580 kg de déchets ménagers et assimilés dont 254 kg d'ordures ménagères résiduelles (poubelles ordinaires) dont la plus grande partie (environ 32,8%) est représentée par les déchets organiques, soit environ 83,31 kg par habitant (ADEME, 2020).

D'autre part, les besoins alimentaires ne cessent d'augmenter parallèlement à la croissance démographique à l'échelle mondiale ce qui nécessite d'accroître la production agricole tout en limitant notre impact sur l'environnement (Rayfuse et Weisfelt, 2012). L'agriculture intensive basée sur de nombreux intrants a montré ses limites notamment sur le plan environnemental. En effet, la révolution verte a permis une augmentation des rendements mais également une accélération de nombreux processus de dégradation des sols tel que l'érosion, le tassement, la contamination ou encore la perte de biodiversité (Bünemann *et al.*, 2018). De plus, la production d'engrais minéraux n'est pas durable car elle est limitée par l'extraction de ressources non renouvelables comme le phosphore minéral, ce qui pose actuellement de nombreuses questions pour l'agronomie mondiale (Chowdhury *et al.*, 2017). Ainsi, pour répondre à nos besoins de manière durable, il est nécessaire de développer et de promouvoir une agriculture viable et durable sur le long terme (Lichtfouse *et al.*, 2009). Récemment, grâce à la prise de conscience internationale sur les enjeux environnementaux, de nombreux concepts d'agriculture plus durables tel que l'agriculture biologique (premier décret français en 1981) ou encore l'Agroécologie (Ministère de l'agriculture, 2013) qui est définie dans le dictionnaire comme un « ensemble des méthodes de production agricole respectueuses de l'environnement » ont vu le

jour. Cependant, même dans les modèles plus vertueux d'agriculture, la gestion des déchets organiques qui en découlent directement (déchets organiques agricoles) ou indirectement (déchets organiques issus de la consommation humaine) reste un défi majeur pour le développement durable au 21^{ème} siècle (Wilson *et al.*, 2015).

Historiquement, l'agriculture s'est largement développée à partir des déchets organiques des villes, mais en raison du développement de l'industrie chimique et agroalimentaire au 20^{ème} siècle, ces déchets n'intéressaient plus les agriculteurs (Barles, 2014; Joncoux, 2014). Le développement des engrais de synthèse a facilité l'agriculture car ils sont directement accessibles aux plantes ce qui limite l'effet du climat sur les cultures (en période sèche, pas de dégradation de la matière organique et donc pas de nutriments libérés). Le lien entre les déchets organiques urbains et l'agriculture n'est donc pas un concept moderne mais il a été largement oublié suite à l'intensification de l'agriculture et l'explosion de l'urbanisation (Béguin, 2013). En effet, les pratiques agricoles se sont standardisées autour de pratiques normalisées telles que l'utilisation d'engrais N-P-K (Kibblewhite *et al.*, 2008) et la spécialisation des exploitations a conduit à une répartition des activités par secteur et par région. Par exemple, Martin *et al.* (2018) ont noté que les déchets animaux tels que le fumier sont concentrés dans certaines régions du monde ou dans certaines régions comme la Bretagne à l'échelle de la France, ce qui peut entraîner une pollution potentielle, tandis que d'autres zones agricoles manquent de matière organique (MO) pour nourrir leurs sols. Ainsi, ces deux phénomènes ont créé un paradoxe autour de la MO qui est insuffisamment présente dans les campagnes (et donc compensée par l'usage d'engrais chimiques) tandis que les villes ont développé des gestions non durables de leurs biodéchets (majoritairement incinérés ou enfouis). Néanmoins, il est possible de restaurer ce lien ville/campagne grâce aux principes de l'économie circulaire et du circuit court tout en diminuant notre impact sur l'environnement. En effet, la MO des villes pourrait être valorisée pour être réutilisée dans l'objectif d'augmenter la production tout en préservant la qualité des sols (Walter *et al.*, 2015). Ensuite la production pourrait servir d'alimentation directe aux habitants des villes et les déchets issus de cette consommation retourneraient à nouveau au sol et ainsi de suite.

La valorisation des déchets organiques des villes représente donc un énorme défi pour la gestion circulaire des déchets, qui vise à retourner la MO au sol afin de "boucler la boucle" et ainsi économiser les ressources naturelles et réduire notre impact sur l'environnement (Ghisellini *et al.*, 2016). Pour gérer les déchets organiques des villes de manière durable, il est nécessaire de les soustraire aux modes de gestion et de traitement tels que l'incinération et/ou la mise en

décharge afin de favoriser des processus de transformation plus vertueux. De plus, Bortolotti *et al.* (2018) ont montré, à travers différents modèles que la gestion décentralisée des déchets organiques urbains à différentes échelles est une alternative prometteuse aux installations industrielles centralisées. Il existe de nombreuses techniques disponibles pour la valorisation des déchets organiques. Dans sa revue, Lohri *et al.* (2017) les classe en 4 catégories différentes : (i) utilisation directe (épandage direct, alimentation animale directe ou combustion directe), (ii) traitement biologique (compostage, vermicompostage, traitement par larve de mouche soldat noire, digestion anaérobie, fermentation), (iii) traitement physico-chimique (transestérification, densification) et (iv) traitement thermo-chimique (pyrolyse, liquéfaction, gazéification). Parmi toutes ces techniques, seuls les processus de compostage et de vermicompostage, les résidus de traitement de la larve de mouche de soldat noire, le digestat issu de la digestion anaérobie ou le biochar issu de la pyrolyse peuvent être utilisés en agriculture. Les produits issus du recyclage des déchets organiques d'origine urbaine qui ont vocation à être valorisés en agriculture sont une partie de ce qu'on appelle les produits résiduels organiques (PRO) (Houot *et al.*, 2014). La technique du vermicompostage représente une opportunité très intéressante, bien que pourtant très peu étudiée en France. En effet, ce processus utilisant des vers de terre pour valoriser les biodéchets a fait ses preuves dans de nombreuses régions du monde (Asie, Cuba, Australie etc...) (Appelhof *et al.*, 1996; Werner et Cuevas, 1996; White, 1996). Cependant, bien que cette pratique soit émergente en France, elle est encore très peu utilisée et évaluée malgré son potentiel d'amélioration des sols en termes de fertilité, de rendement agronomique et de maintien de la biodiversité (Adhikary, 2012).

Le vermicompost peut être particulièrement intéressant dans les systèmes en agriculture biologique (AB) de type grande culture. En effet, le cahier des charges de l'AB issu du règlement européen du conseil n°2092/91 repose sur l'interdiction d'utilisation de produits phytosanitaires de synthèse, d'organismes génétiquement modifiés (OGM) et limite l'usage des intrants (Leroux, 2015). Historiquement, l'AB s'est orientée vers l'utilisation de MO pour fertiliser les sols et est ainsi appelé « Organic Farming » en anglais. Toutefois, de plus en plus d'agriculteurs se spécialisent dans les cultures en AB en dehors du modèle de polyculture élevage pour des raisons culturelles et économiques. Cela engendre un manque de MO dans ces systèmes spécialisés en AB. Le vermicompost issu des déchets des villes semble être ainsi une piste intéressante pour remédier à ce problème.

Les objectifs principaux de la thèse sont ainsi de caractériser d'une part la (i) qualité du vermicompost issus des biodéchets urbains et (ii) son impact sur différents services

écosystémiques rendus par les sols (cycle des nutriments, conservation de la biodiversité, ...), dont la performance des cultures dans un système de Grandes Cultures en AB (production alimentaire, non alimentaire, ...). Un des avantages principaux de l'apport de MO étant son impact sur la qualité biologique du sol, une étude approfondie est réalisée sur l'effet du vermicompost concernant l'abondance, la diversité et l'activité des organismes du sol. Pour évaluer le vermicompost et son effet au champ, il a été systématiquement comparé à deux autres PRO issus des biodéchets urbains : le compost et le digestat de méthaniseur.

Afin de restituer les travaux menés, la thèse s'articule autour de 7 chapitres présentés dans la Figure 1.1. Le premier présente la synthèse bibliographique ainsi que le contexte dans lequel s'inscrit notre objet d'étude. Le deuxième chapitre présente le cadre conceptuel et méthodologique du travail de thèse. Le chapitre 3 concerne l'analyse des différents produits issus des biodéchets épandus sur l'essai au champ dont les résultats seront présentés dans le chapitre 4 et 5. Le chapitre 4 est axé sur les performances agronomiques et la qualité physico-chimique du sol tandis que le chapitre 5 se concentre sur la qualité biologique du sol. Le chapitre 6 complète les résultats de l'essai au champ avec une expérimentation de laboratoire pour comparer les effets des différents produits issus des biodéchets sur l'activité des lombriciens. Cette expérimentation a été réalisée en parallèle de l'essai au champ, afin de s'abstraire de la variabilité due au travail de terrain (climat, pratiques agricoles...). Enfin, le chapitre 7 présente les résultats majeurs de cette thèse pour les discuter, évaluer les services écosystémiques rendus par l'apport de vermicompost issu des biodéchets sur des sols de grandes cultures en AB, et ouvrir notre sujet via de nouvelles perspectives de recherches.

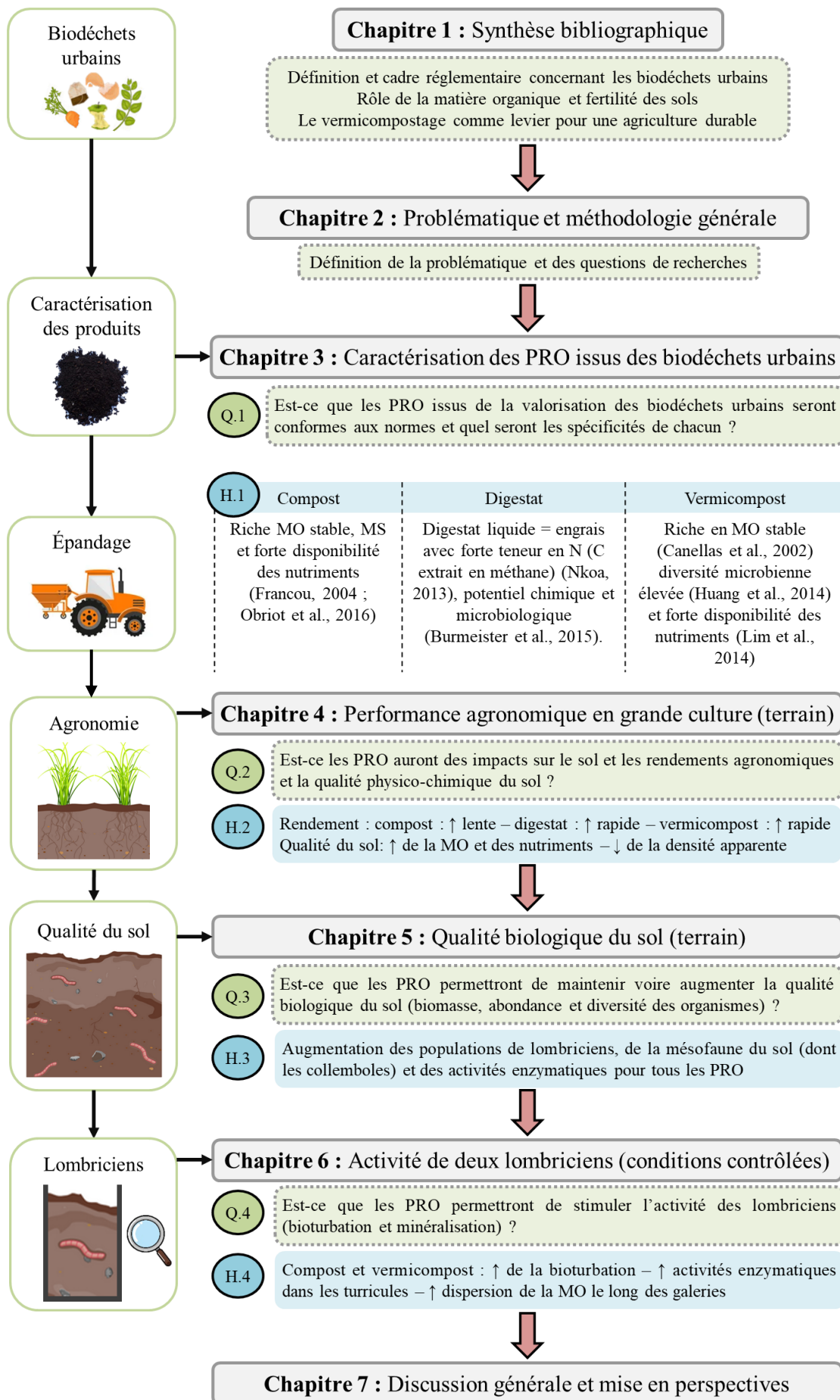


Figure 1.1. Schéma des questions de recherches avec la correspondance des chapitres et les hypothèses avec ↑ : augmentation et ↓ : diminution.

Chapitre 1 :

État de l'art

Dans cette partie nous allons présenter ce qu'est un déchet organique urbain et comment sa prise en considération a évolué, notamment au niveau réglementaire. Cela nous conduira à une présentation des techniques de valorisation de ce type de déchets et à faire un point plus précis sur le vermicompostage qui est au cœur de ce sujet de thèse. Ensuite, nous expliquerons l'intérêt pour les agriculteurs d'apporter de la matière organique sur les sols, notamment conduits en agriculture biologique, et pourquoi les déchets organiques urbains peuvent être un levier pour le développement d'une agriculture plus durable. Enfin, nous définirons la qualité des sols et aborderons les différents bénéfices permis par un apport de matière organique issue des déchets organiques urbains sur des sols agricoles. Nous terminerons sur le potentiel agronomique du vermicompost issu de ces ressources.

1. La gestion des déchets organiques urbains en agriculture, enjeux historiques et considérations modernes

1.1 Évolution et définition des déchets organiques urbains

Historiquement la problématique des déchets existe depuis les balbutiements de l'humanité où déjà, les hommes préhistoriques, changeaient de cavernes à cause de l'entassement de leurs résidus au sol (Lhuillier et Cochin, 1999). La réutilisation des déchets organiques est apparue avec la sédentarisation de l'homme et le développement de l'agriculture. Ces déchets servaient alors à entretenir la fertilité du sol (Mazoyer et Roudart, 2002). Bien qu'historiquement liés au développement de l'agriculture, les déchets organiques n'intéresseront plus les agriculteurs au début du XX^{ème} siècle car l'intensification de l'agriculture et le développement de l'industrie chimique ont rendu ces ressources obsolètes (Barles, 2014). À partir du moment où les résidus organiques urbains n'ont plus été réutilisés, ceux-ci sont devenu des déchets, ce qui a marqué la séparation entre les villes et l'agriculture. De plus, les théories hygiénistes développées au cours du XIX^{ème} siècle ont amené à une gestion consistant à éradiquer les déchets du cœur des villes (Joncoux, 2014). Cependant, la seconde moitié du XX^{ème} siècle et les événements tel que le choc pétrolier de 1973, les nouveaux courants d'agriculture qui se sont développés face à l'appauvrissement des sols ou encore les premières crises de surproduction ont conduit à une reconsidération des déchets organiques comme ressources pour l'agriculture. Cependant, bien que les déchets organiques soient reconsidérés, les ordures ménagères urbaines traitées par compostage industriel sont souvent de mauvaise qualité avec un grand nombre d'indésirables ce qui rend les produits peu intéressants pour l'agriculture (Silguy, 1996).

A la suite de la logique « déchet » apparaît la logique « produit » pour les résidus organiques urbains notamment grâce à l'apparition de la norme NF U44-095 en 2002 qui a pour objectif d'encadrer la production et la mise sur le marché des composts qui en découlent. L'objectif est de mettre sur le marché des produits agronomiquement intéressants tout en réduisant les impacts environnementaux. Parallèlement à ces normalisations, un nouveau concept en rupture avec le mode de production qualifié de modèle « linéaire » a vu le jour, l'économie circulaire. Ce concept vise à concilier la croissance économique et la protection de l'environnement (ADEME, 2014; ADEME et ARF, 2014) en se basant sur le principe du bouclage des cycles des éléments. L'exemple le plus utilisé est le bouclage du cycle du Carbone où, suite à la production d'une ressource alimentaire, les déchets issus de sa consommation doivent retourner au sol ce qui permettra à nouveau de produire des ressources alimentaires. L'économie circulaire est actuellement promue et intégrée dans les politiques publiques et les stratégies de transition socio-écologique et énergétique de nombreux pays (Commissariat général au développement durable, 2014). Actuellement, le ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires définit l'économie circulaire comme une économie qui « *consiste à produire des biens et des services de manière durable en limitant la consommation et le gaspillage des ressources et la production des déchets. Il s'agit de passer d'une société du tout jetable à un modèle économique plus circulaire* » (Ministère de la transition écologique, 2020). A partir de cette nouvelle approche une définition des déchets organiques urbains, désormais appelés biodéchets, a été définie par l'article R 541-8 du Code de l'environnement dans les termes suivants :

« tout déchet non dangereux biodégradable de jardin ou de parc, [...] alimentaire ou de cuisine issu notamment des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que tout déchet comparable provenant des établissements de production ou de transformation de denrées alimentaires. [...] À titre d'exemple, les boues d'épuration, les déchets d'abattoirs et les déjections animales ne font pas partie de la catégorie des biodéchets. Par ailleurs, les déchets de cuisine et de table (DCT) sont soumis à la réglementation sur les sous-produits animaux de catégorie 3 (SPAN C3) [...]; cette classification ayant des conséquences sur les filières de collecte et de traitement »

Dans ce nouveau cadre législatif et conceptuel, des filières de recyclage des biodéchets urbains en des produits qualitatifs pour l'environnement et l'agriculture se sont développées. Désormais, les produits issus du recyclage des déchets organiques d'origine urbaine qui ont vocation à être valorisés en agriculture sont une partie de ce qu'on appelle les produits

résiduaire organiques (PRO) (Houot *et al.*, 2014). Les PRO sont des MO d'origine résiduaire (déchets ou sous-produits) valorisés en agriculture pour augmenter la fertilité des sols. Dans ce travail de recherche, nous emploierons le terme PRO pour les sous-produits issus des biodéchets urbains tel qu'ils sont définis dans l'article R 541-8 du code de l'environnement cité dans le paragraphe précédent.

1.2 Cadre réglementaire autour des biodéchets

La nouvelle prise en considération des déchets et notamment des biodéchets en tant que ressource a permis de faire évoluer le cadre réglementaire autour de leur recyclage. Depuis le 1er janvier 2012, *“les personnes qui produisent ou détiennent des quantités importantes de déchets composés majoritairement de biodéchets sont tenues de mettre en place un tri à la source et une valorisation biologique”* article L. 541-21-1 du code de l'environnement. Cette réglementation qui concernait les producteurs de plus de 120 tonnes par an de biodéchets en 2012, concerne depuis 2016 les producteurs qui produisent plus de 10 tonnes par an. En 2018, l'Union Européenne (UE) a publié un nouveau mandat qui précise que *« Les États membres veillent à ce qu'au plus tard le 31 décembre 2023 et sous réserve de l'article 10, paragraphes 2 et 3, les biodéchets soient soit triés et recyclés à la source, soit collectés séparément et non mélangés avec d'autres types de déchets »* (Commission Européenne, 2018). En France il est prévu que, dès le 1er janvier 2024, la généralisation obligatoire de la gestion des biodéchets soit effective pour tous les producteurs, particuliers comme professionnels.

Ainsi, il est nécessaire de trouver des procédés ayant le plus faible impact sur l'environnement et qui soient adaptés aux milieux urbains ainsi qu'à toutes les contraintes qui y sont liées (forte densité de populations qui laisse peu d'espaces pour le recyclage, pollution, etc.). Dans ce cadre, toutes les personnes qui produisent et détiennent des biodéchets sont, selon l'article L541-21-1 du code de l'environnement français, contraintes de mettre en place *« [...] soit une valorisation sur place ; soit une collecte séparée des biodéchets pour en permettre la valorisation et, notamment, favoriser un usage au sol de qualité élevée. »*. Une législation concernant la valorisation des biodéchets sur place existe en France et concerne essentiellement le compostage de proximité (celle-ci exclut le vermicompostage). Concernant la collecte et valorisation des biodéchets vers une plateforme de valorisation, d'autres réglementations plus strictes s'appliquent. La plupart des biodéchets urbains (déchets de cuisines et de tables) sont considérés comme des SPAN C3 et nécessitent un traitement spécial et un suivi lors du processus de collecte et valorisation (traçabilité). Selon l'article 13 (chapitre II) de l'arrêté du 09/04/2018

(Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2018) une hygiénisation doit être réalisée en amont du processus de valorisation à une température de 55°C pendant 14 jours, 60°C pendant 7 jours ou 65°C pendant 3 jours. Par la suite de nombreux processus peuvent être utilisés pour recycler les biodéchets et chacun d'entre eux sont soumis à une norme de qualité de produits permettant leur commercialisation. Par exemple, la norme la plus connue est celle des amendements organiques (NF U 44-051 adaptée de la loi européenne des « amendements organiques - Désignations, spécifications et marquage ») qui permet de commercialiser notamment des composts.

La réglementation autour du recyclage des biodéchets urbains obligeant l'ensemble des producteurs à trouver une solution de valorisation nécessite la mise en place de filières de gestion dédiées. Ces filières devront également respecter les normes fixées selon les États concernant la traçabilité, l'hygiène et la qualité du produit. Dans ce travail de recherche, nous avons choisi d'étudier en parallèle du vermicompostage, les filières les plus présentes sur le territoire, le compostage et la méthanisation, afin d'en comparer les avantages et inconvénients et les effets des produits au champ. Le vermicompostage sera plus détaillé dans le paragraphe suivant car il s'agit du processus le moins connu des trois.

2. Les techniques de valorisation des biodéchets en produits résiduels organiques (PRO)

L'ensemble de cette partie sur les techniques de valorisation des PRO se concentre sur la description des processus en général et ne se limite pas à la valorisation des biodéchets urbains.

2.1. Le compostage

Le compostage est un processus contrôlé de dégradation des constituants organiques d'origine végétale et animale, par une succession de communautés microbiennes évoluant en conditions aérobies, entraînant une montée en température, et conduisant à l'élaboration d'une MO humifiée et stabilisée : le compost (Francou, 2004). Cette technique est divisée en 4 phases présentées dans la Figure 1.2 (Leclerc, 2001). La première phase appelée **phase mésophile** est caractérisée par le développement d'une forte activité des microorganismes mésophiles indigènes (bactéries et champignons) générant une montée rapide de la température

au cœur du compost et un dégagement important de CO₂. Cette phase permet la dégradation des molécules simples (sucres, alcools, acides aminés etc.) et une transformation des polymères (protéines, hémicellulose, cellulose etc.). Ensuite, la **phase thermophile** permet le développement des microorganismes thermorésistants (bactéries) qui survivent à de hautes températures (jusqu'à 70-75°C). L'action des bactéries entraîne une diminution de la teneur en O₂ qui est maintenue par l'aération de l'andain de compostage via des étapes de retournements (généralement mécaniques). Cette phase accélère le processus de dégradation de la MO où le compost s'assèche par évaporation d'eau ce qui engendre un rejet important de CO₂ et entraîne une perte d'azote minéralisé sous forme d'ammoniac (NH₄⁺). La diminution de la quantité de MO facilement dégradable provoque un ralentissement de l'activité microbienne et donc de la chaleur générée par celle-ci, il s'agit de la **phase de refroidissement**. Cette phase peut être rapide ou lente en fonction des conditions climatiques et/ou du dimensionnement de l'andain de compostage. Pendant le refroidissement, des microorganismes mésophiles colonisent à nouveau le compost. Enfin, la dernière **phase dite de maturation** est définie par le processus de stabilisation de la MO et de dégradation lente des composés récalcitrants (colonisation du compost par les champignons pouvant dégrader la lignine et par la macrofaune). Cette phase de maturation dure jusqu'à l'utilisation du compost.

Par rapport aux techniques d'élimination des déchets, le compostage est moins polluant en terme de gaz à effet de serres (GES) que l'enfouissement (Lou et Nair, 2009), mais il peut l'être autant que l'incinération sur des plateformes de compostage industrielle (Hermann *et al.*, 2011). Cependant, parmi les techniques de valorisation spécifiques aux biodéchets, le compostage est celle qui émet potentiellement le plus de gaz à effet de serres (GES) à cause de la montée en température (Komakech *et al.*, 2015) et de la mécanisation du procédé à grande échelle (retourneuse d'andain, chargeur, bétonisation des sols pour récupérer les jus azotés).

Cette technique permet, grâce à une augmentation de la température jusqu'à au moins 55°C d'éliminer les pathogènes potentiellement présents dans la MO du compost (Lim *et al.*, 2016) mais un des plus grands problèmes avec les biodéchets urbains reste les éléments traces métalliques (ETM). En effet dans certains cas comme à Cuba, les composts issus de l'agriculture urbaine ne peuvent pas être utilisés pour la production alimentaire en raison d'un taux trop élevé en ETM dû à une pollution accumulée en milieu urbain (Alfaro, *et al.*, 2017).

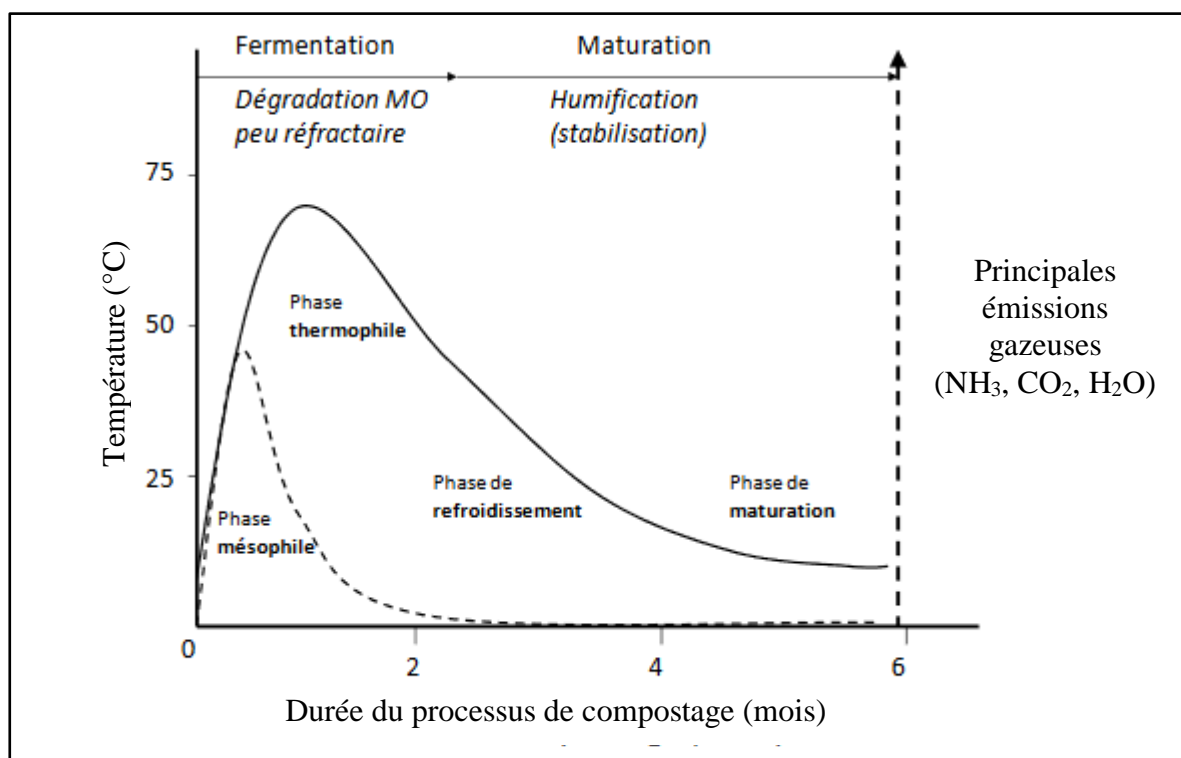


Figure 1.2. Différentes phases du processus de compostage au court du temps (mois) selon l'évolution de la température (d'après Oudart, 2013).

2.2. La méthanisation

La méthanisation également appelée digestion anaérobie est un processus biochimique de transformation de la matière organique par anaérobiose grâce à une communauté microbienne complexe (Moletta, 2008, 2015). Les produits résultant de cette transformation sont un biogaz (également appelé biométhane) composé essentiellement de CH₄, de CO₂ et de H₂O et un résidu solide et/ou liquide, le digestat. Bien que cette technique comporte une grande diversité de procédés (Moinard, 2021), elle est généralement divisée en 4 phases (Angeli, 2019) présentées dans la Figure 1.3. La première phase de la méthanisation est une **hydrolyse** qui consiste à dégrader les macromolécules (essentiellement des lipides, protéines et glucides) en monomères et oligomères hydrosolubles grâce à l'action de microorganismes hydrolytiques (Zhang *et al.*, 2007) qui sécrètent des enzymes permettant de rendre la MO disponible. Cette phase est suivie par l'**acidogénèse** qui à son tour dégrade les produits de l'hydrolyse à l'intérieur des cellules des microorganismes (bactéries acidogènes) en acides gras volatiles, en composés neutres (alcools de type éthanol et propanol), en CO₂ et partiellement en H₂. Ensuite, la phase d'**acétogénèse** permet l'oxydation des acides organiques par des bactéries acétogènes hétérofermentaires en acides acétiques, en H₂ et en CO₂ (substrats pour la formation du méthane). Enfin, la phase de **méthanogénèse** permet une double conversion généralement

réalisée par des archées (microorganismes unicellulaires procaryotes) acétoclastiques qui transforment l'acétate en CH_4 et CO_2 (70% de la production de méthane) et par des archées hydrogénotrophes qui permettent la production de CH_4 par leur consommation de CO_2 et de H_2 (30% de la production de méthane).

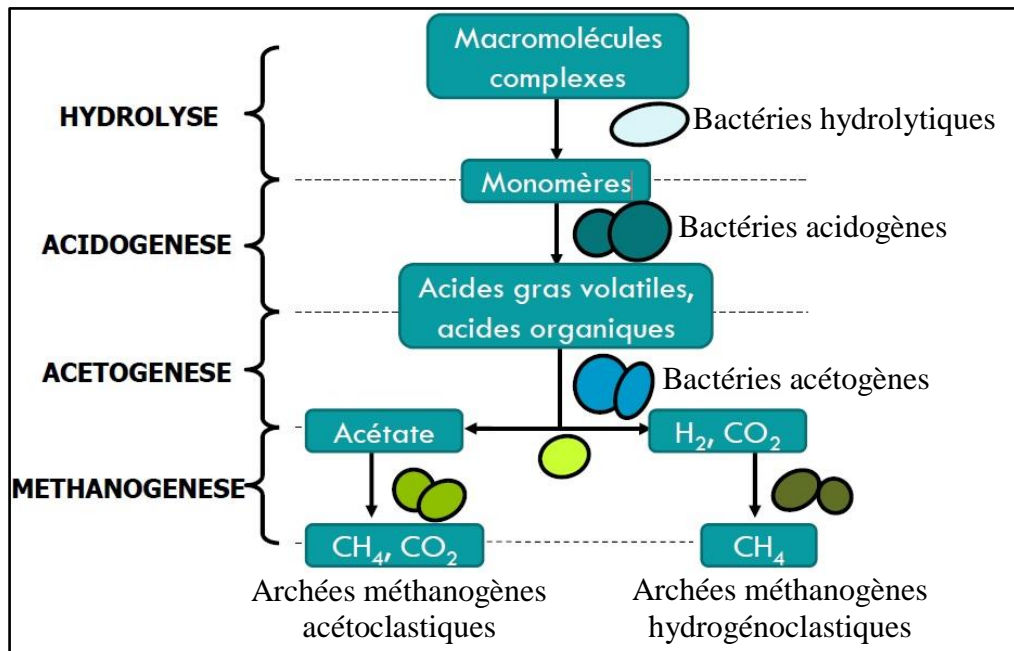


Figure 1.3. Schéma global de la cinétique biologique de méthanisation (Said Ahmed et Pekpe, 2018) modifié d'après (Coutu, 2021).

Le processus de méthanisation permet la création de 2 produits dont la quantité varie en fonction du pouvoir méthanogène de la MO utilisée (Laurent, 2015). Tout d'abord, le biogaz qui est l'objectif majeur de la méthanisation et qui est essentiellement composé de CH_4 (55 à 65%) et de CO_2 (35 à 45%). Il est ensuite épuré pour être valorisé en production de chaleur, de chaleur et d'électricité (cogénérateur), de biocarburant (gaz naturel pour véhicules GNV) ou injecté dans les réseaux de gaz. Le second produit est le digestat qui, bien qu'il soit un sous-produit, représente le plus grand pourcentage de matière issue du processus de méthanisation (c'est pour cela que dans d'autres pays on parle de digesteur et non de méthaniseur). Le digestat peut être soit épandu directement au champ, soit subir une séparation de phase (grâce à une presse à vis ou centrifugation) afin d'obtenir un digestat solide (20%) et un digestat liquide (80%). Le digestat liquide est pauvre en matière sèche et est composé en grande majorité d'azote ammoniacal (riche en azote minéral) tandis que le digestat solide est essentiellement composé de MO résiduelle et des autres composés à l'exception de l'azote (Guilayn *et al.*, 2019). Les digestats peuvent subir de nombreux post-traitements visant à améliorer leurs propriétés fertilisantes telles que le compostage, le séchage, les traitements thermo-chimiques (pyrolyse,

gazéification etc.) (Cesaro, 2021) ou encore le strippage (désorption) pour produire des engrais concentrés (Palakodeti *et al.*, 2021).

La méthanisation est la technique la moins polluante de transformation de MO en terme de GES car ceux-ci sont récupérés lors du processus et utilisés en énergie (Komakech *et al.*, 2015). Cependant cette technique ne permet pas, grâce à sa digestion anaérobie mésophile (35-40°C) ou thermophile (55-60°C) d'éliminer tous les pathogènes potentiellement présent dans la MO. Comme nous l'avons vu dans la partie 1.1., l'article R 541-8 du Code de l'environnement, les biodéchets définis comme déchets de cuisine et de table (DCT) sont soumis à la réglementation sur les sous-produits animaux de catégorie 3 (SPAN C3). Cette réglementation européenne nécessite l'obtention d'un agrément sanitaire pour valoriser ces déchets (Commission Européenne, 2011) qui se traduit par un traitement d'hygiénisation supplémentaire en amont du processus de méthanisation (Association AILE *et al.*, 2021). De plus, comme pour les autres techniques de valorisation des biodéchets, le plus grand problème sont les ETM qui ne sont pas éliminés lors du processus de méthanisation (Vanai, 1995).

Actuellement la méthanisation est en plein développement en France dans le cadre de la transition écologique (production d'électricité verte) mais de plus en plus d'interrogations se posent dans la société civile. Ces questionnements sont issus de la remise en question du modèle allemand qui dédie ses terres agricoles à la culture énergétique (14% en 2022 selon le ministère de l'agriculture allemand). Cette technique qui nécessite beaucoup d'investissements (surtout pour les grosses unités), comporte de nombreux risques sanitaires et environnementaux en cas de dysfonctionnement (fuites de GES toxique et corrosif, odeurs, pollutions des nappes phréatiques etc.) et est donc soumis à la législation ICPE (Installations Classées pour la Protection de l'Environnement). De plus des questions se posent encore sur les effets des digestats sur les sols et leur capacité à enrichir les sols en MO. En effet, les digestats liquides qui représentent la majorité des produits issus de la méthanisation sont essentiellement composés d'azote ammoniacal et sont très volatiles et lixiviables ce qui peut entraîner de nombreuses pollutions : émission de N₂O (GES avec un PRG 298 > CO₂), pollution des nappes phréatiques où encore un impact sur la biodiversité des sols et les abeilles (à cause de la volatilisation de l'ammoniac à l'épandage). Des alertes à ce sujet se retrouvent récemment dans la littérature grise (ConsoGlobe, 2019 ; Reporterre, 2019) mais sont le fait de groupes de scientifiques tels que le Collectif Scientifique National Méthanisation Raisonnée (CSNM) qui a déjà partagé ses inquiétudes à l'assemblée nationale (CSNM, 2019).

2.3. Le vermicompostage

2.3.1. Définition du vermicompostage et différences avec la vermiculture

Le vermicompostage est un processus contrôlé de dégradation de la matière organique dont la principale caractéristique est l'ajout de vers de terre en amont du processus de décomposition pour accélérer le processus de stabilisation en modifiant considérablement ses propriétés biologiques, physiques et chimiques (Dominguez 2004; Munroe 2007; Lim *et al.*, 2016). Le processus de dégradation se fait à température ambiante (processus mésophile) et la stabilisation est obtenue par l'interaction entre les vers de terre, les microorganismes associés et les autres décomposeurs (Gomez-Brandon *et al.*, 2012) ; il est régulièrement défini comme un processus d'oxydation biologique (Pathma et Sakthivel, 2012). Pour mettre en œuvre le processus de vermicompostage, il est nécessaire d'utiliser des vers de terre et donc de les obtenir ou de les élever par vermiculture. L'objectif de la vermiculture est de les élever et donc de leur fournir un substrat de qualité afin qu'ils puissent se reproduire et se développer de manière optimale (forte densité de vers), tandis que l'objectif du vermicompostage est de recycler les déchets organiques (Dominguez, 2004; Edwards *et al.*, 2010; Pankaj et Kumari, 2015; Soni et Sharma, 2016). Les espèces de vers de terre utilisées sont généralement épigées (Bouché, 1977; Blouin *et al.*, 2013). Ce sont des espèces qui restent naturellement à la surface du sol et dans la litière fraîche utilisée comme nourriture. Celles utilisées pour le vermicompostage doivent pouvoir se développer rapidement et répondre aux critères suivants (Dominguez, 2004) : colonisation naturelle des déchets organiques, taux élevé de consommation de digestion et d'assimilation de MO, résistance à la variation de facteurs climatiques et chimiques (température, humidité, pH...), taux de reproduction élevé avec un grand nombre de cocons, éclosions et une croissance et maturation rapides (stratégie de reproduction écologique « r ») et enfin une résistance à la manipulation.

Bien que *Eisenia fetida*, Savigny (1826) (Haplotaxida, Lumbricidae) soit l'espèce la plus utilisée dans le vermicompostage en raison de sa grande capacité d'ingestion de déchets (Edwards *et al.*, 2010), d'autres espèces ont été étudiées et comparées notamment en Asie (Kaviraj et Sharma 2003; Rajpal *et al.*, 2012; Singh *et al.*, 2012; Sahariah *et al.*, 2015; Devi et Khwairakpam 2020). Dans la revue sur le vermicompostage de la fraction organique des déchets solides municipaux (OFMSW) publiée dans le cadre de ces travaux de recherches (Ducasse *et al.*, 2022) nous avons analysé les espèces de vers de terre les plus utilisées. Conformément à nos attentes, *E. fetida* est l'espèce la plus étudiée (50,9% des articles) suivi d'*Eudrilus eugeniae* (13,6%) et de *Perionyx excavatus* (5,7%). D'autres espèces moins courantes sont utilisées en Asie comme *Lampito*

mauritii, qui est définie comme une espèce anécique (Tripathi et Bhardwaj, 2004) et *Metaphire posthuma*, qui est définie comme une espèce endogée (Doan *et al.*, 2013). Il est important de noter que les catégories écologiques des vers de terre ont été définies par les travaux de (Bouché, 1977) et qu'elles sont actuellement controversées (Bottinelli *et al.*, 2020), d'autant plus pour des espèces en dehors de l'Europe (espèces asiatiques non *Lumbricidae* par exemple). Cependant, les études qui comparent l'efficacité de différentes espèces sur la décomposition des déchets organiques suggèrent que *E. fetida* permet une transformation plus rapide de la MO en vermicompost (Kaviraj et Sharma, 2003; Tripathi et Bhardwaj, 2004; Rajpal *et al.*, 2012). Malgré cela, d'autres espèces sont utilisées car dans certaines régions du monde, *E. fetida* n'est pas naturellement présente et les études se concentrent sur le potentiel des espèces indigènes qui sont certainement plus faciles à obtenir (Suthar, 2007, 2009; Soobhany *et al.*, 2015).

2.3.2. Description du processus de vermicompostage

L'objectif principal du processus de vermicompostage est de stabiliser et de dégrader la MO (souvent des déchets) pour produire du vermicompost (Adhikary, 2012; Doan *et al.*, 2015). Les vers de terre utilisés dans le vermicompostage sont capables de traiter une multitude de MO telles que le fumier animal, les résidus végétaux et les déchets municipaux (déchets organiques solides et boues d'épuration) et industriels (papier, bois et aliments) (Garg *et al.*, 2006; Stewart-Wade, 2020). Cependant, il existe certains déchets alimentaires que les vers de terre ne tolèrent pas, comme les produits laitiers, les déchets de viande et de poisson, les graisses et les huiles, ainsi que les aliments salés et vinaigrés ; les matières premières doivent donc être soigneusement sélectionnées (Yadav et Garg, 2011). Bien que de nombreuses variantes de vermicompostage (de la technologie de base en andain à la technologie de pointe avec un système de réacteur de vermicompostage à flux continu entièrement automatisé) aient été développées (C. A. Edwards *et al.*, 2010), le processus comporte deux phases majeures. Tout d'abord (i) la **phase de décomposition active** et (ii) la **phase de maturation**, dont la durée peut varier en fonction des espèces de vers utilisées, de leur densité, de la typologie des déchets et des conditions dans lesquelles le processus se déroule (Dominguez, 2004; Munroe 2007; Sim et Wu, 2010; Kumar 2011; Pathma et Sakthivel, 2012; Gomez-Brandon et Dominguez, 2014; Ali *et al.*, 2015).

La phase de décomposition active est caractérisée par l'action des vers de terre qui ingèrent et fractionnent la MO fraîche. Bien que les microorganismes soient responsables de la dégradation biochimique de la MO par la sécrétion d'enzymes, les vers de terre conditionnent le développement de l'activité biologique (Aira *et al.*, 2008). L'ingestion, la digestion et la

déjection de la MO par les vers de terre rend non seulement la MO plus assimilable (effet indirect) mais permet également le déplacement de communautés de microorganismes peu mobiles (bactéries et champignons) voire de microfaune (protozoaires et nématodes) (effet direct) (Monroy *et al.*, 2008). De plus, le fractionnement de la MO par les vers de terre permet une augmentation de la surface potentielle exposée aux autres décomposeurs, en particulier aux microorganismes (Aira *et al.*, 2007; Gomez-Brandon *et al.*, 2012).

L'ensemble des modifications de la MO à travers les activités physiques et métaboliques des vers de terre (ingestion, digestion et assimilation) est appelé "Gut-associated Process" (GAP), ou encore phase active ou directe (Dominguez, 2004; Lores *et al.*, 2006). Cette première phase consiste à installer une litière de vers de terre (vers dans un substrat de vermiculture) adaptée à la quantité de déchets à valoriser (Figure 1.4.A) avant d'apporter les déchets organiques à valoriser de manière discontinue (application ponctuelle) ou continue (application régulière) (Figure 1.4.B). L'alimentation discontinue demande plus de travail mais permet de mieux contrôler l'environnement des vers de terre et facilite l'intervention pour le contrôle des facteurs tels que l'alimentation, le pH ou l'humidité. Quoi qu'il en soit, les déchets organiques (souvent déposés en andain) ne doivent pas dépasser 1,5 m de hauteur (voire moins selon la densité des déchets) car les vers de terre sont sensibles au tassement. La seconde phase, dite de maturation, est commune à de nombreux processus de valorisation de la MO (Lohri *et al.*, 2017). Lors du vermicompostage, elle est amorcée par une phase qui consiste à séparer les vers de terre de la matière quasiment décomposée. Cette étape de séparation couramment appelée la **migration** consiste à attirer les vers de terre vers de nouvelles couches de déchets frais et non digérés (création d'un andain de déchets organiques contre l'ancien par exemple) en arrêtant d'apporter des déchets sur l'andain où sont les vers de terre (Figure 1.4.C). Les microorganismes prennent alors en charge le cycle de décomposition jusqu'à ce que le produit obtenu (le vermicompost) soit stable. Certains auteurs ont montré que la présence de vers pendant la décomposition modifie la communauté de microorganismes (Aira et Dominguez, 2011; Gomez-Brandon et Dominguez, 2014) et augmente la diversité bactérienne, le nombre de bactéries et la diversité fonctionnelle (Vivas *et al.*, 2009). Lorsque les vers de terre ont consommé la MO, ils laissent un substrat (principalement des déjections) riche en microorganismes qui continuent à décomposer la MO jusqu'à l'épuisement des ressources ce qui entraîne une diminution du nombre de microorganismes (Aira *et al.*, 2007). Cette phase de **maturation**, au cours de laquelle les vers de terre n'ont plus d'action directe sur le substrat, est appelée "Cast-associated Process" (CAP) ou encore phase indirecte (Dominguez, 2004).



Figure 1.4. Étapes du processus du vermicompostage avec (A) apport de litière de vers de terre (environ 5 kg.m²), (B) nourrissage en andain et (C) récolte du vermicompost après avoir fait migrer les vers dans l'andain de migration.

2.3.3. Facteurs abiotiques et chimiques pour le vermicompostage

Le vermicompostage étant fondé sur l'action des vers de terre, le bon déroulement du processus est donc conditionné par des facteurs biotiques et abiotiques qui peuvent varier en fonction de l'espèce sélectionnée (Samal *et al.*, 2019).

La **température** est le premier facteur abiotique pour que le vermicompostage se déroule de manière optimale. En effet l'activité des vers de terre diminue lorsque celle-ci est trop basse (< 10°C) ou trop élevée (> 35°C) (Sim et Wu, 2010). Les conditions de température optimales pour les vers de terre sont connues pour les espèces les plus couramment utilisées dans le vermicompostage. Par exemple, la température optimale pour *E. fetida* est de 25°C avec une tolérance de 0-35°C, tandis que *E. eugeniae* et *P. excavatus* ont un optimum à 25°C mais une tolérance de 9-30°C (Edwards et Burrows, 1988; Reinecke *et al.*, 1992). Le second facteur essentiel est le **taux d'humidité** qui est très important pour les vers de terre et doit se situer entre 50 et 90% de la masse du substrat selon l'espèce utilisée. Par exemple, *E. fetida* se développe plus rapidement dans un fumier dont la teneur en eau est comprise entre 80 et 90% (Edwards et Burrows, 1988). Le dernier facteur abiotique essentiel est le maintien des **conditions aérobies** dans la MO car les niveaux d'O₂ sont essentiels pour l'activité des vers de terre qui absorbent l'O₂ et rejettent le CO₂ à travers leur peau humide. Ils sont donc très sensibles aux conditions anaérobies et il est généralement rapporté que leur efficacité diminue si les taux d'O₂ tombent en dessous de 55-65% dans le milieu (Edwards, 2004).

Pour le bon déroulement du vermicompostage il est également nécessaire de respecter certaines conditions physico-chimiques. Tout d'abord il est important de savoir que l'ammoniac (NH₃) et le sel (NaCl) sont toxiques pour les vers de terre et que leurs taux doivent être maintenus dans le substrat en dessous du seuil de 0,5 mg.g⁻¹ pour l'ammoniac et de 0,5 % pour le sel (Dominguez et Edwards, 2010a). Aussi, bien que les vers de terre soient relativement résistants à une large gamme de pH (5 à 9), la plupart des espèces ont une préférence pour les pH neutres à acides (> 5) (Edwards *et al.*, 2010). À la fin du processus de vermicompostage, le pH passe souvent d'alcalin à légèrement acide. Les vers de terre peuvent neutraliser un léger excès d'acidité grâce à leurs sécrétions de calcium et d'ammoniac.

Il existe également d'autres conditions propres à la MO apportée qui permettent d'accélérer le processus de vermicompostage. Tout d'abord, le rapport C/N de la MO initiale a un effet sur la vitesse de décomposition par les vers de terre (Lv *et al.*, 2018) et le rapport idéal se situe entre 25 et 30 (Dominguez et Edwards, 2010b). En outre, plus la MO initiale est fine, plus les vers de

terre la dégradent vite (optimum entre 10 et 20 mm). Cependant, la matière peut être plus grossière que dans le processus de compostage (Dominguez et Edwards, 2010b).

2.3.4. Avantages et limites du vermicompostage

Cette partie se base sur des études réalisées sur le vermicompostage et le vermicompost de déchets organiques en tous genres et donne une idée du potentiel de la technique pour recycler les déchets organiques urbains qui restent peu étudiés. Le vermicompostage fait l'objet d'un intérêt croissant depuis les années 1990 et est désormais reconnu comme une option sérieuse de traitement biologique des déchets (Lohri *et al.*, 2017), en particulier dans les zones à faibles et moyens revenus comme l'Afrique et l'Asie (Gupta et Garg, 2011; Singh *et al.*, 2011). Les principaux intérêts autour de cette technique sont d'ordre agronomique. En effet, des études ont montré que le vermicompostage permet une forte conversion des nutriments de la MO initiale dans le produit final qu'est le vermicompost (Ndegwa *et al.*, 2000; Garg *et al.*, 2012). En général, le vermicompostage augmente la concentration totale en azote, calcium, phosphore, potassium et magnésium et diminue le carbone organique et donc le rapport C/N (Lim *et al.*, 2015). En effet, l'action des vers de terre optimise la rétention des nutriments tels que l'azote de 10% à 20% selon le C/N de la MO initiale (Caceres *et al.*, 2018) et évite la perte des éléments azotés par rapport au compostage (Nigussie *et al.*, 2016). Le vermicompost une fois mature est stable et homogène (fractionnement mécanique des vers de terre), les nutriments sont hautement disponibles pour les plantes (Adhikary, 2012; Samal *et al.*, 2019), notamment le phosphore et le potassium (Hanc et Pliva, 2013). Cela est probablement un résultat des activités enzymatiques présentes dans leur estomac, telles que les phosphatases (Ghosh *et al.*, 1999).

De rares études ont montré que le vermicompost favorise l'aération du sol, le développement de bactéries bénéfiques pour les plantes (Monroy *et al.*, 2008; Aira *et al.*, 2008; Adhikary, 2012) et peut réduire les maladies des plantes et les attaques de ravageurs (Ersahin, 2010; Cardoza, 2011; Rowen *et al.*, 2019). Une fois appliqué au sol, il diminue la densité apparente et augmente la porosité, accroît la capacité de rétention d'eau et favorise l'aération (Manivannan *et al.*, 2009; Lim *et al.*, 2014). Le peu d'études qui ont comparé les qualités du vermicompost à d'autres amendements sur des applications concrètes (restauration des sols, horticulture, etc.) ont montré que celui-ci permettait des apports supérieurs aux composts en termes de nutrition des plantes et des sols (Atiyeh *et al.*, 2000; Ngo *et al.*, 2011; Jouquet *et al.*, 2011; Doan *et al.*, 2015; Lim *et al.*, 2016).

Le processus du vermicompostage est aussi étudié en termes d'impacts sur l'environnement. Les connaissances actuelles montrent que la technique du vermicompostage émet peu de GES grâce à son processus mésophile et à l'action des vers de terre. Komakech *et al.* (2015) ont montré avec une analyse de cycle de vie qui compilait des données d'émissions de GES des systèmes de traitement des déchets biodégradables d'une ville, que le compostage conventionnel (thermophile) émettait 80,9 kg CO₂ eq / tonne de déchets contre 17,7 pour le vermicompostage, soit 78% de GES en moins. Ceci est principalement dû au processus de montée en température du compostage qui produit une quantité importante de GES de l'ordre de 25 à 36% de plus de N₂O et 22 à 26% de plus de CH₄ que le vermicompostage (Nigussie *et al.*, 2016). De plus, Nigussie *et al.* (2016) ont montré qu'en augmentant la densité de vers de terre de 1 kg.m⁻² à 3 kg.m⁻², la production de CO₂ augmentait de 3 à 14%, la production de CH₄ diminuait de 10 à 35% et que cette augmentation avait un effet marginal sur la production de N₂O. Ils ont également montré qu'avec une concentration de vers de terre de 3 kg.m⁻², une augmentation de l'humidité de 75 à 85% permettait une réduction des émissions de 32% de CH₄ et de 40% de N₂O. D'autres études ont montré que le vermicompostage réduisait jusqu'à trois fois les émissions de NH₃, CH₄ et N₂O par rapport au compostage (Lleo *et al.*, 2013). Il existe cependant quelques études qui montrent que le vermicompostage peut émettre plus de N₂O que le compostage (Hobson *et al.*, 2005), ce qui indique que le processus est variable, probablement en fonction du type de matériau décomposé et de la gestion du système.

Malgré de nombreux avantages, Lohri *et al.* (2017) ont noté que le vermicompostage n'est pas un procédé très utilisé dans la gestion des déchets. Cela peut être expliqué par différentes limites, notamment techniques et socio-économiques. Tout d'abord, le processus est plus complexe que le compostage conventionnel et nécessite davantage de compétences pour comprendre et gérer les conditions nécessaires à la réussite du cycle de vie des vers de terre (Lohri *et al.*, 2017). La complexité de ce cycle réduit le type de MO directement vermicompostable. En effet, certains matériaux doivent subir un court processus de pré-compostage thermique (1 à 2 semaines) pour une stabilisation avant vermicompostage (Nair *et al.*, 2006; Frederickson *et al.*, 2007), ce qui peut demander des efforts supplémentaires qui ne seront pas nécessairement rentables économiquement. De plus, le vermicompostage nécessite plus d'espace au sol car les vers sont sensibles à la compaction de la matière (andains de 0,5 à 1,5 m de hauteur maximum) (Munroe, 2007; Hanc *et al.*, 2017), mais il existe des solutions de vermicompostage "high-tech" qui utilisent des réacteurs hors-sol pour optimiser le processus (Jain *et al.*, 2003; Edwards, 2010; Suthar, 2010). Selon Lim *et al.* (2016), les évaluations économiques du vermicompostage sont

limitées et les conclusions divergent : certaines activités sont rentables et d'autres non, selon le type de procédé utilisé, la valeur marchande de l'engrais organique, le volume de production, etc. Le potentiel économique d'un système de vermicompostage dépend des coûts d'investissement initiaux (système intérieur de haute technologie ou système d'andain extérieur de basse technologie) ainsi que des revenus tirés du vermicompost produit. Les prix varient considérablement dans le monde entier, avec un prix de vente de 80 \$ par tonne en Ouganda (Lalander *et al.*, 2015), contre 200 à 1000 \$ par tonne aux États-Unis (Jensen *et al.*, 2010) et de 200 à 3000 € en France, selon le type de conditionnement (en gros pour les professionnels ou détail pour les particuliers). La commercialisation des vers de terre produits au cours du processus peut constituer un gain économique supplémentaire car ils sont riches en protéines (65% de la matière sèche) et peuvent être utilisés comme farine pour l'alimentation animale (Adhikary, 2012; Lalander *et al.*, 2015) ou même pour la consommation humaine (Tedesco *et al.*, 2019; Conti *et al.*, 2019). En outre, certains chercheurs s'intéressent aux propriétés médicinales des molécules produites par les vers de terre, ce qui pourrait conduire à de nouvelles opportunités économiques (Cooper et Balamurugan, 2010). Les vers peuvent généralement se vendre entre 5 et 35 \$ la livre aux États-Unis (Jensen *et al.*, 2010). Dans le même temps, de nouvelles technologies telles que les trieuses de vers ont été développées ces dernières années ce qui facilite l'extraction des vers de terre en vue de leur commercialisation (Lin *et al.*, 2021).

Un des freins pour le développement du vermicompostage des déchets organiques en Europe est l'inquiétude par rapport à l'hygiénisation du produit (montée en température obligatoire à cause des SPAN C3 expliquée dans la partie 1.2). Cependant, malgré son processus mésophile sans montée en température, le vermicompostage permet de réduire les pathogènes à des seuils équivalents voire inférieurs au compost en environ 2 à 3 mois dans la majorité des études traitant de ce sujet (Eastman 1999; Lotzof *et al.*, 2002; Soobhany, 2018). En outre, certaines expérimentations ont tenté d'inoculer des agents pathogènes directement dans le vermicompost (Castro-Del Campo *et al.*, 2010) ou dans des déchets sains pour suivre leur évolution au cours du vermicompostage (Prochazkova *et al.*, 2018), mais ceux-ci n'ont pas survécu. Cependant, certaines études ont également montré que les vers de terre peuvent déplacer des agents pathogènes comme *Escherichia coli* dans le substrat (Williams *et al.*, 2006) et que certains vermicomposts commerciaux peuvent encore contenir des agents pathogènes (notamment ceux provenant des boues de station d'épuration) (Grantina-Ievina *et al.*, 2013). Les axes de recherche actuels s'orientent vers les hypothèses selon lesquelles les vers de terre régulent les pathogènes avec des effets directs ou indirects. Les effets directs sont le broyage lors de l'ingestion,

l'inhibition des pathogènes par des substances antimicrobiennes ou des microbes antagonistes produits dans leur organisme. Les effets indirects sont la stimulation de l'activité microbienne par les vers qui peut provoquer une compétition, un antagonisme ou encore la production de substances antimicrobiennes (Subler et Edwards, 2010).

2.4. Valeurs fertilisantes des PRO issus des biodéchets

L'apport de PRO sur un sol agit de la même manière que n'importe quel autre type de MO. Ils subissent une dégradation biologique par la faune et microflore édaphique et une stabilisation de la MO qui permet de la fixer aux particules du sol (formation de complexe organo-minéral) (Houot *et al.*, 2015). La dégradation de la MO par les organismes du sol amène une production de CO₂ provenant de la partie minéralisée qu'ils utilisent pour se développer (respiration notamment). Le CO₂ issu de cette transformation est dit biogénique car le carbone rejeté est dégradé par des processus biologiques et donc naturellement capté dans l'atmosphère par la photosynthèse (contrairement au CO₂ issu de la combustion d'énergies fossiles) et n'est donc pas considéré comme une émission de GES (Moinard, 2021). Les PRO sont des ressources avec des caractères physico-chimiques très diversifiés et auront un effet sur le sol en fonction de leur aptitude à être dégradés puis stabilisés par les microorganismes du sol qui utilisent la MO comme source d'énergie. Plus un PRO est facilement biodégradable, plus l'activité microbienne sera stimulée et la minéralisation du produit sera rapide dans le sol. À l'inverse si la MO est stable (peu biodégradable), les microorganismes agiront plus lentement et le PRO participera à l'augmentation du stock de MO dans le sol (Houot *et al.*, 2015). Sur cette différenciation les PRO se divisent en deux catégories qui sont soit des PRO à vocation d'engrais (riches en azote valorisable à court terme par les plantes), soit des PRO amendants (riches en MO et qui participent à améliorer la fertilité et la structure du sol à plus long terme) (Moinard, 2021). Les paramètres qui permettent de caractériser la valeur fertilisante d'un PRO sont le C/N, la teneur en N organique et inorganique et la stabilité de la MO.

La valeur d'engrais d'un PRO est généralement définie comme la capacité d'un PRO à apporter de l'azote rapidement pour stimuler la croissance des plantes. Ainsi, le taux d'azote inorganique, qui est sous forme de nitrate (NO₃⁻) et d'ammonium (NH₄⁺) permet de définir la valeur d'engrais d'un PRO. Selon Gutser *et al.* (2005), l'indicateur le plus important pour prédire la disponibilité de l'azote à court terme est le NH₄⁺ car celui-ci est rapidement nitrifié en NO₃⁻ puis utilisable par les plantes. Cependant, tout comme pour les engrais inorganiques, l'azote des PRO peut entraîner des pollutions en fonction des différentes caractéristiques de ces PRO (solides ou

liquides, concentration en NH_4^+) et des différentes conditions pédoclimatiques (Obriot *et al.*, 2016). Ces pollutions peuvent avoir lieu directement après l'épandage avec la volatilisation de l'ammonium en ammoniac NH_3 qui peut être réduite avec une incorporation au sol rapide de la MO (Webb *et al.*, 2010). La seconde source de pollution est lorsque la nitrification du NH_4^+ en NO_3^- aboutit à une lixiviation des nitrates (Basso et Ritchie, 2005) et/ou à la production de N_2O (Zhou *et al.*, 2017) si la dénitrification et la nitrification sont incomplètes (Hénault *et al.*, 2012). Le second facteur qui permet de définir la valeur d'engrais d'un PRO est son taux d'azote organique qui, lorsqu'il est décomposé par les microorganismes, peut être minéralisé et rendu disponible pour les plantes ou immobilisé dans le sol (Delin *et al.*, 2012). Le dernier facteur pour la caractérisation de la valeur d'engrais d'un PRO est le rapport C/N. Plus celui-ci est faible, plus le PRO sera associé à un fort apport en N disponible pour les plantes (Delin *et al.*, 2012). L'impact des PRO à court terme sur la disponibilité de l'azote est actuellement bien documenté mais la conséquence d'apports répétés sur le long terme est plus difficile à estimer (Obriot *et al.*, 2016).

La valeur amendante d'un PRO est généralement définie comme la capacité d'un PRO à améliorer la qualité d'un sol sur le long terme grâce à son apport de MO. Les apports de PRO amendants visent donc à améliorer le stock de matières organiques du sol (MOS) ce qui peut se traduire par une augmentation de la qualité des propriétés physiques, chimiques et biologiques d'un sol sur le long terme. Parmi les améliorations des propriétés physiques d'un sol il est rapporté que l'apport de PRO permet une augmentation de la stabilité des agrégats (Annabi *et al.*, 2011), la diminution de la densité apparente (Diacono et Montemurro, 2010) et l'augmentation de la portance des sols. Il est également bien documenté que les PRO apportent des modifications chimiques dans le sol avec une augmentation des nutriments, du pH et de la MOS (Jouquet *et al.*, 2011; Bhogal *et al.*, 2018). A long terme les apports de PRO peuvent aussi avoir des effets sur la biologie du sol avec une augmentation de la diversité microbienne fonctionnelle et génétique (Gryta *et al.*, 2020) et de sa biomasse (Sadet-Bourgeteau *et al.*, 2018). Bien que les études soient plus rares, des effets positifs ont également été répertoriés sur la mésofaune et la macrofaune du sol (Leroy *et al.*, 2007). Le peu d'études à ce sujet est sûrement dû à la complexité du suivi des communautés qui suivent un processus dynamique corrélé à la vitesse de dégradation de la MO. Pour déterminer la valeur amendante d'un PRO, le principal facteur corrélé à l'augmentation de la MOS est le carbone (Maltas *et al.*, 2018). L'augmentation des entrées de carbone via l'apport de PRO permet d'améliorer le stock de carbone du sol (Chenu *et al.*, 2019) et donc les propriétés énoncées précédemment. La quantité de carbone

intégrée au sol dépend de la typologie de la MO et du carbone du PRO. On distingue le carbone labile qui est facilement minéralisable et le carbone récalcitrant qui restera plus longtemps dans le sol (Haynes, 2005). La valeur amendante d'un PRO est donc définie par le taux de carbone récalcitrant qui le compose. Plus il est élevé plus le PRO aura un bon pouvoir amendant.

Pour caractériser si un PRO est un engrais ou un amendement il existe de nombreuses techniques d'analyses dont l'analyse en laboratoire de la cinétique de minéralisation du carbone et de l'azote (FD U44-163 normalisée par AFNOR, 2018). Cependant les mesures de cinétique sont chronophages et lourdes. C'est la raison pour laquelle des méthodologies plus simples ont été développées telles que l'Indice de Stabilité de la Matière Organique (ISMO). Cet indice calculé sur la base de l'indice de fractionnement biochimique (ISB) et de la minéralisation du carbone à 3 jours, permet d'obtenir un pourcentage de MO récalcitrante et d'estimer le pouvoir amendant du produit (Lashermes *et al.*, 2009). Afin d'approfondir la caractérisation des PRO et leurs effets sur le sol tout en diminuant les coûts et le temps de laboratoire, de plus en plus de recherches s'orientent vers la mise en place de modèles mécanistes dont notamment le modèle RothC, basé sur l'indice ISMO, qui utilise les résultats de caractérisation des PRO pour simuler la dynamique de la MO dans le sol (Peltre *et al.*, 2012; Mondini *et al.*, 2017). Cependant, si la caractérisation des PRO permet de prédire l'impact d'un produit sur le sol, elle est moins adaptée/efficace concernant les effets cumulatifs. En effet, il est difficile de prédire l'impact d'un apport répété de PRO en ne disposant que des analyses des produits et les suivis de terrains sont nécessaires pour compléter ces études (Obriot *et al.*, 2016; Peltre *et al.*, 2017; Sadet-Bourgeteau *et al.*, 2018).

Les techniques de compostage, méthanisation et vermicompostage ont toutes les trois des avantages et inconvénients au niveau du processus. Les Produits Résiduels Organiques (PRO) issus de ces techniques sont de natures et qualités variables à cause de la grande diversité des déchets entrants et des processus en eux-mêmes. Cependant, tous ces PRO sont utilisables en agriculture et auront un impact différent sur le sol et les cultures. Afin de prédire leur impact, il est nécessaire de caractériser précisément ces PRO et d'adapter leur usage en fonction des besoins de fertilisation des cultures ou amendement du sol. Les apports de matières organiques (MO) en agriculture ne sont pas récents et de plus en plus de systèmes défendent cette pratique dont l'agriculture biologique qui se base sur l'apport de MO.

3. Importance de l'apport de matière organique dans des systèmes de grandes cultures conduits en agriculture biologique (AB)

3.1. Historique, définition et développement de l'AB

Depuis le début du XX^{ème} siècle, de nombreux modèles d'agricultures plus durables se sont créés, revendiqués en opposition à l'intensification et à l'industrialisation du monde agricole et se sont développés pour s'orienter vers un système de production plus résilient (Raymond et Goulet, 2014). Depuis le début des années 1980, l'AB qui a pour concept majeur de produire sans produit de synthèse, est un des premiers systèmes « alternatifs » à s'être largement développé dans le monde (Youngberg et DeMuth, 2013). Bien que certains pays comme la France aient déjà officialisé l'AB dans la loi d'orientation agricole (LOA) de 1980, ce n'est qu'en 1991 que le terme « agriculture biologique » apparaîtra dans un règlement européen qui reconnaît officiellement ce mode de production (règlement CEE 2092/91 du 24 juin 1991). Le règlement européen interdit l'utilisation de produits phytosanitaires de synthèse, d'OGM et limite les intrants (Leroux, 2015). L'objectif de cette réglementation est d'homogénéiser les pratiques des différents états signataires de l'UE (INAO, 2016). L'AB est labellisée depuis 2010 à travers le label AB qui est soumis à des réglementations et des contrôles stricts qui sont édités par l'Europe (Commission Européenne, 2018).

Les surfaces agricoles en AB augmentent dans le monde et sont passées de 11 millions d'hectares en 1999 à 74,9 millions d'hectares en 2020 avec une progression de 4,1% soit 3 millions d'hectares entre 2019 et 2020 (FiBL et IFOAM, 2022). L'Europe est le second continent possédant la plus grande surface en agriculture biologique avec 17.1 millions d'hectares derrière l'Océanie qui compte 35,9 millions d'hectares en 2020. En 2020, parmi les pays de l'UE, la France est le pays qui possède la plus grande surface en AB avec 2,5 millions d'hectares devant l'Espagne (2,4 millions) et l'Italie (2,1 millions) ce qui représente 8,8% de sa surface agricole utile (SAU) totale. En 2021, la France compte 736 036 hectares de surfaces AB en grandes cultures (Figure 1.5) sur les 2 776 553 hectares comptabilisés en AB, soit 26,51% de la SAU en AB totale du pays (Agence Bio, 2022).

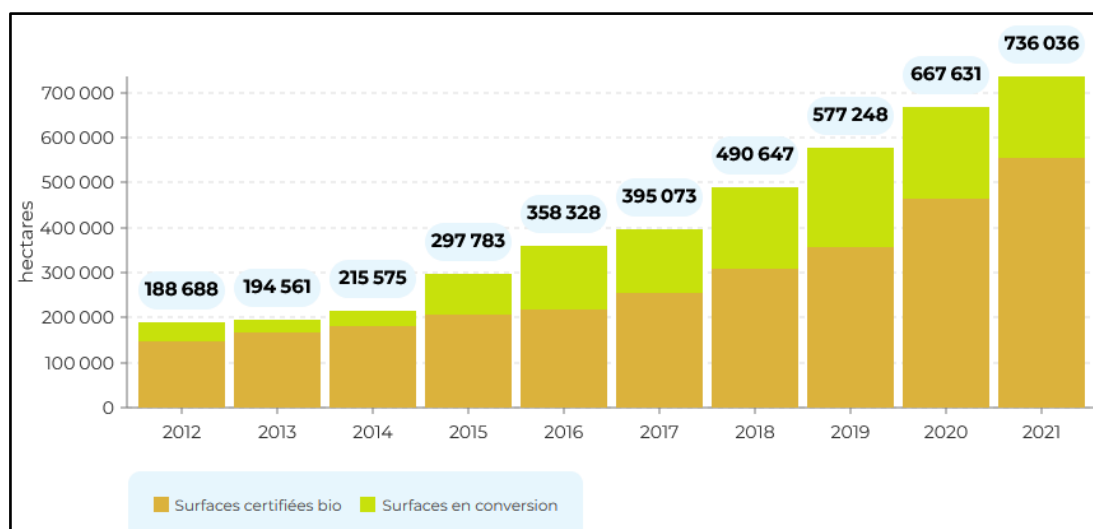


Figure 1.5. Évolution des surfaces en AB des grandes cultures (protéagineux, oléagineux, légumes secs et céréales) sur la France entre 2012 et 2021 (Agence Bio, 2022).

Les systèmes de grandes cultures en AB, bien qu'ils soient conçus pour préserver et améliorer la qualité des sols et réduire l'impact sur l'environnement (pollution chimique), sont confrontés à des problématiques similaires aux systèmes conventionnels. La gestion des ravageurs, des maladies et des adventices sans intervention chimique rend ces systèmes dépendants au labour (Bàrberi, 2002; Peigné *et al.*, 2007) qui a également un impact sur le sol en termes d'érosion (Seitz *et al.*, 2018) et de perte de biodiversité (Hole *et al.*, 2005). Pour faire face à ces problématiques, de nouvelles pratiques culturales se sont développées telles que la rotation des cultures (allongement et diversification des cycles) (Watson *et al.*, 2002) ou l'intégration des techniques de « conservation du sol » avec un recours limité au travail du sol (Peigné *et al.*, 2007). Un autre problème souvent soulevé est la diminution des rendements jusqu'à 34% entre les systèmes conventionnels et biologiques (Seufert *et al.*, 2012). Ceci est notamment dû à une plus grande variabilité des rendements en AB (Smith *et al.*, 2019). Une partie de la baisse des rendements est généralement due aux manques d'éléments nutritifs qui ne sont pas apportés sous forme d'engrais de synthèse comme dans un système conventionnel, mais sous forme d'engrais minéraux peu solubles (phosphate naturel par exemple) (David, 2009) ou d'apport de matières organiques (Guet, 2003).

3.2. Importance de la matière organique dans des systèmes conduits en AB

L'apport de MO est une des techniques centrales qui a permis le développement de l'AB (Organic Farming en anglais) et les partisans de l'AB soulignent la durabilité de ce système, notamment en raison de l'amélioration de la qualité des sols liée à ces MO (Leifeld, 2012). Il

est connu depuis longtemps que la MO joue un rôle essentiel à travers son apport d'éléments nutritifs pour les plantes via les processus de décomposition et de minéralisation (Campbell, 1978). L'objectif des systèmes conduits en AB est donc d'apporter de la MO pour maintenir la qualité du sol mais également d'apporter des nutriments essentiels à la production végétale. Cependant, même si un sol comporte une quantité importante de MO, il est difficile d'évaluer son évolution à cause de la variabilité des sols et de la diversité des MO apportées (Haynes, 2005). Ainsi, le pilotage des systèmes en AB est caractérisé par des relations complexes où il est difficile d'isoler la qualité des sols des aspects de production et d'environnement du système (Watson *et al.*, 2002). Dès lors, un des enjeux pour le développement de l'AB est de mieux comprendre et gérer la MOS afin de trouver un équilibre entre maintien de la qualité du sol à long terme et disponibilité des nutriments nécessaires à la production végétale à plus court terme. La qualité du sol sera définie dans la partie 4 de chapitre.

Les agriculteurs en AB sont généralement dépendants des ressources en MO pour assurer leurs productions. Cependant, suite au remembrement agricole, la polyculture élevage a grandement diminué (Philippe et Polombo, 2009) et il est actuellement difficile d'obtenir des MO sur certains territoires. Ainsi, un des enjeux majeurs du développement de l'AB, en plus de piloter la gestion de ses sols, est de parvenir à se fournir en MO pour en assurer la fertilité. Pour cela, depuis le début du 21^{ème} siècle les déchets organiques des villes (biodéchets, boues etc...), semblent être un gisement non négligeable de matière pour l'agriculture malgré de potentiels impacts sur l'environnement plus ou moins importants selon les processus de valorisation (Mallard *et al.*, 2006). L'AB a bien anticipé les problèmes liés aux MO urbaines et a développé des réglementations plus strictes sur certains facteurs tels que les éléments traces métalliques (CNAB, 2017). Ainsi, en profitant du durcissement de la réglementation concernant la valorisation des biodéchets urbains et grâce à des techniques de valorisation des MO urbaines optimum pour l'environnement et la conservation des nutriments, l'AB pourrait profiter d'un gisement d'amendements continu pour soutenir son développement et la qualité de ses sols.

3.3. Taux de matières organiques dans les sols et apports de matières exogènes en agriculture

Le taux de MO dans les sols agricoles français est en fort déclin depuis les années 70 et 80 à cause des pratiques intensives de travail du sol et de l'augmentation de la part de productions primaires carbonées exportées hors de la parcelle agricole (peu de retour au sol de MO) (Balesdent, 1996). Bien que le travail intensif du sol soit de plus en plus rare et que les inter-

cultures se développent pour limiter les périodes de sol à « nu », l'exportation de matières hors de l'agrosystème va potentiellement augmenter et il serait dans ce cas utile de mettre en place une politique de gestion des MO dans les sols (Balesdent, 1996). Roussel *et al.* (2001) ont estimé que pour redresser de 10% le stock de MO des sols agricoles français il faudrait apporter près de 3,7 à 5,5 millions de tonnes de MO humifiées sur 10 ans d'apports. Bien que chaque sol soit différent, il est admis qu'un seuil inférieur à 3,4% de la MOS dans des sols des régions tempérées (rapport entre MO et texture du sol) pourra conduire à un déclin potentiellement grave de la qualité du sol (Loveland et Webb, 2003).

Pour restaurer les taux de MO dans les sols, une des techniques les plus efficaces consiste à apporter des amendements organiques qui sont des produits issus d'origines végétales ou animales. Ces amendements sont également utilisés pour améliorer les propriétés physiques des sols et leurs activités biologiques (Roussel *et al.*, 2001). Les amendements organiques peuvent provenir directement du milieu agricole (source endogène) ou également d'autres types de milieux comme les villes (source exogène). Cependant, comme nous l'avons vu dans la section précédente, la MO issue de l'agriculture et notamment de l'élevage n'est pas forcément disponible à proximité des exploitations en raison de la spécialisation des systèmes agricoles générée par le remembrement. Dès lors, pour restaurer la MOS il est intéressant de s'orienter vers des matières exogènes telles que les biodéchets urbains. Des études au début des années 2000 ont montré que les composts issus des déchets urbains (déchets verts, biodéchets et boues) représentent le gisement le plus important des ressources organiques potentiellement utilisables en agriculture avec un potentiel d'environ 1 million de tonnes (Villio *et al.*, 2001). Cependant la qualité de ces composts est actuellement très variable malgré un très bon potentiel pour les cultures (Obriot *et al.*, 2016). Il est donc nécessaire de développer des procédés (tri sélectif à la source des biodéchets, valorisation contrôlée des matières, ...) pour obtenir un produit stable et de qualité pour l'agriculture, d'autant plus sur des sols conduits en AB qui sont soumis à des réglementations plus strictes.

3.4. Définition et rôle de la matière organique des sols (MOS)

La MOS est naturellement issue des résidus végétaux et animaux qui se retrouvent à la surface du sol en milieu naturel (litière forestière) ou incorporée au sol en agriculture par le travail du sol. Cette MO fraîche est composée de molécules complexes qui constituent la matière première des MO du sol. La MO fraîche subit des transformations en plusieurs étapes d'un processus en partie simultané (Figure 1.6). Lorsque la MO fraîche est traversée par des flux d'eau, les

molécules solubles (petits acides organiques et/ou ions nutritifs) peuvent être emportées par l'eau sous forme dissoute et se retrouve dans la solution du sol, on parle de lixiviation. Cependant la majorité de la MO du sol n'est pas directement soluble et peut-être fragmentée mécaniquement en MO particulaire par différents processus tel que le piétinement ou l'action des décomposeurs de la litière du sol (collemboles, acariens, cloportes, diplopodes etc.). Ces MO particulières fragmentées peuvent être incorporées dans le sol par l'action de la faune et/ou par l'eau qui entraîne les particules. Une fois incorporées dans le sol (complexe organo-minéral), les MO particulières sont attaquées par des enzymes issues des microorganismes décomposeurs du sol (communautés différentes de celles de surface) ce qui amène souvent à une accélération de la transformation (sauf si l'O₂ est limitant par exemple). Ces enzymes transforment partiellement la MO particulaire en molécules plus petites (sucres solubles et/ou ions inorganiques) qui rejoignent la solution du sol grâce au processus de catabolisme enzymatique. On parle d'immobilisation lorsque ces microorganismes absorbent des nutriments de la solution du sol pour les incorporer dans leur biomasse et de minéralisation des nutriments lorsque ces microorganismes rejettent des nutriments inorganiques vers la solution du sol et/ou lorsque le catabolisme enzymatique libère des ions nutritifs dans la solution du sol. Les MO solubles utilisées par les microorganismes en tant que sources d'énergies par le processus de respiration hétérotrophe permettent la dégradation de celles-ci en rejetant du CO₂ (minéralisation du carbone). L'activité microbienne laisse des résidus organiques qui ont tendance à interagir fortement à une échelle très fine avec certains composés minéraux du sol (argiles, oxydes, cations métalliques...), formant des MO associées aux minéraux du sol (MaOM pour mineral associated organic matter). C'est cette association aux minéraux qui conférerait leur relative stabilité (résistance à la dégradation enzymatique) aux MO du sol. Une autre partie de la MO stable est créée par l'action des ingénieurs du sol (vers de terre, fourmis, termites) qui mélangent des particules minérales et la MO particulières via leur système digestif (complexe organo-minéral). Cette MO stable est dégradée plus progressivement par catabolisme enzymatique (Calvet et al., 2021; Marsden, 2016).

Bien que ce calcul soit contesté, la MOS est généralement calculée à partir du carbone organique (C_{org}) par le facteur de multiplication de 1,724. Ceci est fondé sur l'hypothèse que la MOS contient 58% de carbone (Pribyl, 2010). En effet, les sols peuvent capter et stocker du carbone dans la MOS grâce à des changements de gestion (inter-culture, couvert, réduction du labour) qui sont également bénéfiques pour les sols eux-mêmes (Dungait *et al.*, 2012). Ces modifications de pratiques et gestion du sol influencent la forme, la quantité et la répartition de

la MO dans le sol ce qui peut par exemple réduire la compaction du sol (Soane, 1990). La MOS est considérée comme un continuum de composés organiques en décomposition progressive (Lehmann et Kleber, 2015) qui soutient de multiples fonctions de l'écosystème du sol (Figure 1.7) telles que la minéralisation de l'azote, l'agrégation des particules, la rétention d'éléments et la promotion de la santé des plantes (Hoffland *et al.*, 2020).

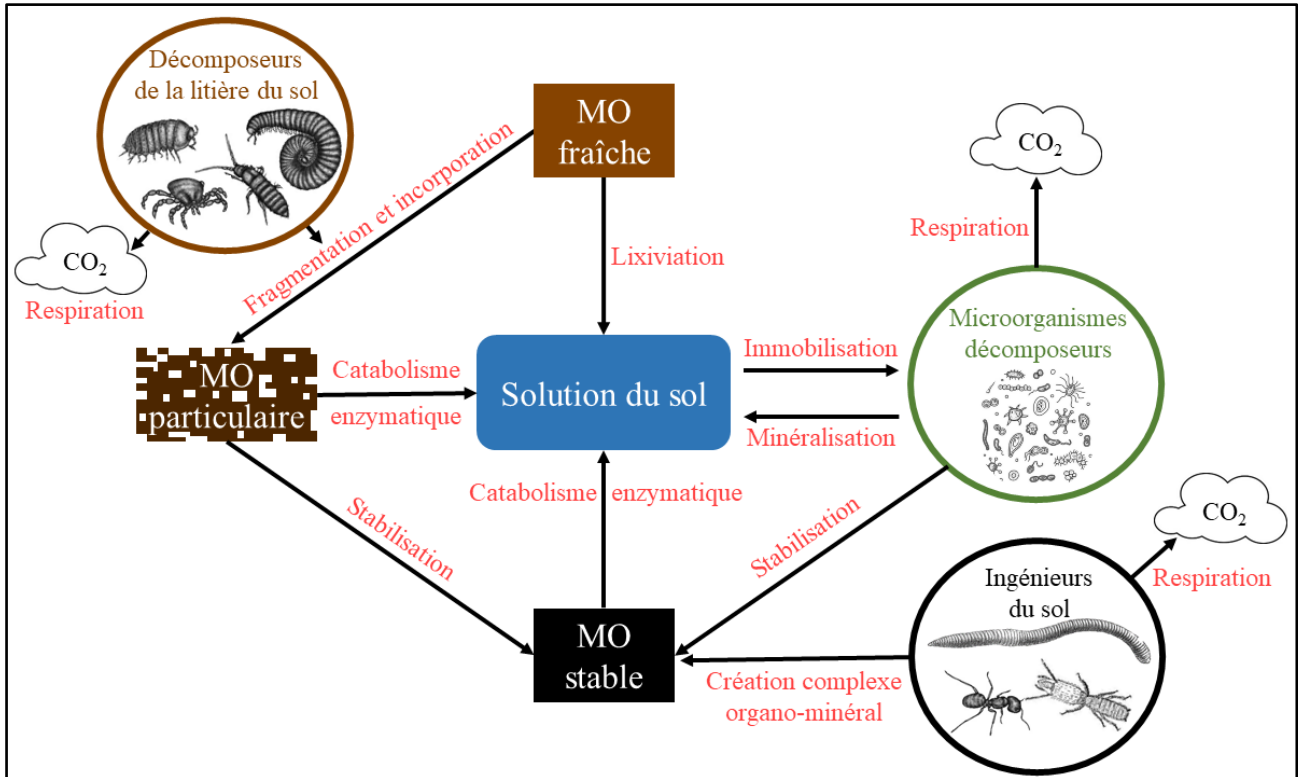


Figure 1.6. Schéma de la décomposition de la matière organique fraîche modifié d'après Marsden (2016).

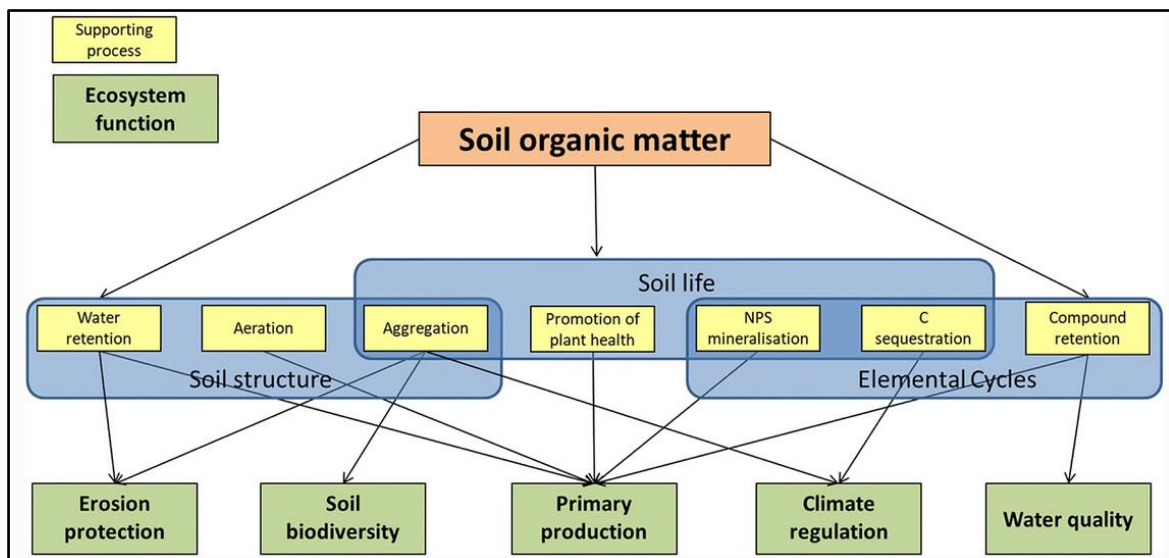


Figure 1.7. Fonctions écosystémiques de la matière organique du sol et processus qui les sous-tendent (Hoffland *et al.*, 2020).

L'apport de MO est très important pour l'agriculture et le fonctionnement des sols, notamment en agriculture biologique. Les taux de MO dans les sols sont en déclin alors qu'ils ont un rôle essentiel pour la fertilité et la qualité des sols. Ces notions de fertilité et qualité n'ont cessé d'évoluer au cours du temps et sont actuellement très étudiées pour comprendre le fonctionnement des sols.

4. Notion de qualité et de fertilité des sols

4.1. Évolution de la notion de qualité des sols

L'intérêt pour les sols existerait depuis la préhistoire mais c'est en 1837 que la publication du premier traité sur les sols par Karl Sprengel entraîna l'essor de nombreuses études à ce sujet et permit la création de la science du sol à partir de la fin du XIX^{ème} siècle (Boulaine, 1997). Au cours du XX^{ème} siècle, le sol a plus été considéré comme un support de production à travers l'étude des paramètres physico-chimiques malgré la définition avant-gardiste de la Charte européenne sur les sols (1972) qui le définissait avec une approche multifonctionnelle : « *le sol comme un milieu vivant et dynamique qui permet l'existence de la vie végétale et animale. Il est essentiel à la vie de l'homme en tant que source de nourriture et de matières premières. Il est un élément fondamental de la biosphère et contribue, avec la végétation et le climat, à régler le cycle hydrologique et à influencer la qualité des eaux* » (Walter *et al.*, 2015). C'est seulement après le Sommet de la Terre à Rio en 1992, lorsque la biodiversité a été classée comme un des enjeux prioritaires du développement durable, que la qualité biologique des sols (liée à sa biodiversité) a été reconnue essentielle dans le fonctionnement des écosystèmes terrestres (Decaëns *et al.*, 2006).

Par la suite, la première définition de qualité des sols a été proposée par Karlen *et al.* (1997), il s'agit de la : « *Capacité d'un certain type de sol à fonctionner, dans les limites d'un écosystème naturel ou anthropisé, pour favoriser la productivité des plantes, maintenir ou augmenter la qualité de l'air ou de l'eau, et améliorer la santé et l'habitat de l'homme* ». Depuis, la définition d'un sol et de sa notion de qualité a été le centre de débat entre de nombreux experts mais la plupart s'accordent à le définir comme un « *compartiment essentiel de l'écosystème, portant et contrôlant de nombreux processus écologiques par ses caractères physiques, chimiques et biologiques, à court et à long terme* » (Gobat, 2017). Le sol est désormais l'un des trois piliers de la qualité de l'environnement au côté de l'eau et de l'air (Bünemann *et al.*, 2018).

Actuellement, la notion de qualité des sols intègre les paramètres bio-physico-chimiques et peut-être défini comme « *l'aptitude d'un sol à fonctionner au sein et dans les limites des écosystèmes naturels ou aménagés, afin de maintenir la productivité végétale et animale, maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et de l'air, et soutenir la santé humaine et les besoins d'habitation* » (Blanchart, 2018).

4.2. Services écosystémiques et fertilité des sols en agronomie

La fertilité des sols est une composante de la qualité des sols qui est historiquement principalement liée à la fonction de production largement étudiée par les forestiers et les agronomes (Fardeau, 2015; Walter *et al.*, 2015). La FAO (Food and Agriculture Organisation) définit actuellement la fertilité du sol comme « *la capacité d'un sol à soutenir la croissance des plantes en leur fournissant des nutriments essentiels et des caractéristiques chimiques, physiques et biologiques favorables* ». Bien qu'il y ait plusieurs définitions de la fertilité des sols, l'ensemble des approches s'accordent à dire que la fertilité d'un sol est sa capacité à rendre un service de production pour l'homme. Cette notion de service est apparue sous le nom de services écosystémiques dans les années 1980 et a été retranscrite suite au Millennium Ecosystem Assessment en 2005 (MEA, 2005; Walter *et al.*, 2015). Le MEA a défini 4 services qui sont les services d'approvisionnements, les services de régulations, les services culturels et les services de supports (Schwilch *et al.*, 2016) (Figure 1.8).

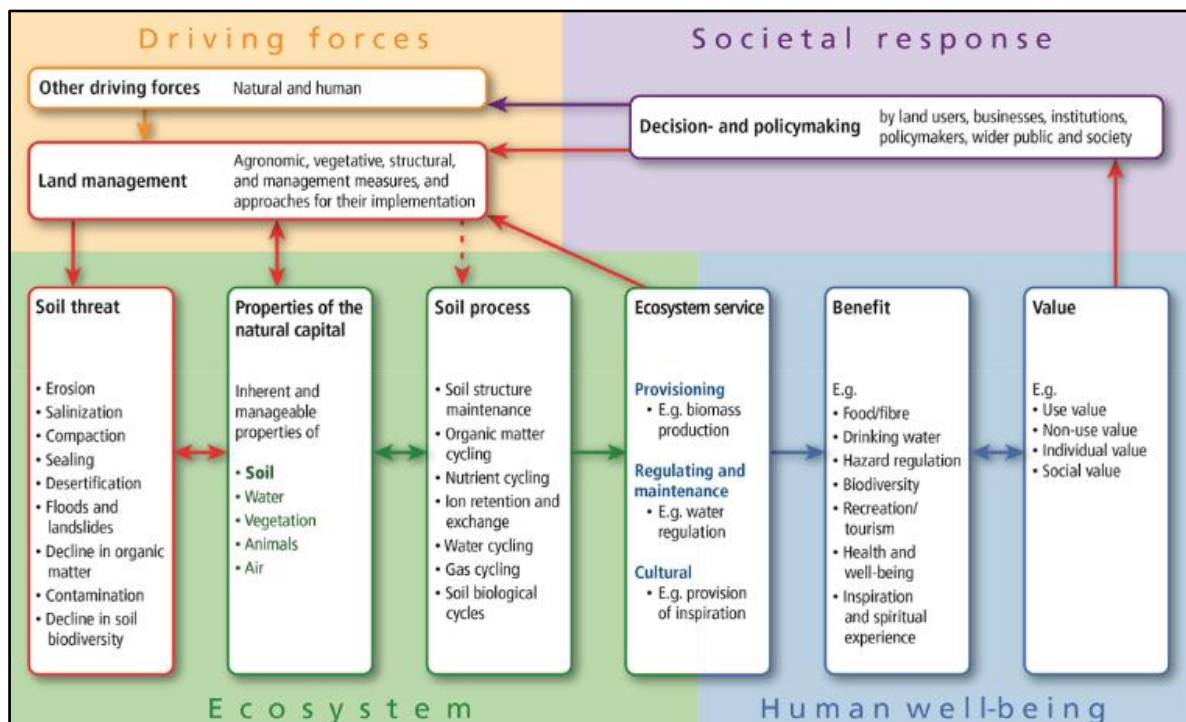


Figure 1.8. Cadre des services écosystémiques proposé dans le projet européen RECARE (*Remediating Degradation of Soils in Europe through Land Care, 2013–2018*) (Schwilch *et al.*, 2016).

La fertilité des sols en agronomie est liée au concept agronomique de potentiel de production théorique. Dans cette approche développée dans les années 80/90, la fertilité du sol est mesurée par rapport à la production maximale par photosynthèse où la biomasse des cultures intercepterait tout le rayonnement incident et ne souffrirait d'aucun stress biotique ou abiotique. Dès lors, le sol est un facteur limitant qui ne permet pas de satisfaire la totalité des besoins des cultures (eau, nutriments, enracinement...) et sa fertilité s'exprime négativement par rapport au potentiel de production théorique (Sebillotte, 1993). En agronomie la fertilité du sol est donc liée à des notions de potentialités des sols à fournir des services d'approvisionnement (principalement le rendement). Les objectifs de productions vont dépendre des potentialités liées au contexte pédoclimatique, socio-économique et technique que l'on retrouve au sein du concept de services écosystémiques développés plus récemment. Cependant, en dehors des externalités sociales et économiques, la complexité des services attendus par l'homme concernant la fertilité des sols au niveau agronomique dépend de l'expression des composantes biologiques, chimiques et physiques des sols ainsi que leurs interactions (Recous *et al.*, 2015). Dans leur récente revue sur la qualité des sols, (Bünemann *et al.* 2018) ont représenté sur un graphique l'occurrence des analyses les plus courantes en fonction des indicateurs de la qualité des sols (Figure 1.9). Toutes ces analyses permettent d'étudier des composantes de la qualité du sol indépendamment les unes des autres mais ce qui rend complexe l'interprétation de ces résultats est que ces facteurs interagissent les uns par rapport aux autres. Par exemple la structure des sols (composante physique) influence le stockage et le recyclage des nutriments (Rabot *et al.*, 2018) qui est une composante de la qualité chimique et peut également influencer la qualité biologique (nutrition des organismes). Au niveau agronomique, l'ensemble des composantes de la qualité du sol agissent sur l'eau (infiltration, rétention, ruissellement), les plantes (germination, levée, croissance et fonctionnement des racines) et le cycle des nutriments (disponibilité des éléments, stockage). Ainsi, bien que l'étude de la qualité des sols soit une approche complexe, l'ensemble des composantes de la qualité doivent être pris en compte pour caractériser au mieux le système et ensuite aborder les interactions entre fonctions et services.

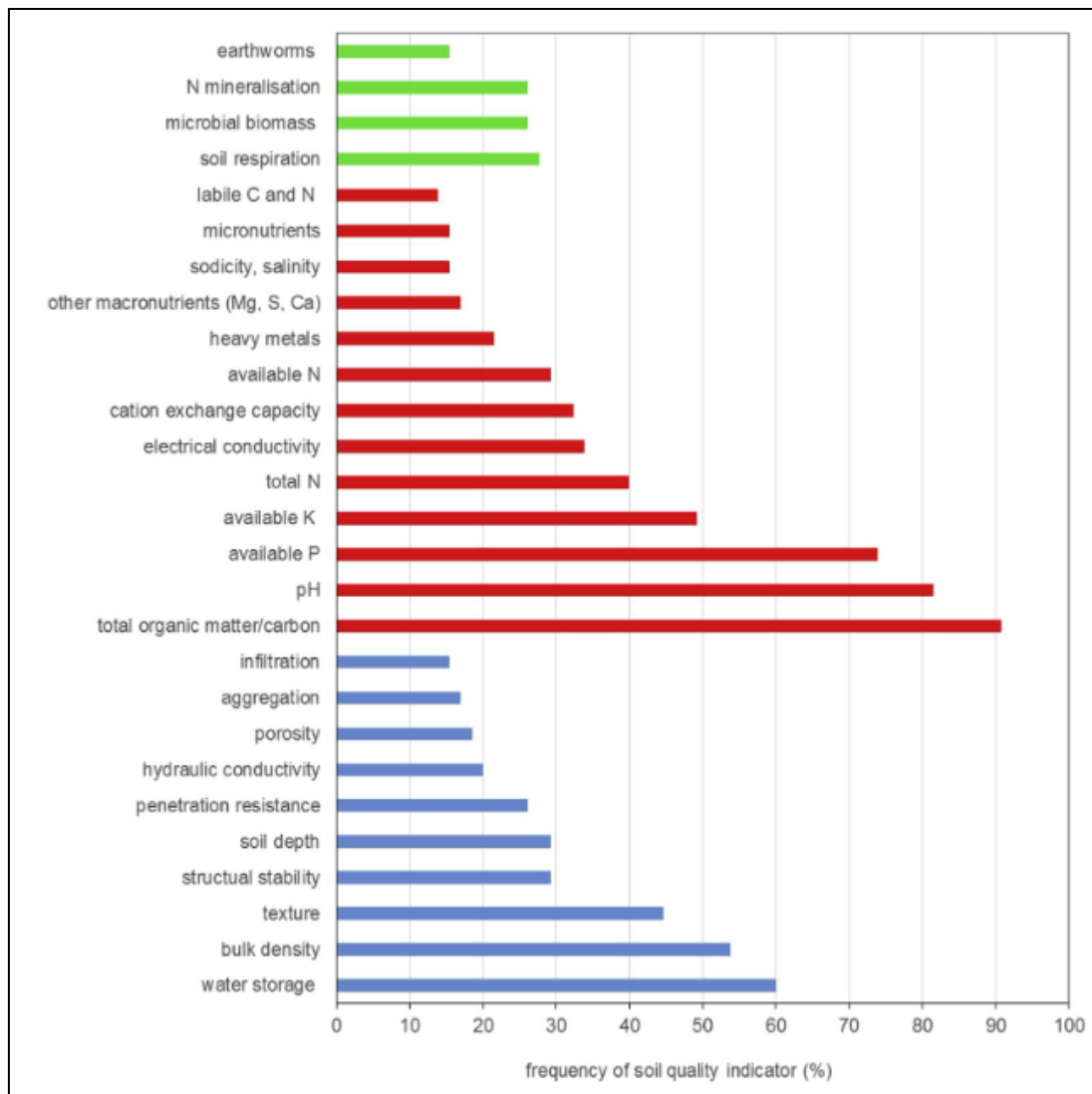


Figure 1.9. Analyses des composantes de la qualité du sol les plus utilisées au sein de 62 publications avec une occurrence supérieure à 10%. Les composantes biologiques sont en vert (4 facteurs), les chimiques en rouge (13 facteurs) et physiques en bleu (10 facteurs) (Bünemann et al. 2018).

Dans ce travail de recherche, bien que nous étudions l'ensemble des composantes de la fertilité du sol, nous ferons un focus particulier sur la composante biologique de la fertilité des sols que nous allons donc détailler dans la partie ci-après.

4.3. Biodiversité des sols et qualité biologique

La biodiversité des sols est composée de l'ensemble des organismes qui effectuent au moins un stade actif de leur cycle biologique dans le sol (bactéries, champignons, vertébrés, invertébrés...) (Bardgett et Putten, 2014). Elle représente à elle seule 23% des organismes vivants de la planète et assure de nombreux services pour les écosystèmes en participant

activement à la régulation des processus physico-chimiques des sols (Lavelle *et al.*, 2006). Les composantes biologiques sont mesurables de manière quantitative et qualitative (Chaussod, 1996) et peuvent être utilisées comme outils de diagnostics de la qualité des sols (Stone *et al.*, 2016). Pour cela des organismes identifiés comme des bons indicateurs (bio indicateurs) de la qualité des sols sont étudiés comme dans le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) qui a récemment intégré le suivi de groupes d'organismes pour définir la qualité d'un sol en plus des caractères physico-chimiques classiques (Cluzeau *et al.*, 2009). La biodiversité des sols peut être classée en 5 groupes de tailles différentes (Vincent, 2018). Les microorganismes ou la microflore ($< 10 \mu\text{m}$) qui comprend notamment les bactéries et champignons est la composante biotique la plus étudiée (Martinez *et al.*, 2010). Ce compartiment est étudié grâce à des approches telles que la biomasse des organismes souvent complétée par de la biologie moléculaire (diversité taxonomique, métagénomique, indicateurs...) (Bouchez *et al.*, 2016) ou encore des mesures d'activités enzymatiques (Caldwell, 2005). La microfaune (entre $10 \mu\text{m}$ et $0,2 \text{ mm}$) où sont classés les nématodes, rotifères ou encore les tardigrades est surtout étudiée au travers des communautés de nématodes qui sont depuis longtemps considérées comme bio indicateurs de la qualité des sols (Bongers et Ferris, 1999; Moura et Franzener, 2017). La mésofaune (entre $0,2 \text{ mm}$ et 4 mm) est essentiellement représentée par les microarthropodes (essentiellement collemboles et acariens) qui sont généralement utilisés pour étudier la qualité du sol et notamment sa dégradation (Menta et Remelli, 2020; Van Straalen, 1998). La macrofaune (entre 4 et 80 mm) est composée d'une multitude d'organismes tels que les lombriciens, les coléoptères, les arachnides ou encore les isopodes dont les études sont en plein essor (Sofa *et al.*, 2020). Parmi la macrofaune, le taxon des lombriciens est le plus étudié car les vers de terre, en tant qu'ingénieurs du sol, ont un rôle majeur sur la modification de la structure du sol (Bottinelli *et al.*, 2015) et sur de nombreux autres services écosystémiques tels que la pédogenèse (dont la création des complexes organo-minéraux), la régulation de l'eau, le cycle des nutriments, la production primaire, la régulation du climat, la dépollution et les services culturels (Blouin *et al.*, 2013). Les vers de terre seraient de potentiels bio indicateurs de la qualité des systèmes de cultures (Bertrand *et al.*, 2015) car ils sont très réactifs à des modifications de pratiques au sein des agro-écosystèmes (Ayuke *et al.*, 2011). Enfin, le dernier compartiment de la biodiversité des sols est la mégafaune ($> 80 \text{ mm}$) qui comprend les micromammifères, les reptiles et les amphibiens qui vivent à la surface du sol ou dans celui-ci. La biodiversité des sols agit sur un grand nombre de fonctions dans les sols agricoles, elles-mêmes à l'origine des services écosystémiques (Bardgett et Putten, 2014). Parmi ces nombreuses fonctions, les plus importantes ont été résumées dans le tableau 1 d'après les

travaux de Lavelle *et al.* (2006). D'un point de vue agronomique, la biodiversité des sols est le plus souvent étudiée pour son action sur la structure du sol, la minéralisation, la stabilisation et l'organisation des MOS, la protection des cultures contre les pathogènes et ravageurs du sol et la fixation de l'azote atmosphérique ainsi que les symbioses mutualistes avec les racines des cultures. Les facteurs les plus souvent mesurés pour estimer la qualité de la composante biologique d'un sol sont l'abondance des organismes, leur diversité taxonomique, la composition des communautés et les fonctions biologiques (Vincent, 2018).

La biodiversité des sols a un rôle majeur dans la dégradation de la MO des sols et donc auprès de sa qualité. Ainsi, dans un système en AB où la MO est au cœur des pratiques, celle-ci est essentielle pour assurer le cycle des nutriments et la fertilité du sol. Cependant la dégradation de la MO et la libération des nutriments pour les plantes est plus difficile à contrôler qu'avec des apports d'engrais minéraux. Dès lors, pour limiter la variabilité des récoltes il serait intéressant d'apporter un fertilisant/amendement qui permet à la fois de restaurer les stocks de MO du sol sur le long terme tout en proposant aux plantes des ressources minéralisées pour maintenir ou augmenter les rendements. Comme nous l'avons vu, le vermicompost pourrait convenir à cet usage.

Maintenant que nous avons défini le cadre réglementaire, les principales techniques de valorisation ainsi que l'intérêt de l'apport de MO sur des sols conduits en AB et les différents services que cela permet, nous allons définir en quoi le vermicompostage des biodéchets urbains est un potentiel levier pour l'agriculture biologique. Pour cela, nous allons résumer dans la prochaine partie les informations que nous avons extraites de la bibliographie à l'aide d'une revue que nous avons publiée (Ducasse *et al.*, 2022).

Tableau 1.1. Contributions de la faune du sol à la fourniture de services écosystémiques par les sols d'après (Lavelle *et al.*, 2006).

Service	Services rendus	Processus écosystémique	Contribution	Mesures indicatrices
Production	Fourniture en eau	Infiltration et stockage de l'eau dans le sol	Création et maintien de la porosité par la bioturbation et le foussement	Proportion et arrangement des structures biogéniques du sol Capacité de rétention en eau
Support	Cycle des nutriments	Décomposition	Fragmentation, sélection/activation des activités microbiennes	Décomposition sac de litière
		Humification		Profil de la MOS
	Régulation de la perte des nutriments (lessivage...)	Mesure teneur MO dans les différentes fractions du sol		
	Formation des sols	Pédogénèse	Bioturbation Surface de déposition Sélection des particules	Analyses ADN et NIRS dans les structures biogènes
	Production primaire	Stimulation de l'activité symbiotique	Amélioration microbienne sélective par domaine fonctionnel	Morphologie du sol et de l'humus
		Production indirecte de molécules reconnues par les plantes comme hormones	Lutte contre les nuisibles par interactions et amélioration de la réaction des plantes	ADN du sol Communauté de la faune du sol
Régulation	Contrôle inondation et érosion	Régulation écoulement	Création rugosité de surface par structures biogènes	Production des structures biogéniques
		Infiltration et stockage	Construction et maintien d'une porosité stable par la bioturbation et le foussement	Morphologie du sol et de l'humus
	Régulation du climat	Production/consommation GES	Séquestration de la MO dans des macros agrégat biogéniques instable	Macro agrégat biogénique stable
		Stockage OM dans le sol et la biomasse	Formation de composés humiques résistants	
Culturel	Contribution à un degré mineur car manque de prise en compte dans les politiques malgré une utilité largement reconnu (Decaëns <i>et al.</i> , 2006).			

5. Le vermicompostage des biodéchets, un levier pour le développement de l'agriculture durable ?

Cette partie est un résumé de la revue de littérature publiée dans *Agronomy for Sustainable Development* (V. Ducasse, Y. Capowiez, J. Peigné, 2022 ; Annexe 1.1).

5.1. Le vermicompostage, un processus adapté à la valorisation des biodéchets

L'un des avantages du vermicompostage est qu'il peut être réalisé à plusieurs échelles et peut donc être adapté à tous les usages urbains comme en appartement (Sherman et Appelhof 2011; Pirsahab *et al.*, 2013), en collectif ou sur des plateformes allant du " low-tech " (Edwards, 2010; Hanc *et al.*, 2017) au " high-tech " (Jain *et al.*, 2003; Gajalakshmi *et al.*, 2005; Edwards, 2010; Suthar, 2010; Rajpal *et al.*, 2014). Le vermicompostage collectif (Figure 1.10) est une technique que l'association Eisenia a créée et qui est basée sur le même principe que le compostage collectif (Adhikari *et al.*, 2010), c'est-à-dire un apport volontaire des déchets organiques des citoyens dans un composteur collectif généralement en pied d'immeuble. Cette technique permet de valoriser les déchets organiques au plus près de leur lieu de production dans une logique de décentralisation du recyclage et de limiter les transports de matières (Bortolotti *et al.*, 2018). Un des avantages du vermicompostage collectif est qu'il est réalisable avec des déchets verts (Tognetti *et al.*, 2008; Wani *et al.*, 2013) et/ou du papier et/ou du carton broyés (Hanc et Pliva, 2013; Soobhany *et al.*, 2015; Mathivanan *et al.*, 2017) contrairement au compostage collectif qui se réalise essentiellement avec des déchets verts broyés (Adhikari *et al.*, 2009; Farrell et Jones, 2010; Reyes-Torres *et al.*, 2018). En effet le broyat de bois est le seul agent de charge compatible en complément des biodéchets dans le cadre du compostage collectif car il permet de structurer le mélange, éviter les odeurs et apporter des éléments carbonés nécessaires à l'équilibre du processus. En ville, ces ressources supplémentaires (papiers et cartons notamment) sont non négligeables et à la portée de tous car selon Hogg *et al.* (2002), le papier et le carton représentent jusqu'à 37% des déchets urbains et les déchets verts et déchets de cuisines représentent jusqu'à 53% de ces déchets dans différents pays d'Europe. Pour les déchets organiques des gros producteurs qui ne peuvent pas être valorisés sur place (traiteurs, gros restaurants), il est possible de mettre en place une collecte et une valorisation sur des plateformes à proximité des villes (de Kraker *et al.*, 2019) qui serviront à produire du vermicompost pour l'agriculture urbaine (Weidner *et al.*, 2019) ou des activités agricoles en périphérie des villes.

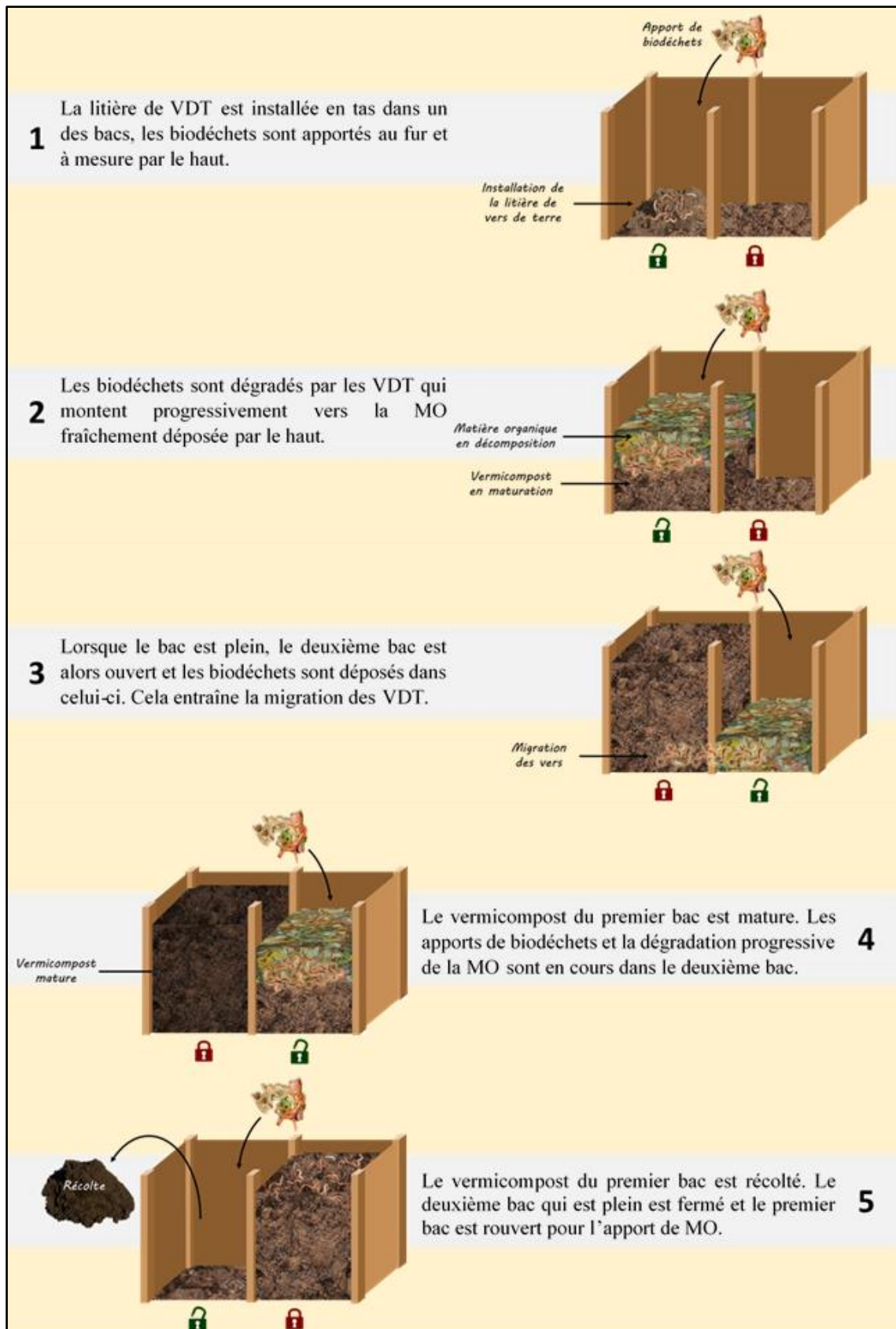


Figure 1.10. Étape du processus du vermicompostage collectif développé par l'association Eisenia.

5.2. *Les vermicomposts issus des biodéchets, un produit prometteur pour l'agriculture*

5.2.1. Variabilité de la qualité du vermicompost

Dans notre travail de revue bibliographique nous avons défini une typologie des biodéchets en fonction des 184 articles retenus (Annexe 1.2) qui nous a permis d'estimer la qualité des différents vermicomposts selon les critères agronomiques : pH, C/N, C_{org} , N_{tot} , P, K, Ca, Mg, Na (Annexe 1.3) et les critères polluants (oligoéléments et ETM) : Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni et Pb (Annexe 1.4).

Les résultats sont très hétérogènes d'un article à l'autre, surtout en ce qui concerne les éléments traces métalliques, qui dépendent réellement de la qualité des déchets entrants plus que du procédé lui-même. En prenant la référence de la norme NF U 44-051 qui fixe les seuils limites pour les éléments traces métalliques de As à 18, Cd à 3, Cr à 120, Cu à 300, Hg à 2, Ni à 5,55, Pb à 180 et Se à 12 $mg.kg^{-1}$ nous avons observé que les niveaux de Cu et Cr étaient toujours inférieurs à la norme. Les moyennes de Cd, Ni et Pb dépassent le seuil de la norme (Annexe 1.3) en raison d'une seule étude dans laquelle trois analyses sont supérieures à 50 pour Cd, à 900 pour Pb et à 200 $mg.kg^{-1}$ pour Ni ont été observées (Varma et Kalamdhad, 2016). Les mélanges concernés étaient généralement des ordures ménagères dans lesquels la fraction organique a été grossièrement triée, ce qui peut être la cause du niveau élevé d'éléments traces. En effet, en raison d'un mauvais tri des déchets, la fraction organique des déchets urbains peut contenir d'autres types de déchets riches en contaminants (produits non biologiques, plastiques, verre...). Globalement, nous avons trouvé que les produits issus des biodéchets semblent être conformes aux normes concernant les oligo-éléments, bien que des études complémentaires sur ce sujet soient nécessaires pour augmenter les données et valider cette tendance.

Concernant les paramètres agronomiques, la norme NF U 44-051 fixe des seuils minimaux de C/N à 8, de matière sèche à 30%, de MO à 20% (sur produit brut) soit 10% de C_{org} ($MO / 2$) et P, K et N ne doivent pas dépasser 3% (sur produit brut). Aucune des études incluses ne précisait la teneur en matière sèche du produit final, mais les valeurs moyennes du rapport C/N se situaient dans la bonne fourchette (Annexe 1.4). Le rapport C/N, qui est un bon indicateur de l'apport en nutriments (Diacono et Montemurro, 2010), est très variable selon le type de déchets utilisés pour fabriquer le vermicompost. En effet, pour les déchets riches en carbone tels que les papiers, cartons et déchets verts, le C/N est plus élevé que pour les déchets alimentaires ou biodéchets (moyennes de 17,21 ; 14,38 et 12,50 respectivement). Dans un mélange de déchets

urbains et agricoles, le C/N est plus élevé, probablement en raison de la grande quantité de C dans ce type de déchets (fumier). Nous avons également remarqué que le C/N des différents mélanges était assez élevé avec une moyenne de 18,33 pour les déchets urbains et de 16,82 pour le mélange de déchets urbains et agricoles. Cela peut être dû à l'hétérogénéité du substrat, qui pourrait compliquer le processus. De plus, l'utilisation d'un agent de charge avec les déchets alimentaires (papier) réduit le C/N à une moyenne de 10,43, une valeur plus faible que lorsque seuls les aliments étaient utilisés. Pour le C_{org} (MO / 2) il n'est pas possible de savoir si les vermicomposts sont conformes à la norme NF U44-051 car les analyses sont réalisées sur des produits secs et le taux d'humidité n'était généralement pas précisé. Cependant, pour N, P et K (Figure 1.11), l'ensemble des vermicomposts n'excèdent pas 3% sur l'analyse des produits secs ce qui indique qu'ils seraient tous conformes en rajoutant l'humidité quelle que soit sa valeur. Selon la Figure 1.11 le vermicompost issu de biodéchets sans mélange avec des ressources agricoles est riche en N (1,59%) et P (1,18%), et surtout en K (2,34%), mais plus faible en C_{org} (18,83%). En revanche, les vermicomposts issus de déchets verts sont riches en C_{org} (25%) et plus faibles en P (0,73%) et K (1,25%). Dans l'ensemble, l'ajout de déchets agricoles a augmenté les valeurs nutritives du vermicompost, probablement en raison de la capacité des vers de terre épigés à dégrader facilement le fumier animal, qui leur a fourni un environnement de vie optimal (Munroe 2007; Edwards *et al.*, 2010).

Dans le cadre d'une gestion des déchets urbains, il serait plus intéressant de combiner les aliments avec les déchets verts (ou le papier, ou les deux) comme agents de charge, car ces ressources sont plus accessibles en ville que les déchets agricoles comme le fumier. Dans notre revue, seules quatre études ont analysé le vermicompost à partir de biodéchets et de déchets verts ; nous n'avons donc pas pu calculer de valeurs moyennes. Concernant le mélange biodéchets, papier et cartons le C_{org} s'élevait à 28,53 % et le N à 2,58 %, ce qui montre qu'un mélange de matières premières plus riches en N (biodéchets) et plus riches en C (papiers et cartons) peut optimiser la valorisation de ces déchets s'ils sont combinés plutôt que traités individuellement. Là encore, cela peut être dû au fait que des mélanges appropriés créent de meilleures conditions de vie pour les vers de terre, ce qui optimise ensuite les processus de vermicompostage.

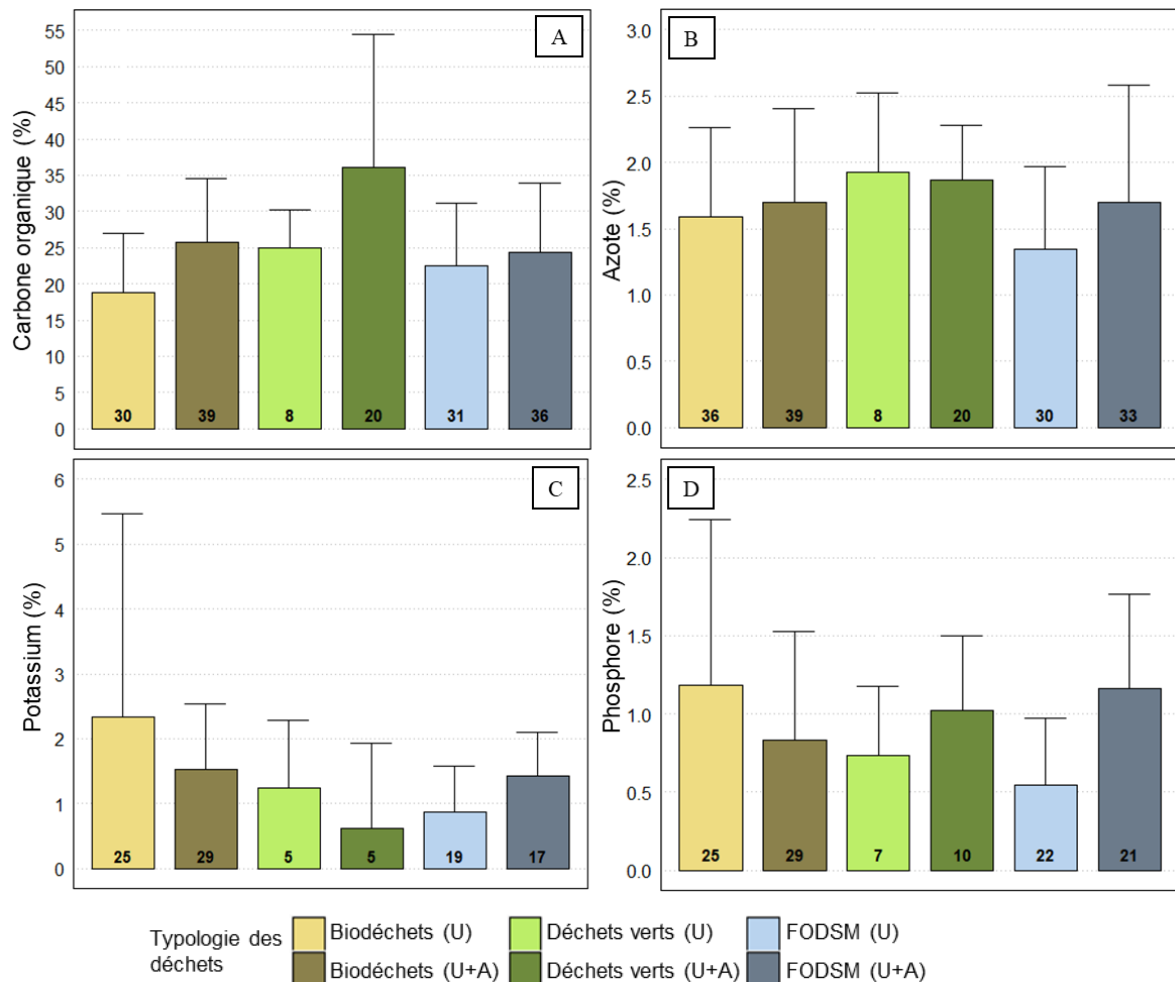


Figure 1.11. Moyennes et écarts types de la teneur en carbone organique (A), de la teneur en azote (B), du potassium (C) et de la teneur en phosphore (D). Le nombre en gras dans les diagrammes à barres est le nombre de répétitions pour le calcul des moyennes. La lettre (U) correspond aux déchets urbains uniquement et les lettres (U+A) correspondent au mélange de déchets urbains et agricoles. OFMSW (Fraction Organique des Déchets Solides Municipaux) : déchets organiques non définis (mélange).

5.2.2. Comparaison de la qualité des vermicomposts et du compost provenant des mêmes types de biodéchets

Afin de mieux évaluer la qualité du vermicompost issu des biodéchets nous l'avons comparé au compost "classique" produit exactement à partir des mêmes matériaux. Cette question n'a été abordée que dans 35 des 184 articles et nous a permis d'établir le tableau 1.2 qui montre la différence des paramètres chimiques entre le vermicompost et le compost provenant des mêmes déchets à l'aide de tests appariés. Le vermicompost a un pH légèrement plus neutre (7,59) que pour le compost (7,86), et un C/N, plus faible (15,05) que pour le compost (16,93). Le vermicompost présente également un pourcentage plus élevé de N et de P total que le compost (1,54 % contre 1,31 % pour N et 0,56 % contre 0,53 % pour P). Les teneurs en C_{org} et K ne sont pas significativement différentes. Lorsque l'on compare le compost et le vermicompost de

biodéchets ajoutés à des déchets agricoles, C/N et C_{org} sont également significativement inférieurs au compost (16,1 % contre 24,45 % et 25,26 % contre 33,22 %), tandis que l'azote total n'était pas significativement différent malgré une forte différence dans les moyennes (2,33% pour le vermicompost contre 1,49% pour le compost). Dans les deux types de déchets (urbains seuls ou avec des déchets agricoles), le C/N était significativement plus faible pour le vermicompost et la teneur en C_{org} était également plus faible (significativement pour le mélange avec des déchets agricoles), et les taux d'azote totaux étaient plus élevés (significativement pour les déchets urbains seuls). Selon la bibliographie, le vermicompostage émet plus de CO₂ que le compostage en raison de son activité biologique plus élevée mais moins de CH₄ et N₂O (Nigussie *et al.*, 2016, 2017) ce qui réduit les pertes de nutriments. Selon les résultats de notre revue, le vermicompost devrait avoir des propriétés fertilisantes similaires à celles du compost, bien que ses paramètres agronomiques puissent même être légèrement plus adaptés à la production végétale (C/N plus faible, teneurs en nutriments plus élevées). De plus, toutes ces études étaient principalement axées sur la valorisation d'un type spécifique de déchets tels que 100% de déchets verts ou 100% de déchets alimentaires ou un mélange de OFMSW sans aucune présélection des déchets et une seule analyse a pris en compte un mélange de biodéchets et de papier et carton qui, comme nous l'avons vu dans la section précédente, serait plus approprié pour le vermicompostage. Selon Yadav et Garg (2011), il est essentiel de sélectionner rigoureusement les matières premières et les mélanges pour optimiser le processus de vermicompostage et obtenir un produit de meilleure qualité. De plus, les analyses chimiques classiques ne prennent pas en compte de nombreux autres facteurs tels que les régulateurs et hormones de croissance des plantes, la disponibilité des nutriments, la qualité de la MO ou l'activité microbiologique. Tous sont des facteurs essentiels à la croissance des plantes (Soobhany *et al.*, 2017; Barthod *et al.*, 2018; Dominguez *et al.*, 2019).

Tableau 1.2. Moyenne (\pm écart-type) des analyses chimiques avec les résultats des comparaisons appariées de vermicomposts et de composts provenant de la même origine de déchets où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre les deux produits ($p < 0,05$).

Typologie biodéchets	Facteurs	Compost	Vermicompost	Test (répétition)
Urbains seulement	pH	7,86 ^a (0,75)	7,59 ^b (0,71)	Student (n = 21)
	C/N	16,93 ^a (5,71)	15,05 ^b (5,46)	Wilcoxon (n = 18)
	C _{org} (%)	24,54 ^a (9,04)	23,04 ^a (7,44)	Student (n = 18)
	N _{tot} (%)	1,31 ^b (0,74)	1,54 ^a (0,65)	Wilcoxon (n = 25)
	P (%)	0,53 ^b (0,51)	0,56 ^a (0,37)	Wilcoxon (n = 22)
	K (%)	1,23 ^a (0,94)	1,26 ^a (0,8)	Wilcoxon (n = 16)
Urbains et agricoles	C/N	24,45 ^a (7,75)	16,11 ^b (5,05)	Student (n = 7)
	C _{org} (%)	33,22 ^a (2,32)	25,26 ^b (7,62)	Student (n = 7)
	N _{tot} (%)	1,49 ^a (0,43)	2,33 ^a (1,79)	Student (n = 7)

Cet État de l’art nous a permis de définir le cadre réglementaire autour des biodéchets et des obligations qui seront effectives dès le 1^{er} janvier 2024. Plusieurs techniques peuvent être utilisées pour leur valorisation bien que les principales voies intéressantes pour l’agriculture soient le compost, la méthanisation et le vermicompostage. Parallèlement, la prise de conscience autour des limites environnementales d’une agriculture intensive a permis le développement de modèles alternatifs plus durables tels que l’agriculture biologique. Ce type d’agriculture basée sur l’apport de MO doit trouver des ressources non synthétiques pour fertiliser/amender les sols. Cependant, avec la spécialisation des territoires, certaines zones n’ont pas un accès facile à des ressources organiques issues de l’agriculture. Dans ce contexte, les déchets organiques urbains semblent être une source potentiellement intéressante, particulièrement pour les systèmes de grandes cultures. En effet, ces systèmes très importants en termes de surface ont besoin d’une quantité importante de MO qui n’est pas forcément disponible à proximité des exploitations. Dans notre revue de littérature, nous avons montré que le vermicompostage était une solution adaptée au recyclage des biodéchets urbains mais que peu d’études s’étaient concentrées sur son utilisation au champ. Dès lors, pour concilier un recyclage durable des déchets organiques et la production de produits de qualité pour l’agriculture, nous avons développé notre projet de recherche qui consiste à comparer l’usage de compost, digestat et vermicompost issus des biodéchets urbains sur des grandes cultures en AB.

Chapitre 2 :

Cadre conceptuel, méthodologique et problématiques de la thèse

1. Problématique générale de la thèse

Dans ce travail de thèse et suite à notre synthèse bibliographique nous avons défini la problématique suivante :

Afin d'anticiper les réglementations concernant le recyclage des déchets organiques, notre travail de recherche s'intéresse à la **valorisation des biodéchets urbains à destination de l'agriculture**. Dans ce cadre, **différents processus** sont actuellement utilisés et amènent à la production de **produits différents**. Les produits issus de ces processus auront donc **un impact sur le sol et les cultures** différents une fois épandus. Parallèlement, les systèmes de **grandes cultures en AB** manquent de ressources en matières organiques et ces déchets sont un gisement non négligeable. Ce travail évaluera donc la qualité des produits issus de différents processus de valorisation des biodéchets urbains (compost, digestat et vermicompost), leur impact respectif sur le sol (biologique, chimique et physique) et leur impact sur le rendement des cultures céréalières en AB.

Le projet de recherche se positionne autour de deux grands enjeux :

- (i) Réduction des déchets dans le cadre de l'économie circulaire : les biodéchets urbains permettent-ils de produire des fertilisants (amendements et/ou engrais) de qualité pour l'agriculture ?

Objectif : caractériser de manière précise et comparative la qualité et les propriétés agronomiques de vermicomposts, de digestats de méthaniseur et de composts issus des biodéchets urbains.

- (ii) Développement de nouvelles pratiques agroécologiques : est-ce que les PRO issus des biodéchets urbains auront un impact sur la qualité des sols et les rendements de grandes cultures en AB (fertilité) ?

Objectif : Évaluer l'impact de différents produits issus des biodéchets urbains sur des grandes cultures en AB, sur la production de biomasse et la qualité des sols (plus particulièrement sa qualité biologique).

2. Questions de recherches

Pour répondre à la problématique générale nous avons pu définir 4 questions principales qui seront traitées dans ce travail de recherche :

- 1) Quelles sont les spécificités des PRO issus de la valorisation des biodéchets urbains et comment prévoir leurs effets avant l'épandage ?
- 2) Est-ce que l'épandage de différents PRO a des impacts sur la performance agronomique des grandes cultures et est-ce qu'ils sont différents en fonction des produits ?
- 3) Est-ce que l'épandage des PRO permet de maintenir voire augmenter la fertilité du sol sur l'ensemble de ces composantes (biologique, chimique et physique) et apporter des services écosystémiques différents selon les produits ?
- 4) Est-ce que les communautés des organismes du sol (mésafaune, macrofaune et activité des microorganismes) auront des réponses différentes en fonction des PRO apportés ?

Les réponses aux questions de recherches sont apportées dans 4 chapitres avant d'être discutées et mises en perspectives dans le chapitre 7 conformément à la Figure 1.1 présentée à la fin de l'introduction générale, dont l'état de l'art nous a permis d'étayer les hypothèses. La justification approfondie des hypothèses est présentée en introduction de chaque chapitre. La première question est traitée dans le chapitre 3 où des études innovantes pour analyser la qualité des PRO issus des biodéchets (compost, digestat et vermicompost) sont proposées en plus des analyses classiques (correspondant aux normes actuelles). Pour prévoir les effets des PRO, une fois épandus aux champs, une nouvelle approche méthodologique mêlant analyses quantitatives et qualitatives est discutée. Le chapitre 4 traite de l'impact des PRO sur les cultures céréalières et analyse les composantes du rendement, le suivi des adventices, la dynamique de l'azote dans les plantes et le sol. Une partie de la troisième question est également abordée dans ce chapitre avec le suivi de la qualité chimique du sol (évolution des nutriments dans le sol) et de sa qualité physique (densité, rétention en eau). Le chapitre 5 évalue l'impact des PRO sur le sol avec la même expérimentation de terrain de grande culture conduite en AB du chapitre 4 par le suivi

de la qualité biologique du sol (vers de terre, collemboles, mésofaune et activité enzymatique), et de son impact sur la structure du sol (tomographie). Le chapitre 6 approfondit l'effet des PRO sur les vers de terre avec une expérimentation en mésocosmes. Celle-ci a pour objectif de mesurer l'impact des différents PRO sur l'activité fouisseuse de deux espèces de vers de terre, leur biomasse et les caractéristiques de leurs déjections. Cette expérimentation de laboratoire a été réalisée en parallèle du terrain afin d'observer dans une situation contrôlée les effets des PRO sur les lombriciens et leur activité en nous affranchissant de la variabilité engendrée dans une expérimentation au champ (climat, hétérogénéité du sol, pratiques agricoles...). Les apports des travaux en laboratoire permettent ainsi d'éclairer les résultats trouvés au champ, parfois difficilement interprétables. Pour terminer, le chapitre 7 dresse un bilan de nos résultats afin d'évaluer les services écosystémiques rendus par l'apport des différents PRO issus des biodéchets et leurs spécificités. Cette évaluation nous permet d'apprécier la mise en œuvre de cette pratique en fonction des filières de valorisation des biodéchets étudiées et de définir les usages des PRO en fonction des objectifs et itinéraires techniques des agriculteurs. Puis nous discutons des questions toujours en suspens pour développer de nouvelles problématiques de recherches.

3. Méthodologie générale

3.1. Site expérimental

Pour répondre aux 4 questions de recherche de ce travail de thèse, nous avons mis en place deux parcelles expérimentales chez des agriculteurs où nous avons choisi d'apporter les PRO issus des biodéchets urbains à des quantités comparables. Le premier site, situé à Saint Joseph (42800), a été sélectionné pour des apports de compost et de vermicompost à un équivalent de $15 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Cet apport réalisé au printemps 2020 et calqué sur les pratiques courantes dans la région a cependant engendré des complications qui nous ont fait abandonner le suivi de ce site expérimental. En effet, nous supposions que le compost et le vermicompost seraient des produits proches, mais les analyses reçues de manière tardive à cause de la COVID ont montré des différences importantes (pour les quantités totales d'azote notamment) et qui n'avaient pas été prises en compte lors de l'apport. Après ce premier essai, nous avons mis en place notre second essai sur une parcelle de grande culture située à Civrieux, France (45.912574 ; 4.894476). Nous avons sélectionné cette parcelle car elle passait en AB la première année et que les analyses de sol réalisées avant la mise en place de l'essai (Tableau 2.1) correspondaient à nos attentes expérimentales. En effet, son faible taux de MO (1,5%) est intéressant pour notre

expérimentation qui consiste à apporter des PRO dans l'objectif d'augmenter la MOS. De plus, le sol étant limoneux sableux argileux (Luvisol rédoxique tronqué sur cailloutis) (Vinatier, 2015), il a un potentiel de battance qui peut être accentué par son faible taux de MO. Sa texture, son pH légèrement acide (6,3) et son C/N équilibré (8,9) sont représentatifs des sols des grandes cultures du nord de Lyon.

Par la suite, nous avons choisi de réguler les apports de produits en équivalent azote avec deux doses d'apport différentes par type de produits. Avec cette approche de type fertilisation de type engrais (donc en équivalent N), nous avons apporté les PRO tous les ans en plus petite quantité. En effet, les PRO issus des biodéchets étant riches en azote, un apport trop élevé risquerait de polluer les nappes phréatiques (après lessivage). C'est également pour éviter la pollution des nappes que nous n'avons pas testé l'apport de digestat à forte dose qui est un produit liquide très minéralisable et donc facilement lessivable. Dès lors, nous avons calculé les doses en fonction de la culture en place et des pratiques de l'agriculteur.

Tableau 2.1. Analyses physico-chimiques du sol de la parcelle expérimentale de Civrieux (01390) au T0 avec la moyenne des 24 prélèvements (1 par placette) sauf pour la densité ou les prélèvements ont été réalisés entre les placettes (16 répétitions).

Mesure	Unité	Moy.	Min.	Max.	Norme ou méthode
Argile	g.kg ⁻¹	106	89	133	NF X 31-107
Limon fin	g.kg ⁻¹	211	175	241	NF X 31-107
Limon grossier	g.kg ⁻¹	441	410	464	NF X 31-107
Sable fin	g.kg ⁻¹	236	174	274	NF X 31-107
Sable grossier	g.kg ⁻¹	7	4	13	NF X 31-107
Calcaire (CaCO ₃) total	g.kg ⁻¹	<1	<1	<1	NF EN ISO 10693
Densité (0-10 cm)	-	1,24	1,03	1,39	Cylindre et étuve
Densité (10-20 cm)	-	1,40	1,24	1,54	Cylindre et étuve
pH	-	6,30	5,90	6,90	NF ISO 10390
Carbone (C) organique	g.kg ⁻¹	8,90	7,50	9,90	NF ISO 14 235
Matière organique (1.72 x C.org)	g.kg ⁻¹	15,31	12,90	17,03	Calcul
Azote (N) total Kjeldahl	g.kg ⁻¹	0,98	0,87	1,22	Dosage colorimétrie
C/N	-	9,19	7,10	11,30	Calcul
Potassium (K ₂ O) échangeable	g.kg ⁻¹	0,15	0,10	0,21	NF X31-108
Calcium (CaO) échangeable	g.kg ⁻¹	1,68	1,48	1,91	NF X31-108
Magnésium (MgO) échangeable	g.kg ⁻¹	0,09	0,06	0,13	NF X31-108
Phosphore (P ₂ O ₅) assimilable (P Olsen)	g.kg ⁻¹	0,07	0,06	0,08	NF ISO 11263
Cuivre (Cu)	mg.kg ⁻¹	13,09	11,70	14,30	NF X-31-147
Zinc (Zn)	mg.kg ⁻¹	42,15	36,60	48,20	NF X-31-147
Cadmium (Cd)	mg.kg ⁻¹	0,14	<0,1	0,93	NF X-31-147
Chrome (Cr)	mg.kg ⁻¹	38,65	35,40	42,10	NF X-31-147
Mercure (Hg)	mg.kg ⁻¹	0,025	0,021	0,032	Analyseur élémentaire
Nickel (Ni)	mg.kg ⁻¹	16,82	14,40	21,10	NF X-31-147
Plomb (Pb)	mg.kg ⁻¹	16,90	14,80	19,10	NF X-31-147

Les traitements ont été tirés aléatoirement dans les différents blocs qui ont été placés dans le sens linéaire des cultures. Toutes les placettes (une placette représente un traitement) sont séparées d'un mètre les unes des autres et mesurent 90m² (15 x 6 m). La séparation des placettes par un couloir permet d'éviter les mélanges de PRO lors de l'épandage et de circuler dans l'essai sans le piétiner. La dimension des placettes a été calculée à partir du compromis entre la quantité de PRO disponible pour l'essai, la logistique nécessaire pour les épandre ainsi que la place disponible pour réaliser les différents prélèvements de ce travail de recherche.

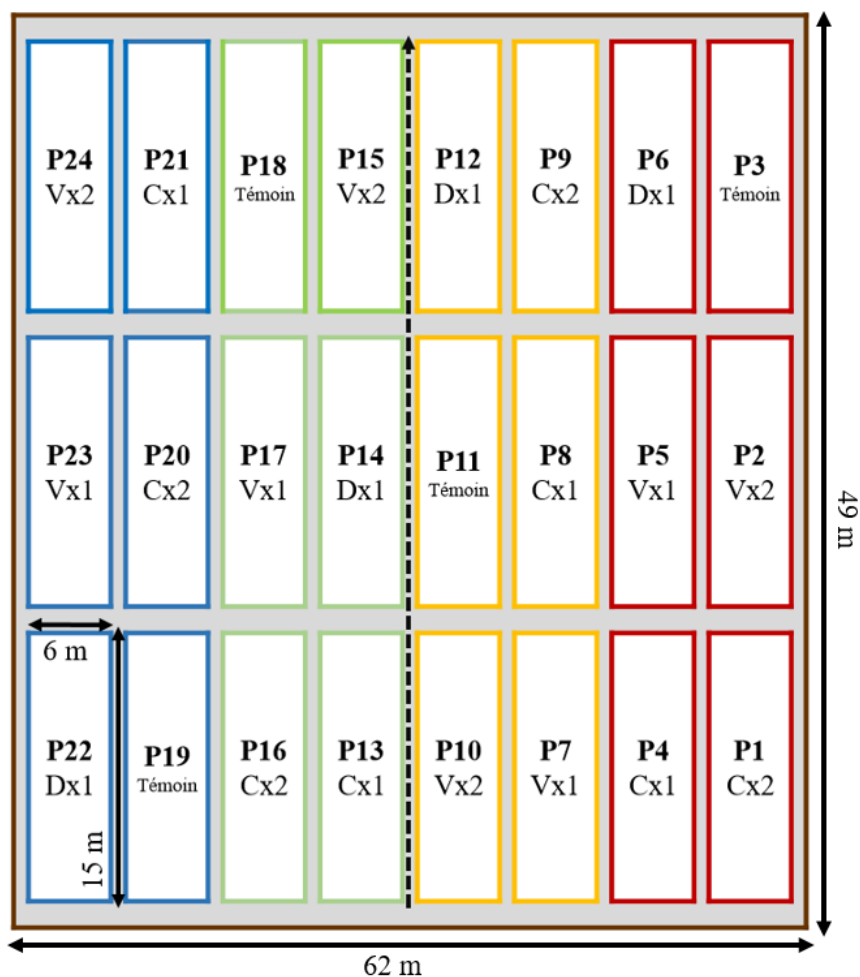


Figure 2.1. Schéma du dispositif expérimental de Civrieux (01390) avec les 4 blocs : B1 (rouge), B2 (jaune), B3 (vert) et B4 (bleu) ; les différents traitements : Témoin, Cx1 (compost faible dose), Cx2 (compost dose x2), Dx1 (digestat faible dose), Vx1 (vermicompost faible dose) et Vx2 (vermicompost dose x2) et l'orientation de l'itinéraire de culture (flèche pointillée).

3.2. Apports de matières organiques

Sur le cycle de culture de 3 ans nous avons adapté les doses de PRO correspondant aux besoins nutritionnels des plantes cultivées. Pour la culture d'orge la première année (2020) nous avons choisi d'apporter des doses de PRO de 60 et 120 kg.N.ha⁻¹ (N_{tot}) et pour le blé de la seconde année (2021) nous avons sélectionné des doses de 80 et 160 kg.N.ha⁻¹ (N_{tot}). La dernière année

étant un couvert végétal (fin 2022) suivi d'une culture fixatrice d'azote (lentille en 2023), aucun PRO n'a été apporté. Les doses de PRO apportées ont été calculées à l'aide de pré-analyses qui nous ont permis de définir les quantités de matière à apporter en $t \cdot ha^{-1}$. Par exemple, pour un apport de $60 \text{ kg} \cdot N \cdot ha^{-1}$ d'un PRO contenant $7,55 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ d'azote (sur produit brut), nous avons réalisé le produit en croix suivant : $60\,000 \text{ (g d'azote à l'hectare)} \times 1 / 7,55 \text{ (g d'azote dans 1 kg de MO brut)} = 7\,947 \text{ kg}$ soit $7,95 \text{ t} \cdot ha^{-1}$. Conformément aux pratiques en AB, nous avons raisonné les apports en azote totale sans réaliser de coefficients d'équivalence engrais qui consiste à exprimer l'efficacité d'un engrais organique par rapport à un engrais minéral de référence. À la suite des apports de PRO basés sur les pré-analyses, les quantités d'azote et de carbone finalement apportées ont été recalculées à l'aide de l'analyse des produits réalisée à la date de l'apport (Tableau 2.2). Les apports réels ont été légèrement plus faibles pour le compost (46 et $88 \text{ kg} \cdot N \cdot ha^{-1}$) que pour le vermicompost (55 et $111 \text{ kg} \cdot N \cdot ha^{-1}$) en 2020 alors qu'en 2021, c'est le digestat qui était légèrement en dessous avec un apport de $75 \text{ kg} \cdot N \cdot ha^{-1}$ contre 88 et 83 pour le compost et le vermicompost respectivement. Les quantités de PRO épandus en tonne par ha sont également très différentes avec le même ordre de grandeur sur les 2 ans ($5,4$ pour le compost, $9,3$ pour le vermicompost et $14,8$ tonnes épandus pour $80 \text{ kg} \cdot N \cdot ha^{-1}$ en 2021). Les analyses de matières organiques sont présentées en détail dans le chapitre 3 du travail de thèse.

Tableau 2.2. Apports réels des PRO réalisés sur le site expérimental de Civrieux calculés à partir de l'analyse des produits bruts selon les années d'épandages.

Année	Apports	PRO	Équivalent N ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	Équivalent C ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)	Poids réel ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)
2020 Orge	Dose 60 $\text{kg} \cdot N \cdot \text{ha}^{-1}$	Compost	46	0,49	2,22
		Digestat	54,36	0,32	11,44
		Vermicompost	55,07	0,55	6,67
	Dose 120 $\text{kg} \cdot N \cdot \text{ha}^{-1}$	Compost	94,31	1,00	4,56
		Vermicompost	111,05	1,10	13,44
2021 Blé	Dose 80 $\text{kg} \cdot N \cdot \text{ha}^{-1}$	Compost	88,32	1,11	5,44
		Digestat	75,52	0,35	14,78
		Vermicompost	83,06	0,90	9,33
	Dose 160 $\text{kg} \cdot N \cdot \text{ha}^{-1}$	Compost	176,28	2,21	10,78
		Vermicompost	165,15	1,79	18,56

Suite au premier épandage le 22/10/2020, les PRO ont été enfouis à l'aide d'une herse le soir même et un complément de vermicompost a été apporté le 26/10/2020 pour ajuster les doses en équivalent N_{tot} . Le second apport a été réalisé le 27/10/2021 pour le digestat et le 28/10/2021 pour le compost et le vermicompost. Suite à des problèmes de fournitures de compost nous avons complété notre apport le 12/10/2021 avec un lot de compost similaire au premier.

3.3. *Itinéraires techniques*

Pour caractériser au mieux les impacts potentiels des pratiques de l'agriculteur sur notre expérimentation nous avons inventorié toutes les interventions sur le site expérimental (Tableau 2.3) depuis 2019, date à laquelle la parcelle est passée en AB.

Tableau 2.3. *Intervention de l'agriculteur sur la parcelle expérimentale.*

Date	Intervention	Produit – Profondeur	Quantité par ha
11/07/2019	Moisson (dernière avant AB)		
22/07/2019	Déchaumeuse à disque	5 à 8 cm	
20/08/2019	Semis de Chlorofilre mix		10,48 kg
	Semis de <i>Sorgho piper</i>		9,52 kg
06/01/2020	Labour	25 cm	
18/03/2020	Travail du sol - vibroculteur	10 cm	
04/04/2020	Travail du sol - vibroculteur	5 cm	
08/05/2020	Travail du sol – herse étrille	3 à 4 cm	
18/05/2020	Travail du sol - vibroculteur	5 cm	
20/05/2020	Semis Soja		650 000 graines
	Moyens biologiques	RESID HC	1,513 kg
	Moyens biologiques	INOCULUM FORCE 48	0,931 kg
	Moyens biologiques	INOCULUM	0,698 kg
21/05/2020	Désherbage mécanique	2 cm	
28/05/2020	Désherbage mécanique	4 cm	
01/06/2020	Désherbage mécanique	4 cm	
16/06/2020	Binage	5 à 8 cm	
03/07/2020	Binage	5 à 8 cm	
16/09/2020	Moisson de Soja		15,45 Qx
30/09/2020	Déchaumeuse à disque	5 à 8 cm	
22/10/2020	Apport des PRO et enfouissement à la herse étrille	4 à 5 cm	
29/10/2020	Travail du sol - scalpeur	5 à 12 cm	
07/11/2020	Semis d'orge	AMISTAR (C) HIMALAYA (C)	6,40 dose 1,60 dose 400 grains.m ⁻²
24/02/2021	Désherbage mécanique		
02/07/2021	Moisson de l'orge		44,37 Qx
07/2021	Semis Sarasin		
09/2021	Moisson Sarasin		5 Qx
23/10/2021	Déchaumeuse à disque	5 à 8 cm	
28/10/2021	Apport des PRO		
20/11/2021	Déchaumeuse à disque (enfouissement des PRO)	5 à 8 cm	
20/11/2021	Semis du blé tendre d'hiver	ALESSIO BIO (F)	400 grains.m ⁻²
15/12/2021	Apport du reste de compost		
24/02/2022	Désherbage mécanique	2 cm	
18/03/2022	Désherbage mécanique	4 cm	
12/04/2022	Désherbage mécanique	4 cm	
09/07/2022	Moisson du blé		17,32 Qx

Chapitre 3 :

Analyses de la qualité des différents PRO issus de la valorisation des biodéchets

Dans cette partie avons analysé les PRO issus des biodéchets que nous avons utilisés pour notre expérimentation de terrain (Chapitre 2, partie 3.1). Nous répondons à notre question qui consiste à déterminer les spécificités des PRO issus de la valorisation des biodéchets (compost, digestat et vermicompost) et si ceux-ci sont conformes aux normes actuelles. Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans Bioresource Technology Reports (V. Ducasse, F. Watteau, I. Kowalewski, H. Ravelojaona, Y. Capowiez, J. Peigné, 2023 ; Annexe 3.1).

Afin de prévoir l'impact des PRO sur les sols agricoles et la performance agronomique, il est crucial de bien caractériser les produits. Il existe de nombreuses techniques différentes pour évaluer la maturité des produits biologiques telles que la microscopie électronique à balayage (MEB), la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FT-IR), la thermogravimétrie, la spectroscopie ultraviolette-visible (UV-vis), l'évaluation des paramètres physico-chimiques et les indicateurs biologiques (indice de germination) (Bhat *et al.*, 2017). Chaque méthode d'analyse présente des avantages et des inconvénients et nous avons choisi de caractériser les différents PRO en comparant deux méthodes classiques et deux méthodes innovantes afin de mettre en évidence leur complémentarité et/ou redondance pour évaluer leurs effets potentiels sur le sol.

La première méthode classique que nous avons utilisée est l'analyse chimique élémentaire, qui permet d'estimer les paramètres agronomiques des PRO (teneur en carbone organique, rapport C/N, azote, phosphore, potassium). Cependant, le rapport C/N qui est en première approche un bon indicateur de l'apport en nutriments pour les cultures (Tejada *et al.*, 2009), n'explique pas toutes les différences de minéralisation de l'azote, puisque des MO avec des rapports C/N similaires peuvent minéraliser des quantités différentes d'azote (Diacono et Montemurro, 2010). Pour préciser le potentiel de minéralisation du produit, l'indice de stabilité de la matière organique (ISMO), basé sur la cinétique de minéralisation du C (à trois jours) et le fractionnement de Van Soest en conditions contrôlées, ont également été déterminés (Lashermes *et al.*, 2009). Cependant, cet indice ne prend pas en compte les caractéristiques de qualité et de complexité de chaque fraction organique et d'autres analyses complémentaires ont donc été mises au point comme l'analyse Rock-Eval® (RE) (Albrecht *et al.*, 2015; Barré *et al.*, 2016; Jimenez *et al.*, 2015; Sebag *et al.*, 2022). L'analyse thermique Rock-Eval®, conçue à l'origine pour l'évaluation pétrolière (Espitalie *et al.*, 1986), est un outil qui peut également être utilisé pour les sols (Gregorich *et al.*, 2015; Saenger *et al.*, 2015; Sebag *et al.*, 2022 et 2016; Soucémariadin *et al.*, 2018). Le Rock-Eval® permet d'estimer la quantité de carbone organique (C_{org}) et inorganique d'un produit, mais aussi de définir sa qualité en termes de C_{org}

labile, résistant ou réfractaire et d'évaluer son degré de stabilité thermique. Une autre approche complémentaire est l'évaluation du potentiel amendant et microbien du produit en caractérisant la morphologie des microstructures par analyse en microscopie électronique à transmission (MET) (Watteau et Villemin, 2018). Cette seconde méthode innovante est une technique non quantitative permettant de prédire le potentiel de minéralisation de la MO dans le sol spécifiquement en décrivant l'activité microbienne (bactéries et champignons actifs ou sous forme de nécromasse). La caractérisation de la microstructure de la MO par MET fournit des informations sur l'hétérogénéité en taille et en composition des constituants organiques. Ce sont des caractéristiques qui sont prises en compte pour tenter de spécifier des paramètres de qualité du compost tels que la maturité et la stabilité (Watteau et Villemin, 2011). L'analyse RE n'a été que récemment appliquée à la matière organique dérivée des biodéchets (Le Mer et al., 2020) et nous avons choisi de la comparer aux modèles d'analyse classiques (chimique et ISMO) pour déterminer si elle pouvait fournir des informations supplémentaires sur la dynamique de dégradation du carbone sur le long terme. Cette technique permet également de réduire le temps d'analyse et la multiplication des échantillons bien qu'elle soit actuellement peu courante et parfois difficile à interpréter. Pour confirmer les résultats du RE, nous avons choisi d'approfondir l'analyse avec l'approche MET. La caractérisation s'est concentrée sur les qualités de chaque PRO plutôt qu'une comparaison entre eux, car il est bien connu que les apports de déchets sont extrêmement variables pour les biodéchets (Fisgativa *et al.*, 2016; Ho et Chu, 2019). Le Tableau 3.1 résume l'objectif de chaque analyse effectuée dans le cadre de cette étude.

Tableau 3.1. Comparaison analytique des différentes méthodes appliquées dans le cadre de l'étude pour la caractérisation des PRO issus des biodéchets.

	Indice de stabilité de la matière organique (ISMO)	Rock-Eval® (RE)	Microscope électronique à transmission (TEM)
Type d'analyse	Fractionnement biochimique	Analyse thermique	Analyse morphologique
Mesures	Indicateur (ISMO) dérivé du fractionnement de la MO et de la minéralisation du carbone après 3 jours pour évaluer son potentiel de stockage dans le sol à long terme (indicateur du potentiel d'amendement).	Quantifier le C _{org} et inorganique lors du craquage thermique des molécules au cours du temps afin d'évaluer la dynamique de minéralisation et de stabilisation du carbone.	Caractériser qualitativement les microstructures organiques et le potentiel microbiologique des produits (présence, nature et activité des micro-organismes).
MO disponible ou labile (% en poids)	Quantité de MO facilement dégradable (ne peut être stockée dans le sol sous forme de matière humique).	Quantité de MO thermolabile libérée à une température relativement basse (< 400°C) lors de la pyrolyse.	Observation de la MO disponible, plus ou moins dégradée par l'activité microbienne.
MO stable (% en poids)	Quantité de MO susceptible de rester dans le sol sous forme de matière humique à long terme.	Quantité de MO thermiquement réfractaire libérée à une température relativement élevée (> 400°C) au cours de la pyrolyse.	Observation de la MO stable, soit en raison de sa nature récalcitrante (composés polyphénoliques), soit en raison de son stade d'évolution (microstructures humifiées).

1. Protocoles des analyses des PRO

1.1. Origine des différents PRO

Durant ce travail de thèse, des PRO issus des biodéchets ont été analysés dans le cadre de l'essai au champ (cf. chapitre 2, partie 3). Les PRO étudiés sont (i) un compost de biodéchets provenant de la collecte sélective des déchets des professionnels, (ii) un digestat provenant d'un méthaniseur agricole et (iii) un vermicompost provenant d'un mélange de 4 vermicomposteurs collectifs différents. Le compost a été fabriqué à l'aide d'un composteur électromécanique (TIDY PLANET - A900) qui mélange du broyat de bois blanc (utilisé pour le pouvoir de gonflement) avec des biodéchets (50/50 sur une base volumique). Les déchets sont restés dans le composteur pendant une moyenne de 12-14 jours à 50-70°C avant que le compost ne mûrisse dans des bacs pendant 3 mois et ne soit tamisé à 20 mm puis stocké en bigbag. Le digestat a été produit par méthanisation sans séparation de phase et se présente donc sous forme de boue. Au moment de la collecte du digestat pour le premier épandage sur l'essai en 2020, le mélange

quotidien était composé de 23 tonnes de lisier, 5 tonnes de fumier de bovins, 5 tonnes de boues de papier, 1 tonne de résidus de traitement de caramel, 1 tonne de céréales, 6 tonnes de biodéchets (sous forme de soupe) et 7 tonnes de graisses d'abattoir. Au total, il y a donc un mélange de 29 t de résidus agricoles (60%) et de 19 t de déchets de l'industrie alimentaire et papetière (40%). Le mélange quotidien entre les déchets agricoles et les déchets de l'industrie alimentaire et papetière pour le second épandage en 2021 était également de 60 et 40%. Le mélange de vermicompost a été réalisé à partir de vermicomposteurs collectifs du même arrondissement de la ville de Lyon et collecté à maturité (stade prêt pour la normalisation et la vente par les producteurs). Le processus de transformation était de 4 à 5 mois de dégradation (60% de biodéchets et 40% de cartons en volume qui ont pu occasionnellement être complétés en broyat de bois blancs) et de 1 mois de maturation en moyenne. Après la récolte, le vermicompost a été tamisé avec un crible de 50 mm. Pour chaque PRO utilisé pour l'essai au champ, nous avons prélevé 3 échantillons d'environ 20 à 40 litres au hasard avant l'épandage des produits. Ceux-ci ont été réalisés en mélangeant une vingtaine de prélèvements à différentes profondeurs du tas pour le compost et le vermicompost et des prélèvements à différents niveaux de la cuve pour le digestat.

1.2. Caractérisation physico-chimique, indice de stabilité de la MO (ISMO) et préparation des échantillons.

Pour chacun des échantillons, nous avons effectué des analyses de qualité agronomique selon les normes européennes des amendements organiques NF U44-051 (composts et vermicomposts) et des engrais organiques NF U42-001 (digestats). Pour les PRO utilisés au champ, nous avons également mesuré le fractionnement biochimique de la matière organique selon Van Soest, (c'est-à-dire la fraction soluble, la cellulose, l'hémicellulose et la lignine et la cutine) et la minéralisation du carbone (MinC) après 3 jours d'incubation selon les normes françaises (AFNOR, 2016) et FD U44-163 (AFNOR, 2018) respectivement. Il est important de préciser que le fractionnement de Van Soest n'est pas une extraction spécifique des celluloses, hémicelluloses, lignines et cutines qui ne se séparent pas si facilement (Peltre, 2010), mais un équivalent de ces composés. Cependant, dans ce manuscrit, nous garderons le nom des fractions historiquement mis au point par la méthode Van Soest sur les fourrages sans le terme équivalent avant les fractions (ex : cellulose pour équivalent-cellulose). L'ISMO a ensuite été calculé à partir des résultats du fractionnement biochimique et de la teneur en carbone minéralisé. Des analyses approfondies par Rock-Eval (RE) et Microscope Électronique à Transmission (MET) ont été réalisées sur les PRO utilisés lors du premier épandage à Genay en 2020. Pour celles-ci,

le digestat a été "drainé" sur un tamis afin d'isoler la partie solide nécessaire aux analyses. Cette opération a permis de séparer 28,4% de produit solide (encore humide) et 71,6% de liquide dont seule la partie solide a été analysée.

1.3. Analyses thermiques par Rock-Eval® (RE)

Les analyses Rock-Eval® (RE) ont été réalisées avec un appareil Rock-Eval® 6 fabriqué par Vinci Technologies (Espitalie *et al.*, 1977, 1985a, b, 1986; Lafargue *et al.*, 1998; Behar *et al.*, 2001; Disnar *et al.*, 2003; Sebag *et al.*, 2006). Pour chaque réplique (3 composts, 3 digestats et 3 vermicomposts), l'analyse RE a été répétée 3 fois sur 50 mg de produits séchés et broyés (une quantité similaire d'échantillon a été pesée précisément pour chaque analyse). L'analyse RE est basée sur la mesure continue des composés carbonés pendant une dégradation thermique progressive avec une température croissante programmée à 25°C.min⁻¹. La dégradation thermique est réalisée en deux étapes successives : une pyrolyse sous atmosphère inerte N₂ (sans O₂) à une température de 200°C pendant 3 min puis de 200°C à 650°C à 25°C.min⁻¹ suivie d'une pyrolyse du résidu en atmosphère oxydée (oxydation à l'air) à une température de 200°C pendant 1 min puis de 200 à 850°C à 25°C.min⁻¹. Pendant la pyrolyse, les composés organiques labiles et pyrolysables libérés par les échantillons sont analysés par un détecteur à ionisation de flamme (FID) tandis que les gaz CO₂ et CO libérés sont analysés par un détecteur infrarouge (IR). Ensuite, pendant la phase d'oxydation, le détecteur infrarouge analyse le CO₂ et le CO produits par la combustion des résidus pyrolysés (carbone organique réfractaire pour T < 650°C et carbone inorganique pour T > 650°C). Les paramètres classiques du RE : carbone organique total (TOC), carbone minéral (C_{min}), indice d'hydrogène (HI) et indice d'oxygène (OI) ont été calculés en intégrant les différentes zones de signal comme décrit dans Lafargue *et al.*, (1998) et Behar *et al.*, (2001). Cependant, en ce qui concerne la MO du sol et encore plus la MO fraîche (PRO), des corrections doivent être appliquées (pas de décarbonatation comme dans la combustion classique) pour une meilleure quantification du TOC et du C_{min} (Disnar *et al.*, 2003; Sebag *et al.*, 2022). La méthode d'analyse RE permet d'obtenir un suivi temporel de la dégradation de la MO qui est analysée par déconvolution en 5 pics principaux. Le pic S1 (hydrocarbures libérés entre 0 et 200°C), le pic S2 (hydrocarbures produits entre 200 et 650°C), le pic S3, obtenu à partir de la pyrolyse de la MO est composé de S3CO₂ (CO₂ de 200 à 500°C) et S3CO (CO de 200 à 500°C), le pic S4 libéré de la MO résiduelle pendant l'étape d'oxydation de S4CO₂ (CO₂ de 200 à 650°C) et S4CO (CO de 200 à 650°C). La décomposition de la MO est définie pendant la pyrolyse par le pic S3'CO₂ (> 500°C), le pic S3'CO (> 500°C), et pendant l'oxydation par le pic S5 (CO₂ > 650°C) (Albrecht *et al.*, 2015). Pour la caractérisation de la

qualité de la MO définie par la stabilité thermique et décrite par les pools de carbone thermolabile et thermostable de nos échantillons, nous nous sommes concentrés sur le pic S2 qui permet, grâce à la définition de plusieurs plages thermiques, de calculer la MO minéralisable et la MO stable. Ce pic S2 a été divisé en 5 plages thermiques comprenant les biopolymères labiles (A1 : 200-340°C), les biopolymères résistants (A2 : 340-400°C), les géopolymères immatures (A3 : 400-460°C), les géopolymères réfractaires (A4 : 460-520°C et A5 : 520-650°C) selon Sebag *et al.* (2016). Ces 5 plages caractérisent 3 pools thermiques de C_{org} : labile (A1 et A2) et stable (résistant (A3) et réfractaire (A4 et A5)). Sur la base de l'intégration de ces cinq sous-signaux S2, Sebag *et al.* (2016) proposent deux nouveaux indices : l'indice I reflétant l'amplitude de la minéralisation (indice I = $\log(A1+A2/A3)$) et l'indice R reflétant la stabilité du carbone (indice R = $(A3+A4+A5)/100$) où les lettres A correspondent à l'aire sous la courbe du pic S2 selon les gammes des températures représentant la stabilité des composés organiques. Toutes les données RE (paramètres et profils thermiques) sont présentées dans l'Annexe 3.2.

1.4. Caractérisation morphologique via microscopie électronique à transmission (MET)

Afin de caractériser morphologiquement les produits, nous avons réalisé pour le compost et le vermicompost le fractionnement granulométrique (fraction < 2 mm et > 2 mm) sur matière humide et sèche (3 répétitions chacune). Ce fractionnement n'a pas pu être réalisé pour le digestat car il a été égoutté avant manipulation et sa constitution ne permettait pas un séchage et un tamisage corrects. Ensuite, les produits ont été observés au stéréomicroscope, ce qui nous a permis de prendre en compte leurs hétérogénéités et de sélectionner autant de sous-échantillons qu'il y avait de phases reconnues (particules, phase fine, morceaux de bois, ...) au sein de chaque produit. Puis, pour chaque sous-échantillon, nous avons réalisé 5 répliques qui ont ensuite été traitées pour la caractérisation morphologique en MET. Tous les sous-échantillons ont été fixés dans du tétraxide d'osmium (OsO₄) à 2% dans un tampon cacodylate (pH 7) pendant 1 heure. Ils ont ensuite été rincés dans du tampon cacodylate et déshydratés avec de l'acétone en concentration croissante (10%, 20%, 40%, 60%, 80%, 95% et 100%). Puis l'acétone a été progressivement remplacée par de la résine époxy. Les sous-échantillons dans la résine ont ensuite été placés dans des moules et une fois la résine polymérisée (60°C pendant 16 heures), les blocs solidifiés ont été coupés en sections ultrafines (80nm d'épaisseur) avec un ultra-microtome Reichert Ultracut S. Les sections de 80 nm ont été recueillies sur des grilles de cuivre de 200 mesh de 5 mm de diamètre, puis contrastées avec de l'acétate d'uranium (Valentine, 1961) et du citrate de plomb (Reynolds, 1963), afin d'augmenter le contraste de la

MO lorsqu'elle est observée sous le faisceau d'électrons. Les sections ont ensuite été observées à l'aide d'un microscope électronique à transmission JEOL EXII (80 kV) équipé d'une caméra Erlangshen. Un minimum de 20 champs d'observation à un grossissement de 4 000 ont été réalisés avant d'autres grossissements afin de bien préciser l'origine (végétale ou microbienne), la constitution et l'état de biodégradation de la MO.

1.5. Analyse des données

Nous n'avons pas effectué de tests statistiques sur les résultats des analyses chimiques car l'objectif premier était de vérifier si les produits correspondent aux normes en vue de l'épandage. Pour l'ISMO, nous avons utilisé une ANOVA à un facteur pour comparer les différents produits après avoir vérifié les exigences de normalité et l'homoscédasticité des résidus avec les tests de Shapiro et Bartlett respectivement. Les produits ont ensuite été comparés à l'aide d'un test de Tukey du package « multcomp » version 1.4-20 (Hothorn *et al.*, 2008a) et les lettres de significativité ont été obtenues à l'aide de la fonction « lsmeans » version 2.30-0 (Lenth, 2018) du package « emmeans » version 1.8.5 (Lenth *et al.*, 2023) pour faciliter leurs intégrations dans les figures. Une analyse en composantes principales (ACP) en données réduites a été réalisée sur l'ensemble des produits (2020 et 2021) à l'aide du package « FactoMineR » version 2.8 (Lê *et al.*, 2008) et mis en forme à l'aide du package « factoextra » version 1.0.7 (Kassambara et Mundt, 2020). Les ellipses différenciant les produits sur les ACP ont été réalisées avec un niveau de confiance de 95%. Les matrices de corrélation ont été réalisées à l'aide du package « corrplot » version 0.92 (Wei *et al.*, 2021). Pour l'analyse RE nous avons également choisi de comparer graphiquement les produits entre eux. L'ensemble des graphiques a été réalisé à l'aide du package « ggplot2 » version 3.4.1 (Wickham *et al.*, 2023). Tous les calculs ont été effectués dans le logiciel R version 4.2.2 (R Core Team, 2022).

2. Résultats

2.1. Qualité physico-chimique des PRO

Les résultats de l'analyse physico-chimique des produits épandus en 2020 (Tableau 3.2) et 2021 (Tableau 3.3) valident l'hypothèse 1 que les PRO issus des biodéchets sont utilisables en agriculture car ils sont conformes aux normes européennes en termes de polluants et pathogènes. En effet, aucun des produits ne contient de pathogènes, de polluants et de métaux lourds dépassant les limites des normes. Ils ne contiennent pas non plus d'inertes ou de plastiques supérieurs à 2%. Seul le vermicompost présente une matière organique inférieure (15,6% en

moyenne en 2020 et 17,6% en 2021) à la limite de la norme (20% de MO du produit brut). Le digestat " drainé " utilisé pour les analyses RE et MET a également été analysé et les résultats sont présentés dans le Tableau 3.4 (28,4% du produit solide).

Tableau 3.2. Moyennes (\pm écart-type) des analyses physico-chimiques (poids secs) selon la norme NF U44-051 des PRO utilisés à Genay en octobre 2020 (C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; nd : non déterminé ; abs : absence).

	Masse volumique kg.l ⁻¹	Poids sec %	pH	N _{tot}	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N _{org} g.kg ⁻¹	MO	C _{org}
C	0,37 (0,03)	51,93 (7,14)	9,40 (0,10)	39,80 (1,42)	0,18 (0,03)	0,47 (0,40)	39,20 (1,45)	760,33 (18,58)	424,33 (8,39)
D	nd	7,31 (0,33)	7,97 (0,25)	65 (3,40)	23,73 (0,42)	0,05 (0,01)	41,21 (2,99)	672 (2)	378,33 (1,53)
V	0,59 (0,01)	37,40 (2,2)	8,67 (0,75)	22,13 (1,34)	<0,05 (0)	1,09 (0,94)	21 (2,10)	417,33 (44,52)	219 (25,36)
	C/N	P	K	Ca	Mg	Helminthe et Salmonelle	Fluoranthène	Benzo(b) fluoranthène	Benzo(a) pyrène
	g kg ⁻¹							mg.kg ⁻¹	
C	10 (0)	17,07 (1,40)	30,57 (3,62)	75,53 (2,15)	5,25 (0,19)	abs	<0,05 (0)	<0,05 (0)	<0,05 (0)
D	5,83 (0,30)	26,57 (1,52)	50,73 (0,60)	50,87 (0,60)	10,11 (0,69)	abs	<0,05 (0)	<0,05 (0)	<0,05 (0)
V	9,67 (0,42)	13,37 (0,35)	23,37 (6,12)	165,67 (22,03)	7,93 (0,39)	abs	0,08 (0,05)	<0,05 (0)	<0,05 (0)
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
	mg.kg ⁻¹								
C	0,85 (0,12)	0,27 (0,02)	6,17 (0,56)	25,57 (0,68)	<0,02 (0)	4,58 (0,32)	9,34 (2,30)	<1,50 (0)	113,33 (7,02)
D	nd	0,25 (0)	18,77 (1,81)	47,07 (1,18)	<0,02 (0)	7,56 (0,50)	2,62 (0,21)	<1,50 (0)	240,33 (5,51)
V	3,62 (1,40)	0,32 (0,03)	20,63 (6,85)	45,70 (1,22)	<0,02 (0)	12,84 (3,90)	50,60 (37,42)	nd	203,67 (61,26)
	Cailloux et calcaire > 2 mm	Films et PSE (polystyrène expansé)	Plastiques durs > 2 mm		Verres et métaux > 2 mm		Éléments piquants ou coupants		
	%								
C	1.51 (0.46)	0	0		0,003 (0,006)		abs		
D	0.13 (0.22)	0	0		0		abs		
V	27.17 (0.91)	0,02 (0,02)	0,02 (0,03)		0,07 (0,03)		abs		

Tableau 3.3. Moyennes (\pm écart-type) des analyses physico-chimiques (poids secs) selon la norme NF U 44-051 des PRO utilisés à Genay en octobre 2021 (C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; nd : non déterminé ; abs : absence). C sup. représente les analyses de compost apporté en décembre 2021 pour ajuster la dose d'azote qui était trop faible avec le premier apport de compost (cf. chapitre 2 parties 3.2).

	Masse volumique kg.l ⁻¹	Poids sec %	pH	N _{tot}	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N _{org} g.kg ⁻¹	MO	C _{org}
C	0,37 (0,01)	42,33 (5,14)	7,67 (0,23)	34,97 (0,45)	0,09 (0,03)	0,95 (0,47)	30,60 (5,11)	742,67 (12,50)	419,33 (9,50)
C sup.	0,32	54,10	7,30	34,10	0,18	<0,01	nd	809	445
D	nd	6,19 (0,03)	8,53 (0,06)	82,50 (1,81)	36,33 (0,85)	0,17 (0,02)	46 (1,61)	675,33 (2,08)	387 (2,65)
VC	0,57 (0,01)	44,60 (1,57)	7,73 (0,40)	19,97 (1,37)	0,06 (0,02)	0,67 (0,09)	19,20 (1,35)	395 (20,95)	216,67 (5,13)
	C/N	P	K	Ca	Mg	Helminthe et Salmonelle	Fluoranthène	Benzo(b) fluoranthène	Benzo(a) pyrène
	g kg ⁻¹					mg.kg ⁻¹			
C	11.33 (0.58)	9,72 (0,62)	24,13 (1,03)	77,77 (1,37)	4,87 (0,47)	abs	<0,05 (0)	<0,05 (0)	<0,05 (0)
C sup.	13	9,73	19,90	59	3,73	nd	nd	nd	nd
D	4.70 (0.10)	26,23 (0,68)	60,17 (1,88)	43,37 (0,64)	8,04 (0,30)	abs	<0,05 (0)	<0,05 (0)	<0,05 (0)
VC	10.33 (0.58)	11,47 (0,76)	9,21 (0,56)	177,33 (25,70)	7,14 (0,30)	abs	<0,05 (0)	<0,05 (0)	<0,05 (0)
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
	mg.kg ⁻¹								
C	0.77 (0.23)	0,16 (0,01)	4,10 (0,79)	24,40 (2,03)	<0,02 (0)	3,38 (0,20)	4,30 (0,46)	<1,50 (0)	114,37 (48,60)
C sup.	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
D	1.94 (0.11)	0,28 (0,03)	13,20 (1,73)	46,50 (0,78)	<0,02 (0)	6,77 (0,62)	2,78 (0,13)	nd	237,33 (4,04)
VC	2.85 (0.21)	0,26 (0,02)	9,52 (0,76)	37 (3,77)	<0,02 (0)	5,79 (0,39)	45,03 (16,41)	<1,50 (0)	175,33 (11,85)
	Cailloux et calcaire > 2 mm	Films et PSE (polystyrène expansé)	Plastiques durs > 2 mm		Verres et métaux > 2 mm		Éléments piquants ou coupants		
	%								
C	2,14 (1,58)	0	0		0,003 (0,006)		abs		
C sup.	nd	nd	nd		nd		nd		
D	0,06 (0,11)	0,01 (0,01)	0		0		abs		
VC	25,50 (0,92)	0,01 (0,01)	0		0		abs		

Tableau 3.4. Analyses chimiques du digestat “drainé” sur produit sec pour les analyses de Rock-Eval® et microscope électronique à transmission.

Poids sec %	pH	N _{tot}	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N _{org} g.kg ⁻¹	MO	C _{org}	P	K		
7,67	7,70	66	18,90	0,10	47	645	374	22,1	71,6		
Ca g.kg ⁻¹	Mg g.kg ⁻¹	C/N	As	Cd	Cr	Cu	Hg mg.kg ⁻¹	Ni	Pb	Se	Zn
41,4	7,52	5,70	1,48	0,28	14,70	79,10	<0,2	23,30	2,62	<1,50	252

2.2. Indice de stabilité de la matière organique (ISMO)

Le fractionnement de Van Soest de la MO (fraction soluble, cellulose, hémicellulose et lignine et cutine), le MinC et l’ISMO calculés pour les produits apportés à Genay sont présentés dans le Tableau 3.5.

Tableau 3.5. Moyennes (± écart-type) du fractionnement biochimique et ISMO des produits épandus en 2020 et 2021 (en % de MO) où les lettres en gras indiquent les différences statistiques (ANOVA, $p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost.

	Fraction soluble	Cellulose	Hemicellulose	Lignine et cutine	ISMO	MinC (3 jours d’ incubation)
2020	C 30.06 ^b (2.56)	21.90 (2.23)	6.77 (1.21)	40.80 ^b (0.23)	77.90 ^b (1.57)	2.67 ^b (0.45)
	D 48.50 ^a (0.78)	17.60 (1.76)	11.20 (2.20)	22.60 ^c (1.64)	66.90 ^c (2.22)	6.17 ^a (0.38)
	V 24.80 ^c (2.57)	16.30 (3.70)	5.50 (5.07)	53.40 ^a (1.04)	87.20 ^a (1.30)	1.67 ^c (0.25)
2021	C 31.40 ^b (0.79)	20.57 (1.70)	6.87 (2.30)	41.17 ^b (0.86)	78.73 ^b (0.81)	2.67 ^b (0.25)
	D 53.40 ^a (0.87)	13.43 (2.14)	11.40 (0.26)	21.73 ^c (2.40)	72.53 ^c (2.22)	4.87 ^a (0.31)
	V 24.33 ^c (3.07)	13.80 (4.26)	6.10 (4.98)	55.77 ^a (2.21)	88.47 ^a (0.55)	1.93 ^b (0.64)

L’ANOVA à un facteur nous montre que ces produits sont différents en termes de fraction soluble ($p : 2,474e-05$), de lignine et de cutine ($p : 1,479e-07$). Pour les produits épandus en 2020, le digestat a une fraction soluble élevée (48,50% de la MO) et une faible teneur en de lignine et de cutine (22,60% de la MO) alors que le vermicompost a une teneur élevée en lignine et cutine (53,40% de la MO) et une faible teneur en fraction soluble (24,80% de la MO). Le compost se situe entre le digestat et le vermicompost bien qu’il soit plus proche du vermicompost avec un taux de 30,06% de fraction soluble et 40,80% de lignine et de cutine. La cellulose et l’hémicellulose, qui sont les fractions les plus dégradables, sont proches pour chaque produit et en faible quantité par rapport aux deux autres fractions des produits (environ entre 16 et 21% pour la cellulose et entre 5 et 11% pour l’hémicellulose). L’ISMO ($p : 2,3 e-05$) montre que le vermicompost est le produit le plus stable (87,2% de la MO) et a donc un potentiel MinC

($p : 1,364e-05$) plus faible que les autres produits (1,67% de la MO après 3 jours d'incubation). Le digestat est le moins stable (indice de stabilité de la MO = 66,90% de la MO et MinC 6,17%) tandis que le compost se situe entre ces deux produits en ce qui concerne l'indicateur ISMO (indice de stabilité de la MO = 77,90% de la MO et MinC 2,67%). Concernant les produits épandus en 2021, les différences statistiques sont du même ordre de grandeur sauf pour le carbone minéralisé où seul le digestat est significativement différent du compost et du vermicompost (4,87 ; 2,67 et 1,93% respectivement). Étant donné que les produits épandus en 2020 et 2021 sont similaires, et afin de situer les produits les uns par rapport aux autres en termes de stabilité de la MO, une ACP a été réalisée (Figure 3.1.A).

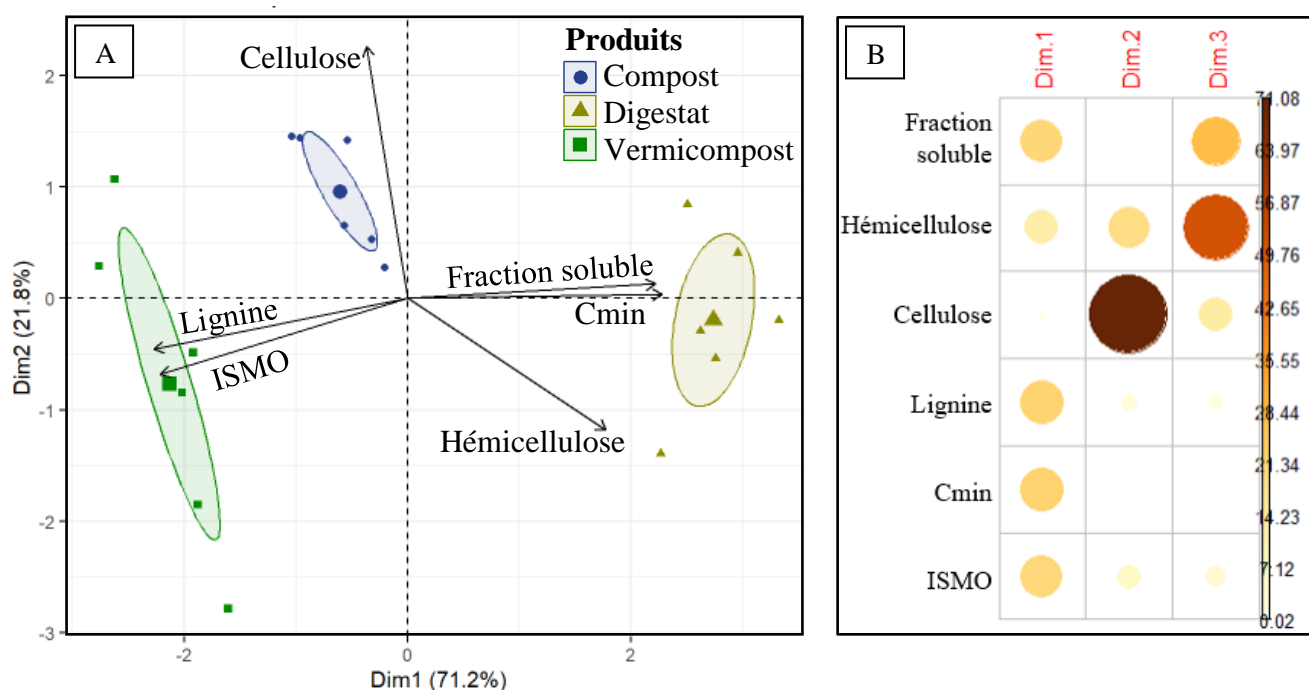


Figure 3.1. ACP en données réduites des produits épandus en 2020 et 2021 en prenant en compte les valeurs du fractionnement de Van Soest, le MinC et l'ISMO avec (A) les résultats de l'ACP en données réduites où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% et (B) la matrices de corrélations des facteurs et de leurs influences sur les dimensions.

L'ACP montre que les produits sont bien différents en termes de stabilité de la MO avec une très bonne représentation du modèle (93% d'explications de la variabilité avec l'axe 1 et 2 additionnés). Nous pouvons observer un ordre le long de l'axe 1 qui va du digestat au vermicompost en passant par le compost. Pour comprendre quels sont les facteurs qui influencent cette gradation nous avons évalué le pourcentage de contribution des facteurs aux axes 1, 2 et 3 qui représente plus de 95% du modèle (Figure 3.1.B). Cette matrice de corrélation montre que les facteurs les plus influents sur l'axe 1 sont la fraction soluble, la lignine, le MinC à 3 jours et l'ISMO (tous à environ 20%) et que le facteur influent sur l'axe 2 est la cellulose à

plus de 70% (Annexe 3.3). L'ordre des produits sur l'axe 1 de l'ACP est donc un gradient de stabilité de la MO des produits avec une stabilité très importante du vermicompost (Annexe 3.4) suivi du compost et enfin du digestat qui s'éloigne plus des 2 autres produits. La cellulose qui influence l'axe 2 est plus présente dans le compost ce qui explique pourquoi ce produit est plus « décalé » du gradient de la stabilité de la MO défini sur l'axe 1.

2.2. Analyse Rock-Eval®

L'analyse RE a révélé que les teneurs en TOC (% du poids) sont proches pour le digestat ($37,5 \pm 0,6\%$) et le compost ($40,8 \pm 0,8\%$) mais beaucoup plus faibles pour le vermicompost que pour les deux autres produits ($20,6 \pm 1,4\%$) et qu'il s'agit de la MO la plus hétérogène (plus grand écart-type du C_{org} total) (Annexe 3.2). En ajustant la valeur du pourcentage de carbone du digestat "drainé" avec celui analysé avec le RE, la quantité totale de carbone atteint $36,6\%$ ($\pm 0,5$). Les composés hydrocarbonés (HC) organiques hautement labiles (pic S1 - Annexe 3.2) sont présents en plus grandes quantités dans le digestat ($0,53 \text{ mg de HC.g}^{-1}$) que dans le compost ($0,12 \text{ mg de HC.g}^{-1}$) et le vermicompost ($0,05 \text{ mg de HC.g}^{-1}$), même s'ils restent relativement faibles dans tous les échantillons. En ce qui concerne le C_{min} , sa teneur (exprimant la quantité de carbone liée aux espèces carbonatées et calculée à partir des pics S5 et d'une partie de S3) est quasiment absent dans le digestat et représente $0,9\%$ ($\pm 0,2$) dans le compost, et $2,4\%$ ($\pm 0,6$) dans le vermicompost. Si nous supposons que tout le carbone inorganique du pic S5 est lié aux différentes formes de CaCO_3 , cela représente environ $0,3\%$ de Ca pour le digestat, 3% pour le compost et $8,1\%$ pour le vermicompost. Cette évolution de la teneur en calcium est similaire à la tendance calculée par analyse chimique (Tableau 3.2) et elle représente respectivement $5,8$; 39 et 49% du calcium total. Par ailleurs, seuls les profils S3CO₂ et S3CO du compost présentent un pic à 520°C qui pourrait être attribué à la présence de formes minérales spécifiques du calcium telles que l'oxalate de calcium (CaC_2O_4). La Figure 3.2.A montre une plus grande variabilité du TOC et du C_{min} pour le vermicompost par rapport aux deux autres produits.

Le graphique HI vs. OI (Figure 3.2.B) montre que l'indice HI ($S2 \cdot 100 \cdot \text{g}^{-1}$ de TOC exprimé en mg de HC.g^{-1} de TOC), qui reflète la richesse en hydrogène des composés organiques des échantillons, est plus élevé pour le digestat (moyenne : $403 \text{ mg de HC.g}^{-1}$ de TOC), suivi du compost (moyenne : $312 \text{ mg de HC.g}^{-1}$ de TOC) et du vermicompost (moyenne : $269 \text{ mg de HC.g}^{-1}$ de TOC). L'indice d'oxygène OI ($S3 \cdot 100 \cdot \text{g}^{-1}$ de TOC exprimé en $\text{mg de CO}_2 \cdot \text{g}^{-1}$ de TOC) est assez constant d'un produit à l'autre avec une légère augmentation de la valeur moyenne du

digestat, du compost et du vermicompost (245,2 ; 280,1 et 321 mg de $\text{CO}_2 \cdot \text{g}^{-1}$ de TOC respectivement).

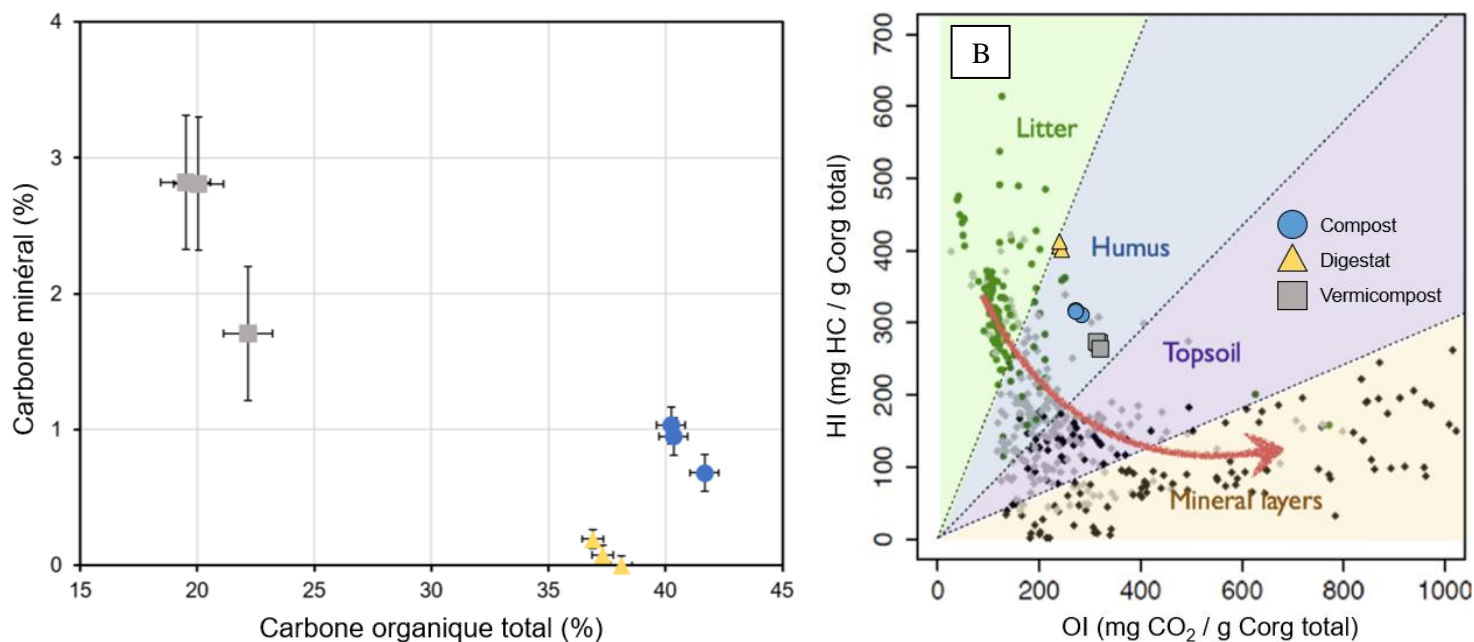


Figure 3.2. Aperçu des paramètres classiques de Rock-Eval avec A. Diagramme C_{min} vs TOC et B. Diagramme HI vs OI ("pseudo diagramme de Van Krevelen") selon (Saenger et al., 2013; Sebag et al., 2016).

L'analyse continue de la dégradation thermique des MO permet de caractériser plus précisément la quantité et la qualité des PRO issus des biodéchets (mg de HC et $\text{CO}_2 \cdot \text{g}^{-1}$ du PRO décomposé pendant les pics S1 à S5). Le profil de pyrolyse qui représente la quantité de composés contenant des HC libérés par le craquage thermique (MO pyrolysable) est représenté sur la Figure 3.3. Ce tracé de pyrolyse S2 montre le rapport entre le signal FID (mesuré en pico amp) et le TOC (%) en fonction de la température (phase de pyrolyse de 200 à 650°C) et illustre la résistance des composés carbonés en fonction de l'énergie requise pour leur libération par craquage (Figure 3.3) ; plus la température est élevée, plus le carbone est thermiquement stable. Pour évaluer la stabilité thermique à l'aide du RE, les indices I et R ont été calculés sur la base de l'intégration du pic S2 dans cinq plages de température (A1 à A5) (Figure 3.3). Les profils S2 A1-A2 (labiles) sont très différents entre les produits organiques alors que les profils S2 A3 à A5 (stables) sont relativement similaires. Ces profils S2 indiquent que le digestat contient des composés organiques ayant un potentiel de minéralisation du carbone (contenu du pool de carbone labile) beaucoup plus élevé que le compost et le vermicompost ; la contribution des zones A1-A2 au pic S2 est beaucoup plus élevée dans le digestat (Figure 3.3).

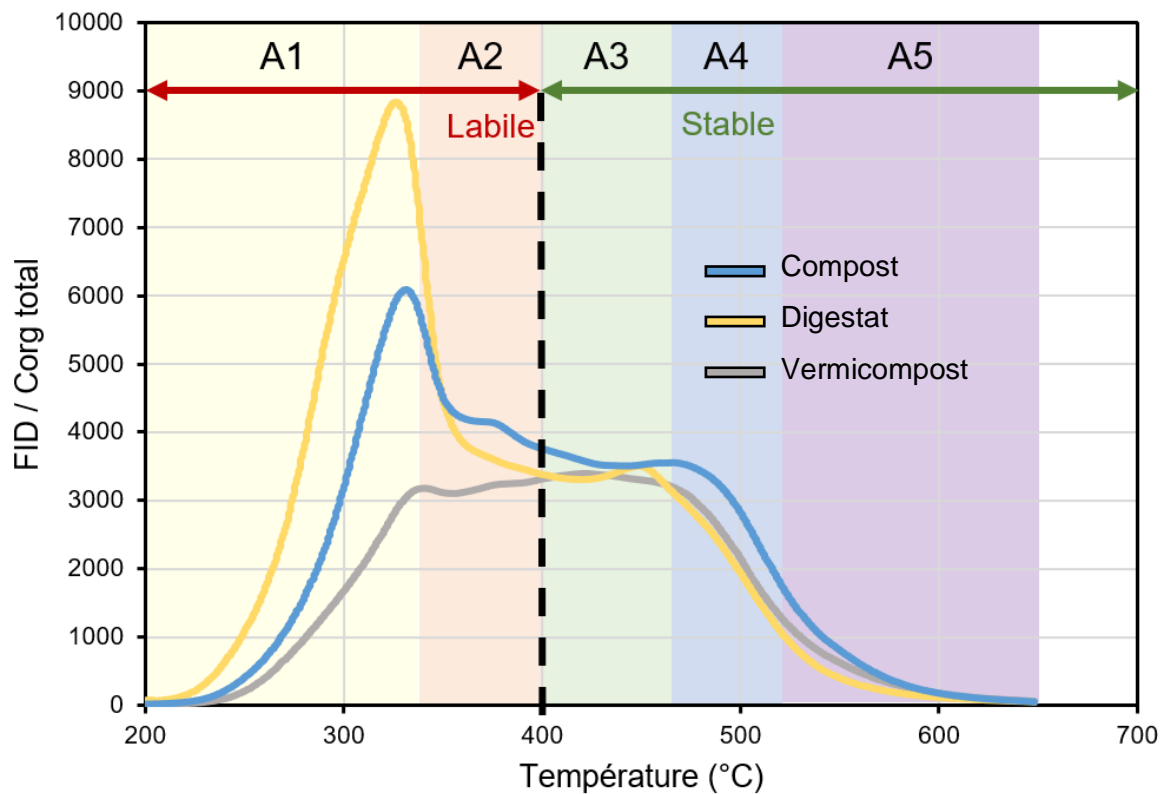


Figure 3.3. Signal S2 de pyrolyse (FID = signal en Pico ampère : pA) en fonction de la température avec les différentes limites thermiques (A1 à A5) selon Sebag *et al.* (2016).

La stabilité du carbone est exprimée par le diagramme I/R présenté sur la Figure 3.4. L'indice I représente l'amplitude de la minéralisation de la MO et l'indice R la stabilité thermique de la MO. Les échantillons sont répartis le long d'une ligne de régression ("tendance humique") qui reflète un modèle de décomposition microbienne progressive de la MO. Au stade du processus de dégradation atteint par chaque PRO, le digestat présente le potentiel de minéralisation résiduel le plus élevé (0,58), suivi du compost (0,42) et du vermicompost (0,24) (Figure 3.4). Inversement, l'indice R montre que le vermicompost est constitué des produits les plus stables (0,54) devant le compost (0,44) et le digestat (0,34). Le diagramme I/R superposé au modèle de Sebag *et al.* (2016) (Figure 3.4) montre que tous les produits sont situés dans le domaine des valeurs I et R où l'on observe habituellement la MO d'une litière ou d'un horizon organique d'un sol. Selon nos résultats, le digestat est le produit le plus facilement minéralisable, proche de la catégorie des tissus organiques non dégradés et le vermicompost est plus proche de la catégorie des couches organo-minérales alors que le compost est parfaitement centré entre ces catégories.

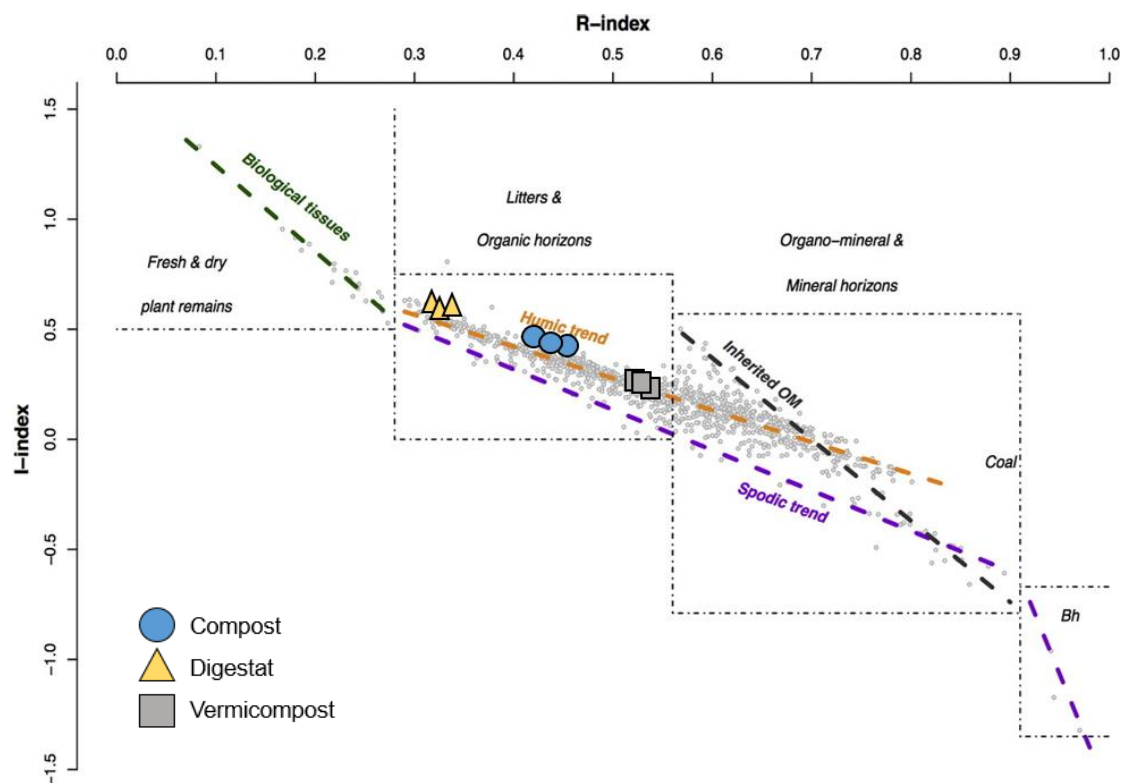


Figure 3.4. I-Index par rapport au R-Index calculé selon les données brutes du signal et modifié d'après Sebag et al. (2016).

En ce qui concerne la teneur en oxygène, l'analyse des pics S3 de pyrolyse montre que le compost et le digestat libèrent plus de CO_2 (S3) et de CO (S3CO) (moyenne : 125,7 et 109,5 mg de $\text{CO}_2 + \text{CO}$ par g de produit organique respectivement) que le vermicompost (moyenne : 71,2 mg $\text{CO}_2 + \text{CO}$ par g de produit organique) (voir Annexe 3.2 pour la valeur et Annexe 3.5 pour les profils). Les composés contenant de l'oxygène sont plus nombreux dans le compost que dans le digestat et le vermicompost (les pics S3 ne sont pas normalisés par rapport au TOC).

Enfin, l'étude des pics de combustion (pics S4 et S5) obtenus lors de l'étape d'oxydation sous O_2 de la MO restante de la pyrolyse révèle des espèces carbonées principalement réfractaires au craquage thermique et permet de conclure que le compost et le digestat contiennent plus de carbone organique résiduel (moyenne des pics S4 : 774,2 et 689,9 mg de $\text{CO}_2 + \text{CO}$ par g de produit organique respectivement) que le vermicompost (moyenne des pics S4 : 437,7 mg de $\text{CO}_2 + \text{CO}$ par g de produit organique). La même tendance est conservée après normalisation du TOC, qui est calculé via les paramètres RC (en %) (Annexe 3.2) : 57,3% pour le compost, 59,2% pour le digestat contre 44% pour le vermicompost. Cependant, les profils S4 sont très différents et indiquent clairement des familles chimiques et/ou des interactions organo-minérales différentes ayant un impact sur la gamme de température de combustion (Annexe 3.2). Le pool de carbone résiduel est moins stable thermiquement pour le digestat par rapport au compost et

au vermicompost car le carbone organique est oxydé à plus basse température (Annexe 3.2 et 8). Le compost semble contenir les composés organiques les plus stables thermiquement qui peuvent être affectés par la présence de cristaux d'oxalate de calcium.

2.3. Microscopie électronique à transmission (MET)

Le fractionnement de la matière humide (brut) a montré que le compost et le vermicompost avaient relativement le même pourcentage de fraction fine (< 2mm) soit de 29,73% et 28,87% respectivement. Cependant, après séchage (humidité de 60,62% pour le vermicompost contre 47,92% pour le compost), le compost avait plus de fraction fine que le vermicompost (46,38% contre 38,12%). L'observation de chaque produit au stéréomicroscope nous a permis de définir 5 types de sous-échantillons pour le compost (fraction fine, agrégats, bois blanc, bois associé à des champignons de pourriture blanche, petites branches), 3 types de sous-échantillons pour le digestat (fragments ligneux associés à la fraction fine, billes noires non identifiées et résidus noirs non identifiés) et 6 types de sous-échantillons pour le vermicompost (fraction fine, coquilles d'œufs, agrégats, fragments de bois, graines, peau d'avocat - origine présumée). Chacun de ces sous-échantillons a été analysé par MET (Annexe 3.7) et seuls les résultats de la fraction fine sont présentés dans cette partie.

2.3.1. Caractérisation au MET de la fraction fine du compost

La fraction fine représente plus de la moitié du poids du produit sec puisque la fraction < 2 mm est évaluée à 46% de la masse sèche et que la majeure partie des agrégats, représentant une proportion importante de la fraction > 2 mm sont également constitués de particules fines associées à des résidus ligneux de taille plus importante. La fraction fine est principalement constituée de résidus ligneux (tissulaires ou cellulaires) issus de la biodégradation des tissus végétaux. De plus, des enrobages intracellulaires de substances condensées d'origine polyphénolique sont fréquemment observés (Figure 3.5.A). Les fragments pariétaux peuvent être réduits à la lamelle centrale et certains coussins ligneux sont persistants. On trouve également de nombreuses bactéries encore en activité dont des actinomycètes ainsi que quelques champignons en activité ou sous forme de résidus cellulaires. Quelques microquartz et minéraux sont également observés. Les agrégats sont également composés de restes pariétaux, de résidus de nature polyphénolique et de quelques résidus ligneux fortement dégradés. Ces derniers sont également associés à une microflore abondante, principalement des bactéries encore actives dans les parois restant à dégrader ainsi que des champignons encore en activité (Figure 3.5.B).

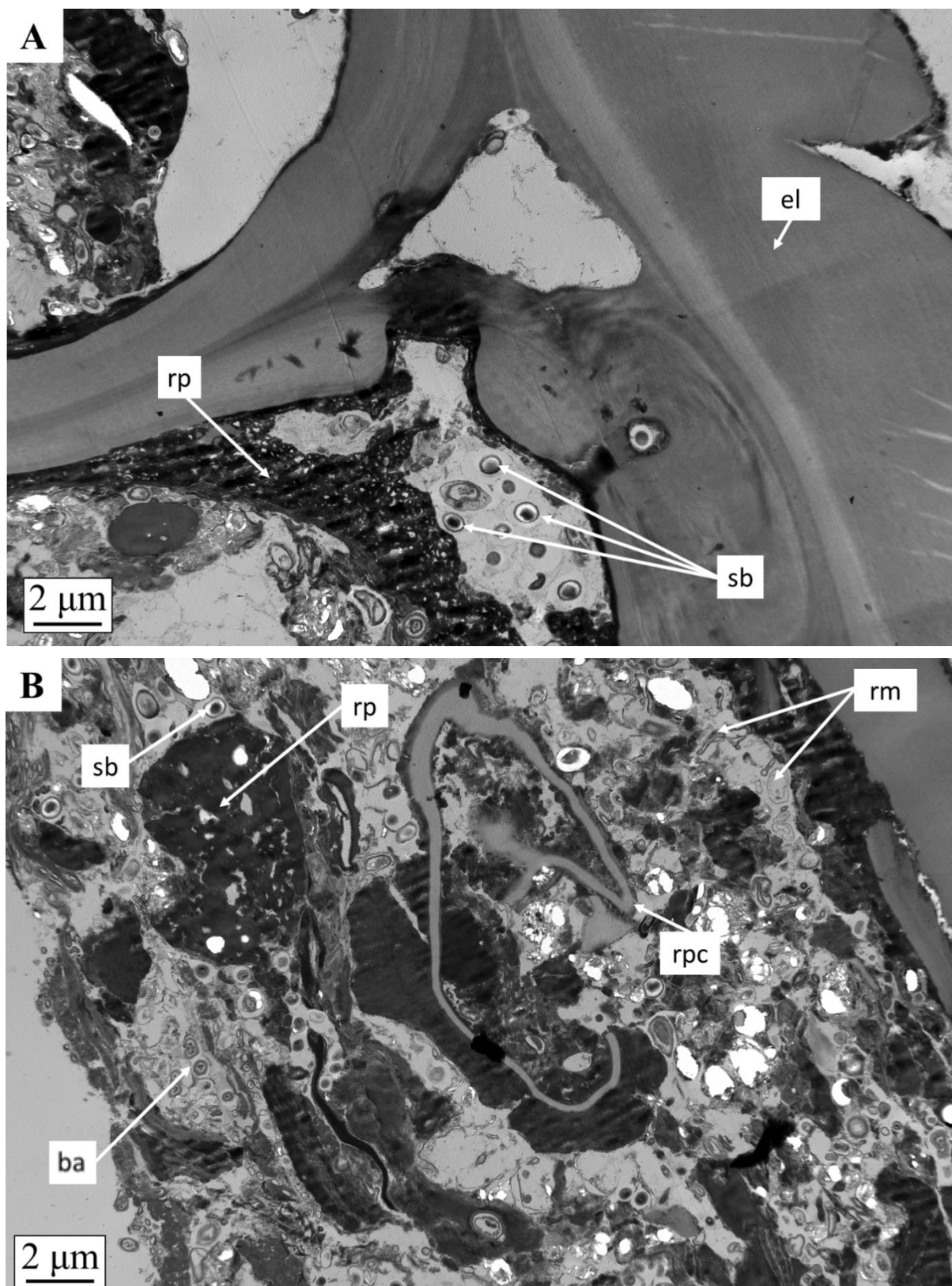


Figure 3.5. Observation au MET de la fraction fine du compost (*ba* : bactéries ; *el* : épaissements ligneux ; *rm* : résidus microbiens ; *rp* : résidus polyphénoliques ; *sb* : spores bactériennes et *rpc* : résidus de parois cellulaires).

Au sein de la fraction fine et des agrégats, de nombreuses spores bactériennes attestent de l'élévation de la température au cours du processus de compostage (résidus de la forte activité microbienne). L'autre partie du produit (bois blanc + bois associé à des champignons de pourriture blanche + petites branches) est composée d'éléments ligneux plus ou moins dégradés (Annexe 3.7.A). Ces MO sont récalcitrantes à la dégradation du fait de leur nature biochimique (lignine et substances polyphénoliques) par rapport aux MO de la fraction fine (parois pecto-cellulosiques). La biodégradation des parties ligneuses est principalement due à des champignons (certains encore actifs) encore plus ou moins visibles (Annexe 3.7.B). Les fragments de bois sont recouverts de la partie fine précédemment décrite avec des bactéries et des actinomycètes présents dans les résidus des cellules ligneuses.

2.3.2. Caractérisation au MET de la fraction fine du digestat

Le digestat drainé (28,41% du produit initial) est principalement composé de fragments de bois et de fraction fine. Les fragments de bois présentent différents stades de dégradation. Certains sont relativement intacts (Figure 3.6.A), d'autres sont colonisés par des champignons actifs et une proportion significative est fortement dégradée (c'est-à-dire sans épaissement ligneux et cellules réduites à la lamelle moyenne). La fraction fine est principalement composée de résidus cellulaires d'origine végétale et microbienne (Figure 3.6.B). On peut observer quelques bactéries et de rares champignons encore actifs dans les tissus du bois (Annexe 3.7. C). On note également la présence de quelques minéraux. Une petite partie du produit est composée de perles et de fragments noirs, qui semblent tous deux d'origine végétale. Les perles et résidus noirs sont composés de grandes cellules dont le contenu intracellulaire est d'origine polyphénolique (Annexe 3.7.D). Les résidus noirs montrent également des chloroplastes, identifiés par la présence de thylakoïdes, dans certaines des cellules. La forme de ces chloroplastes suggère la présence d'algues en petites quantités dans le produit. Cette partie du produit est recouverte de la fraction fine, c'est-à-dire des MO colloïdales et des résidus microbiens. Les billes et résidus noirs présentent un fort contraste électronique qui suggère la récalcitrance à la dégradation de ces structures. De plus, on observe dans les zones de chloroplastes de nombreux trous dans la résine qui peuvent être dus à la présence de grains d'amidon dont la dureté favorise le déchirement de la coupe ultrafine. Le digestat montre une activité antérieure des microorganismes avec quelques traces d'organismes encore vivants. Cependant, les éléments ligneux décomposés et les résidus présents dans la fraction liquide du digestat semblent être tout à fait disponibles pour les plantes.

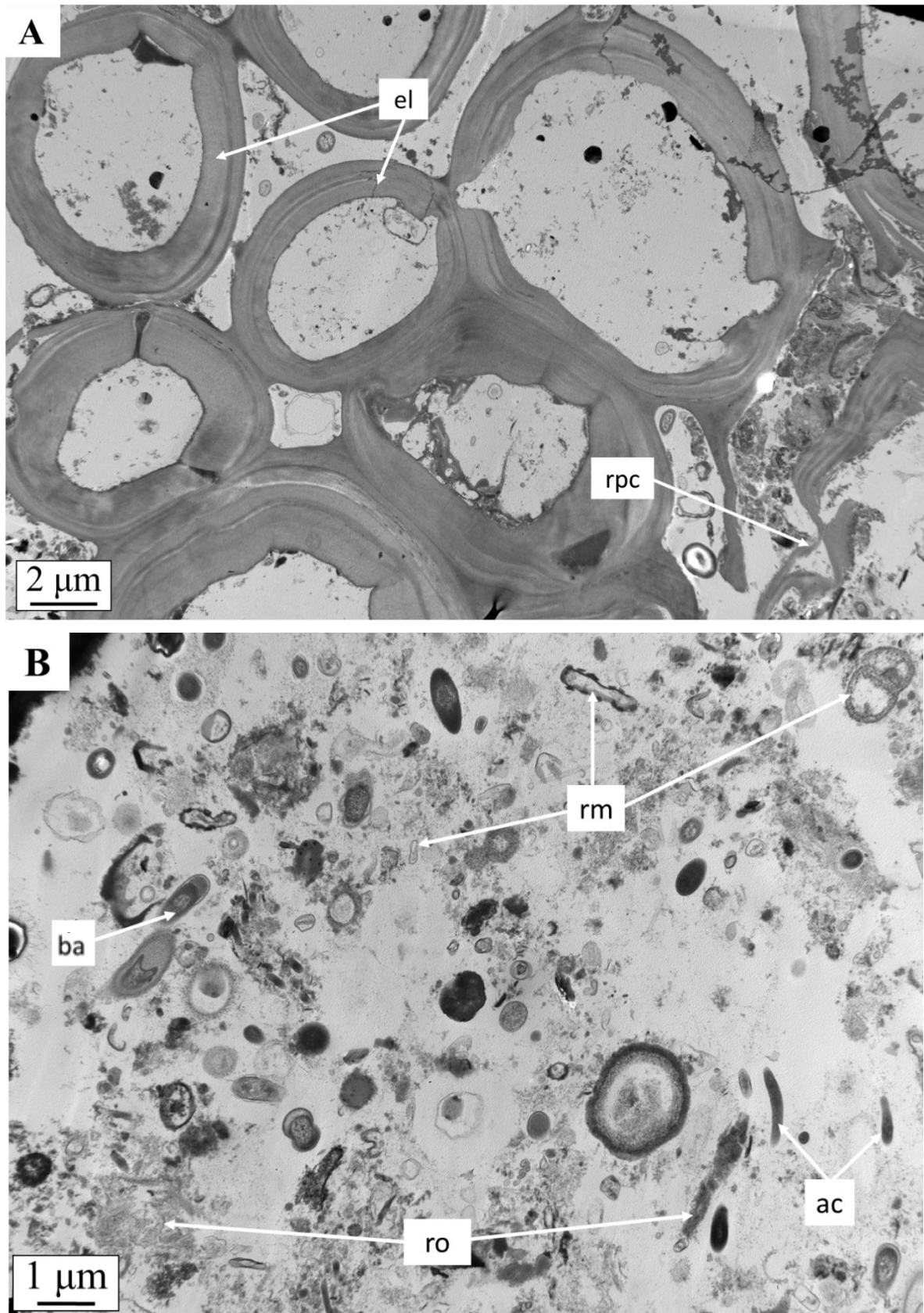


Figure 3.6. Observation au MET de (A) la fraction fine de digestat composée de résidus végétaux relativement intacts et (B) la fraction fine de digestat composée de résidus microbiens (ac : actinomycète ; ba : bactérie ; el : épaissement ligneux ; rm : résidus microbiens ; ro : résidus organiques et rpc : reste paroi cellulaire).

2.3.3. Caractérisation au MET de la fraction fine du vermicompost

Le vermicompost est essentiellement composé de la fraction fine (38% du produit sec) et des agrégats (62% du produit sec) qui sont eux-mêmes principalement constitués de cette même fraction fine. La fraction fine est composée de résidus organiques très évolués sous forme d'une matrice organique enveloppant des résidus pariétaux ou polyphénoliques (Figure 3.7.A). Cette partie est très riche en microorganismes avec la présence de champignons et de nombreuses bactéries. Ces dernières sont présentes de manière isolée ou sous la forme de colonies qui dégradent les restes végétaux. La présence de microorganismes se note également sous forme de résidus microbiens, attestant d'une activité passée de ces microorganismes. On note la présence de quelques chloroplastes et de quelques structures végétales non identifiées, ainsi que de quelques minéraux. Les agrégats qui résultent principalement de l'agrégation de la partie fine présentent une proportion plus importante de résidus polyphénoliques et tissulaires (probablement due à l'effet de protection des éléments par l'agrégation) (Figure 3.7.B). L'activité des microorganismes semble moins importante que dans la fraction fine et les seuls champignons vivants se trouvent dans les rares résidus ligneux encore biodégradables. Les autres parties du vermicompost sont essentiellement des coquilles d'œufs, des graines et des fragments de bois. Les graines ont une structure ligneuse plus ou moins dégradée par les champignons et les actinomycètes qui sont encore largement présents (Annexe 3.7.E). Ces tissus sont recouverts par la partie fine. Les fragments de bois sont très dégradés et la majorité des épaisissements ligneux ont disparu. Seules subsistent des lamelles moyennes tassées les unes sur les autres et des contenus cellulaires de nature polyphénolique (Annexe 3.7.F). Les champignons et les bactéries restent très présents et actifs au sein des structures végétales encore biodégradables et des spores bactériennes sont également observées. Le vermicompost est un produit très évolué où l'activité lignolytique des microorganismes a dégradé la majorité des fragments ligneux. Les résidus végétaux sont soit une MO résistante (lamelle moyenne évoluée et résidus polyphénoliques) soit une MO accessible presque colloïdale (observable à fort grossissement). Le potentiel microbien est principalement présent sous forme de résidus (de microorganismes) mais son activité est encore importante et principalement associée aux résidus encore biodégradables.

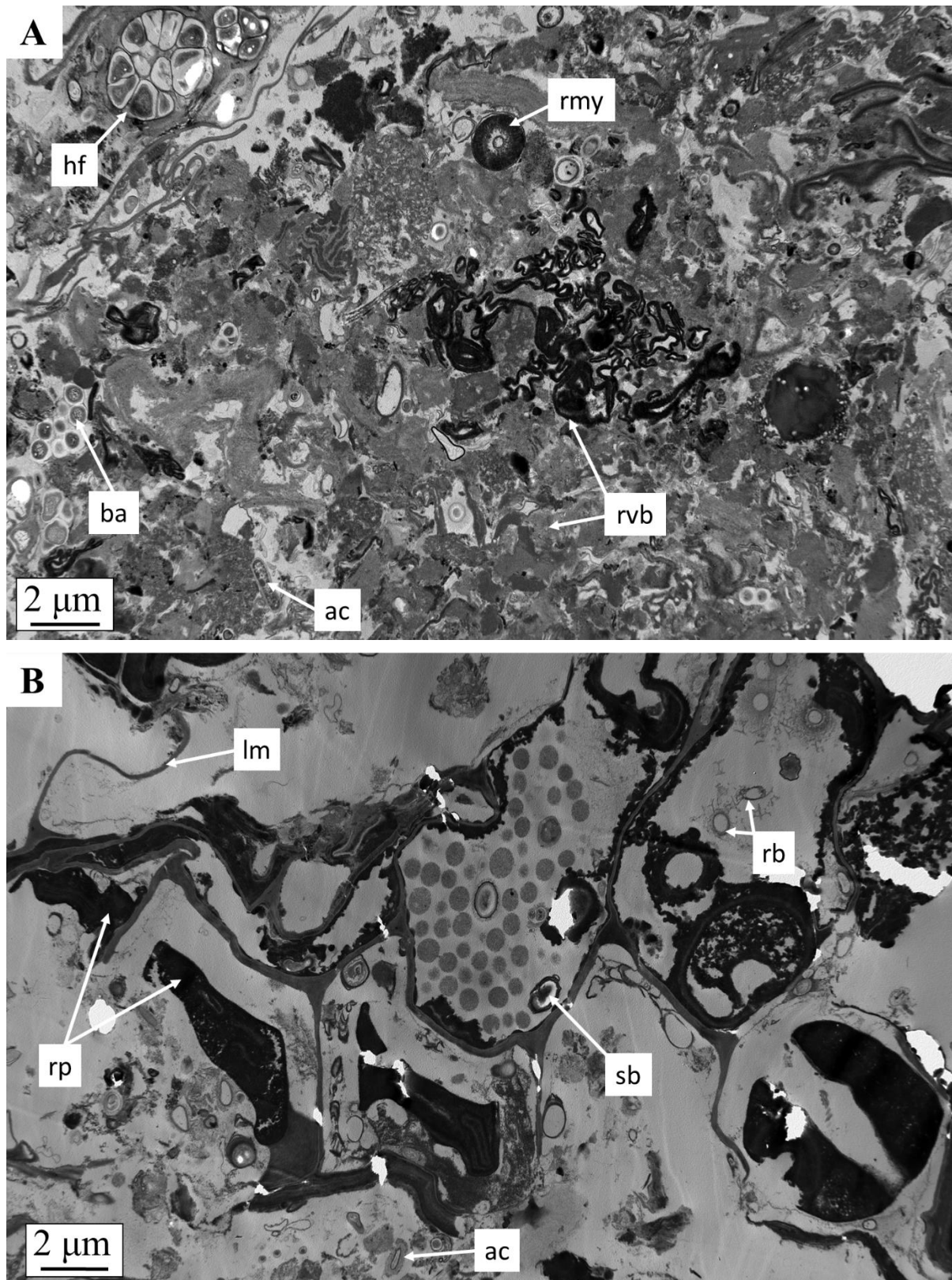


Figure 3.7. Observation au MET de (A) la fraction fine du vermicompost composée de résidus végétaux à forte activité biologique et de (B) la fraction fine de vermicompost au sein d'agrégats composés de résidus cellulaires contrastés (ac : actinomycète ; ba : bactéries actives ; hf : hyphes fongiques ; lm, lamelle moyenne ; rb : résidus bactériens ; rmy : résidu mycélien ; rp : résidu polyphénolique ; rvb : résidus végétaux biodégradés (l'ensemble de la matrice est principalement composée de ces résidus) et sb : spore bactérien).

3. Discussion : qualité des PRO issus des biodéchets urbains

3.1. Complémentarité des méthodes d'analyse

3.1.1. Analyses chimiques, ISMO et intérêt pour les agriculteurs

Tous les produits ont des sources différentes d'agents gonflants (broyat de bois, cartons ou fumier) et des processus différents, ce qui conduit à des produits ayant des caractéristiques globales différentes. De plus, pour un même apport de C ou de N, les agriculteurs appliqueront une quantité beaucoup plus importante de digestat que de compost ou de vermicompost si l'on considère les taux de C, mais une quantité moindre si l'on considère le taux de N sur les produits secs (Tableaux 3.2 et 3.3). Il est à noter que dans le domaine scientifique, les produits sont comparés sur une base sèche alors qu'en agronomie et dans les normes, les doses appliquées sont calculées sur les produits bruts sans tenir compte de leur humidité. Si l'on considère les analyses sur les produits bruts, le digestat est le PRO qui amènera la plus faible quantité de C et de N lors d'un apport en équivalent N (apport d'une plus grande quantité de matière première en poids) suivi par le vermicompost et le compost (la plus faible quantité de matière première en poids lors d'un apport en équivalent N). Toutefois, l'analyse chimique seule ne suffit pas à prédire les effets d'un produit lorsqu'il sera appliqué au sol. Par exemple, l'apport en quantité plus importante de vermicompost que de compost conduira à un apport de carbone récalcitrant plus important sur le sol.

Dans le but de définir plus précisément le potentiel d'amendement de la MO dans le sol, l'indice ISMO a été développé pour estimer la part de carbone stable potentiellement accumulée dans le sol. Cependant, cette méthode est simplement complémentaire à la norme européenne et n'est donc pas obligatoire pour la vente d'un produit. Bien que cette technique soit largement reconnue et fiable, elle est longue à mettre en place, coûteuse et génère des déchets chimiques polluants, il serait souhaitable de développer des méthodes plus rapides et plus durables. La fiabilité de l'ISMO (créé à partir d'une base de données de 400 analyses de fractionnement biochimique de différents produits organiques effectuées par Van Soest) est cependant très utile pour développer des modèles sur le devenir du carbone dans les sols (Peltre *et al.*, 2009).

3.1.2. Redondance et complémentarité entre les analyses classiques et Rock-Eval®

Les analyses RE ont été réalisées sur des produits issus du recyclage des biodéchets qui sont enrichis en MO fraîche. Cette méthode pour ce type de produits enrichis en hétéro éléments (en O et N notamment) donne de nouvelles perspectives sur leur caractérisation (amendement

organique) par rapport aux méthodes classiques. En effet, l'analyse thermique RE permet d'aller au-delà des tendances observées pour les analyses classiques de sol, comme par exemple, le profil S2 abordant la répartition par gamme thermique des pools de C labile du sol. Cette méthode est particulièrement intéressante car tous les résultats trouvés dans notre étude sont proches des résultats de la méthode classique. Par exemple, le TOC trouvé dans l'analyse RE dans tous les produits correspond aux valeurs de TOC mesurées par analyse chimique (Tableau 3.2). Puisque le R-index (stabilité thermique de la MO) est lié à une décomposition préférentielle des composés organiques plus labiles (Sebag *et al.*, 2016, 2022), il peut être corrélé au degré de minéralisation de la MO, comme démontré par une comparaison des expériences d'incubations et de l'analyse RE (Domeignoz-Horta *et al.*, 2021). De plus, dans notre travail de thèse, nous avons démontré pour la première fois une possible corrélation entre l'indice ISMO mesurant le potentiel de minéralisation du produit et le R-index du RE mesurant la décomposition préférentielle des composés organiques plus labiles, comme le montre la Figure 3.8. Bien que cette corrélation doive être étudiée plus en profondeur et validée sur un plus grand nombre de produits, nos résultats sont prometteurs car ils sont basés sur 3 types de produits très différents. Les données sont bien corrélées ($R^2 = 0.97$) avec une plus grande dispersion des données pour le digestat. De plus, la résistance thermique du carbone utilisée dans la méthode RE est cohérente avec la résistance du carbone à la minéralisation comme démontré, entre autres, par (Domeignoz-Horta *et al.*, 2021) qui montrent la preuve directe entre la stabilité thermique et le potentiel de décomposition des microorganismes du sol. Sur la base de ces résultats préliminaires, le R-index calculé à partir de l'analyse thermique RE pourrait être utilisé comme un proxy pour prédire la capacité d'amendement d'un produit organique équivalent à l'ISMO sans nécessiter d'analyse chimique complexe ou de manipulation d'échantillons. Une des limites par rapport à la méthode d'analyse chimique élémentaire est que le RE ne repose que sur les composés hydrocarbonés et non sur la composition élémentaire des produits qui peuvent être essentiels pour les agriculteurs (N, P et K pour la croissance des cultures). Une autre méthode pour évaluer la stabilité de la MO et la teneur en nutriment aurait été d'utiliser la spectrométrie à infrarouge (SPIR) qui est une méthode non destructive.

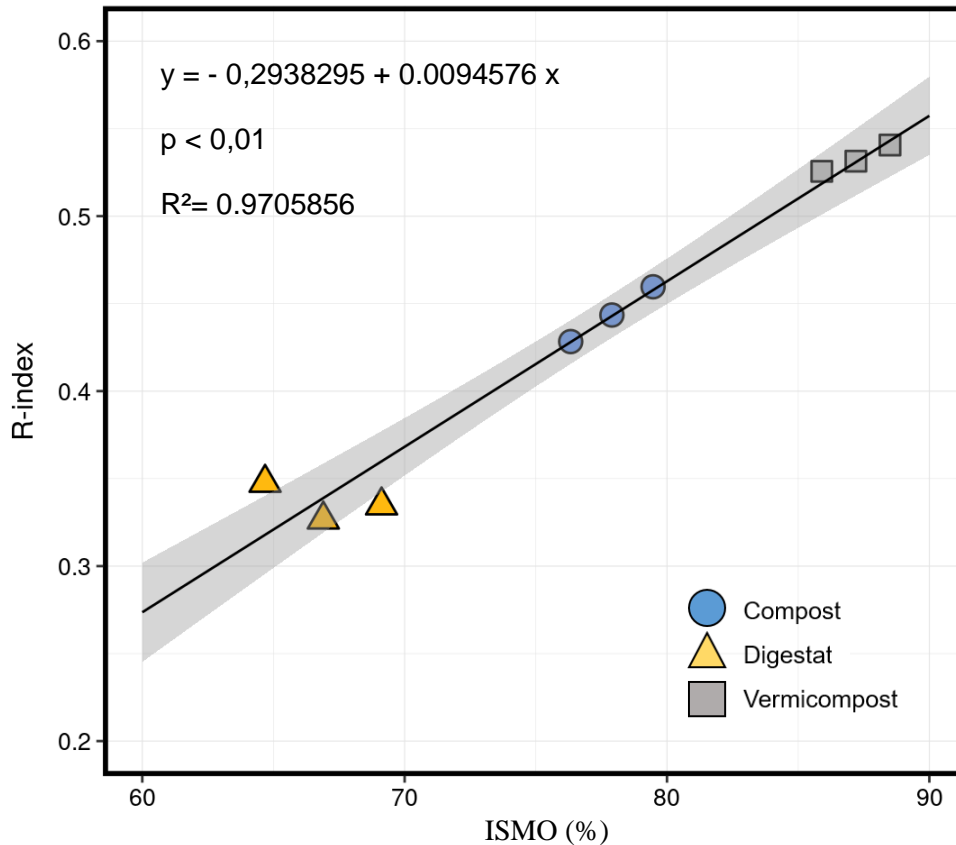


Figure 3.8. Corrélation de l'indice ISMO et du R-index (Rock-Eval®) pour les trois produits.

3.1.3. Valeur supplémentaire apportée par la microscopie électronique à transmission

La méthode du MET est une approche très différente pour caractériser la nature et l'état de décomposition de la MO à l'échelle micrométrique et fournit des informations utiles sur l'état des microorganismes. Avec celle-ci, l'hétérogénéité de la MO peut être précisée et le statut (vivant ou non) des bactéries et des champignons (par exemple, état intact des organismes, spores, résidus) au moment de l'échantillonnage peut également être déterminé. Par exemple, dans notre cas, si les données RE obtenues pour le digestat suggéraient la présence de composés microbiens dérivés, le MET a montré qu'il s'agissait principalement de nécromasse ce qui laisse supposer une transformation ultérieure plus limitée du produit. De plus, la caractérisation micrométrique combinée à d'autres méthodologies comme le fractionnement du sol et de la MO (comme Van Soest pour la MO), permet de suivre à la fois l'incorporation de la litière biodégradée dans les agrégats du sol et les impacts de la dynamique microbienne sur l'agrégation du sol, notamment par la production de substances polymériques extracellulaires (Watteau et Villemin, 2018). En combinant les différentes analyses, nous pouvons mieux estimer l'effet que les PRO auront une fois épandus au champ. Afin de caractériser l'état des microorganismes, la cytométrie en flux aurait également pu être utilisée.

3.2. Caractérisation et comparaison des différents PRO issus des biodéchets

3.2.1. Caractérisation du compost

L'analyse RE a révélé la présence possible d'oxalate de calcium (CaOx) dans le compost, un biominéral commun présent dans les tissus végétaux (Costa *et al.*, 2009; Franceschi et Nakata, 2005; Zhang *et al.*, 2019), qui provient probablement du broyat de bois utilisé comme intrant. Le MET a mis en évidence que la microflore du compost est encore très active avec la présence de champignons dégradant la lignine et également des bactéries présentes dans tous les autres constituants de la MO. La présence de ces microorganismes montre que le produit est toujours en cours de décomposition et que certains des matériaux récalcitrants sont rendus accessibles par l'activité microbienne. Elle montre également que le produit n'a pas encore une stabilité biochimique optimale malgré la présence de spores microbiennes qui attestent de l'activité biologique passée pendant le processus de compostage. La stabilité biochimique optimale est atteinte lorsqu'il est possible d'observer au MET une faible activité des microorganismes et qu'ils ne sont plus en train de dégrader la MO. Il est important de préciser que ces paramètres sont observés à la date de la fixation de la MO et qu'ils peuvent évoluer à court terme en raison de la présence des microorganismes et de la MO encore disponible. Le compost, comme le révèlent les analyses RE et MET, est un produit partiellement dégradé qui a un pouvoir amendant (matières récalcitrantes non encore dégradées) avec une partie directement accessible aux plantes grâce à la microflore encore en activité.

3.2.2. Caractérisation du digestat

Le digestat est plus riche en N et plus pauvre en C comme le décrit généralement la bibliographie (notamment en phase liquide) (Guilayn *et al.*, 2019), car la digestion anaérobie a pour objectif d'extraire du carbone pour produire de l'énergie (Bastabak et Kocar, 2020). L'analyse RE confirme une part importante de C_{org} labile ce qui nous permet de dire que le produit est à un stade limité de décomposition. En effet, la plupart des digestats sont actuellement traités avec une séparation de phase afin de recomposer la partie solide (majorité du carbone) et d'utiliser la partie liquide comme engrais (Angouria-Tsorochidou *et al.*, 2022). Notre produit n'ayant pas subi cette séparation, il ne peut être catégorisé comme un engrais ou comme un amendement. En effet, la caractérisation de l'effet fertilisant du digestat (sans séparation de phase) en tant qu'amendement ou en tant qu'engrais fait toujours débat dans la communauté scientifique (Nkoa, 2013). De plus, bien que l'analyse RE ait détecté un nombre élevé de microorganismes (HI index), le MET a montré qu'ils n'étaient pas actifs. Les mesures RE ont donc pris en compte

une nécromasse probablement due à une activité antérieure des microorganismes avec quelques traces d'organismes encore vivants. Cependant, les formes de MO présentes dans le digestat à la suite du processus (éléments ligneux décomposés et résidus dans la fraction liquide) semblent être disponibles pour les plantes.

3.2.3. Caractérisation du vermicompost

Le RE appliqué au vermicompost a révélé une plus grande variabilité du TOC et de la MinC pour le vermicompost par rapport aux deux autres produits. Ce point peut être expliqué par la plus grande hétérogénéité de l'échantillon dû au mélange des produits issus de 4 vermicomposteurs collectifs différents. Grâce aux thermo-grammes d'oxydation du RE (pics S4 et S5), nous avons détecté la présence de lignine et de dérivés de coquille d'œuf (Annexe 3.6). La teneur en C_{org} résiduel est la plus faible pour le vermicompost (44%) et ses macromolécules carbonées appartiennent à des familles chimiques apparemment beaucoup plus homogènes par rapport à celles présentes dans le compost ou le digestat. Ceci peut s'expliquer par la minéralisation la plus avancée (I index le plus bas et R index le plus élevé) pour ce produit. Le MET a confirmé que le vermicompost est un produit très évolué où l'activité lignolytique des microorganismes a dégradé la majorité des fragments ligneux. Les résidus végétaux restants à la suite du processus du vermicompostage sont soit de la MO résistante (lamelle moyenne et résidus polyphénoliques) soit de la MO accessible presque colloïdale. Le potentiel microbien est principalement présent sous forme de résidus mais son activité est encore importante et principalement associée aux résidus encore biodégradables.

3.2.4. Comparaison des différents PRO

Le C/N indique que le PRO le plus avancé en terme d'évolution de sa MO est le digestat avec une valeur de 5,83 par rapport au compost et au vermicompost dont le C/N est proche de 10 ; un C/N plus faible indique plus de N et, en principe, un produit qui se décomposera plus rapidement dans le sol. L'analyse du fractionnement biochimique montre que le vermicompost contient plus de lignine et de cutine et est associé à un indice ISMO plus élevé, tandis que le digestat constitué d'une fraction plus soluble est associé à l'indice ISMO le plus faible des produits (Tableau 3.5). Le compost et le vermicompost sont plus similaires en termes de C/N mais les analyses complémentaires ont mis en évidence leur différence. Le fractionnement biochimique a montré qu'il y avait moins de lignine et de cutine dans le compost que dans le vermicompost. Ceci est probablement lié au fait que le premier a été fabriqué à partir de broyat de bois alors que le second a été fabriqué à partir de carton et de broyat. Ainsi, d'autres composés

tels que les polyphénols condensés peuvent être retrouvés dans cette fraction "non extractible" (typiquement les polyphénols condensés du vermicompost révélés par MET). D'après ces résultats, on peut affirmer que le digestat est plutôt un engrais (ISMO la plus faible des PRO ; 67,8% de MO ; 6,50% de N ; 2,66% de P et 5,07% de K dans 7,31% du produit sec : Tableau 3.2) alors que le compost et le vermicompost sont des amendements. On peut également préciser que par rapport au compost, le vermicompost a un potentiel d'engrais plus élevé (MO très décomposée observé au MET). De plus, des informations supplémentaires sur la qualité du contenu organique ont été fournies par le RE en termes d'hydrogène (pic S2, HI) et d'oxygène (pics S3 et S4, OI) ainsi que sur la teneur en carbone minéral (pic S5). La diminution de HI entre les 3 produits met en évidence soit une biomasse initiale et/ou un apport microbien variable, soit un état de dégradation différent. Cependant, l'hypothèse la plus probable expliquant une teneur plus élevée en hydrogène dans le digestat est la présence d'une plus grande quantité de nécromasse microbienne (ce qui a été confirmé par une analyse MET) liée au processus de digestion anaérobie. Le MET a confirmé que le vermicompost est plus avancé que le compost car il possède à la fois une MO très stable et une MO très minéralisée. Si l'on compare avec d'autres produits, on peut dire que le vermicompost a à la fois un potentiel d'engrais comme le digestat et un effet d'amendement comme le compost (stockage du carbone à plus long terme que le compost). Enfin, le MET a également permis de caractériser la nature de la fraction « ligneuse » récalcitrante qui était plus polyphénolique dans le vermicompost par rapport au compost. Cela implique une activité biologique capable de dégrader la lignine plus importante dans le compost (lignine moins présente au départ ou déjà dégradée dans le vermicompost). Le vermicompost a donc une part plus importante d'éléments très disponible grâce à sa fraction colloïdale fine (effet boost) et une part plus amendante à long terme montrée par la réserve plus importante en MO plus stabilisée. Nous rappelons que dans notre cas il est difficile de comparer les produits puisque les intrants complémentaires aux biodéchets sont très différents.

3.3. Prédiction de l'évolution des différents PRO dans le sol

Dans cette partie, nous avons pu répondre à nos questions de recherches concernant la qualité des PRO issus des biodéchets et prédire leurs effets respectifs aux champs en fonction de différentes analyses.

Qualité des PRO issus des biodéchets :

- Compost : produit conforme à la norme NF U44-051 avec des propriétés largement amendantes et encore en cours de dégradation par les microorganismes toujours très présents.
- Digestat : produit fertilisant à valeur d'engrais avec une majorité d'éléments disponibles pour les plantes et une majorité de microorganismes non actifs (nécromasse).
- Vermicompost : produit le plus évolué en termes de stabilisation de la MO avec des propriétés fertilisantes au potentiel d'engrais et d'amendement avec une présence de microorganismes toujours en activité. Le taux de MO et MS a parfois été en dessous des valeurs de la norme NF U44-051.

L'approche méthodologique utilisant l'analyse chimique élémentaire, l'ISMO, Rock-Eval® et la microscopie électronique à transmission nous a permis de démontrer une complémentarité entre les méthodes d'évaluation quantitative (ISMO et RE) et qualitative (MET). Cette approche méthodologique est applicable à tous les types de MO et peut être utilisée pour l'évaluation de la qualité fertilisante (amendement et/ou engrais). Les analyses chimiques élémentaires restent essentielles en agronomie car elles permettent une comparaison directe avec les besoins de la culture ou du sol. Nous avons montré qu'il est possible de déterminer l'indice ISMO à partir du R index de Rock-Eval® pour prédire la composition biochimique des produits. Même si des travaux complémentaires sont nécessaires pour le confirmer pour plus de produits. L'avantage est que la méthode RE évite l'utilisation de solvant d'une part et toute manipulation préalable de l'échantillon d'autre part. En effet, celle-ci est simplement réalisée sur environ 50 mg d'échantillon séché et tamisé. Cette complémentarité des analyses peut être utilisée pour prédire plus précisément le devenir de la matière organique au champ. Dans notre cas, le digestat (liquide et solide) serait préférentiellement appliqué sur des sols déjà riches en MO, pour

augmenter rapidement les rendements des cultures. Si ce produit devait être appliqué de façon récurrente, il serait nécessaire de compenser avec de la MO carbonée pour éviter l'appauvrissement du sol en C (avec de la MO issue des résidus de culture ou des composts de déchets verts par exemple). Le compost pourrait parfaitement remplir cette fonction car, comme le montre notre étude, il a un bon potentiel de stockage du carbone dans le sol avec une minéralisation lente (potentiel d'amendement à moyen terme par rapport au vermicompost). En revanche, le compost n'aurait pas d'effet sur les rendements à court terme (première année). Enfin, le vermicompost pourrait avoir un double effet : une augmentation des rendements et un stockage de carbone à très long terme. Il peut donc être utilisé dans toutes les situations puisque le produit semble être bien équilibré. Pour le vermicompost, les rendements agronomiques sont généralement plus élevés que le compost issu du même type de biodéchets urbains alors que les analyses chimiques sont relativement similaires (Ducasse *et al.*, 2022). L'activité biologique accrue du vermicompost, démontrée dans ce chapitre, expliquerait ce différentiel de rendement.

Chapitre 4 :

Effet de l'apport répété des différents PRO sur les performances agronomiques et la qualité physico-chimique du sol

Suite à notre analyse des PRO issus des biodéchets, nous allons à présent définir leur impact sur le sol (qualité physico-chimique) et le rendement des cultures. Dans ce chapitre nous répondrons à nos questions concernant l'impact des différents PRO et de leurs spécificités sur la performance agronomique et la qualité physico-chimique du sol. La question concernant la qualité biologique du sol sera traitée de manière approfondie dans les chapitres 5 et 6.

Afin d'évaluer l'impact des PRO décrits dans la partie précédente et de valider nos hypothèses par rapport à leurs effets sur la qualité physico-chimique du sol et les performances agronomiques, nous avons mis en place un essai de deux ans. L'ensemble des analyses physico-chimiques permettent d'évaluer les services écosystémiques de régulation et de support du sol qui sont nécessaires à la production des cultures et donc au service d'approvisionnement qui sera étudié à travers la performance agronomique (Figures 1.8 et 1.9).

Les premières analyses de ce chapitre concernent les mesures de la **qualité chimique** du sol avec une sélection des paramètres généralement étudiés lors de l'étude de la qualité du sol qui sont la MO, le pH, le carbone organique (C_{org}), l'azote total (N_{tot}), le phosphore assimilable (P Olsen) et le C/N ainsi que la disponibilité des principaux nutriments (potassium, calcium et magnésium échangeables) (Figure 1.9) (Bünemann *et al.*, 2018). Notre hypothèse est que l'apport des PRO amendant à forte dose (Cx2 et Vx2) augmente la teneur en MO, C_{org} , N_{tot} et en P assimilable dans le sol grâce aux nutriments qui les composent (chapitre 3, partie 2.1 ; Figure 1.1). Nous supposons également que les éléments disponibles dans le sol augmenteront (Ca_{ech} , K_{ech} , Mg_{ech}) avec le cumul des deux ans d'apports de PRO pour ces traitements (Diacono et Montemurro, 2010). Concernant les produits amendant à faible dose (Cx1 et Vx1), nous supposons que les effets sur le Corg et les nutriments du sol seront plus faibles voire indétectables à court terme. Concernant notre digestat nous supposons qu'il aura un effet neutre sur le stockage des nutriments dans le sol. En effet, celui-ci n'ayant pas subi de séparation de phase et se présentant donc sous forme de boue comme 95% des digestat produits en Europe il y a 10 ans (Saveyn et Eder, 2013), est un engrais. Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent et dans la littérature, le digestat est composé d'azote minéral (NH_4^+ et NH_3) et de phosphore soluble (Lu et Xu, 2021) qui seront directement disponibles pour les cultures et d'un faible taux de MO qui ne permettra pas d'augmenter la MO et le C_{org} du sol. Vu que nous apportons des quantités de digestat modérées (60 et 80 kg.N.ha⁻¹) nous ne nous attendons pas à des effets négatifs tels que le lessivage de l'azote, la surfertilisation et la perte d'éléments nutritifs (Lu et Xu, 2021). Les derniers paramètres que nous avons suivis pour la qualité chimique du sol sont les éléments traces métalliques (ETM) afin de s'assurer d'une absence de pollution

issue des PRO (Alfaro *et al.*, 2017). Au vu des analyses des PRO (Tableaux 3.2 et 3.3) de notre essai, nous supposons que le faible apport d'ETM via les PRO apportés durant les deux ans de notre essai n'augmentera pas leur concentration dans le sol.

Le second type d'analyse de la **qualité du sol** concerne les **facteurs physiques** évalués au travers des deux composantes les plus étudiées qui sont la rétention de l'eau et la densité apparente (Figure 1.9) (Bünemann *et al.*, 2018). Nous supposons qu'avec l'apport des PRO amendant (compost et vermicompost) à forte dose, la densité apparente diminuera et la rétention en eau augmentera par rapport au témoin dans les horizons de surfaces après deux ans d'apports. Ces phénomènes étant lents (Diacono et Montemurro, 2010), nous ne nous attendons pas à voir de différences sur les traitements à faible dose (Cx1 et Vx1) avant la fin de notre expérimentation. Concernant le digestat qui est un engrais essentiellement liquide, nous ne supposons pas voir d'effet sur la qualité physique du sol.

La **performance agronomique** est mesurée en analysant (i) les composantes du rendement des cultures, (ii) les rendements obtenus (biomasse des cultures totale ou grains et tiges séparés à différents stades de développement) et (iii) la biomasse, l'abondance et la diversité des adventices (Boiffin *et al.*, 1981). Afin d'estimer plus précisément l'impact des PRO sur les rendements, nous avons également choisi de suivre l'azote minéral dans le sol (0-90 cm), dans les adventices et les cultures afin d'observer sa répartition suite à nos apports. En effet, avec nos apports effectués en équivalent N à l'hectare, et en tant que critère fondamental pour la production de biomasse végétale (Udvardi *et al.*, 2021), le suivi de ce paramètre est essentiel pour comprendre le fonctionnement de notre système. Nous supposons que le digestat permet une augmentation des rendements par rapport au témoin à chaque année de culture. En effet, comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, celui-ci est un engrais organique. Ainsi, les doses minimales apportées qui sont fixées selon les besoins en azote des cultures AB de la région, doivent permettre de meilleurs rendements. Nous supposons également obtenir une plus forte quantité d'azote minéral dans les sols suite à l'apport du digestat. Concernant le compost, nous supposons que l'apport à forte dose (Cx2) permet potentiellement d'augmenter les rendements dès la première année car l'apport d'azote est deux fois supérieur aux besoins estimés par l'agriculteur sur sa parcelle (120 et 160 kg.N.ha⁻¹). Bien que nous ayons vu dans le chapitre précédent que ce PRO a un faible pouvoir d'engrais, la quantité importante d'azote permettra potentiellement d'augmenter les rendements. Pour le vermicompost à forte dose (Vx2), nous supposons également avoir des effets sur le rendement dès la première année car, comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, il a un pouvoir fertilisant (engrais) à court terme. Concernant les

apports en équivalent azote basés sur les besoins de la culture ($Cx1$ et $Vx1$), nous supposons que nous n'aurons pas d'effet visible à la première année de culture pour le $Cx1$ mais qu'il y en aura potentiellement un en seconde année grâce à l'effet de cumul des apports. En revanche, nous supposons voir un effet du vermicompost dès la première année ($Vx1$). Nous supposons également que l'azote minéral libéré dans le sol des traitements amendants (compost et vermicompost) sera plus faible que le digestat ($Dx1$) et selon le gradient suivant : $Vx2 > Vx1 > Cx2 > Cx1$.

1. Protocoles des suivis physico-chimiques du sol et des mesures de la performance agronomique

1.1. Analyses de la qualité chimique du sol

Les prélèvements de sol pour les analyses chimiques ont été réalisés tous les ans (2021 et 2022) à l'automne (octobre) à la fin de chaque cycle de culture. Pour ces analyses, 3 prélèvements sur l'horizon 0-20 cm du sol ont été réalisés sur chaque placette à l'aide d'une tarière et mélangés pour constituer un seul échantillon à analyser. Les techniques d'analyses effectuées sur sol sec sont les mêmes que celles réalisées au T0 (avant l'expérimentation) à l'exception des analyses de textures qui n'ont pas été renouvelées (leur évolution est sur du très long terme). Le Tableau 4.1 regroupe les analyses présentées dans le Tableau 2.1 selon les futurs traitements.

1.2. Analyses de la qualité physique du sol

Les analyses de la physique du sol ont été réalisées sur l'horizon de surface (0-10 cm) car les PRO ont été apportés et mélangés dans cet horizon. De plus, durant la période de notre étude, l'agriculteur n'a pas pratiqué de labour sur la parcelle. Le suivi de la rétention en eau a été mesuré en mars 2022 à l'aide d'un dispositif permettant l'extraction des cylindres de volume connu (100 cm^3). Pour cela, une fosse a été creusée afin de permettre à la tarière de prélever le sol parallèlement à sa surface. Trois répétitions par modalité ont été réalisées dans l'horizon 0-10 cm. Les cylindres ont été prélevés et ramenés au laboratoire avant d'être pesés puis déposés sur des tables à succion conformément au protocole de la NF ISO 11274 (Afnor, 2019). Après 10 jours sur la table à succion, lorsque les cylindres sont à l'équilibre à la plus forte pression (-1 m), les cylindres sont mis à sécher à l'air libre au laboratoire ($\sim 18^\circ\text{C}$) pendant 1 semaine (on arrête les pesées lorsque le poids est constant) puis à l'étuve à 2 jours à 105°C pour obtenir le poids de terre sèche. Une fois le sol sec, nous avons pu déterminer la densité apparente du sol avec la différence de poids du sol humide et sec et le volume du cylindre.

Tableau 4.1. Moyennes (\pm écart-type) des analyses chimiques au T0 (30/09/2020) où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA à deux facteurs ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Qualité chimique	C _{org}	MO	N _{tot}	C/N	K _{ech}	Ca _{ech}	Mg _{ech}	P Olsen	Analyses sol 2020
	g.kg ⁻¹								
Témoin	8,85 (0,65)	15,22 (1,11)	0,95 (0,07)	9,65 (1,28)	0,15 (0,02)	1,62 (0,13)	0,08 (0,01)	0,06 (0)	
Cx1	8,88 (0,44)	15,27 (0,76)	1,05 (0,14)	8,55 (1,09)	0,14 (0,01)	1,71 (0,07)	0,09 (0,01)	0,07 (0,01)	
Cx2	8,65 (0,98)	14,88 (1,69)	0,93 (0,05)	9,38 (1,43)	0,15 (0,03)	1,60 (0,05)	0,09 (0,01)	0,07 (0,01)	
Dx1	8,83 (0,64)	15,18 (1,10)	0,96 (0,05)	9,18 (0,40)	0,14 (0,03)	1,70 (0,15)	0,08 (0,02)	0,07 (0,01)	
Vx1	9,23 (0,73)	15,87 (1,25)	0,99 (0,03)	9,35 (0,39)	0,16 (0,16)	1,75 (0,09)	0,10 (0,02)	0,07 (0,01)	
Vx2	8,98 (0,72)	15,44 (1,24)	1,00 (0,04)	9,05 (0,78)	0,15 (0,03)	1,69 (0,14)	0,09 (0,03)	0,06 (0,01)	
ETM et oligo éléments	Cu	Zn	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	pH	
mg.kg ⁻¹									
Témoin	13,30 (0,76)	41,70 (3,30)	0,31 (0,42)	37,68 (0,89)	0,02 (0)	16,23 (1,24)	16,58 (1,07)	6,30 (0,29)	
Cx1	13,23 (0,75)	42,15 (3,07)	0,10 (0)	38,90 (1,49)	0,03 (0)	16,53 (1,63)	16,33 (0,74)	6,40 (0,36)	
Cx2	12,95 (1,02)	42,23 (4,02)	0,12 (0,02)	39,00 (0,61)	0,03 (0)	16,55 (1,79)	16,30 (1,32)	6,20 (0,27)	
Dx1	12,68 (0,77)	41,23 (4,36)	0,11 (0,01)	38,60 (1,81)	0,02 (0)	16,70 (2,21)	16,68 (1,72)	6,38 (0,38)	
Vx1	13,25 (0,67)	43,55 (3,85)	0,11 (0,01)	38,70 (2,87)	0,03 (0)	17,55 (2,43)	17,08 (1,17)	6,33 (0,30)	
Vx2	13,15 (0,86)	42,05 (3,19)	0,10 (0,01)	39,00 (1,28)	0,03 (0)	17,35 2,24	17,20 (1,64)	6,30 (0,27)	

1.3. Mesure des composantes du rendement

Les prélèvements pour estimer les composantes du rendement ont été réalisés selon les stades de développement des cultures : à la levée, à la floraison et à la récolte. Pour chacun des prélèvements présentés dans le Tableau 4.2, 3 quadrats de 50x50 cm² ont été aléatoirement jetés sur chaque placette afin d'effectuer l'échantillonnage (zone de prélèvements différentes à chaque date). Au sein de chaque quadrat, les adventices ont été inventoriées à l'espèce avant d'être prélevées (coupe au sécateur à la base de la plante) et séchées à l'étuve à 60°C pendant minimum 72h. Les biomasses des cultures ont été mesurées avec un prélèvement de tous les pieds présents dans le quadrat qui ont ensuite été séchés à l'étuve à 60°C pendant 72h minimum. Lors du prélèvement à la récolte, les tiges et les épis ont été séparés en laboratoire afin de compter le nombre d'épis. Les épis ont ensuite été battus afin de récupérer les grains et mesurer leur biomasse. La biomasse des grains a été mesurée par placette, puis nous avons pesé un échantillon de grains afin de déterminer le poids de mille grains. Au vu des rendements, le poids de mille grains a été mesuré sur 350 grains puis ramené à 1000. À l'aide de la biomasse des grains et du poids de mille grains, le nombre de grains au m² a pu être calculé. Les résultats sont présentés par année de culture avec en 2020-2021 l'orge et en 2021-2022 le blé. Une culture de sarrasin entre l'orge et le blé a été réalisée mais non intégrée dans ce travail car la culture a connu un développement anarchique en raison d'un été trop sec avec une forte présence d'adventices et de très faibles rendements (Tableau 2.3).

Afin de définir si les communautés d'adventices étaient différentes d'un traitement à l'autre, des indices de richesse (nombre d'espèces d'une communauté), d'abondance (nombre d'individus) et de Shannon et Simpson (indice de diversité) (Shannon, 1948; Simpson, 1949) ont été calculés. En année 2, les biomasses d'adventices étaient assez variables et importantes. Ainsi nous avons regardé les corrélations possibles entre la biomasse d'adventices mesurée à la récolte et les rendements obtenus (en valeur relative du témoin : rendement traitement/rendement témoin), afin de voir si les adventices pouvaient expliquer une partie de la variabilité des rendements mesurés pour les différents traitements. De ce fait, nous avons mesuré la possible corrélation entre les rendements pour chaque placette traitement en % du rendement des placettes témoins correspondantes (même bloc). Cette différence entre le rendement des traitements par rapport au témoin a été représentée graphiquement en fonction de la biomasse des adventices prélevés dans les mêmes placettes à la récolte du blé en 2022.

Tableau 4.2. Dates et typologie des prélèvements réalisés pour suivre les performances des cultures. Les cases avec les croix représentent les mesures réalisées et celle avec des tirets représentent les mesures non réalisées.

Date	Stade	Culture	Adventices				
			Biomasse	Nombre	Identification	Abondance	Biomasse
2021	8 déc.	Levée	-	x	-	-	-
	17 - 18 fév.	Tallage	x	-	x	x	x
	5 - 6 mai	Floraison	x	-	x	x	x
	6 juin	Récolte	x	-	x	x	x
2022	-	Levée	-	-	-	-	-
	-	Tallage	-	-	-	-	-
	25 mai	Floraison	x	-	x	x	x
	23 juin	Récolte	x	-	x	x	x

1.4. Suivi de l'azote minéral dans le sol et les plantes

Pour suivre l'évolution de la minéralisation des produits et de leur impact sur le sol et les cultures, des mesures de N_{\min} (NO_3^- et NH_4^+) ont été réalisées tous les ans : en entrée et sortie de l'hiver, à la floraison et à la récolte des cultures. Pour le sol, ces prélèvements ont été réalisés 3 fois par placette avec des prélèvements à la tarière. Chaque prélèvement a été réalisé sur 3 horizons du sol : 0-30 cm, 30-60 et 60-90 cm. Les trois prélèvements par horizon ont été mélangés afin de n'obtenir qu'un réplica par placette. Les prélèvements de sol ont été stockés dans une glacière avant d'être ramenés au laboratoire où une partie a été séchée à 105°C pendant minimum 48 heures afin de définir l'humidité et où l'autre partie a été congelée. Les échantillons décongelés ont ensuite été dilués dans une solution de Chlorure de Potassium (extraction au KCl) avant le dosage du nitrate et de l'ammonium. Pour l'azote dans les végétaux, les analyses n'ont été réalisées que lors des stades de floraison et de récolte des cultures. Les 3 échantillons séchés pour mesurer la biomasse ont été broyés et mis dans une capsule (un réplica) avant d'analyser le nitrate et l'ammonium par spectrométrie de masse. À la récolte de l'orge et du blé, l'azote dans les grains a été mesuré séparément des pailles afin de pouvoir calculer le taux de protéine des céréales. Le taux de protéine de l'orge a été calculé avec l'azote contenu dans les grains en $g.kg^{-1}$ multiplié par le facteur de conversion de 6,25 tandis qu'il a été calculé pour le blé avec le facteur de conversion de 5,7. Ces résultats de la qualité des grains sont présentés avec les résultats sur les rendements.

1.5. Suivi des données climatiques

Nous avons analysé pour 2020, 2021 et 2022 les données de précipitations, de température et d'écart aux normales (moyenne calculée sur les années allant de 1981 à 2010) de la station météo de Bron (69500). Cette station est la plus proche géographiquement du site d'essai de Genay. Ces données ont été récupérées sur le site infoclimat.fr puis mises en forme. Les conditions climatiques durant notre expérimentation ont été très variables. L'année 2020 a été très sèche et se caractérise par une baisse de 21% des précipitations par rapport à la normale, soit 173,4 mm en moins sur l'année (Figure 4.1.A). Cependant, suite à notre apport de PRO (22 octobre 2020), les précipitations sont devenues plus importantes avec ~125 mm en octobre et ~95 mm en décembre contre respectivement ~90 mm et ~60 mm en normales saisonnières. La température moyenne sur l'année 2020 a également été supérieure de 2,1°C par rapport à la normale (Figure 4.12.A). L'année 2021 a été plus humide avec 16% de précipitations en plus par rapport aux normales saisonnières (+ 130,7 mm) (Figure 4.1.B). En effet, de fortes quantités de pluie sont tombées en janvier (~70 mm), en mai (~180 mm) et en juillet (~180 mm) par rapport aux normales saisonnières d'environ 50, 90 et 65 mm respectivement. À nouveau, de fortes pluies ont été observées en octobre et décembre avec environ 150 et 90 mm respectivement (environ 90 et 60 en normale saisonnière). La température moyenne de 2021 a également été plus proche de la moyenne normale avec une augmentation de seulement 0,6°C sur l'année (Figure 4.2.B). Enfin, l'année 2022 a été très sèche avec une baisse de 27% des précipitations par rapport aux normales saisonnières soit 224,7 mm en moins sur l'année (Figure 4.1.C). Les précipitations de janvier à mai sont largement en dessous des normales saisonnières et beaucoup plus importantes en juin avec environ 130 mm par rapport à la normale saisonnière (~75 mm). L'année 2022 a également été beaucoup plus chaude avec une température de 2,1°C de plus que la normale (Figure 4.2.C).

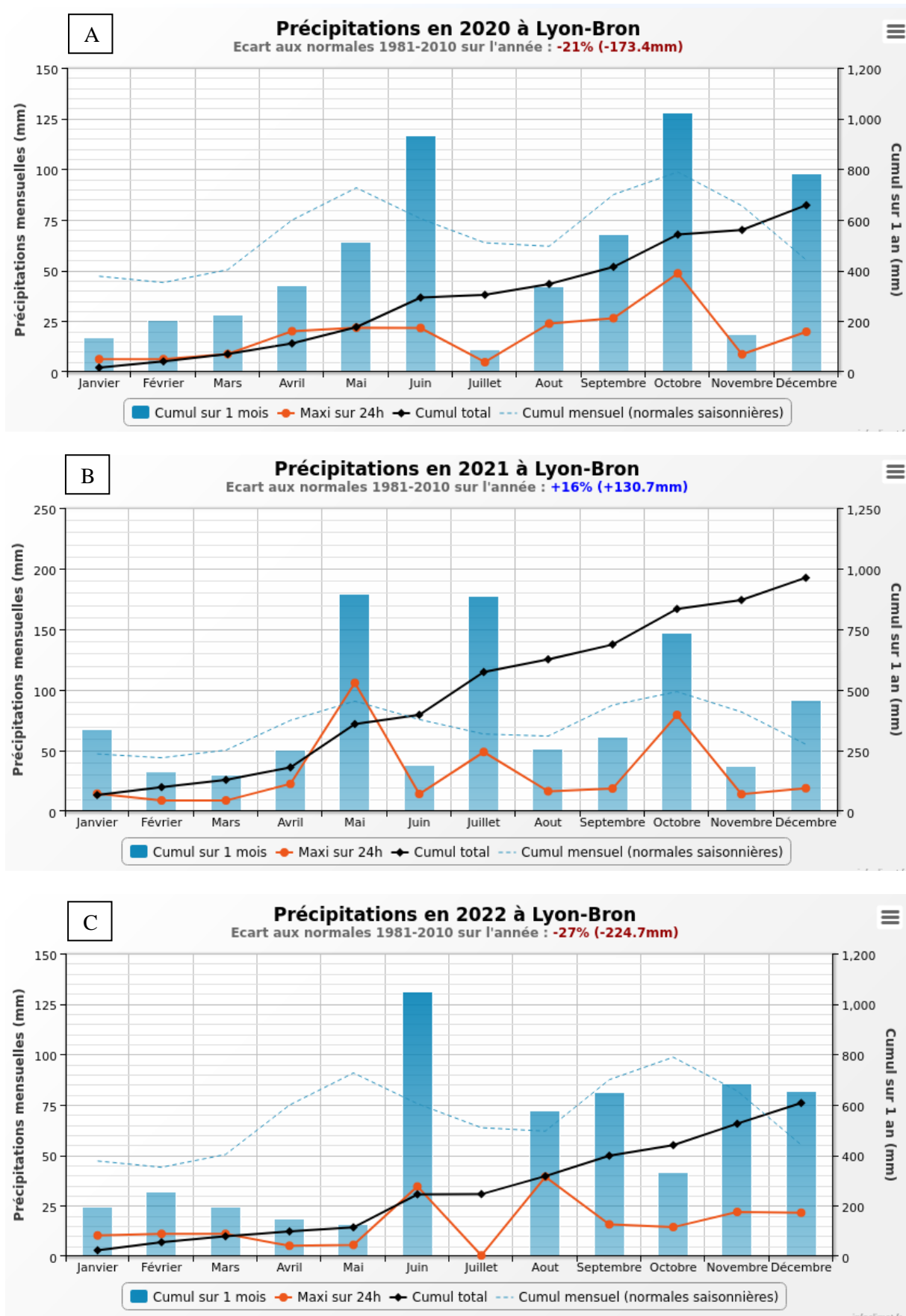


Figure 4.1. Précipitations mensuelles mesurées par la station météo Lyon-Bron de 2020 à 2022 (www.infoclimat.fr).

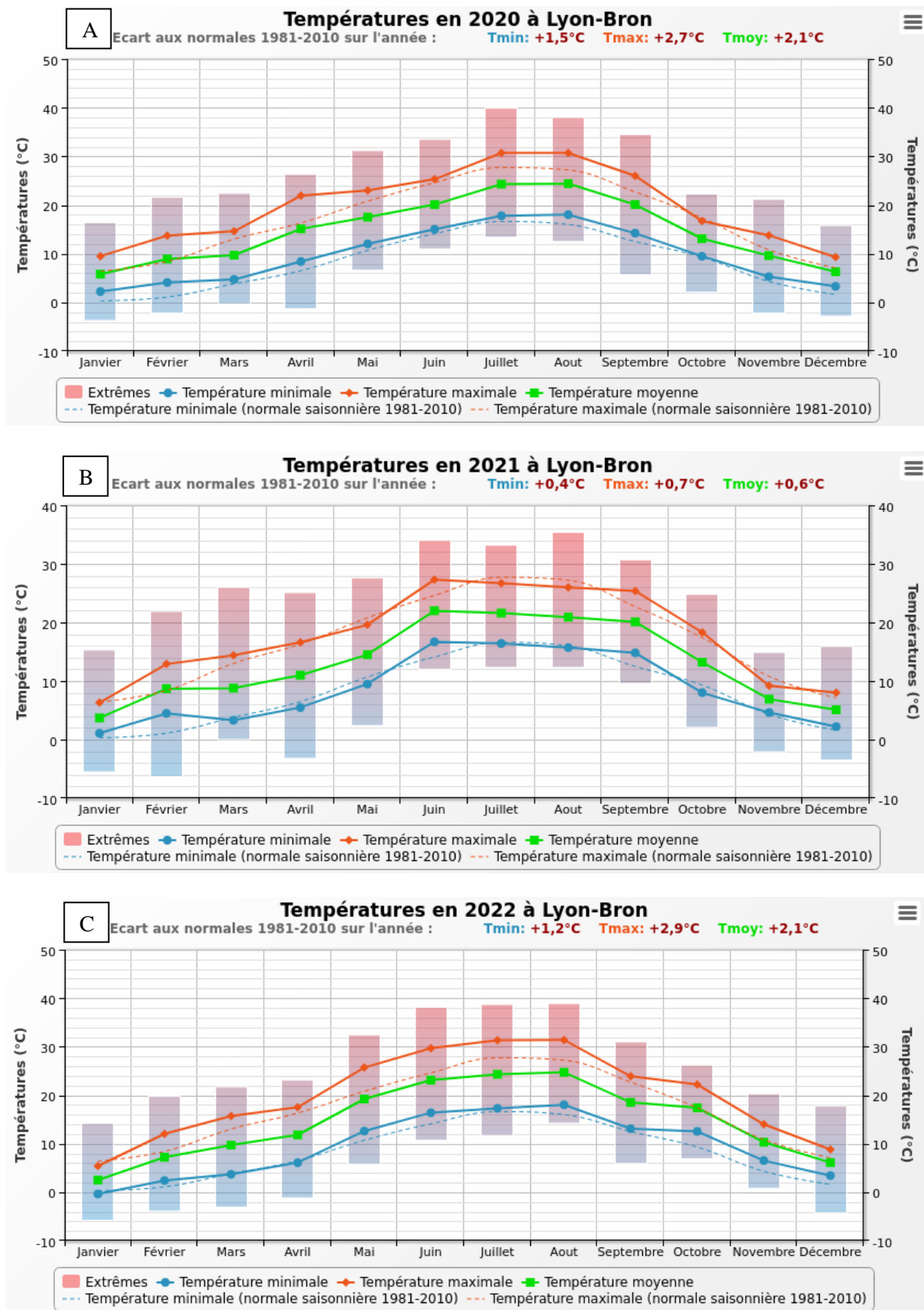


Figure 4.2. Températures mensuelles mesurées par la station météo Lyon-Bron de 2020 à 2022 (www.infoclimat.fr).

1.6. Analyses statistiques

L'ensemble des résultats ont été analysés avec le logiciel R version 4.2.2 (R Core Team, 2022) et l'ensemble des graphiques ont été réalisés à l'aide du package « ggplot2 » version 3.4.1 (Wickham *et al.*, 2023). Les ACP ont été réalisées à l'aide du package « FactoMineR » version 2.8 (Lê *et al.*, 2008) et mises en forme à l'aide du package « factoextra » version 1.0.7 (Kassambara et Mundt, 2020). Les ellipses sur les ACP ont été réalisées avec un niveau de confiance de 95%. Les matrices de corrélation ont été réalisées à l'aide du package « corrplot » version 0.92 (Wei *et al.*, 2021). Afin de quantifier les résultats de ces ACP, des tests randomisés ont été réalisés sur celles-ci à l'aide du package ade4 (Dray et Dufour, 2007). Pour l'ensemble des analyses de permutation, un facteur de 999 a été utilisé pour fixer les résultats à l'aide de la fonction set.seed. Les indices d'abondance, et de diversité de Shannon et Simpson ont été calculés à l'aide des fonctions « abundance », « shannon » et « simpson » des banques de bases du logiciel R et l'indice de richesse a été calculé à l'aide du package « entropart » version 1.6-11 (Marcon et Hérault, 2015).

Les analyses ANOVA à deux facteurs (blocs, traitements et interaction entre les deux) ont été suivies d'un test de comparaison de Tukey à l'aide du package « multcomp » version 1.4-20 (Hothorn *et al.*, 2008a). Les lettres de significativité ont été obtenues à l'aide de la fonction « lsmeans » version 2.30-0 (Lenth, 2018) du package « emmeans » version 1.8.5 (Lenth *et al.*, 2023). Les tests de Shapiro et Bartlett ont été effectués sur les résidus pour vérifier la validité du test. Lorsque les conditions de normalité et/ou d'homoscédasticité ne sont pas respectées le test non paramétrique à deux facteurs Scheirer-Ray-Hare du package « rcompanion » version 2.4.18 a été effectué (Mangiafico, 2022). Dans ce cas, les comparaisons des modalités deux à deux ont été réalisées à l'aide de la fonction « dunnTest » du package « FSA » version 0.9.4 (Ogle *et al.*, 2023).

Pour l'évolution de la densité au cours du temps, nous avons réalisé 3 modèles linéaires mixtes (LMM) avec les blocs en effets fixes comparés avec (1) le temps seul, (2) le facteur traitement seul et (3) les facteurs temps et traitements avec ou sans interactions. Pour sélectionner le modèle le plus pertinent, une comparaison des modèles a été réalisée à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC) et du critère d'information bayésien (BIC).

2. Résultats

2.1. Évolution de la qualité chimique du sol

L'analyse en test randomisé de l'ACP pour l'ensemble des facteurs chimiques des données du T0 (Tableau 2.1) en les regroupant selon les futures modalités de traitements montre qu'il n'y a pas d'effet entre ces modalités ($p : 0.988$) mais un effet bloc ($p : 0.001$). L'ACP en données réduites (Figure 4.1) qui représente sur ces deux principaux axes 55,5% de la variabilité montre un gradient du bloc 1 au bloc 4 sur l'axe 1 conformément au choix de disposition des blocs fait au début de l'expérimentation. Les facteurs avec les contributions les plus importantes sur l'axe 1 sont le pH ($\sim 16\%$), le K échangeable ($\sim 13\%$), le plomb ($\sim 12\%$) et le taux de MO et de C_{org} ($\sim 11\%$) tandis que sur l'axe 2 ce sont le Mg échangeable ($\sim 18\%$), le nickel ($\sim 15\%$) et le C/N ($\sim 11\%$) (Annexe 4.1). Ce résultat nous permet de valider la disposition de nos blocs qui sera bien prise en compte quand les analyses statistiques de notre site expérimental seront mises en œuvre.

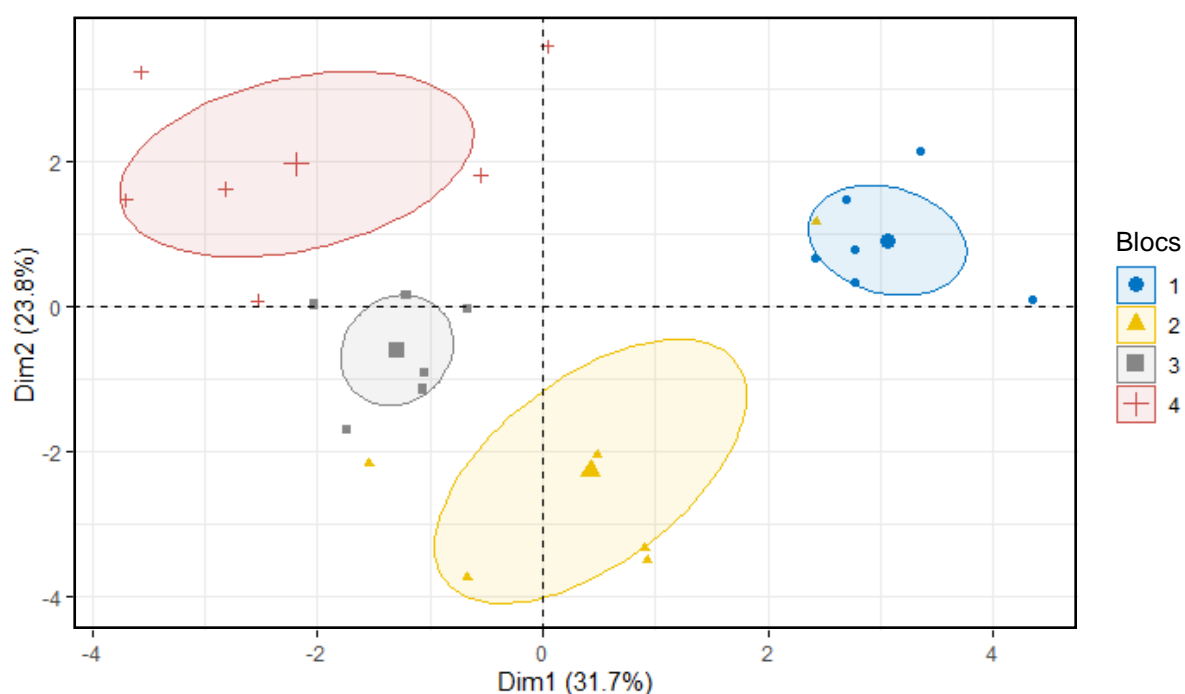


Figure 4.3. ACP en données *réduites* des analyses chimiques du sol au T0 (30/09/2020) représentés en fonction de blocs où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95%.

Les analyses chimiques du sol de 2021 (Tableau 4.3) et 2022 (Tableau 4.4) montrent une légère augmentation du carbone organique pour tous les traitements (même le témoin) entre ces deux dates. Cependant ces taux de C_{org} sont compris entre les valeurs minimales et maximales des valeurs du T0, soit entre 0,75 et 0,99%. Le taux d'azote est quant à lui resté stable entre 2021 et 2022 avec des valeurs comprises entre 0,07 et 0,09% ce qui reste légèrement inférieur aux

valeurs observées lors du T0 (entre 0,09 et 0,12%). Le C/N s'est quant à lui stabilisé à environ 11 par rapport au T0 où les valeurs étaient comprises en 7,1 et 11,3. Le taux de phosphore assimilable (P Olsen) est également resté faible avec des valeurs entre 0,06 et 0,07 g.kg⁻¹ comme pour le T0 (excepté pour Vx2 en 2021 où il a atteint à 0,10 ± 0,06 g.kg⁻¹). En 2022, le P assimilable est significativement plus important pour le Cx2 que le témoin et le digestat et le Vx2 est significativement supérieur au Dx1 (p : 0,003226). Pour les éléments échangeables, le potassium et le magnésium sont restés similaires au T0 avec des valeurs entre 0,13 et 0,17 g.kg⁻¹ (entre 0,10 et 0,21 g.kg⁻¹ au T0) pour le potassium et des valeurs entre 0,08 et 0,11 g.kg⁻¹ (entre 0,06 et 0,13 g.kg⁻¹ au T0) pour le magnésium. Malgré cela, le K_{ech} est significativement supérieur pour le Cx2 par rapport au témoin (p : 0,0234813) et Mg_{ech} est significativement supérieur pour les traitements Vx1 et Vx2 par rapport au témoin tandis que Vx1 est significativement supérieur au Dx1 en 2022 (p : 0,006695). Seul le calcium a augmenté par rapport aux valeurs du T0 comprises entre 1,48 et 1,91 g.kg⁻¹ avec des valeurs significativement plus importantes pour Vx2 et Vx1 que le témoin en 2022 (p : 0,007554). Le pH qui était le seul facteur significativement différent entre les traitements en 2021 (p : 0,000748), n'est pas significativement différent entre les traitements en 2022 (p : 0,401257) malgré des valeurs de 7,18 pour le Vx2 et le Cx2 et 7,15 pour le Vx1 supérieur au témoin, Cx1 et Dx1, dont le pH est de 6,98 comme les valeurs du T0 (entre 5,9 et 6,9). Les taux d'ETM et d'oligo-éléments sont restés stables et dans les gammes de minima et maxima des mesures réalisées au T0 qui sont comprises entre 11,7 et 14,3 mg.kg⁻¹ pour le cuivre, 36,6 et 48,2 mg.kg⁻¹ pour le zinc (excepté pour Cx1 de 2021 où il est monté à 53.13 ± 21,50) et entre 14,4 et 21,1 mg.kg⁻¹ pour le nickel. Concernant les métaux lourds, le cadmium est resté dans la gamme mesurée au T0 entre <0,1 et 0,93 mg.kg⁻¹, le chrome a légèrement augmenté par rapport aux valeurs de 35,4 et 42,1 mg.kg⁻¹ du T0 avec une valeur maximale de 45,83 mg.kg⁻¹ pour le témoin en 2022. Le mercure est descendu en-dessous de 0,02 mg.kg⁻¹ sur tous les traitements par rapport aux valeurs du T0 comprises entre 0,021 et 0,032 mg.kg⁻¹.

Une ACP a été réalisée sur l'ensemble des prélèvements de la qualité chimique du sol (2020, 2021 et 2022) pour comparer les différents traitements et les dates de prélèvement (Figure 4.4 et 4.5 respectivement). Sur cette ACP qui représente 46,6% du modèle, les analyses en test randomisés de l'ACP montrent qu'il n'y a pas d'effet traitement (p : 0.259) mais un effet bloc (p : 0.001) et un effet date (p : 0.001). La même ACP représentée en fonction des différentes dates de prélèvements (Figure 4.5) présente un gradient le long de l'axe 1 qui est le plus influencé par les facteurs chimiques avec une contribution d'environ 15% du pH, 13% pour le

Ca échangeable et le C/N et 11% pour la MO et le C_{org} et enfin 8% pour le Hg et 7% pour le Cr (Annexe 4.2). Les résultats de cette ACP indiquent que sur la durée de l'expérimentation, l'effet de la date, et donc d'autres facteurs (contexte climatique, autres techniques agricoles, ...) jouent sur l'évolution chimique du sol.

Tableau 4.3. Moyennes (\pm écart-type) des analyses chimiques du sol le 22/10/2021 et le 21/10/2022 où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA à deux facteurs ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Qualité chimique	C _{org}	MO	N _{tot}	C/N	K _{ech}	Ca _{ech}	Mg _{ech}	P Olsen	Analyses sol 2021
	g.kg ⁻¹								
Témoin	8,68 (0,83)	14,92 (1,43)	0,78 (0,06)	11,15 (0,37)	0,13 (0,03)	1,83 (0,20)	0,10 (0,01)	0,07 (0,01)	
Cx1	8,68 (0,24)	14,92 (0,41)	0,80 (0,04)	10,93 (0,41)	0,14 (0,01)	1,92 (0,24)	0,10 (0,01)	0,07 (0)	
Cx2	8,80 (0,34)	15,14 (0,58)	0,80 (0,06)	11,05 (0,68)	0,14 (0,02)	1,89 (0,16)	0,10 (0,02)	0,07 (0,01)	
Dx1	9,10 (0,35)	15,65 (0,60)	0,79 (0,04)	11,53 (0,22)	0,14 (0,02)	1,84 (0,05)	0,10 (0,02)	0,06 (0,01)	
Vx1	8,93 (0,78)	15,35 (1,35)	0,81 (0,03)	11,05 (0,71)	0,15 (0,01)	2,04 (0,14)	0,11 (0,02)	0,07 (0)	
Vx2	9,58 (0,54)	16,47 (0,94)	0,83 (0,02)	11,50 (0,45)	0,16 (0,02)	2,12 (0,25)	0,11 (0,02)	0,10 (0,06)	
ETM et oligo éléments	Cu	Zn	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	pH	
mg.kg ⁻¹									
Témoin	12,25 (1,02)	40,85 (1,68)	< 0,10	39,50 (1,68)	0,02 (0)	16,8 (0,91)	15,68 (0,91)	6,88 ^c (0,25)	
Cx1	12,80 (1,28)	53,13 (21,50)	< 0,10	40,53 (1,20)	0,02 (0)	16,98 (1,43)	15,88 (0,62)	6,93 ^{bc} (0,26)	
Cx2	12,25 (0,98)	42,30 (2,76)	0,10 (0,01)	40,53 (3,75)	0,02 (0)	16,68 (1,81)	15,68 (1,20)	7,00 ^{ac} (0,18)	
Dx1	12,18 (1,42)	40,93 (4,02)	< 0,10	42,78 (8,54)	0,02 (0)	16,55 (1,77)	15,68 (1,51)	6,85 ^c (0,06)	
Vx1	12,83 (1,29)	43,85 (2,64)	< 0,10	40,88 (4,95)	0,02 (0)	19,30 (5,60)	15,80 (1,18)	7,10 ^{ab} (0,18)	
Vx2	13,38 (0,59)	44,60 (3,34)	0,10 (0,01)	41,35 (2,35)	0,02 (0)	17,90 (2,46)	15,80 (0,64)	7,15 ^a (0,19)	

Tableau 4.4. Moyennes (\pm écart-type) des analyses chimiques du sol le 21/10/2022 où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA à deux facteurs ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Qualité chimique	C _{org}	MO	N _{tot}	C/N	K _{ech}	Ca _{ech}	Mg _{ech}	P Olsen	Analyses sol 2022
	g.kg ⁻¹								
Témoin	9,18 (0,50)	15,78 (0,86)	0,81 (0,06)	11,33 (0,29)	0,14 ^{b} (0,02)	1,67 ^{b} (0,23)	0,08 ^{c} (0,01)	0,06 ^{bc} (0,01)	
Cx1	9,58 (0,43)	16,47 (0,75)	0,77 (0,15)	11,33 (0,30)	0,16 ^{ab} (0,02)	1,86 ^{ab} (0,12)	0,09 ^{ac} (0,01)	0,06 ^{ac} (0,01)	
Cx2	9,40 (0,49)	16,17 (0,84)	0,88 (0,08)	10,75 (0,94)	0,19 ^{a} (0,04)	1,96 ^{ab} (0,33)	0,09 ^{ac} (0,02)	0,07 ^{a} (0,01)	
Dx1	9,03 (0,62)	15,52 (1,07)	0,83 (0,03)	10,90 (0,48)	0,16 ^{ab} (0,03)	1,83 ^{ab} (0,23)	0,08 ^{bc} (0,02)	0,06 ^{c} (0,01)	
Vx1	9,93 (0,39)	17,07 (0,66)	0,90 (0,03)	11,08 (0,53)	0,17 ^{ab} (0,03)	2,18 ^{a} (0,25)	0,11 ^{a} (0,03)	0,07 ^{ac} (0)	
Vx2	9,75 (0,37)	16,77 (0,64)	0,89 (0,05)	11,00 (0,32)	0,16 ^{ab} (0,02)	2,10 ^{a} (0,27)	0,11 ^{ab} (0,02)	0,07 ^{ab} (0,01)	
ETM et oligo éléments	Cu	Zn	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	pH	
mg.kg ⁻¹									
Témoin	12,53 (0,32)	45,75 (3,72)	0,11 (0,03)	45,83 (5,86)	0,02 (0)	19,45 (3,01)	17,70 (0,37)	6,98 (0,43)	
Cx1	12,43 (0,62)	46,08 (2,22)	< 0,10	44,90 (1,76)	0,02 (0)	19,28 (1,59)	18,13 (0,62)	6,98 (0,21)	
Cx2	11,95 (0,87)	44,95 (3,78)	< 0,10	43,95 (2,43)	0,02 (0)	18,90 (1,89)	17,48 (0,75)	7,18 (0,21)	
Dx1	12,18 (0,85)	45,50 (3,50)	< 0,10	43,75 (4,96)	0,02 (0)	18,75 (3,34)	17,63 (0,69)	6,98 (0,15)	
Vx1	13,25 (1,08)	47,40 (4,70)	0,13 (0,07)	44,93 (2,76)	0,02 (0)	19,65 (2,66)	18,68 (0,78)	7,15 (0,33)	
Vx2	12,93 (0,53)	48,60 (2,14)	< 0,10	44,10 (1,65)	0,02 (0)	19,48 (1,87)	18,23 (1,02)	7,18 (0,29)	

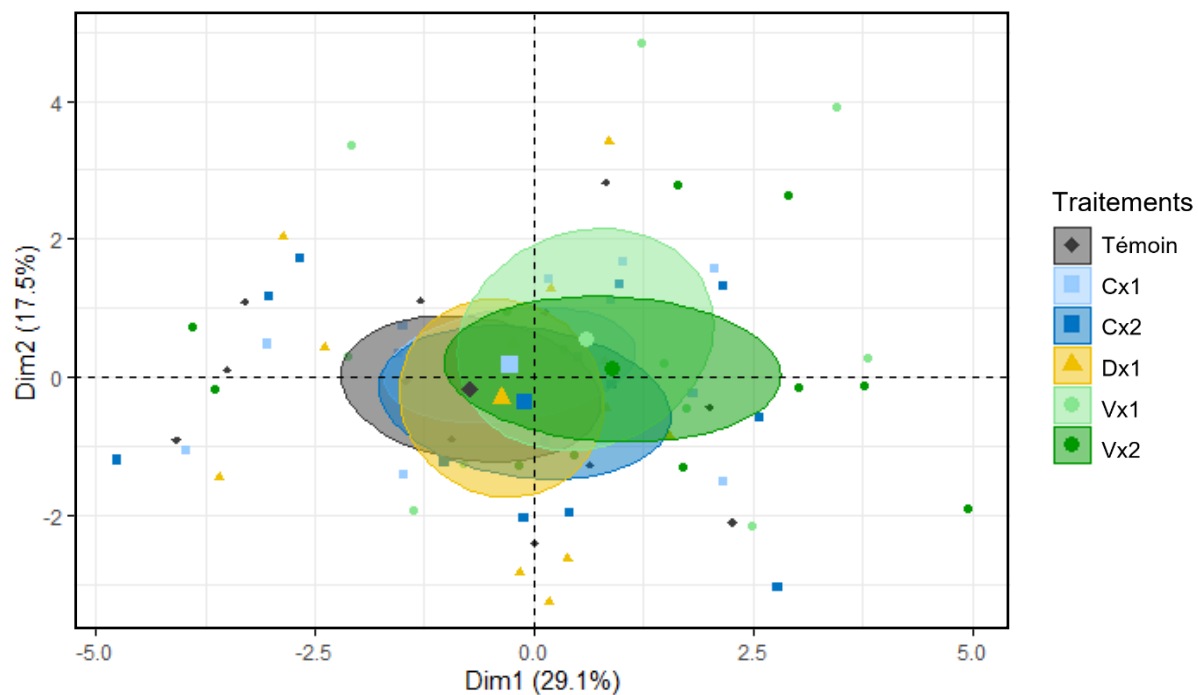


Figure 4.4. ACP en données *réduites* des analyses chimiques du sol sur toutes les dates de prélèvements (2020, 2021 et 2022) en fonction des traitements où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

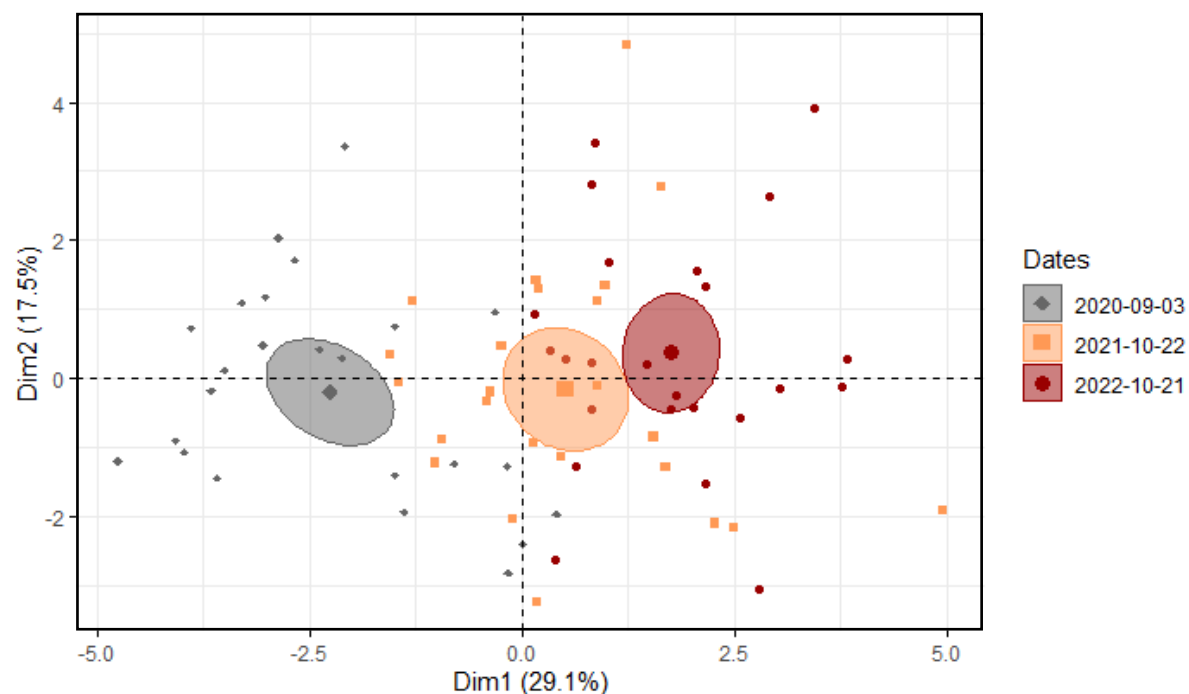


Figure 4.5. ACP en données *réduites* des analyses chimiques du sol sur toutes les dates de prélèvements (2020, 2021 et 2022) en fonction des dates de prélèvements où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

2.2. Évolution de la qualité physique du sol

Les résultats des mesures de rétention en eau après deux ans d'apports de PRO sont présentés dans la Figure 4.6 qui montre une faible différence de perte de poids entre les traitements lors du passage sur la table à succion, à l'air libre et à l'étuve. Ce graphique montre qu'il n'y a pas d'effet entre les traitements.

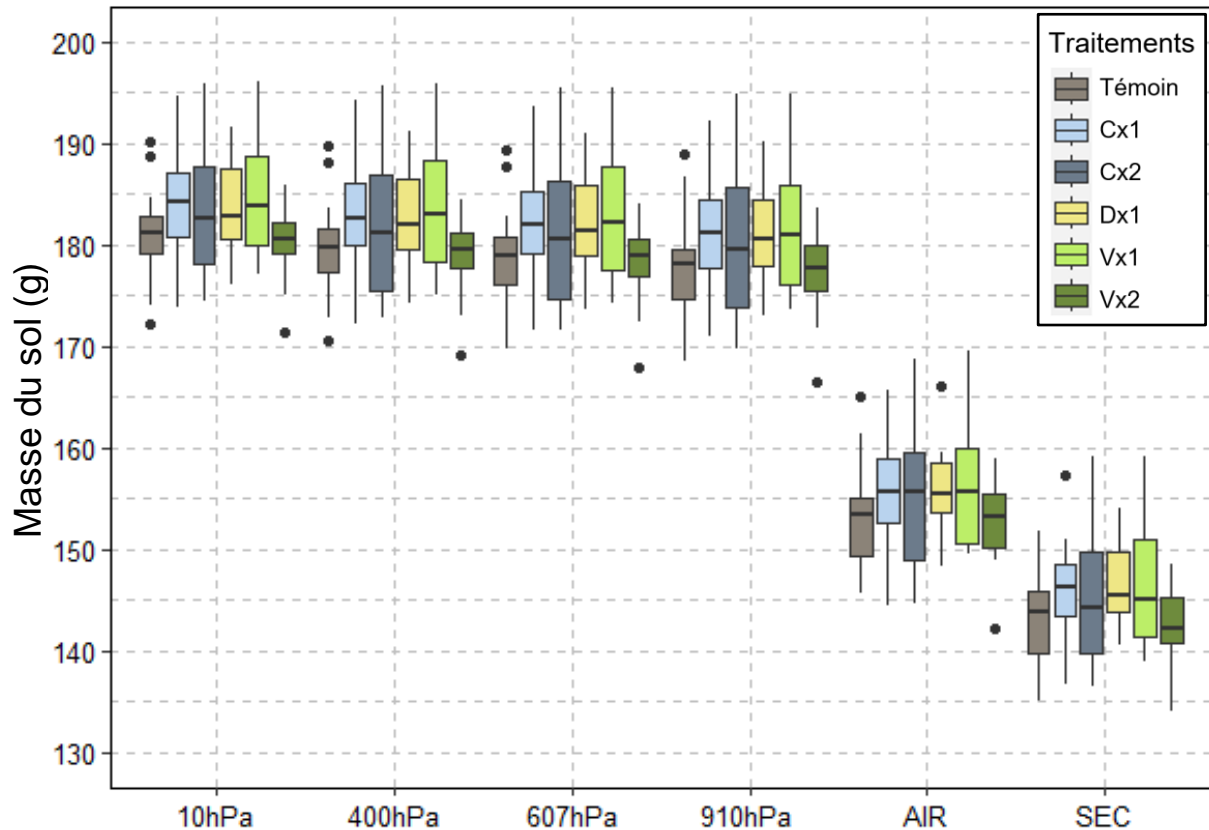


Figure 4.6. Masse du sol en fonction de la pression appliquée sur la table à succion en hPa, du sol séché à l'air et du sol sec suite à son séchage à l'étuve en fonction des différents traitements avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

La densité apparente du sol avant l'expérimentation qui était de 1,24 en moyenne (Tableau 2.1) sur l'horizon 0-10 cm a rapidement augmenté avec l'arrêt du labour pendant l'expérimentation. En effet la densité moyenne du témoin est de 1,43 sur l'horizon 0-10 cm malgré les différentes interventions mécaniques sur le sol (Tableau 2.3). Le modèle linéaire mixte réalisé sur l'évolution de la densité au cours du temps n'a pas montré d'interaction entre le temps et les traitements ($p : 0,8874$) ni d'effet des traitements ($p : 0,7281$) mais un effet du temps ($p : 1,176e-09$). La dernière mesure de densité a montré des valeurs plus faibles pour le témoin et Vx2 (1,43), 1,45 pour Cx2 et 1,46 pour Cx1, Vx1 et Dx1 (Figure 4.7).

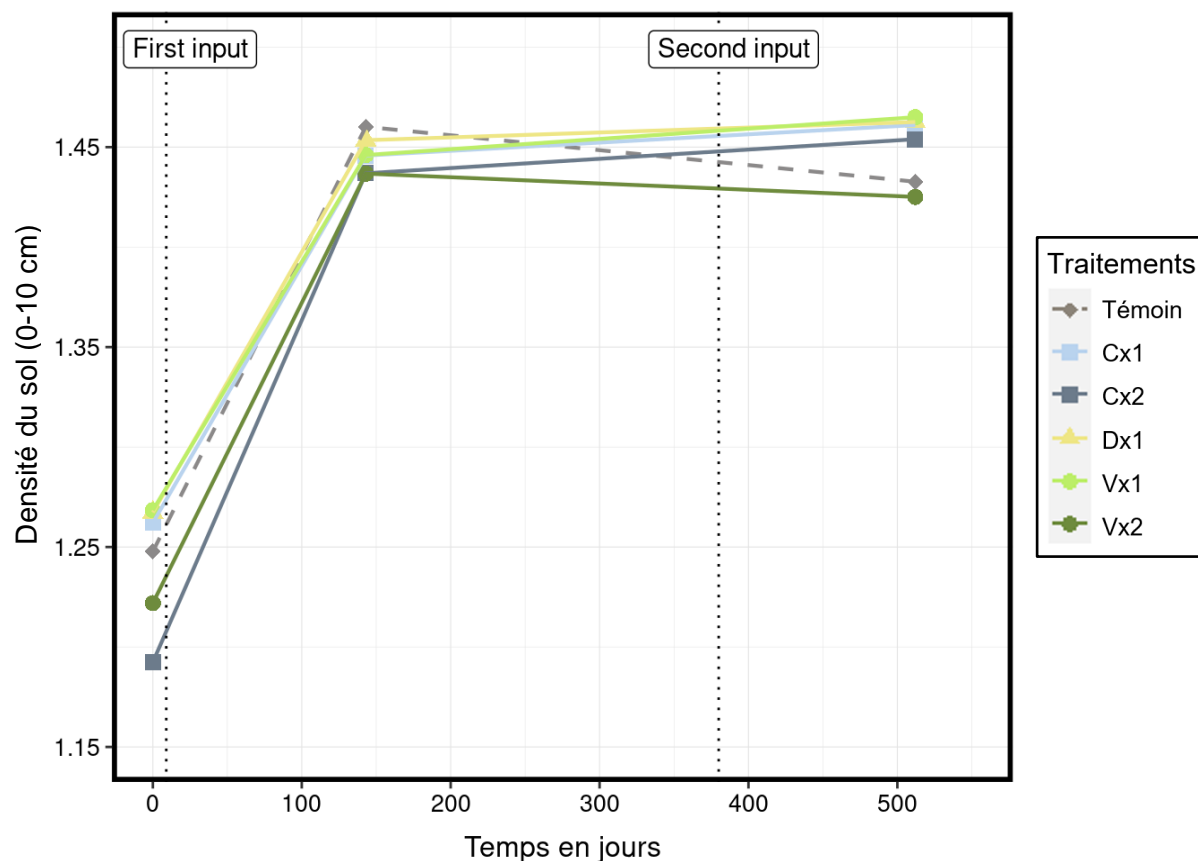


Figure 4.7. Densité du sol (0-10 cm) en fonction du temps et des différents traitements avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

2.3. Rendements agronomiques

2.3.1. Biomasse et rendements de l'orge (2020-2021)

L'ANOVA à deux facteurs réalisée sur la biomasse totale de l'orge à la récolte n'a pas montré d'interactions significatives entre les modalités bloc et traitement ($p : 0,659754$). L'ANOVA deux facteurs sans interaction a montré un effet bloc ($p : 0,0091608$) et un effet entre les traitements ($p : 0,0002583$). La Figure 4.8 montre que les rendements pour Vx2 et le Dx1 sont significativement supérieurs au témoin et au Cx1 avec une biomasse totale de l'orge de $9,76 (\pm 1,28)$ et $9,82 (\pm 0,89)$ t.ha⁻¹ contre $8,52 (\pm 1,28)$ et $8,07 (\pm 0,90)$ t.ha⁻¹ respectivement. Les traitements Cx2 et Vx1 ne sont significativement différents d'aucun des traitements avec une biomasse totale de l'orge de $8,77 (\pm 1,27)$ et $9,13 (\pm 0,81)$ t.ha⁻¹ respectivement.

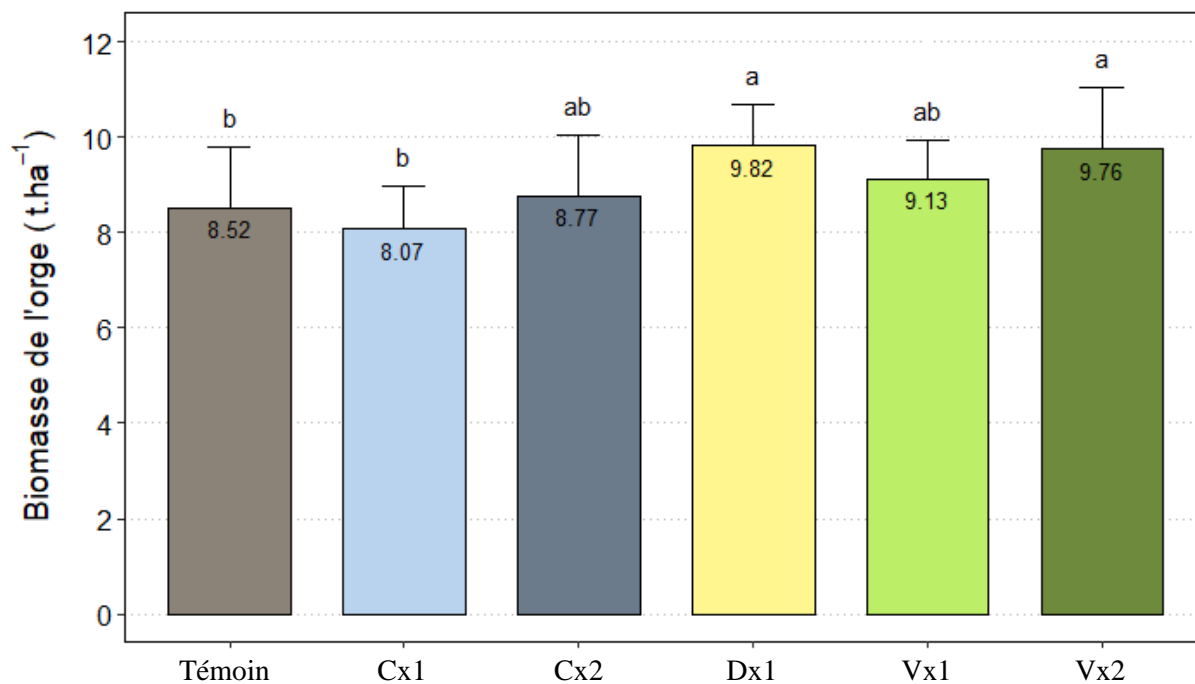


Figure 4.8. Biomasse de l'orge (poids sec) à la récolte (22/06/2021) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (ANOVA deux facteurs) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Les composantes du rendement et le rendement grain sont présentés dans le Tableau 4.5. L'ANOVA à deux facteurs montre que le nombre d'épis par pied d'orge n'est pas significativement différent pour le traitement ($p : 0,10197$) mais l'est pour le bloc ($p : 0,03378$). Le nombre de grains par épi s'est avéré différent statistiquement entre les blocs (Scheirer-Ray-Hare $p : 0,00310$) et les traitements (Scheirer-Ray-Hare $p : 0,00579$) où seuls Dx1 et Vx2 sont significativement supérieurs à Cx1. Le rendement en grain de l'orge n'a pas montré de différence significative entre les blocs ($p : 0,0562905$) mais une différence entre les traitements ($p : 0,0003465$). Le Tableau 4.5 montre que le Vx2 est supérieur au témoin et au Cx1 et que le Dx1 est supérieur au Cx1 alors que les autres traitements ne sont pas différents entre eux. Le poids de mille grains montre également un effet bloc et traitement ($p : 0,005284$ et $0,001878$ respectivement) avec des valeurs pour Vx2 qui sont significativement supérieures au témoin et au Dx1. Enfin, l'ANOVA à deux facteurs réalisé sur le taux de protéines dans les grains n'a pas montré d'effet bloc ($p : 0,11334$) ni d'effet traitement ($p : 0,07676$).

Tableau 4.5. Moyennes (\pm écart-type) des composantes du rendement à la récolte de l'orge (poids sec - 22/06/2021) où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA deux facteurs ($p < 0,05$) sauf pour le nombre d'épis par pieds et de grains par épis qui ont été analysés par un test de Scheirer-Ray-Hare avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les résultats sont présentés en matière sèche.

Traitements	Nombre d'épis par pieds	Nombre de grains par épis	Rendements (grains) t.ha ⁻¹	Poids mille grains g	Protéines grains %
Témoin	1,30 (0,21)	21,83 ^{ab} (3,02)	4,42 ^{bc} (0,68)	46,03 ^b (0,83)	7,60 (0,29)
Cx1	1,14 (0,12)	21,19 ^b (2,20)	4,16 ^c (0,45)	46,44 ^{ab} (1,17)	7,80 (0,66)
Cx2	1,20 (0,11)	23,24 ^{ab} (2,09)	4,58 ^{ac} (0,62)	46,72 ^{ab} (1,76)	7,20 (0,48)
Dx1	1,28 (0,11)	23,98 ^a (1,12)	5,00 ^{ab} (0,50)	45,65 ^b (1,24)	7,27 (0,57)
Vx1	1,21 (0,14)	23,10 ^{ab} (1,95)	4,77 ^{ac} (0,43)	46,53 ^{ab} (0,84)	7,27 (0,17)
Vx2	1,20 (0,15)	24,58 ^a (2,03)	5,15 ^a (0,69)	47,59 ^a (1,04)	7,95 (0,27)

Durant le cycle de la culture de l'orge, les adventices se sont peu développées et des biomasses très faibles ont été collectées à la récolte avec un maximum de 20.63 kg.ha⁻¹ pour le Dx1 (Figure 4.9). Le test non paramétrique de Scheirer-Ray-Hare n'a pas montré de différence entre les traitements ($p : 0,54936$) mais un effet bloc ($p : 0,00$).

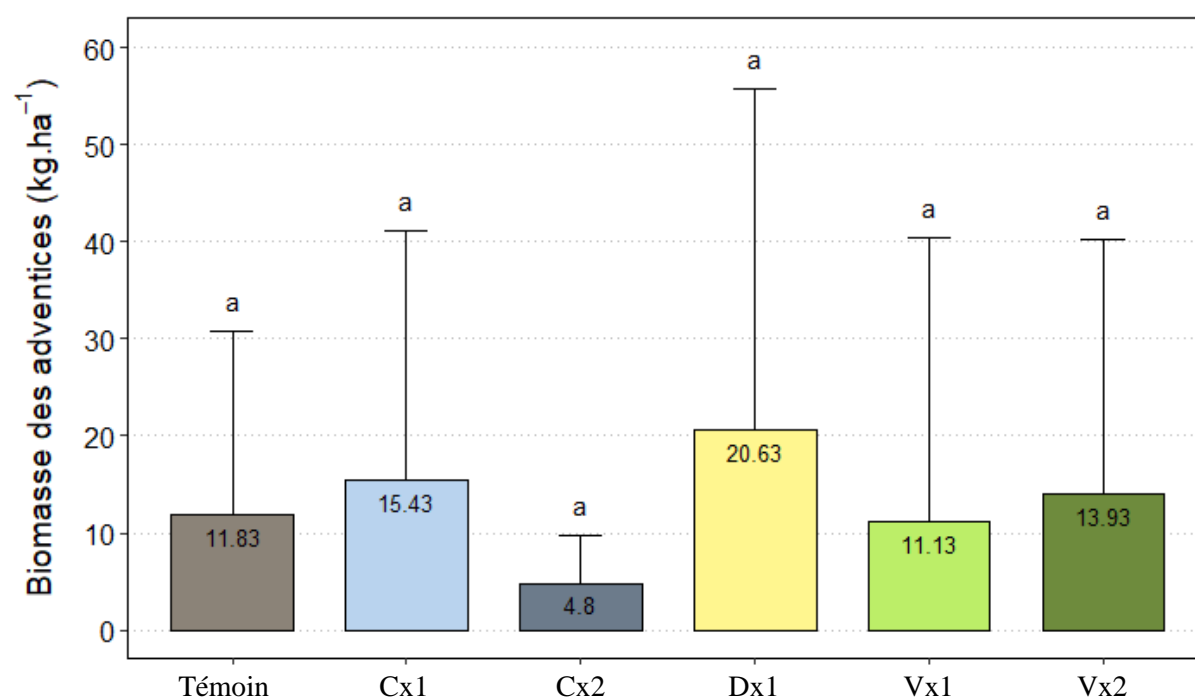


Figure 4.9. Biomasse des adventices (poids sec) à la récolte de l'orge (22/06/2021) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (Scheirer-Ray-Hare) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

L'ACP non réduite sur les espèces d'adventices a été réalisée pour définir si les communautés sont différentes malgré une faible biomasse (Figure 4.10). Le test randomisé sur les traitements n'a pas montré de différence significative ($p : 0,074$). La matrice de corrélation réalisée sur les 3 premiers axes qui représentent 92,9% du modèle montre que l'axe 1 est influencé par la biomasse de mouron des champs (*Lysimachia arvensis*), l'axe 2 par la renouée des oiseaux (*Polygonum aviculare*) et l'axe 3 par le liseron des haies (*Calystegia sepium*).

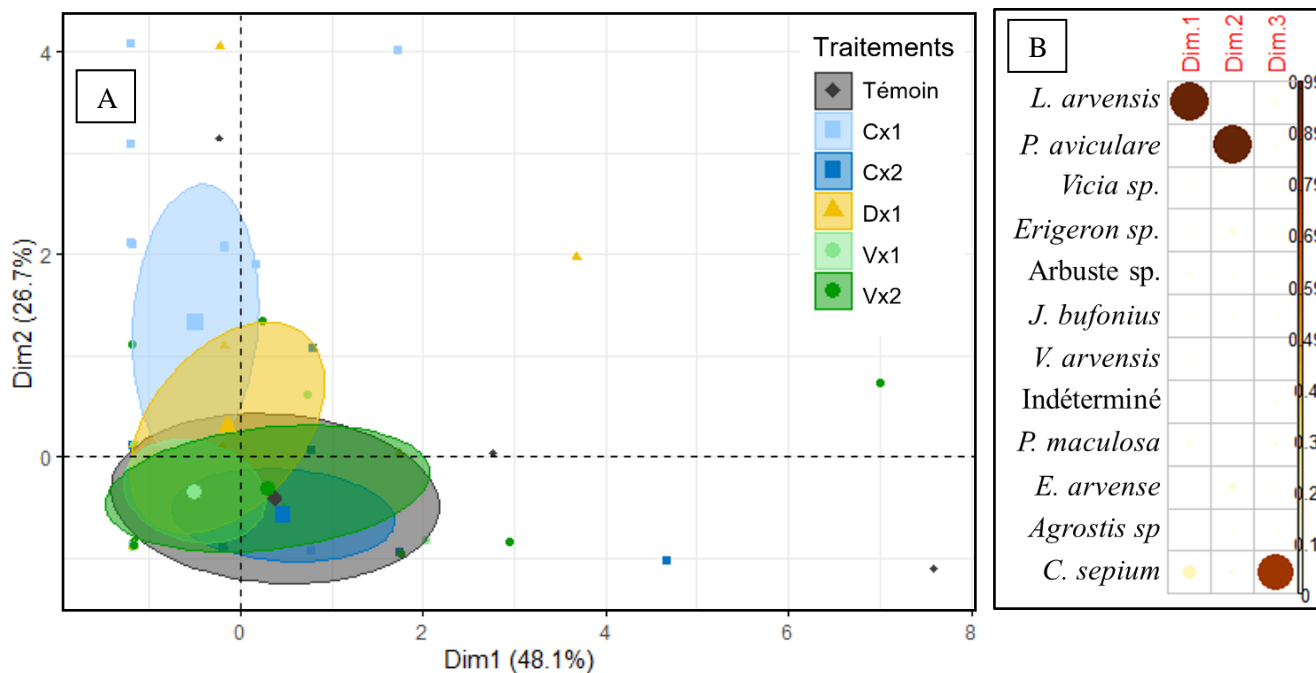


Figure 4.10. ACP en données non réduites de l'abondance des adventices à la récolte de l'orge (22/06/2021) avec (A) les résultats de l'ACP en fonction des traitements et (B) la matrices de corrélations des facteurs et de leurs influences sur les dimensions. Les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Les indices de richesse spécifique, d'abondance et de Shannon et Simpson n'ont pas montré de différence significative (Tableau 4.6).

Tableau 4.6. Résultats statistiques (p) des analyses non-paramétriques de Scheirer–Ray–Hare réalisées sur les communautés d'adventices à la récolte de l'orge (22/06/2021).

Facteurs	Richesse spécifique	Abondance	Shannon	Simpson
Traitements	0,97768	0,71964	0,95757	0,92768
Blocs	0	0	0	0,01287
Interactions	0,72559	0,71321	0,49545	0,47185

2.3.2. Biomasses et rendements du blé (2021-2022)

L'ANOVA à deux facteurs réalisée sur la biomasse totale du blé à la récolte n'a pas montré d'interaction entre les modalités bloc et traitement ($p : 0,1823927$). L'ANOVA à deux facteurs sans interaction a révélé un effet bloc ($p : 0,0397383$) et un effet traitement ($p : 0,0003158$). La Figure 4.11 montre que la moyenne de Dx1 est significativement supérieure à tous les traitements excepté le Vx1 avec une biomasse totale du blé de $5,40 (\pm 1,02)$ et $4,49 (\pm 0,67)$ $t.ha^{-1}$ respectivement. Le traitement Vx1 n'est pas significativement différent des autres traitements qui atteignent une biomasse de $3,89 (\pm 0,70)$ $t.ha^{-1}$ pour le témoin, de $4,20 (\pm 0,93)$ $t.ha^{-1}$ pour Cx1, de $3,95 (\pm 1,22)$ $t.ha^{-1}$ pour Cx2, et de $3,76 (\pm 0,98)$ $t.ha^{-1}$ pour Vx2.

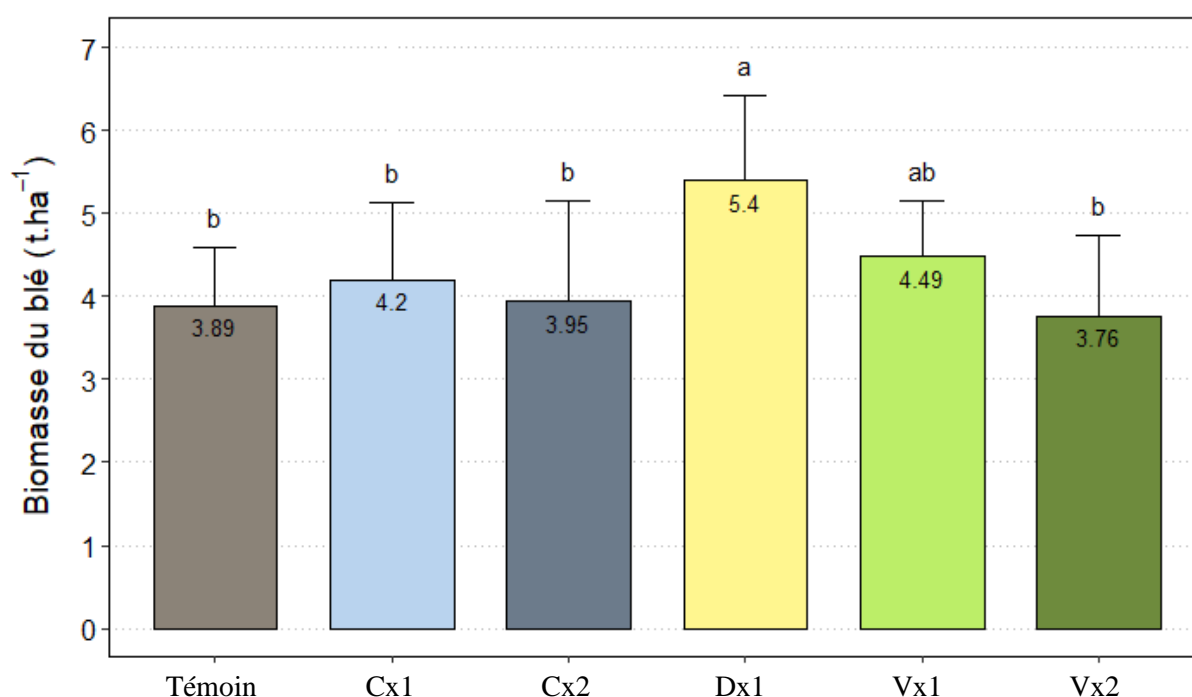


Figure 4.11. Biomasse du blé (poids sec) à la récolte (23/06/2022) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (ANOVA deux facteurs) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Les composantes du rendement du blé collecté le 23/06/2022 sont présentées dans le Tableau 4.7. L'ANOVA à deux facteurs montre que le nombre d'épis de blé au m² n'est pas significativement différent pour les traitements ($p : 0,508509$) mais significativement différent pour les blocs ($p : 0,005741$). Le nombre de grains par épi est statistiquement différent entre les traitements ($p : 0,01686$) mais pas pour les blocs ($p : 0,05984$). Le rendement en grains de blé n'a pas montré de différence significative entre les blocs ($p : 0,085165$) mais une différence entre les traitements ($p : 0,005165$). Pour le nombre de grains par épi, le traitement Dx1 est significativement supérieur au témoin et au Vx2 tandis que les autres traitements ne sont pas

différents entre eux et pour le rendement en grains, Dx1 est supérieur au témoin, Cx2 et Vx2 (Tableau 4.7). Le test de Scheirer-Ray-Hare réalisé sur le poids de mille grains montre qu'il n'y a pas de différence entre les blocs ($p : 0,08968$) mais qu'il y a une différence entre les traitements ($p : 0,02597$) avec un poids mille grains pour le Dx1 significativement supérieur à Vx2. Le taux de protéines présent dans les grains n'a pas montré de différence significative entre les traitements et les blocs (ANOVA $p : 0,3664$ et $0,3672$ respectivement).

Tableau 4.7. Moyennes (\pm écart-type) des composantes du rendement à la récolte du blé (poids sec - 23/06/2022) où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre traitements des ANOVA deux facteurs ($p < 0,05$) sauf pour le poids mille grains qui a été analysé par un test de Scheirer-Ray-Hare avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les résultats sont présentés en matière sèche.

Traitements	Nombre épis m ²	Nombre de grains par épis	Rendements (grains) t.ha ⁻¹	Poids mille grains g	Protéines grains %
Témoin	281,00 (42,75)	17,00 ^b (1,89)	1,66 ^b (0,35)	34,72 ^{ab} (2,09)	9,11 (0,42)
Cx1	289,67 (56,12)	17,55 ^{ab} (2,75)	1,83 ^{ab} (0,48)	36,15 ^{ab} (3,08)	9,71 (1,59)
Cx2	271,33 (57,79)	17,64 ^{ab} (2,60)	1,71 ^b (0,63)	34,62 ^{ab} (4,15)	9,25 (1,35)
Dx1	304,00 (37,45)	20,13 ^a (3,08)	2,26 ^a (0,46)	36,89 ^a (2,34)	8,10 (0,33)
Vx1	281,33 (52,08)	18,56 ^{ab} (3,04)	1,86 ^{ab} (0,31)	36,42 ^{ab} (1,99)	9,54 (1,03)
Vx2	272,00 (56,23)	16,68 ^b (1,98)	1,54 ^b (0,47)	33,68 ^b (3,30)	8,75 (1,19)

Durant le cycle de développement du blé, les adventices se sont plus développées dans les traitements Vx2 et Cx2 (Figure 4.12), toutefois la comparaison des traitements deux à deux à l'aide du test du Dunn réalisé après le test de Scheirer-Ray-Hare (p significatif pour les traitements : $0,03051$) n'ont pas permis de montrer de différence significative entre traitements.

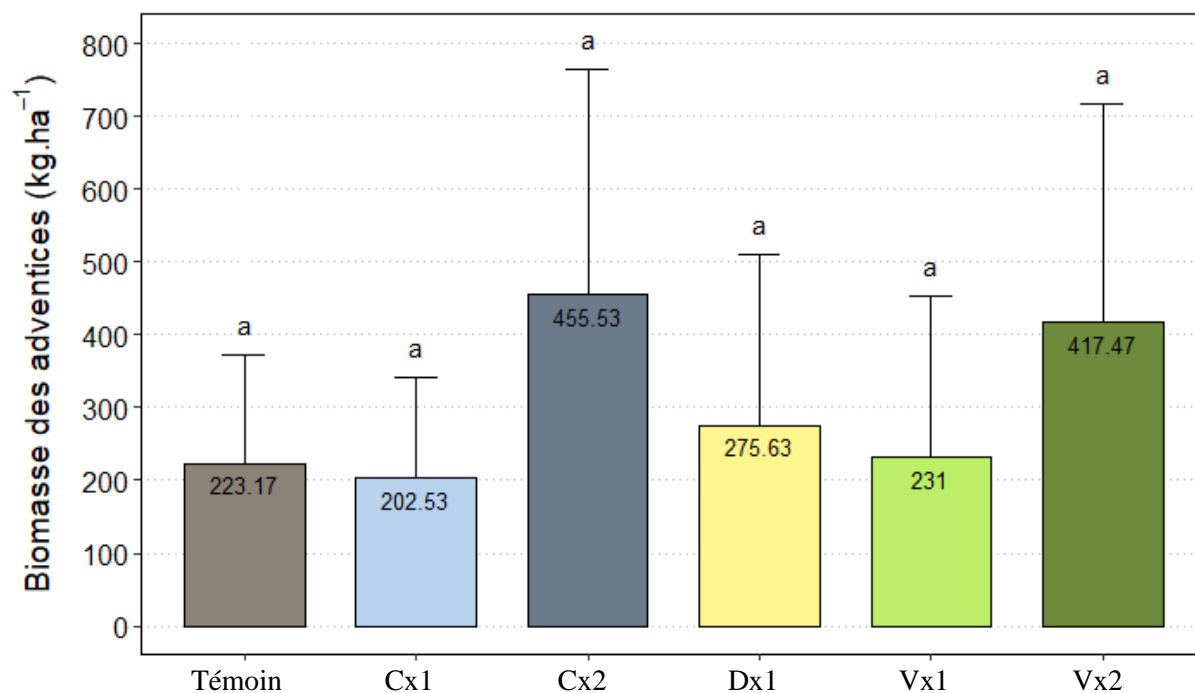


Figure 4.12. Biomasse des adventices (poids sec) à la récolte du blé (23/06/2022) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (Scheirer-Ray-Hare) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Le test randomisé réalisé sur l'ACP en données non réduites (Figure 4.13) des communautés d'adventices n'a pas montré de différence entre les traitements ($p : 0,521$). L'analyse des 2 premiers axes de l'ACP, qui représentent 90.3% des données, a montré que l'axe 1 est influencé à ~99% par la renouée des oiseaux (*Polygonum aviculare*) et l'axe 2 est quant à lui influencé à ~82% par le liseron des haies (*Calystegia sepium*) et ~11% par le sarrasin (*Fagopyrum esculentum*) (Annexe 4.3). Les analyses statistiques des différents indices n'ont pas donné de différence significative entre les traitements (Tableau 4.8).

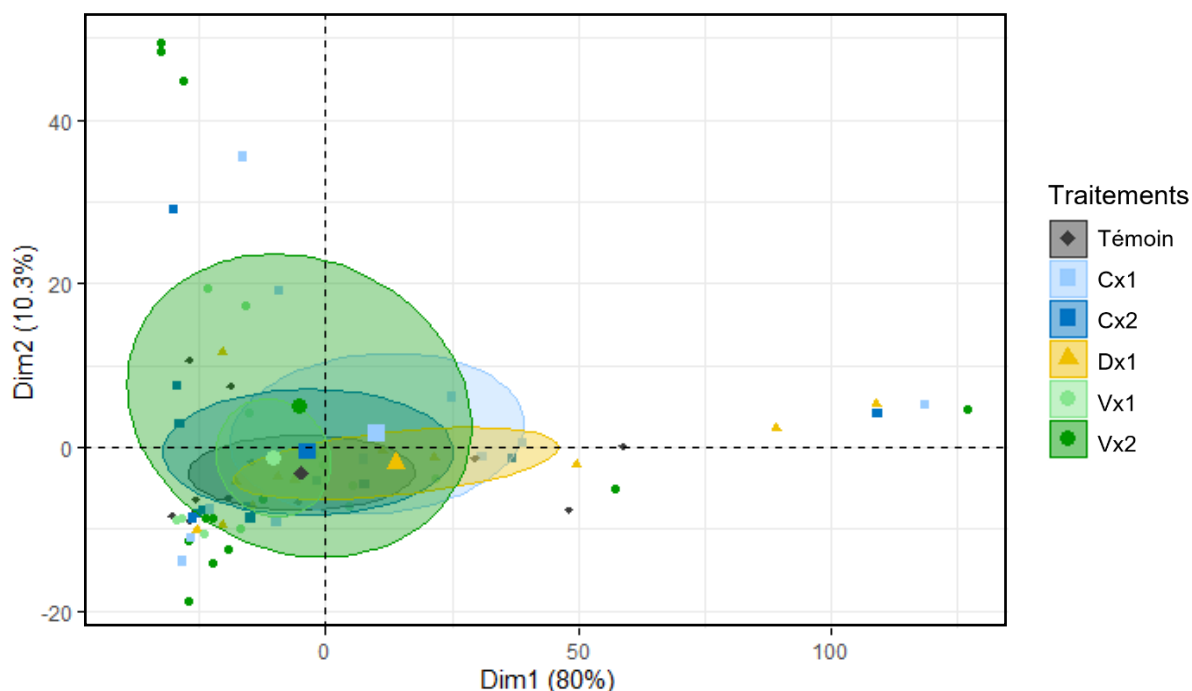


Figure 4.13. ACP en données *non réduite* de l'abondance des adventices à la récolte du blé (23/06/2022) avec (A) les résultats de l'ACP en fonction des traitements. Les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Tableau 4.8. Résultats des analyses statistiques (*p*) réalisées sur les communautés d'adventices à la récolte du blé (23/06/2022).

Facteurs	Richesse spécifique	Abondance	Shannon	Simpson
Traitements	0,784472	0,43826	0,2057311	0,41648
Blocs	0,001768	0	0,0044022	0,01211
Interaction	0,003755	0,76650	0,0007079	0,07614
Test	Anova 2 facteurs	Scheirer–Ray–Hare	Anova 2 facteurs	Scheirer–Ray–Hare

Afin de voir si la variabilité des biomasses d'adventices mesurées impacte les rendements (principalement dans Vx2 et Cx2 où ces biomasses sont plus fortes), la Figure 4.14 a été réalisée pour illustrer la corrélation entre les biomasses des adventices à la récolte et le rendement (grains) du blé (en % relatif du témoin). Ainsi la Figure 4.14 illustre que seul le rendement du traitement Dx1 n'est pas corrélé aux biomasses d'adventices car tous les points sont au-dessus de 1 (valeur du témoin) et que la droite moyenne de ces points n'intercepte pas cette même valeur.

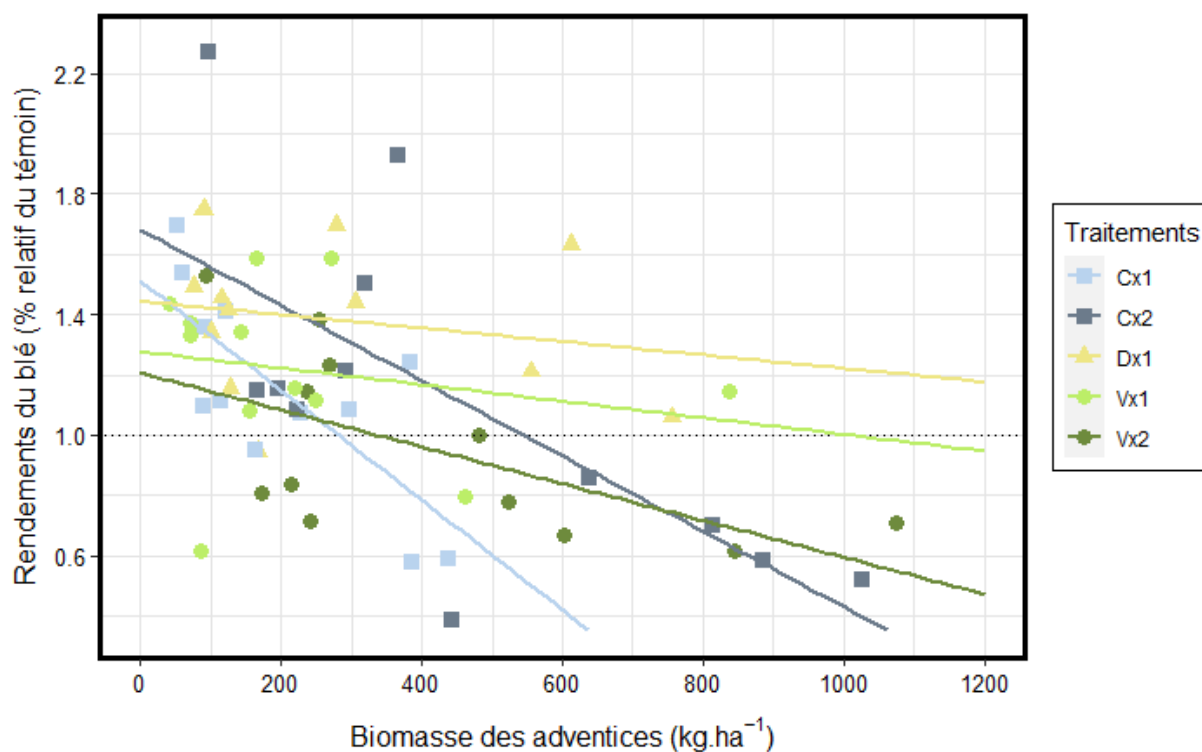


Figure 4.14. Biomasse des différents traitements soustraits à la valeur du témoin à la récolte du blé (poids sec - 23/06/2022) en fonction de la biomasse des adventices (poids sec) avec la droite représentant le modèle linéaire de ces points avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. La ligne en pointillé représente la valeur du témoin.

2.4. Dynamique de l'azote dans le sol et la plante

La quantité de N_{\min} dans le sol n'a cessé de diminuer le long de notre expérimentation malgré les apports de PRO (Figure 4.15 partie du bas). En effet, suite à notre premier apport en octobre 2020, nous avons observé la plus forte valeur de N_{\min} atteinte durant cet essai, avec une valeur plus faible pour le témoin et le Cx1 ($67,08 \pm 10,24$ et $68,45 \pm 9,88$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivement) et plus élevée pour Dx1 et Vx2 ($90,38 \pm 17,42$ et $87,88 \pm 21,22$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivement). Cette quantité d'azote a ensuite fortement diminué jusqu'au second apport de PRO en octobre 2021 où les prélèvements d'entrée en hiver (décembre 2021) montrent une plus forte quantité de N_{\min} de $40,90 (\pm 1,68)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour le Dx1 et une valeur minimale de $22,00 (\pm 2,62)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour le témoin. Le N_{\min} du sol diminue jusqu'à la récolte du blé avec seulement $13,28 (\pm 10,58)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour le témoin et des valeurs comprises entre $19,19 (\pm 12,99)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour le Cx1 et $15,77 (\pm 9,95)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour le Cx2.

La quantité d'azote minéral dans les cultures a été multipliée par le rendement pour obtenir des valeurs en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Figure 4.15 partie du haut). À la récolte de l'orge, c'est le traitement Vx2 qui contenait le plus de N_{\min} dans la culture avec $79,45 (\pm 6,73)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, suivi du Dx1 avec $72,75 (\pm 6,29)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, puis du Vx1 avec $68,08 (\pm 3,72)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ et enfin des traitements témoin, Cx2

et Cx1 avec $66,40 (\pm 7,04)$; $65,09 (\pm 7,43)$ et $63,65 \pm (3,27)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivement. Tout comme l'azote minéral du sol, l'azote dans la culture a ensuite fortement diminué pour la culture de blé avec des résultats qui sont à nouveau en cohérence avec les rendements. En effet, le Dx1 est le traitement qui possède le plus de N_{min} dans la culture avec $40,79 (\pm 5,11)$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ suivi des traitements à faibles doses Cx1 et Vx1 ($37,73 \pm 2,90$ et $37,24 \pm 3,73$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivement) et du Cx2, puis du témoin et enfin du Vx2 ($35,80 \pm 7,06$; $33,22 \pm 2,62$ et $31,27 \pm 5,01$ $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivement).

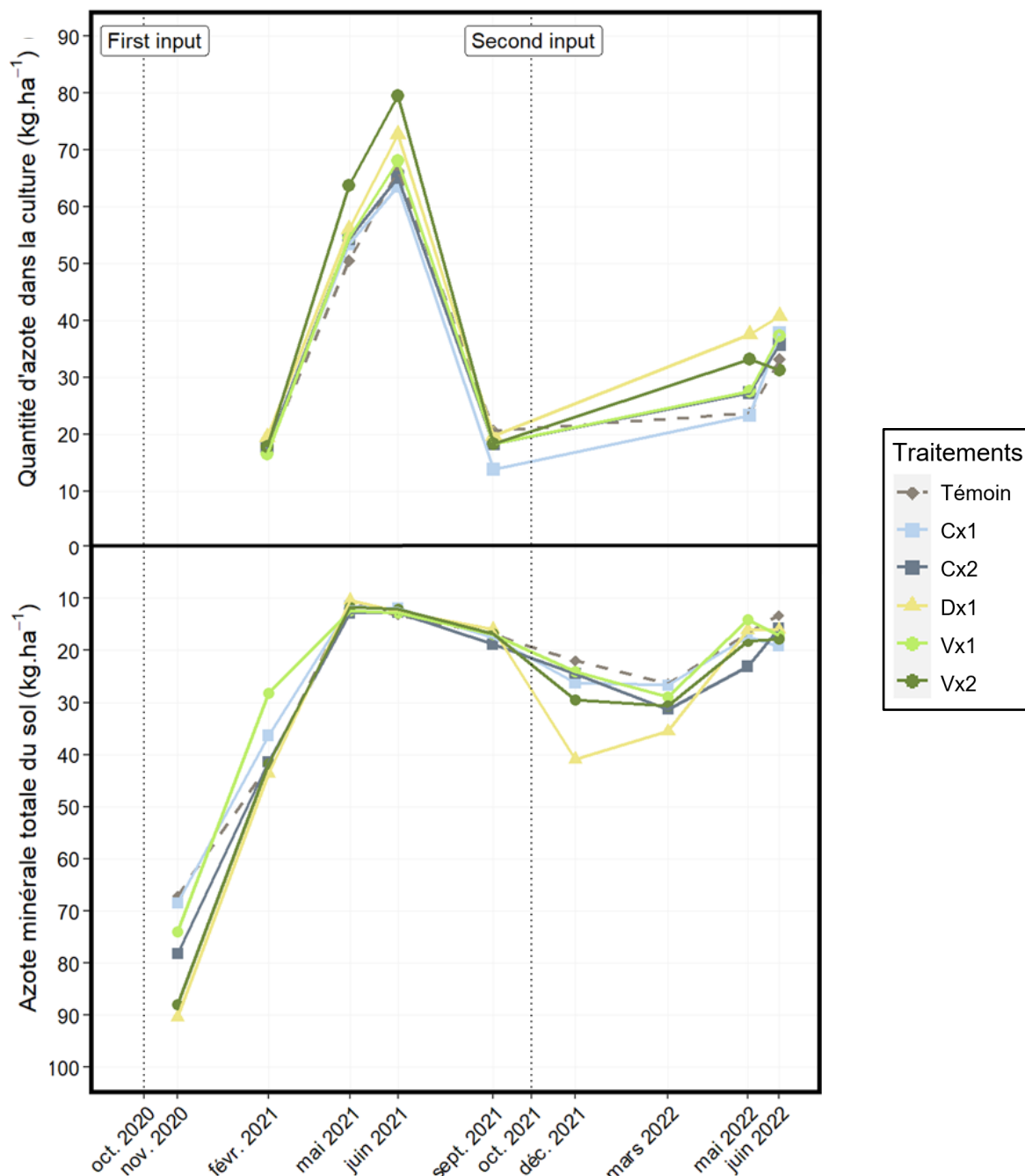


Figure 4.15. Azote minéral total des différents traitements dans la culture (partie supérieure) et du sol sur l'horizon 0-90 cm (partie inférieure) en fonction des dates de prélèvements avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

3. Discussion : impacts des PRO sur la production de biomasse végétale

3.1. Impacts des PRO sur la qualité physico-chimique des sols

3.1.1. Évolution de la MO, du carbone et de l'azote total dans le sol

Dans notre essai, les traitements n'ont pas fait significativement augmenter les quantités de MO et C_{org} du sol par rapport au témoin. La quantité d'azote totale a même diminué dans tous les traitements (y compris le témoin) entre 2020 et 2022. Ces résultats vont à l'encontre de notre hypothèse d'augmentation de la MO, du C_{org} et du N_{tot} dans le sol pour les traitements Vx2 et Cx2. Selon la littérature, cela peut être dû à deux facteurs : (i) la quantité de PRO apportée et (ii) le temps de minéralisation des PRO. En effet, Musadji *et al.* (2020) ont montré que l'effet d'un apport de $150 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ de compost (20% biodéchets et 80 % de déchets verts) avait un effet visible sur la MO du sol seulement 7 ans après son application. En fait, nous avons globalement apporté des quantités modestes de PRO par rapport à ce que nous pouvons lire dans la littérature avec un apport cumulé de $15,36 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ de Cx2 et $32 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ de Vx2 (Tableau 4.9). Même nos fortes doses restent donc faibles en comparaison et sont, de plus, apportées en plusieurs fois tandis que dans une logique d'amendement, les exemples de la littérature montrent des apports de fortes quantités de PRO sur des périodes plus espacées (jusqu'à $300 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ et environ tous les 3 ans). Dans notre cas, le choix d'apports modérés par rapport aux besoins des cultures (en équivalent N), n'a pas permis de stocker du C_{org} dans le sol. Concernant la MO du sol, Verlinden *et al.* (2017) ont montré que sur un essai de 14 ans en maraîchage biologique, seule une quantité importante d'intrants (~25 tonnes de fumier) permettait une augmentation significative de la MO du sol par rapport à de faibles intrants (~12 tonnes de pailles en mulch deux ans sur quatre). Les effets sur la MO du sol et le C_{org} s'observent donc à plus long terme.

Concernant le traitement Dx1, notre hypothèse d'un PRO avec un faible taux de MO et C_{org} (chapitre 3, partie 2.1) ne permettant pas une évolution de la MO et du C_{org} du sol est confirmée.

Le stock d'azote total a quant à lui diminué par rapport au T0 et aucune différence significative n'est visible entre les traitements et le témoin en 2022 (Tableau 4.4), alors que nous avons apporté des quantités d'azote différentes. Cela peut s'expliquer par un déstockage de l'azote organique du sol dû à la conversion en AB, afin de compenser les réductions d'engrais minéraux. Cet effet de déstockage n'a pas été limité par l'apport de PRO, ce qui peut s'expliquer par une minéralisation de l'azote différente en fonction des produits, hypothèse qui sera discutée dans la partie 3.2 sur les rendements agronomiques.

Tableau 4.9. Conversion de l'apport des PRO à l'année ou sur la totalité du cycle de rotation des cultures de 3 ans (orge, blé, lentille) calculée à partir de l'analyse des produits bruts épandus.

Calcul	Apports	Cx1	Cx2	Dx1	Vx1	Vx2
Apport cumulé sur 3 ans	N (kg.ha ⁻¹)	134,32	270,59	129,88	138,13	276,20
	C (t.ha ⁻¹)	1,60	3,21	0,67	1,45	2,89
	Poids réel en (t.ha ⁻¹)	7,66	15,36	26,22	16	32
Apport annualisé sur 3 ans	N (kg.ha ⁻¹)	44,77	90,20	43,29	46,04	92,07
	C (t.ha ⁻¹)	0,53	1,07	0,22	0,48	0,96
	Poids réel en (t.ha ⁻¹)	2,55	5,12	8,74	5,33	10,67

3.1.2. Évolution du pH et des nutriments dans le sol

Contrairement à la MO, le C_{org} et le N_{tot} du sol, le pH a évolué différemment selon les traitements dès la première année d'apports de PRO (prélèvements de 2021) avec une augmentation significative pour Vx2 et Vx1 (7,15 et 7,10 respectivement) par rapport au témoin (6,88) et au digestat (6,85) (Tableau 4.3). Aucun traitement ne s'est différencié du témoin concernant les nutriments du sol (K_{ech} , Ca_{ech} , Mg_{ech} et P assimilable) en 2021. À l'inverse, après le second apport de PRO (2022), les traitements ont eu des réponses différentes sur les nutriments du sol tandis que le pH du sol n'était plus significativement différent entre les traitements (Tableau 4.4). Après deux ans d'apports de PRO, le K_{ech} est significativement plus important pour le Cx2 que pour le témoin (0,14 et 0,19 g.kg⁻¹ respectivement). Le Ca_{ech} est significativement plus important pour le Vx1 et Vx2 que pour le témoin (2,18 ; 2,10 et 1,67 g.kg⁻¹ respectivement). Le Mg_{ech} est significativement plus important pour le Vx1 et Vx2 que pour le témoin (0,11 ; 0,11 et 0,08 g.kg⁻¹ respectivement). Concernant le P assimilable (Olsen), ce dernier est significativement supérieur pour le Cx2 par rapport au témoin et au Dx1 (0,07 ; 0,06 et 0,06 respectivement) et le P assimilable du Vx2 (0,07 g.kg⁻¹) est significativement supérieur à celui du Dx1. Conformément à notre hypothèse, les traitements amendant à forte dose (Vx2 et Cx2) ont donc permis une plus forte disponibilité des nutriments par rapport au témoin avec une meilleure performance du vermicompost pour le Ca_{ech} et le Mg_{ech} et une meilleure performance du Cx2 pour le K_{ech} et le P assimilable (Olsen). Comme nous le supposions, les traitements Cx1 et Dx1 n'ont eu aucun effet sur les nutriments mais le Vx1 a permis une augmentation du Ca_{ech} et du Mg_{ech} .

L'augmentation des nutriments peut être directement liée aux éléments chimiques apportés par les PRO suite aux deux apports (Tableau 4.10). En effet, l'apport de vermicompost qui est riche en Ca et Mg a permis pour les traitements à faible et forte dose d'augmenter la disponibilité de ces nutriments dans le sol (1,15 et 2,31 t.ha⁻¹ de Ca et de 49,5 et 98,98 kg.ha⁻¹ Mg cumulé sur

les deux ans respectivement). L'augmentation du pH observé dans le sol pour les traitements Vx1 et Vx2 est donc probablement lié à la quantité importante de CaCO₃ (8,1%) révélée par l'analyse Rock-Eval® (Chapitre 3, partie 2.2). Cependant, le Tableau 4.10 nous montre que le vermicompost a également plus de P et de K que les autres traitements à dose d'azote équivalente et les résultats des analyses de sols de 2022 nous montrent que ces nutriments (P assimilable et K_{ech}) ont seulement évolué pour le Cx2 par rapport au témoin. Ce résultat pourrait être expliqué par le fait que les cultures aient absorbé plus vite les nutriments du vermicompost, dont une grande partie est facilement accessible par les plantes (potentiel engrais expliqué dans le chapitre 3), tandis que le compost aurait mis plus de temps à se minéraliser et aurait libéré des nutriments plus longtemps après son épandage. L'augmentation du pH et des nutriments du sol suite à l'apport de vermicompost a déjà été observée dans la littérature (Arancon *et al.*, 2006; Eo et Park, 2019). Par ailleurs, nos résultats confirment notre hypothèse d'augmentation d'une partie des nutriments disponibles dans le sol (ici Ca et Mg) du fait de l'apport de vermicompost, et ce quelle que soit la dose apportée. Concernant le compost, seule la forte dose (Cx2) a permis d'augmenter les nutriments du sol (P assimilable et K_{ech} probablement grâce à l'effet cumulé) et la faible dose (Cx1), comme le digestat, n'a pas eu d'impact sur les nutriments du sol échangeables ou non.

Tableau 4.10. Apport réels des nutriments issus des PRO réalisés sur le site expérimental de Civrieux calculé à partir de l'analyse des produits bruts épandus selon les années d'épandages.

Année	Apport	PRO	P (kg.ha ⁻¹)	K (kg.ha ⁻¹)	Ca (kg.ha ⁻¹)	Mg (kg.ha ⁻¹)
2020 Orge	Dose 60 kg.N.ha ⁻¹	C	19,84	35,04	87,17	6,04
		D	22,20	42,46	42,46	8,47
		V	33,34	58,20	416,22	19,73
	Dose 120 kg.N.ha ⁻¹	C	40,69	71,85	178,73	12,39
		D	67,22	117,37	839,31	39,79
		V	67,22	117,37	839,31	39,79
2021 Blé	Dose 80 kg.N.ha ⁻¹	C	24,85	56,21	174,39	10,89
		D	23,94	57,97	39,61	7,39
		V	47,88	38,36	738,52	29,77
	Dose 160 kg.N.ha ⁻¹	C	49,59	112,37	348,94	21,78
		D	95,19	76,27	1468,34	59,19
		V	95,19	76,27	1468,34	59,19

3.1.3. Évolution de la densité apparente et de la rétention en eau

Lors de notre expérimentation, nous n'avons pas détecté d'effet sur les paramètres physiques du sol avec une capacité de rétention et une densité apparente similaires dans tous les traitements. Nous pouvons tout de même noter une forte augmentation de la densité apparente sur l'horizon de surface (0-10 cm) entre le T0 qui variait entre 1,03 et 1,39 g.cm⁻³ (moyenne de

1,24 g.cm⁻³) à une densité moyenne de 1,43 g.cm⁻³ pour le témoin et Vx2, 1,46 g.cm⁻³ pour Cx1, Dx1 et Vx1 et 1,45 g.cm⁻³ pour Cx2 en 2022 (Figure 4.7). Après 17 ans d'apport de compost réalisés à partir de biodéchets et de déchets de jardins, De Clercq *et al.* (2016) ont montré une légère baisse de la densité apparente pour les traitements avec des apports importants (1,39 et 1,38 pour 15 et 45 t.ha⁻¹ tous les ans, respectivement) par rapport aux engrais minéraux (1,46) et à des apports plus limités (1,42 pour 45 t.ha⁻¹ tous 3 ans). Une autre étude, a montré qu'après 11 ans d'apports annuels de déchets urbains et agricoles, la teneur en MO et la capacité de rétention d'eau du sol ont augmenté (Gomez-Munoz *et al.*, 2017). Les effets à court terme sont essentiellement observés dans des expérimentations de laboratoire comme celle de Rivier *et al.* (2022). Ces auteurs ont montré qu'au bout de 30 jours, avec un apport de 20 t.ha⁻¹ (i) d'engrais minéraux ou (ii) de digestat déshydraté issu de déchets alimentaires (témoins), (iii) de ce même digestat mais vermicomposté, (iv) de compost et (v) vermicompost à base de boues d'épuration, la rétention en eau était significativement supérieure pour les traitements compost ou vermicompost sur des sols sableux mais pas sur des sols limoneux. Ils ont également montré que la densité apparente n'était pas significativement différente entre les traitements (4 % et 6 % dans les sols sableux et limoneux, respectivement). À partir d'une revue de 60 études et d'une base de données de 50 000 mesures, les auteurs montrent que l'augmentation de 1% du C_{org} total du sol a un effet limité sur la réserve en eau utile du sol (+ 1,16 %) avec un effet plus important dans les sols sableux puis limoneux et enfin argileux (Minasny et McBratney, 2018). Dès lors, vu que le taux de C_{org} n'a presque pas évolué dans notre étude, il est normal que nous n'ayons pas observé d'effet sur la capacité de rétention en eau du sol. Bien qu'il soit connu depuis longtemps que les impacts des MO sur les paramètres physiques du sol ne s'observent généralement que sur du moyen ou long terme (Diacono et Montemurro, 2010), nous avons choisi de suivre ces paramètres dans des conditions de terrain. Notre étude a permis de confirmer que les apports de PRO en situation réelle ne permettent pas une modification des facteurs physiques à court-terme.

3.1.4. Évolution de la globale de la qualité physico-chimique du sol

La qualité chimique du sol a évolué au cours du temps lors de notre expérimentation (Figure 4.5). Cependant, comme le montrent les résultats de l'ACP (Figure 4.4) ainsi que le test randomisé associé ($p : 0,259$), cette évolution de la qualité chimique n'est pas due à un effet des traitements sur l'ensemble de notre expérimentation. Comme nous l'avons vu dans les parties précédentes, l'évolution chimique du sol a été observée au dernier prélèvement essentiellement pour les traitements Cx2 et Vx2 avec une augmentation statistiquement significative (peu

importante au niveau agronomique) du pH, du C_{ech} , du Mg_{ech} , du K_{ech} et du P assimilable (Olsen). Cependant nous avons observé sur l'ensemble des traitements (témoin compris) une diminution de N_{tot} et un maintien du C_{org} par rapport aux valeurs mesurées lors du T0. Si sur l'ensemble de notre système (analyses de toutes les dates confondues), les paramètres chimiques n'ont pas évolué significativement entre les différents traitements et le témoin, nous pouvons supposer que les changements observés sont dus à la modification de l'itinéraire technique à l'échelle de la parcelle avec un passage en AB en 2019 (un an avant l'essai) et un abandon du labour conventionnel pour un travail du sol réduit durant notre expérimentation. En effet, Lewis *et al.* (2011) ont montré une augmentation du carbone labile, du pH, de l'humidité et des cations basiques du sol (12% Ca, 18% Mg, 45% K) dans un essai effectué durant les 3 premières années de conversion en AB qui comparait le labour conventionnel et une réduction du travail du sol (travail du sol avec chisel) avec les mêmes intrants organiques sur les deux traitements (lisier, chaulage et compost). Contrairement à notre essai, Lewis *et al.* (2011) n'ont pas trouvé de modification significative de densité du sol entre le labour et la réduction du travail du sol. Une autre étude de Sacco *et al.* (2015) a comparé un système de transition vers l'AB après deux rotations de trois ans (blé d'hiver, maïs et soja ou pois) avec apport de fumier sur les céréales ou des fertilisants organiques commerciaux avec des engrais verts avec un système « conventionnel ». Cette étude a montré une diminution du carbone et de l'azote du sol sur tous les traitements malgré un apport important de 170 kg.N.ha^{-1} . Cependant le traitement avec apport de fumier (65 et $34,5 \text{ t.ha.an}^{-1}$ pour le maïs et le blé d'hiver respectivement) est celui qui a permis de limiter le plus la perte de C_{org} du sol sur les 6 ans de culture. Cela est probablement dû à une diminution des rendements provoquée par le passage en AB qui a mécaniquement engendré une diminution de la restitution de MO (paille) au sol et donc une baisse du carbone. Ces deux études montrent, avec des résultats différents, que le changement de système (passage en AB notamment) avec ou sans réduction/modification du travail du sol provoque des modifications des paramètres chimiques du sol. De plus, en choisissant des apports de PRO dans une logique de fertilisation annuelle raisonnée (apport en équivalent N total sur la même base que les engrais), nous avons apporté de faibles quantités de produit annuellement (Tableau 2.2) par rapport aux études citées. En effet, même en cumulant les deux années d'apport sur le cycle de culture de 3 ans, (pas d'apport sur la culture de légumineuses la 3^{ème} année) les apports en C et N sont faibles (Tableau 4.9) par rapport aux études de la littérature. Par exemple, Yang *et al.* (2014) ont observé, 10 ans après une seule forte application de compost de biodéchets (150 et 300 tonnes par hectares), une concentration plus élevée de C_{org} et de N_{tot} sur les 30 premiers centimètres du sol (13 et $24,7$ tonne de $C_{\text{org.ha}^{-1}}$ et $0,93$ et $1,70$ tonne de $N_{\text{tot.ha}^{-1}}$). Dès

lors, notre application de PRO, réalisée dans une logique de fertilisation (engrais), ne pouvait avoir de forts impacts sur le carbone du sol. Malgré cela, l'apport cumulé de Cx2 et Vx2 a commencé à montrer des effets sur les nutriments disponibles dans le sol au dernier prélèvement ce qui pourrait avoir un impact sur la performance agronomique.

3.2. Impacts des PRO sur les rendements

Nous avons montré que la qualité physico-chimique des sols a été peu impactée par l'apport des PRO issus des biodéchets et nous supposons que ces changements sont plutôt issus du changement du système (passage en AB et arrêt du labour). Cooper *et al.* (2016) ont montré dans leur méta-analyse que les rendements sont environ 7,6% inférieurs dans des systèmes de réduction du travail du sol en AB qu'avec un travail du sol par inversion profonde (> 25cm). Parallèlement, il est largement référencé dans la littérature que les rendements en AB sont inférieurs à ceux de l'agriculture conventionnelle. En effet, Herzog *et al.* (2019) ont montré avec une comparaison de 34 essais aux champs, que les rendements de blé en AB étaient 22,2% inférieurs à ceux de l'agriculture conventionnelle et que la couverture en adventices était de 13,4% en AB contre 1,2% pour le système conventionnel. Leur étude a également montré que les champs en transition vers l'agriculture biologique (1-3 ans) ont eu des rendements similaires à ceux des champs gérés de manière biologique depuis 9 à 10 ans. Une autre étude de Caldwell *et al.* (2014) a montré que les rendements baissent essentiellement au début de la conversion et peuvent se stabiliser voir ré-augmenter après les années de conversion (3 ans environ). Cette étude a également montré que l'application de fertilisants biologiques (2 t.ha⁻¹ de fumier de volaille composté complété d'engrais organiques) n'a pas eu d'effet sur les rendements durant les années de transition pour le soja et le maïs mais a permis d'augmenter les rendements de l'épeautre. Dans notre étude, nous avons pu partiellement confirmer l'hypothèse que l'apport de PRO permet de réduire la baisse des rendements dans un système en transition en AB.

3.2.1. Performance agronomique de l'orge

Sur la culture de l'orge en première année de transition, seul le traitement Vx2 a permis une augmentation significative de 16,5% de la biomasse des grains par rapport au témoin (Tableau 4.5). Malgré l'absence de différence significative avec le témoin, les traitements Dx1, Vx1 et Cx2 ont permis une augmentation de la biomasse des grains de 13,2 ; 7,9 et 3,6% respectivement alors que le Cx1 a entraîné une perte de 5,88% par rapport au témoin. Dans leur étude sur 18 champs d'orge gérés différemment en Suède, Nkurunziza *et al.* (2017) ont observé des

rendements moyens en grains secs deux fois inférieurs pour les champs en AB avec 2,23 t.ha⁻¹ pour les jeunes exploitations (moins de 6 ans après le début de la conversion en AB) et 1,96 t.ha⁻¹ pour les vieilles exploitations (entre 11 et 26 ans depuis la conversion) par rapport aux exploitations conventionnelles qui avaient en moyenne 4,77 t.ha⁻¹ de biomasse de grains. Les rendements en orge de notre essai sont conformes avec les moyennes nationales de l'étude l'ITAB qui trouve des rendements nationaux moyens d'orges compris entre 4,29 et 5,77 t.ha⁻¹ (Sicard *et al.*, 2019a). Ces rendements peuvent s'expliquer par un fort stock de N_{min} dans le sol (Figure 4.15) qui provient probablement de la culture de soja récoltée le 16/09/2020 (Tableau 2.3) et des autres nutriments tels que le P et le K résiduels du système conventionnel. En effet, le soja a un fort potentiel de fixation d'azote atmosphérique, d'autant plus s'il est inoculé avec des bactéries symbiotiques fixatrices d'azote comme cela a été fait sur notre site expérimental (Keyser et Li, 1992). De plus, les conditions climatiques de la fin d'année 2020 et début 2021 ont été propices au développement des cultures avec des précipitations réparties le long de la croissance de l'orge et des températures similaires aux normales saisonnières de 1981 à 2010 (Figure 4.1 et 4.2). Ces conditions climatiques ont également été favorables à la décomposition des PRO qui, pour libérer le N_{min}, ont besoin d'humidité et de chaleur (Agehara et Warncke 2005; Pinto *et al.*, 2020).

Ainsi, le Vx2 et le Vx1 ont permis une augmentation du rendement (significative uniquement pour Vx2) grâce à la double capacité de fertilisation du vermicompost (amendement et engrais ; cf. chapitre 3, partie 3.2.4). En effet, grâce à un climat favorable, la minéralisation a permis de libérer le N_{min} sur tout le cycle de culture de l'orge. À l'inverse, pour le digestat qui est plus un engrais (cf. chapitre 3, partie 3.2.4), l'azote est immédiatement disponible pour les cultures et a un moindre potentiel de libération le long du développement de la culture. Cela s'observe notamment grâce à la mesure du poids mille grains qui est significativement inférieur pour Dx1 par rapport à Vx2 (Tableau 4.5) alors que les autres composantes du rendement (nombre d'épis par pied, de grains par épi et biomasse des grains) ne montraient pas de différence significative. Ainsi, l'orge a obtenu du N_{min} venant du Dx1 au début de sa croissance mais pas à la fin. Cela ne lui a pas permis de faire grossir ces grains et d'être significativement différent du témoin en termes de rendement. Pour le compost qui a un potentiel d'engrais moins élevé que le vermicompost (cf. chapitre 3, partie 3.2.4), seul le Cx2 a permis une légère augmentation des rendements (mais non significative statistiquement). À l'inverse, la biomasse de grains du Cx1 est plus faible que le témoin. Un décrochage par rapport aux autres traitements est observé dès la création des épis avec le plus faible nombre d'épis par pied. La faible quantité de nutriments

apportée dans le traitement Cx1 (Tableaux 4.8 et 4.9), en plus de son faible pouvoir d'engrais (chapitre 3, partie 3.2.1), n'a pas permis une libération suffisante d'azote pour permettre le maintien des rendements. Le fait que les rendements du Cx1 soient légèrement inférieurs au témoin (260 kg de grains par hectare en moins) est probablement dû à la variabilité des prélèvements du terrain. Nous pouvons donc en conclure que la faible dose de compost n'a eu aucun impact sur les rendements (non significatif statistiquement). Enfin, la culture d'orge n'a pas été concurrencée par des adventices quel que soit le traitement, ce qui montre que les résultats agronomiques sont bien liés aux PRO apportés (en absence d'autre facteur limitant).

3.2.2. Performance agronomique du blé

La seconde année de notre essai a montré des résultats plus contrastés avec une biomasse de grains de blé à l'hectare très faible par rapport aux résultats de l'étude de Costanzo *et al.* (2021) qui trouve des moyennes de rendements en grains secs allant de 2,25 à 4,53 t.ha⁻¹ sur 10 cultivars différents. Les rendements en blé d'hiver de notre essai sont également inférieurs à la moyenne nationale de l'étude l'ITAB qui se situe entre 3,14 et 6,81 t.ha⁻¹ dans la zone sud de la France (Sicard *et al.*, 2019b). En effet la biomasse de grains maximale sur notre deuxième essai était de 2,26 t.ha⁻¹ pour le Dx1 et celle-ci est significativement supérieure au témoin, à Cx2 et à Vx2 avec des pourcentages de rendement supérieurs de 36, 32 et 47% respectivement (Tableau 4.7). Ces différences étaient déjà perceptibles sur le nombre de grains par épi où le traitement Dx1 était déjà significativement supérieur au témoin et Vx2. Cela peut s'expliquer par les données climatiques du début de l'année 2022 où les précipitations ont été environ deux fois inférieures aux normales saisonnières et où les températures ont été proches des maximums des normales saisonnières durant cette même période (Figures 4.1 et 4.2). Cette sécheresse sur la période de croissance de la culture a pénalisé l'ensemble de nos traitements avec un impact moindre sur le Dx1, qui, comme nous l'avons vu, libère vite son azote au début du cycle de la culture. Concernant les autres traitements, nous supposons que le manque d'humidité a empêché la bonne minéralisation des PRO. Cependant, les traitements à fortes doses (Cx2 et Vx2) ont eu des rendements inférieurs aux traitements à faible dose (Cx1 et Vx1). Cet effet limitant peut être expliqué par plusieurs facteurs dont une présence plus importante d'adventices sur les traitements Cx2 et Vx2 (455,53 et 417,47 kg.ha⁻¹ respectivement) contre des quantités avoisinant en moyenne les 250 kg.ha⁻¹ pour les autres traitements, malgré l'absence de différence significative. En effet, la Figure 4.14 qui représente le rendement du blé en fonction des traitements en % relatif du témoin, montre que la majorité des points avec des forts taux d'adventices (Cx2 et Vx2) sont en-dessous de la valeur de référence du témoin (valeur 1). Cet

effet inattendu pour les traitements à forte dose peut aussi être lié au croisement de deux facteurs. D'une part, la quantité de N_{\min} qui était très limitée dans le sol au début du cycle du blé avec environ $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ pour Cx2 et Vx2 (Figure 4.13), et d'autre part, la quantité importante de C apportée sur les deux années cumulées pour Cx2 et Vx2. En effet, Langworthy *et al.* (2022) ont récemment montré que, lors du passage d'un système utilisant des engrais azotés de synthèse vers un système utilisant des amendements organiques, une grande partie de l'azote restait liée aux molécules organiques à base de carbone. Cet effet peut être divisé entre un effet à court terme où la disponibilité de l'azote dans le sol est directement liée à la proportion de N_{\min} dans les PRO épandus et, un effet à plus long terme où la disponibilité de l'azote nette est liée à l'accumulation des réserves de C et de N dans le sol suite à l'épandage continu de PRO (Gomez-Munoz *et al.*, 2017). Gomez-Munoz *et al.* (2017) ont montré que les composts de biodéchets présentaient des taux d'immobilisation brute d'azote élevés dans les sols fortement amendés en C (5 à $14 \text{ t} \cdot \text{C} \cdot \text{ha}^{-1}$ par an pour les doses faibles et fortes respectivement). De plus, leur étude a permis de montrer que la dose d'application de compost la plus faible ($303 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ d'azote par ans) entraînait une immobilisation de l'azote et que l'accumulation progressive de l'azote organique dans le sol dominait encore après 10 ans d'apport alors que la dose d'application forte ($917 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ d'azote par ans) a permis d'obtenir un meilleur équilibre avec une minéralisation nette de l'azote plus importante.

D'autres études ont également montré que la minéralisation de l'azote à partir de composts est très faible à court terme et que l'application annuelle de composts a un effet sur la disponibilité de l'azote après quatre ans minimum (Eghball, 2002), qui plus est à forte dose ($60 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$) (Hartl *et al.*, 2003). En effet, la minéralisation ou l'immobilisation microbienne dans le sol peut être liée à des facteurs comme le C/N, la quantité de MO et sa composition où le carbone soluble > protéines > cellulose > lignine (Qiu *et al.*, 2008). Concernant notre expérimentation, nous avons apporté des quantités bien plus faibles de compost et de vermicompost que dans les études présentées (Tableau 2.2). Bien que le C/N du compost et du vermicompost soient équilibrés par rapport au sol ($\sim 11,33$; $10,33$ et 11 respectivement en 2021), ce qui facilite normalement la minéralisation de la MO, nous avons observé un effet négatif des PRO à forte dose sur nos rendements de blé. Cela peut être lié à la qualité de MO qui, comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, est composée à $\sim 40\%$ de lignine pour le compost et $\sim 55\%$ pour le vermicompost (Tableau 3.5). Bien que la fraction soluble du compost soit autour de 30% de la MO et autour de 25% pour le vermicompost (Tableau 3.5), la lignine qui met plus de temps à se dégrader se cumule potentiellement sur les deux apports alors que la fraction soluble a probablement été

consommée par les cultures et/ou les microorganismes du sol dès la première année et a été « piégée » la seconde année avec le cumul de la lignine. En effet, nous avons apporté en cumulé sur les deux ans d'essai, 3,31 et 2,89 tonnes de C par hectare pour le Cx2 et Vx2 respectivement et 1,6 et 1,45 tonnes de C par hectare pour le Cx1 et Vx1 respectivement (Tableau 4.9). Au vu des caractéristiques de notre sol pauvre en C_{org} (~0,85%), en N_{tot} (~0,08%) et en N_{min} au début de la culture de blé, nous pouvons supposer que l'effet limitant sur les rendements pour les traitements Cx2 et Vx2 est lié à une immobilisation de l'azote à cause d'un fort ajout de carbone dans le sol (lignine notamment) et/ou à une plus forte quantité d'adventices que pour les traitements à faibles doses (concurrence plus importante avec la culture). Nous supposons que cet effet n'a pas été observé pour les traitements à faible doses (Cx1 et Vx1) car les apports en C et N cumulés n'étaient pas suffisants pour immobiliser l'azote qui est apporté en moins grande quantité. Cette plus faible quantité d'azote aurait également moins profité aux adventices qui ont de ce fait moins concurrencé la culture. Nous supposons que cet effet dépressif n'a pas été observé la première année pour le Cx2 et le Vx2 car le taux de N_{min} dans le sol était alors important à cause de la culture de soja précédant l'orge, ce qui a permis une minéralisation des produits rapide.

3.3. Évolution à court terme de la qualité physico-chimique du sol et des rendements suite à l'apport cumulé de PRO

Dans ce chapitre, nous avons pu répondre à nos questions de recherche concernant l'impact des PRO issus des biodéchets urbains sur la performance agronomique et la qualité physico-chimique du sol.

Performance agronomique, des résultats contrastés selon l'année et le climat :

- Cx1 et Vx1 : pas d'augmentation des rendements observés sur l'essai.
- Cx2 : pas d'effets sur les rendements et présence d'un effet limitant sur la seconde année (Cx2 < Cx1).
- Dx1 : augmentation des rendements sur les deux cultures et taux de N_{min} dans le sol important après l'apport.
- Vx2 : augmentation des rendements de l'orge la première année et présence d'effet limitant sur le blé (Vx2 < Vx1).

Nous émettons l'hypothèse que l'absence de résultats sur les rendements de la seconde année pour le compost et vermicompost à forte dose sont issus de plusieurs facteurs qui sont le climat, la faible disponibilité d'azote minéral dans le sol, la présence d'adventices plus importantes pour ces traitements et le fort apport cumulé de MO stable (lignine et cutine). Ces résultats montrent que seul le digestat permet de garantir des performances de rendement quels que soient les aléas climatiques car les PRO amendants (et particulièrement le compost) ont une forte partie de nutriments qui doivent être minéralisés avant d'être disponibles pour les végétaux. Malgré cela, le vermicompost à forte dose a permis d'augmenter rapidement les rendements dans de bonnes conditions climatiques contrairement au compost (première année de culture de l'orge).

Fertilité physico-chimique du sol :

- Aucun effet des PRO observé sur la fertilité physique du sol (densité et rétention en eau du sol).
- Aucun effet des PRO sur le stockage du C_{org} et de la MO.
- Aucune pollution en ETM observée suite à l'apport des PRO.
- Cx_2 et Vx_2 ont permis d'augmenter certains nutriments du sol (K_{ech} et P assimilable - Ca_{ech} et Mg_{ech} respectivement).

Contrairement à notre hypothèse, l'apport de forte dose d'amendements sur un sol pauvre a peu modifié la qualité physique du sol. Dans nos conditions de terrain, il est en effet difficile d'observer les effets sur les paramètres physiques du sol par rapport aux expérimentations de laboratoire. De plus, nous avons vu que les modifications des paramètres physiques du sol en laboratoire sont généralement liées à de très forts apports de MO qui entraîneraient dans le cas de nos PRO, une pollution par excès d'azote. Cependant des effets à plus long terme pourraient être observés et des études supplémentaires doivent être développées.

Concernant les modifications de la qualité chimique, nous supposons que la transition en AB a entraîné un déstockage des nutriments du sol de notre site expérimental. Il est probable que le peu d'éléments minéralisés par les PRO amendants à faibles doses soient directement absorbés par la culture ce qui ne nous a pas permis de voir des effets sur le stockage de la MO et des nutriments (ni sur les rendements vu les faibles quantités minéralisés). Le digestat n'a pas joué sur l'augmentation des teneurs en nutriments et MO du sol, vu que les nutriments apportés par

le digestat sont très rapidement absorbés par les cultures. Seul les PRO à fortes doses ont permis la dernière année d'augmenter les teneurs de certains nutriments du sol.

Parallèlement, comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, l'étude de la biologie est essentielle pour définir la qualité d'un sol. En effet, l'étude des communautés de macrofaune, mésofaune et des activités microbiologiques peuvent amener des informations à propos des problèmes de minéralisation des PRO, de la décomposition de la MO et même des impacts sur la structure du sol. Par exemple, les vers de terre ont la capacité de créer des macropores (Bottinelli *et al.*, 2015) et même si la densité du sol et la rétention en eau n'ont pas évolué, il est possible que ces communautés aient eu un impact sur cette composante physique du sol que nous allons également étudier dans le chapitre suivant.

Chapitre 5 :

Effet de l'apport répété des différents PRO sur la qualité biologique du sol

Après avoir caractérisé l'impact de l'apport des PRO sur la qualité physico-chimique du sol et la performance agronomique, nous allons maintenant nous intéresser à leur impact sur la faune du sol. Dans cette partie nous nous intéressons aux questions concernant l'impact des PRO sur la qualité biologique du sol et aux variations en fonction des PRO et des différents taxons du sol (macrofaune, mésofaune et activité enzymatiques du sol).

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 (partie 4.3), la biodiversité des sols est divisée en plusieurs compartiments qui ont tous des rôles importants dans les processus biologiques. Dans notre travail de recherche, nous avons choisi d'étudier les communautés de vers de terre en tant que représentants de la macrofaune car ces organismes ont un rôle important sur la dégradation de la MO, son intégration dans le sol et la production végétale (Le Mer *et al.*, 2022; van Groenigen *et al.*, 2014). De plus, les lombriciens sont définis comme des ingénieurs du sol grâce à leur capacité à impacter les composantes physiques du sol (Capowiez *et al.*, 2015). Ils sont largement étudiés et leurs actions sont reliées à de nombreux services écosystémiques (Bertrand *et al.*, 2015; Blouin *et al.*, 2013). En plus d'étudier les communautés de lombriciens (biomasse, abondance et diversité spécifique), nous allons également étudier à travers ce chapitre leur impact sur le sol avec leur activité de bioturbation (création de galeries) grâce à la tomographie qui est utilisée à cet effet (Auclerc *et al.*, 2013; Bottinelli *et al.*, 2015; Capowiez *et al.*, 2011; Ducasse *et al.*, 2021). Récemment, une méta-analyse de Chassain *et al.* (2021) a montré que la dégradation de la litière était aussi importante pour la **mésofaune** que la macrofaune et que les deux groupes additionnés n'augmentaient pas cette dégradation. Ainsi, pour compléter nos données sur la MO du sol et de nos PRO dans notre expérimentation, nous avons également choisi de suivre la mésofaune du sol avec un accent particulier sur les collemboles. Les **collemboles** sont les organismes les plus étudiés et généralement définis comme des biodicateurs de la qualité du sol grâce à leur réponse rapide à un changement de système (pollution notamment) et leurs effets bénéfiques sur les sols et la croissance végétale (Beaumelle *et al.*, 2021; Jernigan *et al.*, 2023; Joimel *et al.*, 2022; Vincent *et al.*, 2018). Enfin, nous étudierons également l'activité des microorganismes du sol à travers les **activités enzymatiques**. Les activités enzymatiques généralement utilisées pour évaluer la qualité des sols sont les activités d'hydrolases qui participent au cycle biogéochimique des principaux nutriments (Alkorta *et al.*, 2003). Pour notre expérimentation, nous avons choisi de mesurer les activités enzymatiques des sols intervenants dans le cycle du carbone (β -Glucosidase), de l'azote (uréase) et du phosphore (phosphatase). Ces activités sont en lien direct avec la dégradation de nos PRO et pourront éventuellement nous permettre d'expliquer certains

résultats à propos de la performance agronomique et de la qualité chimique du sol. En effet, la β -Glucosidase permet la dégradation de la cellulose, l'uréase permet la transformation de l'urée en NH_3 qui se transformera en NH_4^+ et la phosphatase permet la transformation du P organique en phosphate assimilable. Afin d'estimer l'activité microbienne globale du sol, nous avons mesuré l'activité de la déshydrogénase, qui, en tant qu'enzyme de la chaîne respiratoire, joue un rôle fondamental dans la production d'énergie par les organismes. Cette activité est donc un indicateur direct de l'activité microbienne (Shaw et Burns 2006; Sanchez-Hernandez *et al.* 2018). Nous avons choisi d'étudier les activités des microorganismes au travers des enzymes plutôt que des communautés de bactéries et champignons du sol car ce sont de bons indicateurs de la transformation du carbone et de la nutrition des plantes du sol (Nikitin *et al.*, 2022).

1. Protocoles de caractérisation et de suivi des communautés de la faune du sol

1.1. Suivi de la macrofaune du sol : population des lombriciens

Pour la macrofaune, le suivi des vers de terre a été réalisé tous les 6 mois au printemps et en automne (mars et octobre) à partir du T0 (10/2020). Les prélèvements ont été réalisés par la technique du tri manuel qui consiste à extraire des blocs de sols de 40 cm de large et 30 cm de profondeur. Le bloc de sol est ensuite trié manuellement et les vers de terre extraits sont ramenés au laboratoire pour identification et pesée de chaque individu avec une distinction entre adulte et juvénile. Les premiers prélèvements (T0 et T1) ne comptaient qu'une répétition par placette et nous sommes passés à 2 pour les 3 prélèvements suivants puis 3 pour la dernière date en février 2023 (réduction de la variabilité).

1.2. Suivi de la porosité du sol par tomographie

Afin d'estimer la porosité du sol et l'activité des vers de terre (galeries), deux colonnes de sols ont été extraites pour chaque placette à l'aide de tubes en PVC de 30 cm de profondeur et 16 cm de diamètre en mars 2022 (après les deux apports de PRO). Une fois extraites, les colonnes ont été ramenées au laboratoire, chloroformées et stockées avant analyse au scanner médical (BrightSpeed Exel 4. General Electric) au centre de l'INRAE de Champenoux. Ce scanner a produit des images de 1.25 mm d'épaisseur avec une résolution de 0.4 mm dans chaque image (paramètres du scanner : 130 mA et 50KV). Les images en format DICOM 16 bits ont été transformées en 8 bits à l'aide du logiciel ImageJ (Schneider *et al.*, 2012) en ré-échantillonnant

les niveaux de gris entre -1000 HU et 2000 HU. L'histogramme des images 8 bits a permis de définir un seuil de niveaux de gris pour séparer la matrice du sol de la porosité (Capowiez *et al.*, 1998). La segmentation de seuils entre le sol et les pores a été fixée manuellement à 70 HU.

1.3. Suivi de la mésofaune du sol et des populations de collemboles

Concernant le suivi de la mésofaune, les prélèvements ont été réalisés aux mêmes périodes que ceux des vers de terre et un T0 a également été réalisé (octobre 2020). Pour prélever la mésofaune, un plantoir à bulbe (6 cm de diamètre et 10 cm de longueur) a été utilisé afin d'extraire rapidement des carottes de sol afin de les placer dans des sacs plastiques ensuite amenés au laboratoire et conservés au frais (~5°C). Pour chaque placette, trois répliques ont été réalisées à cause de la variabilité de la technique de prélèvement et de l'hétérogénéité de la répartition de ces organismes dans le sol. Les carottes de sol ont ensuite été placées tour à tour sur le dispositif d'extraction Berlèse qui ne disposait que de 17 extracteurs. Le Berlèse qui consiste à exposer le sol extrait à une forte lumière et chaleur (ampoules à filaments, 40 W, E27 et 350 lumens) dans un entonnoir au-dessus d'un bécher rempli d'alcool à 70°C, permet d'extraire la mésofaune du sol qui sera conservée ensuite dans des piluliers d'alcool avant tri et identification. Le contenu des piluliers est ensuite trié sous une loupe binoculaire afin de séparer les collemboles des différents autres organismes qui ont été identifiés par grands groupes (Annexe 5.1). Les collemboles ont quant à eux été fixés sous lame et lamelle (6 collemboles par lamelles et 2 lamelles par lames maximum) à l'aide de Chloral-lactophénol. Ils ont été identifiés grâce à un microscope équipé d'un dispositif à 35 leds entièrement paramétrables et contrôlés par le logiciel μ Light CS2 V2.1 qui permet de simuler un contraste de phase (Leida Technologie, 2019). Les identifications ont été réalisées en direct sous microscope ou à partir de photos prises à l'aide d'une camera TOUPCAM UA310CA et du logiciel associé ToupView. Les collemboles ont été identifiés à l'aide du guide de Hopkin (2007) « A Key of the Collembola (Springtails) of Britain and Ireland » et la saisie a eu lieu sur des fiches papiers (Annexe 5.1). Sur les 1093 individus récoltés durant l'expérimentation seulement 39,52% ont pu être identifiés à l'espèce, 43,09% au genre, 46,75% à la famille et 100% à l'ordre. Afin d'évaluer la qualité biologique du sol, des analyses de l'évolution de l'abondance de la mésofaune totale et de la mésofaune répartie en groupes fonctionnels (détritivores, phytophages, prédateurs et polyphages) ont été réalisées. Enfin des indices biologiques de diversité (Shannon, 1948; Simpson, 1949) et le ratio *Acari/Collembola* (A/C), qui indiquerait une bonne qualité du sol si les acariens sont plus abondants (Menta et Remelli, 2020), ont été calculés sur l'ensemble des données. Pour l'indice

A/C, lorsque l'abondance des collemboles était égale à zéro, nous avons arbitrairement remplacé ces valeurs par 1.

1.4. Suivi de l'activité microbiologique : activités enzymatiques

Les activités enzymatiques de la déshydrogénase, de la β -Glucosidase, de l'uréase et de la phosphatase ont été mesurées avant l'apport de PRO (22/10/2020) avec une répétition par placette et au printemps après les deux ans d'apport de PRO (08/03/2022) avec trois répétitions par placette. Les activités hydrolases (β -Glucosidase, uréase et phosphatase) ont été mesurées sur des suspensions de sol par colorimétrie dans des microplaques (Popova et Deng, 2010) selon Sanchez-Hernandez *et al.* (2017) avec de légères modifications. Deux grammes de sol ont été mélangés à 47,5 mL d'eau distillée dans un tube à fond conique de 50 mL 2:47,5 (p/v) et homogénéisés à l'aide d'un agitateur orbital pendant 30 minutes à température ambiante ($\sim 20^\circ\text{C}$). Pour chaque activité, le mélange réactionnel est déposé dans les puits de microplaques à 96 puits à fond plat de 1,2 mL. Pour la phosphatase et la β -Glucosidase, le mélange réactionnel est composé de 200 μL de suspension, 200 μL de tampon universel MUB, préparé comme décrit par (Skujins *et al.*, 1962) ajusté à pH 8 et de 100 μL de 25mM de substrat (4-nitrophénylphosphate et 4-nitrophényl β -D-glucanopyranoside respectivement). Après une agitation continue à température ambiante ($\sim 20^\circ\text{C}$) pendant 2h pour la phosphatase et 1h pour la β -Glucosidase, les plaques ont été centrifugées à 2500 g et 10°C pendant 5 minutes. Ensuite, 150 μL de surnageant ont été prélevés puis transférés dans le puits de nouvelles microplaques. 75 μL de 0,5 M NaOH ont aussi été ajoutés avant la lecture par spectrométrie à 405 nm. Pour chaque échantillon, un témoin a été effectué suivant la même procédure mais avec ajout de substrat à la fin de l'incubation (4-nitrophénylphosphate pour la phosphatase et 4-nitrophényl β -D-glucanopyranoside pour la β -Glucosidase).

L'activité uréase a été mesurée par la méthode de Schinner *et al.* (1996) selon Sanchez-Hernandez *et al.* (2017) dans un milieu non tamponné (pH de l'échantillon), avec de légères modifications. Comme pour les autres activités enzymatiques, 200 μL de suspension de sol et 200 μL d'urée (80 mM) ont été déposés dans des microplaques. Le mélange a été incubé sous agitation continue ($30 \text{ tour}\cdot\text{min}^{-1}$) à température ambiante ($\sim 20^\circ\text{C}$) pendant 2h. La réaction a été arrêtée par ajout de 400 μL de 1M KCl. Le mélange a été incubé sous agitation pendant 30 min supplémentaires pour extraire l'ammonium avant d'être centrifugé (10 000 g à 10°C pendant 5 minutes). Ensuite, 150 μL de surnageant ont été prélevés et transférés dans le puits de nouvelles microplaques. 75 μL de solution contenant 0,53 M de salicylate de sodium et 2 mM de

nitroprusside de sodium et 30 μL de solution de dichloroisocyanurate de sodium à 1 g.L^{-1} ont été ajoutés. Les microplaques ont été laissées pendant 20 minutes sans agitation à l'obscurité et l'absorbance a été lue à 690 nm. La déshydrogénase a été mesurée selon la méthode de von Mersi et Schinner (1991). 0,2 g de sol, 200 μL d'un mélange de 1 mM INT (iodonitrotétrazolium chloride) et de 0,26 M N, N'-diméthylformamide (DMF) et 500 μL de Tris-HCl 1 M pH 7 ont été incubés sous agitation pendant 2h à 40°C dans un microtube de 2 mL. La formation d'iodonitrotétrazolium réduit (INTF ou formazan) a été arrêtée avec 1mL de solution 1 :1 (v:v) de N,N-Diméthylformamide (DMF) et de l'éthanol. Les tubes ont été maintenus à l'obscurité pendant 1h avec une agitation toutes les 20 minutes. Enfin, ceux-ci ont été centrifugés (10 000 g à 10°C pendant 5 minutes). La densité optique du surnageant a été mesurée par spectrométrie à 464 nm. Les analyses ont été réalisées en triplicata et, pour chaque échantillon, un test blanc a été réalisé en suivant le même mode opératoire mais en remplaçant la suspension de sol par de l'eau. La densité optique du test blanc a été soustraite aux 3 valeurs des analyses. L'activité enzymatique est exprimée en μmol de produit formé. $\text{h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ de sol sec.

1.5. Analyses statistiques

L'ensemble des résultats ont été analysés avec le logiciel R version 4.2.2 (R Core Team, 2022) et l'ensemble des graphiques a été réalisé à l'aide du package « ggplot2 » version 3.4.1 (Wickham *et al.*, 2023). Les analyses ANOVA à deux facteurs (blocs, traitements et interactions entre les deux) réalisées ont été suivies d'un test de comparaison de moyenne de Tukey à l'aide du package « multcomp » version 1.4-20 (Hothorn *et al.*, 2008a). Les lettres de significativité ont été obtenues à l'aide de la fonction « lsmeans » version 2.30-0 (Lenth, 2018) du package « emmeans » version 1.8.5 (Lenth *et al.*, 2023) et ajoutées sur les graphiques. Les tests de Shapiro et Bartlett ont été effectués sur les résidus pour vérifier la validité du test. Lorsque les conditions de normalité et/ou d'homoscédasticité n'ont pas été respectées, le test non paramétrique à deux facteurs de Scheirer-Ray-Hare du package « rcompanion » version 2.4.18 a été appliqué (Mangiafico, 2022). Dans ce cas, les comparaisons des modalités deux à deux ont été réalisées à l'aide de la fonction « dunnTest » du package « FSA » version 0.9.4 (Ogle *et al.*, 2023).

Pour les suivis de populations de la faune du sol en fonction du temps, des modèles linéaires mixtes (LMM) ou modèles linéaires mixtes généralisés (GLMM) ont été réalisés sur les données brutes selon les paramètres suivis. Nous avons modélisé l'évolution des variables à expliquer (abondance, biomasse) par les facteurs explicatifs qui sont les traitements, le temps, les blocs en effet fixe et l'interaction entre le temps et les traitements. Ces modèles permettent dès lors

de donner une trajectoire de la variable (augmentation, diminution, stabilisation) en fonction du temps et selon les différents traitements étudiés ce qui peut permettre de prédire des effets à plus long terme. Les données des vers de terre ont été étudiées pour les adultes et les juvéniles séparément. Pour l'abondance des organismes, des GLMM en modélisation poissonnienne ou négative binominale ont été réalisés à l'aide des packages « lme4 » version 1.1-31 avec les fonctions `glmer` ou `glmer.nb` (Bates *et al.*, 2015). A la suite de chaque modèle, la dispersion de celui-ci a été mesurée à l'aide de la fonction `dispersion_glmer`. Selon les recommandations du créateur du package « lme4 », le modèle a été accepté si la racine carrée du paramètre d'échelle était comprise entre 0.75 et 1.4 (Bates *et al.*, 2015). Enfin, pour sélectionner le modèle le plus pertinent (poissonnien ou négative binomiale), une comparaison des modèles a été réalisée à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC) et du critère d'information bayésien (BIC). Le modèle ayant l'AIC et le BIC le plus faible a été retenu pour présenter les données. Si le modèle avait des résultats différents entre les deux tests, il n'a pas été retenu. Pour l'analyse de la biomasse des vers de terre, les données ont été transformées par la méthode des quartiles de Stahel (2008) afin d'éviter les problèmes de modélisation lorsqu'une valeur de biomasse était égale à zéro (transformation logarithmique notamment). Nous avons pu appliquer cette transformation car notre premier quartile est supérieur à 0 et que l'occurrence des biomasses égales à zéro est inférieure à 25% dans nos données. Cette transformation a été réalisée avec la formule suivante : $\log(x + \text{quantile}(x, .25)^2 / \text{quantile}(x, .75))$. Suite à cette modification des données, 6 LMM ont été appliqués sur les données de biomasses transformées en comparant celles-ci avec les blocs en effets fixes avec une comparaison avec (1) un facteur 1 (effet fixe par rapport à l'aléatoire seul), (2) le temps, (3) les traitements, (4) le temps + le temps corrigé avec un effet quadratique, (5) les traitements + le temps et enfin (6) les traitements + le temps + le temps corrigé avec un effet quadratique. L'effet quadratique a été ajouté car les données de biomasses qui augmentent au début de l'expérimentation, déclinent à la fin de celle-ci. Dès lors, une modification du temps sur lequel a été appliqué un effet quadratique avec une régression polynomiale de degré 2 a permis de corriger le LMM et de mieux modéliser l'évolution de la biomasse au cours du temps. Tout comme pour l'abondance, une comparaison par AIC et BIC de ceux-ci nous a permis de sélectionner le modèle le plus adapté à nos données. À la suite des modèles significatifs, des tests de comparaison 2 à 2 de Tukey ont été réalisés à l'aide du package « multcomp » version 1.4-20 (Hothorn *et al.*, 2008a). Par la suite, une représentation graphique de ces modèles a été réalisée à l'aide du package « ggplot2 » version 3.4.1 (Wickham *et al.*, 2023).

2. Résultats

2.1. Dynamique des populations de lombriciens

Le GLMM en négative binomiale sur l'**abondance des vers de terre adultes** a montré une différence significative pour le facteur traitement ($p : 4,011e-07$) et non significative pour le facteur temps ($p : 0,09403$) et l'interaction entre les deux facteurs ($p : 0,5669$) (Figure 5.1). Les comparaisons des traitements suite à notre GLMM montrent que le traitement Vx2 a permis de développer une abondance de vers de terre adultes significativement supérieure aux traitements Cx1, Cx2 et témoin. L'abondance de Vx2 n'est pas significativement différente des traitements Vx1 et Dx1 qui sont eux, supérieurs au témoin uniquement. Lors de notre dernier prélèvement qui comptait 3 répétitions, toutes les abondances de lombriciens adultes ont diminué radicalement sauf Vx2 qui a connu une baisse plus modérée. Le traitement Vx2 est descendu à une moyenne de 18 adultes au m^2 (± 12) suivi de Vx1 avec 12 adultes au m^2 (± 9) puis du Cx2 avec 9 adultes au m^2 (± 8) et du Cx1 et Dx1 avec 8 adultes au m^2 (± 7 pour les deux traitements) avant de finir par le témoin qui comporte 6 adultes au m^2 (± 7) (Figures 5.2).

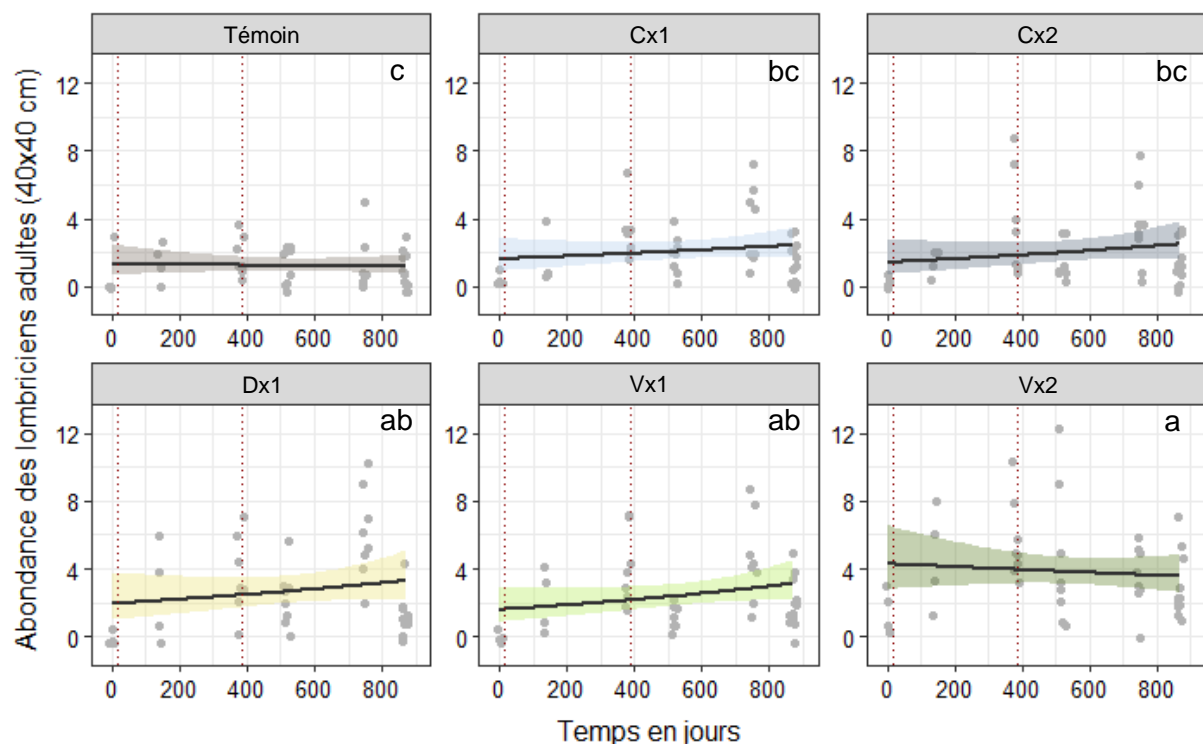


Figure 5.1. GLMM (négative binomiale) de l'abondance des lombriciens adultes par traitement et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO.

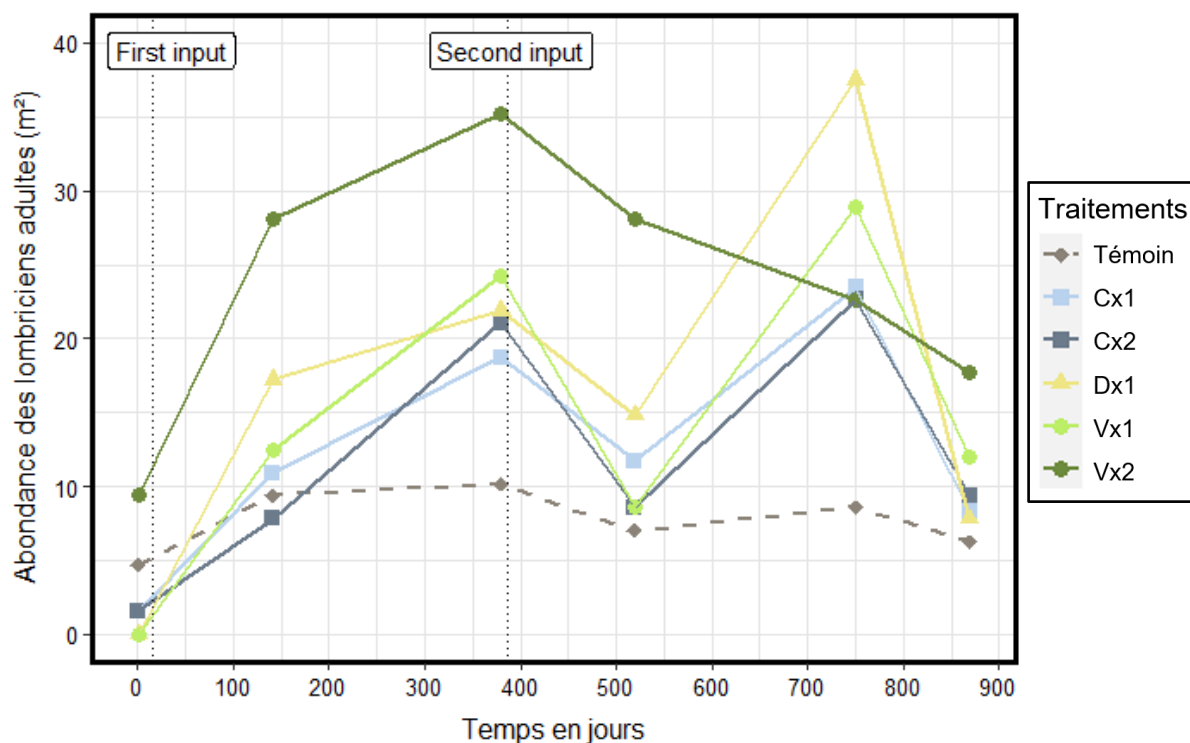


Figure 5.2. Abondance moyenne des lombriciens adultes ramenées au m² au cours du temps avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Lors du dernier prélèvement (21/02/2023), seul le Vx2 est significativement supérieur au contrôle (ANOVA, $p : 0,02872$) (Figure 5.3). À cette date, aucuns épigés et *Aporrectodea cupulifera* n'ont été retrouvés et la population est essentiellement composée d'endogés (*Allolobophora icterica*, *Allolobophora chlorotica* et *Aporrectodea caliginosa*) et de quelques anéciques (*Aporrectodea nocturna* et *Lumbricus terrestris*).

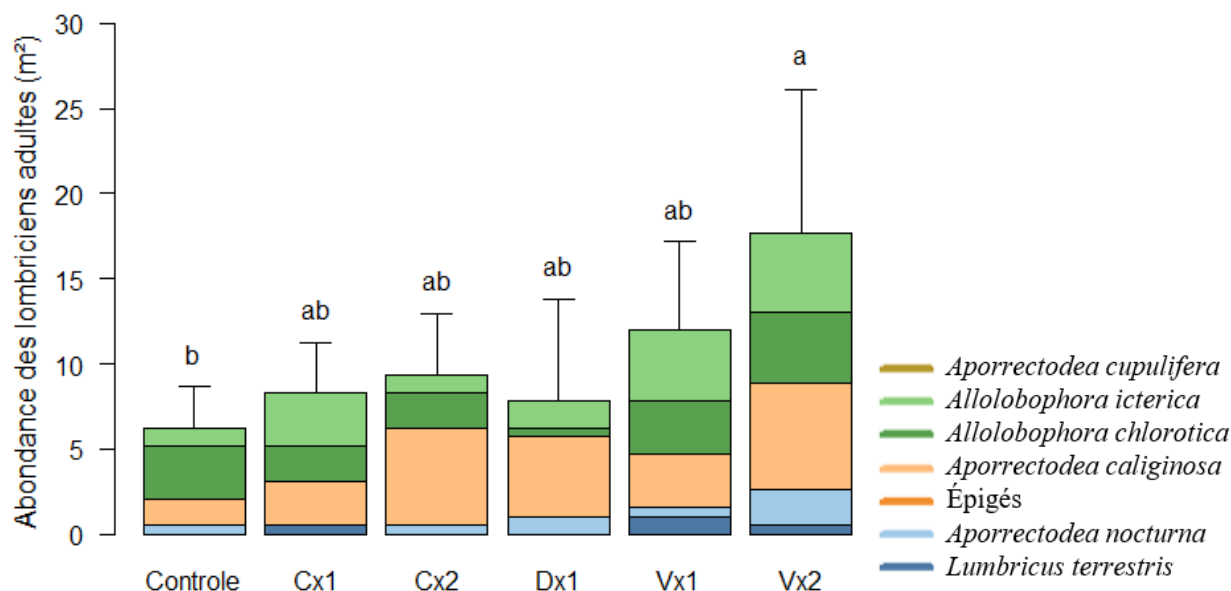


Figure 5.3. Moyennes (\pm écart-type) des abondances des espèces de lombriciens adultes lors du dernier prélèvement (02/2023) ramenées au m² en fonction des traitements avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Le GLMM en négative binomiale réalisé sur l'**abondance des lombriciens juvéniles** est marginalement différent pour les traitements ($p : 0,05065$) et le temps ($p : <2e-16$) tandis que l'interaction des deux facteurs n'est pas significative ($p : 0,4308$). La comparaison des traitements deux à deux a montré des différences marginalement significatives où Vx2 est supérieur à Cx1 et à Cx2 ($p : 0,097$ et $0,096$ respectivement). La Figure 5.4 représentant l'abondance des lombriciens juvéniles montre une diminution drastique et continue de la population des vers de terre avec une moyenne d'environ 300 individus au T0 contre une moyenne d'environ 11 individus au T6 tous traitements confondus.

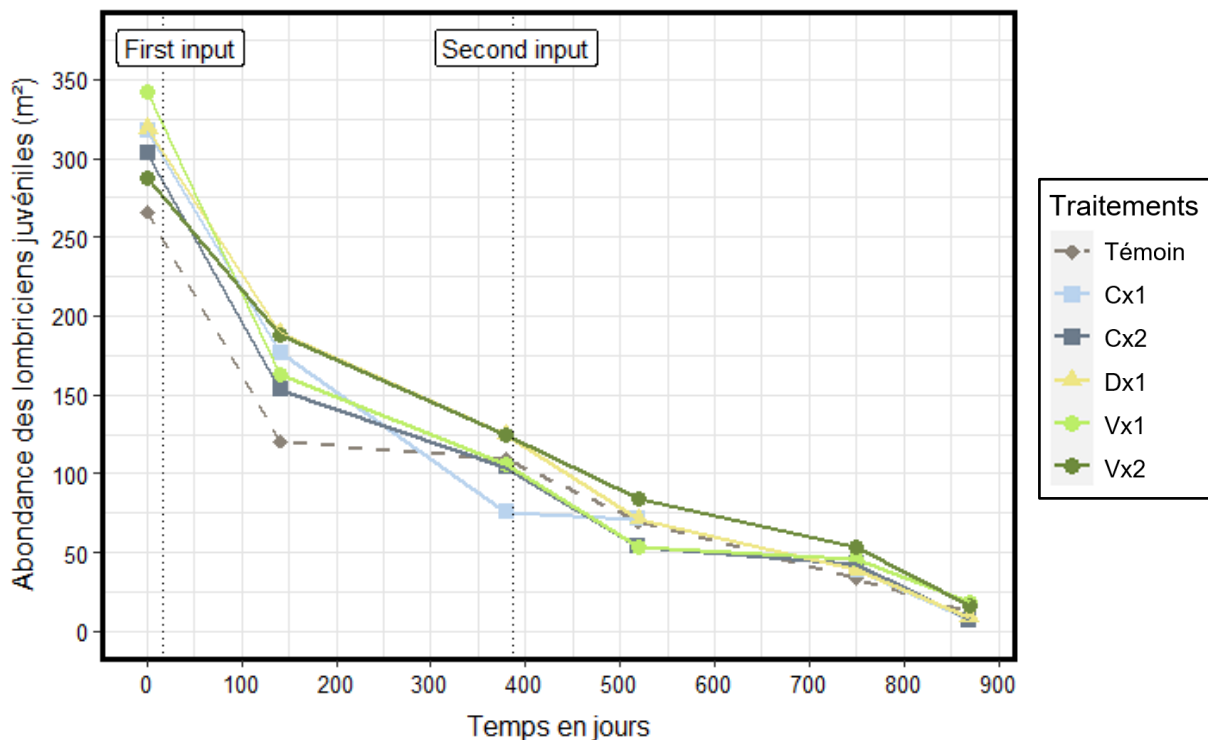


Figure 5.4. Abondance moyenne des lombriciens juvéniles ramenées au m² au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Le LMM avec effet quadratique de polynôme 2 sur le temps réalisé sur la **biomasse des lombriciens adultes** a montré une différence significative pour les traitements ($p : 1,612e-06$) et le temps avec l'effet quadratique ($p : 5,130e-10$) et aucune différence significative pour le facteur temps ($p : 0,5598$) et les trois interactions (p traitement x temps : $0,09746$; traitement x temps quadratique : $0,16323$; temps x temps quadratique : $0,51537$) (Figure 5.5). Les comparaisons entre les traitements montrent que Vx2, Vx1 et Cx1 ont une biomasse de vers de terre adultes significativement supérieure au témoin. Vx1 n'est pas significativement différents des autres traitements (Dx1, Cx1 et Cx2) parmi lesquels seuls les traitements Cx2 et Dx1 ne sont pas différents du témoin. Lors du dernier prélèvement, le traitement qui comptait la biomasse de lombriciens adultes la plus importante est Vx2 avec $14 \text{ g.m}^2 (\pm 12)$ suivi des

traitements Vx1 avec 12 g.m² (± 14), Dx1 avec 5 g.m² (± 8), Cx2 et Cx1 avec 5g.m² (± 5 et 8 respectivement) et enfin 4 g.m² (± 6) pour le témoin (Figure 5.6).

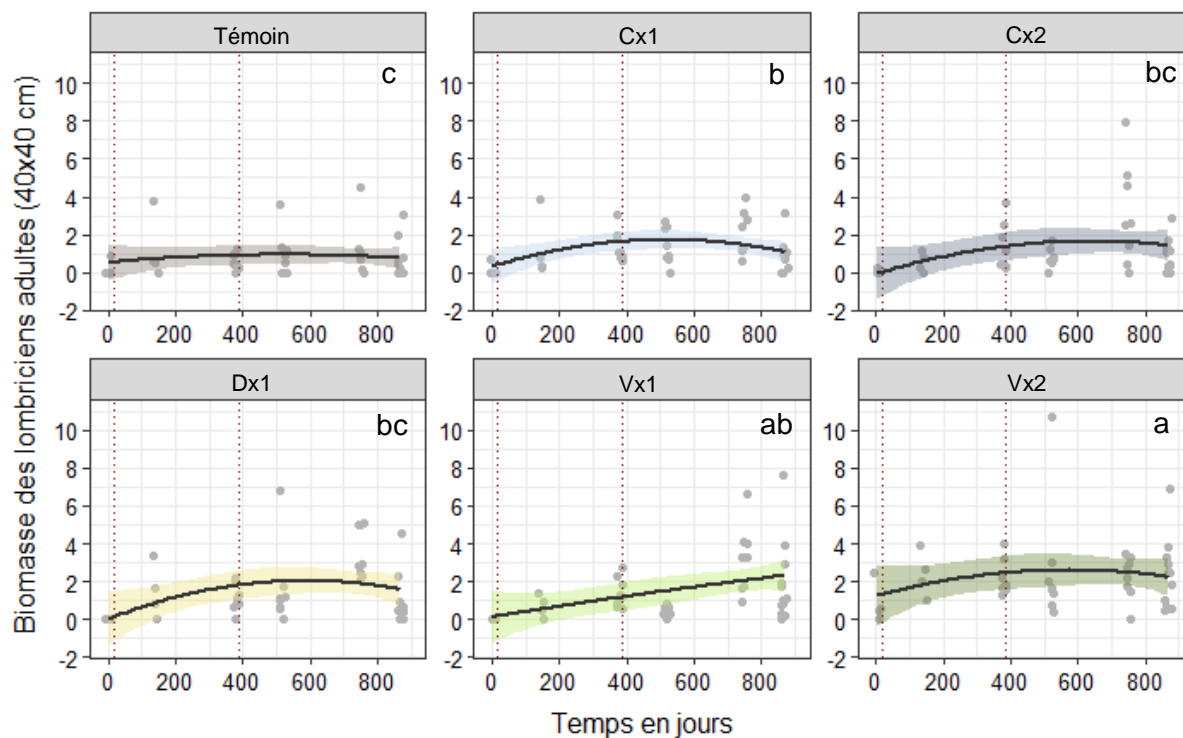


Figure 5.5. LMM avec effet quadratique de polynôme 2 sur le temps suite à la transformation des données par la méthode de Stahel (2008) de la biomasse des lombriciens adultes par traitements et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO.

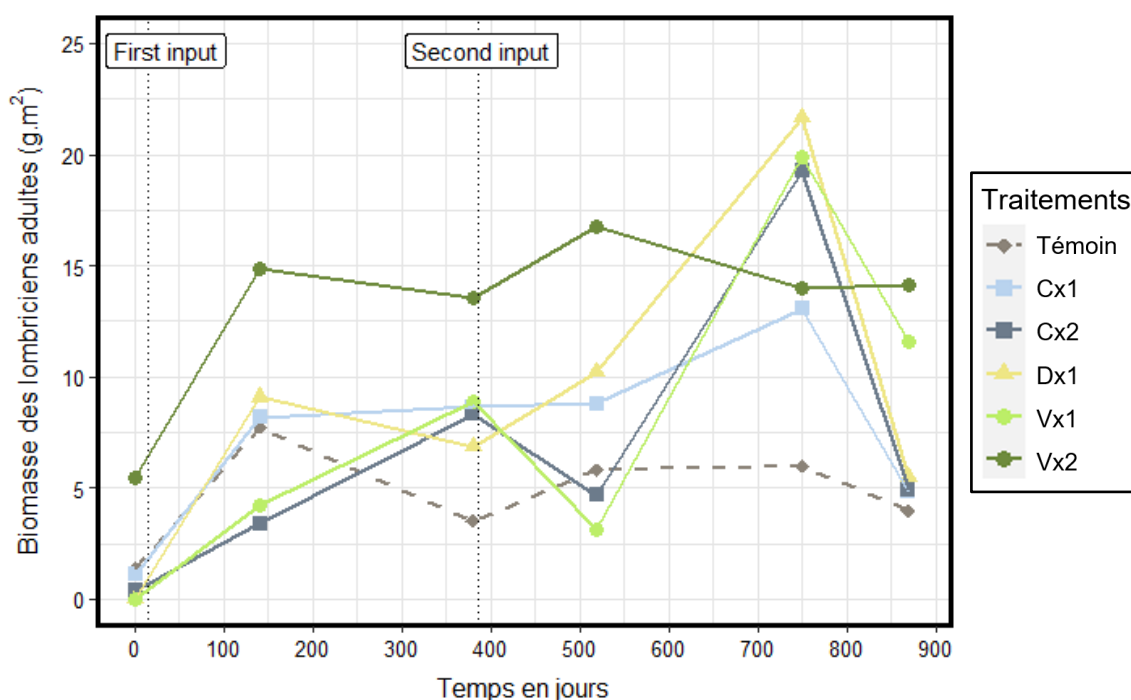


Figure 5.6. Biomasse moyenne des lombriciens adultes ramenées au g par m² au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

La variabilité des données concernant la **biomasse des lombriciens juvéniles** n'a pas permis de réaliser un modèle correct. La Figure 5.7 représentant l'abondance des lombriciens juvéniles ramenées au g.m² montre une diminution continue de la population des jeunes vers de terre avec une moyenne d'environ 60 g.m² contre une moyenne d'environ 5 g.m² au T6 tous traitements confondus.

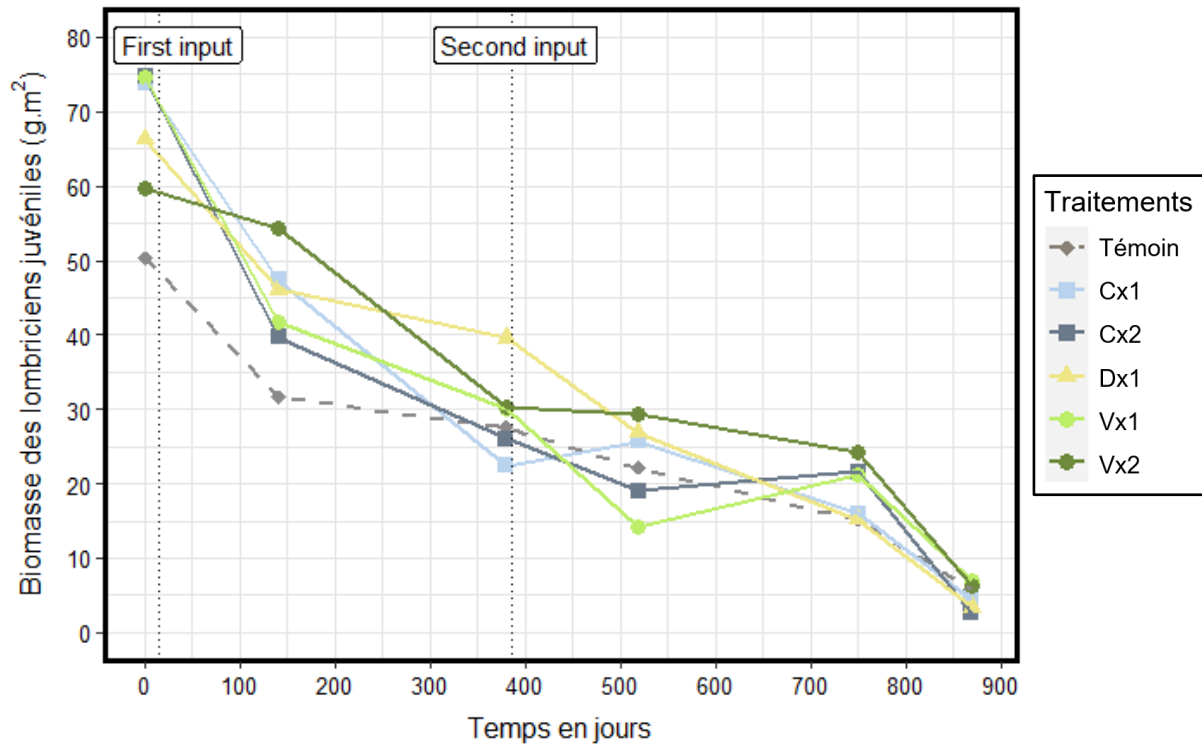


Figure 5.7. Biomasse moyenne des lombriciens juvéniles ramenées au g par m² au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Afin d'observer si les différents traitements ont favorisé une ou plusieurs espèces, une ACP non réduite sur les **abondances de lombriciens adultes** a été réalisée (Figure 5.8.A). Ce graphique, dans lequel les axes 1 et 2 de l'ACP représentent 72,2% du modèle, montre que les traitements Vx2, Vx1 et Dx1 semblent différents du témoin le long de l'axe 1 allant du témoin au Vx2. L'autre ACP réalisée sur le facteur date montre une différence entre le T0 (2020/10/06) et les autres dates (Figure 5.8.B) et donc une différence entre les prélèvements effectués à la fin de l'hiver (février 2021, mars 2022 et février 2023) et ceux effectués à l'automne (octobre 2021 et 2022). Le dernier prélèvement effectué en février 2023 se rapproche du T0 par rapport aux autres prélèvements de fin d'hiver le long de l'axe 1 et les prélèvements de l'automne s'éloignent entre-eux par rapport à l'axe 2. Les tests randomisés effectués sur les facteurs traitement et date de l'ACP ont montré une différence statistique significative ($p : 0.001$ pour les deux facteurs). Pour évaluer quelle espèce est la plus influencée par les traitements, nous

avons réalisé une matrice de corrélation pour les 3 premiers axes de l'ACP (Annexe 5.2) qui représentent à eux seuls 91,5% du modèle (Figure 5.8.C). La matrice de corrélation montre que les espèces les plus influencées par les traitements sont 3 espèces endogés : *A. icterica*, *A. chlorotica* et *A. caliginosa*.

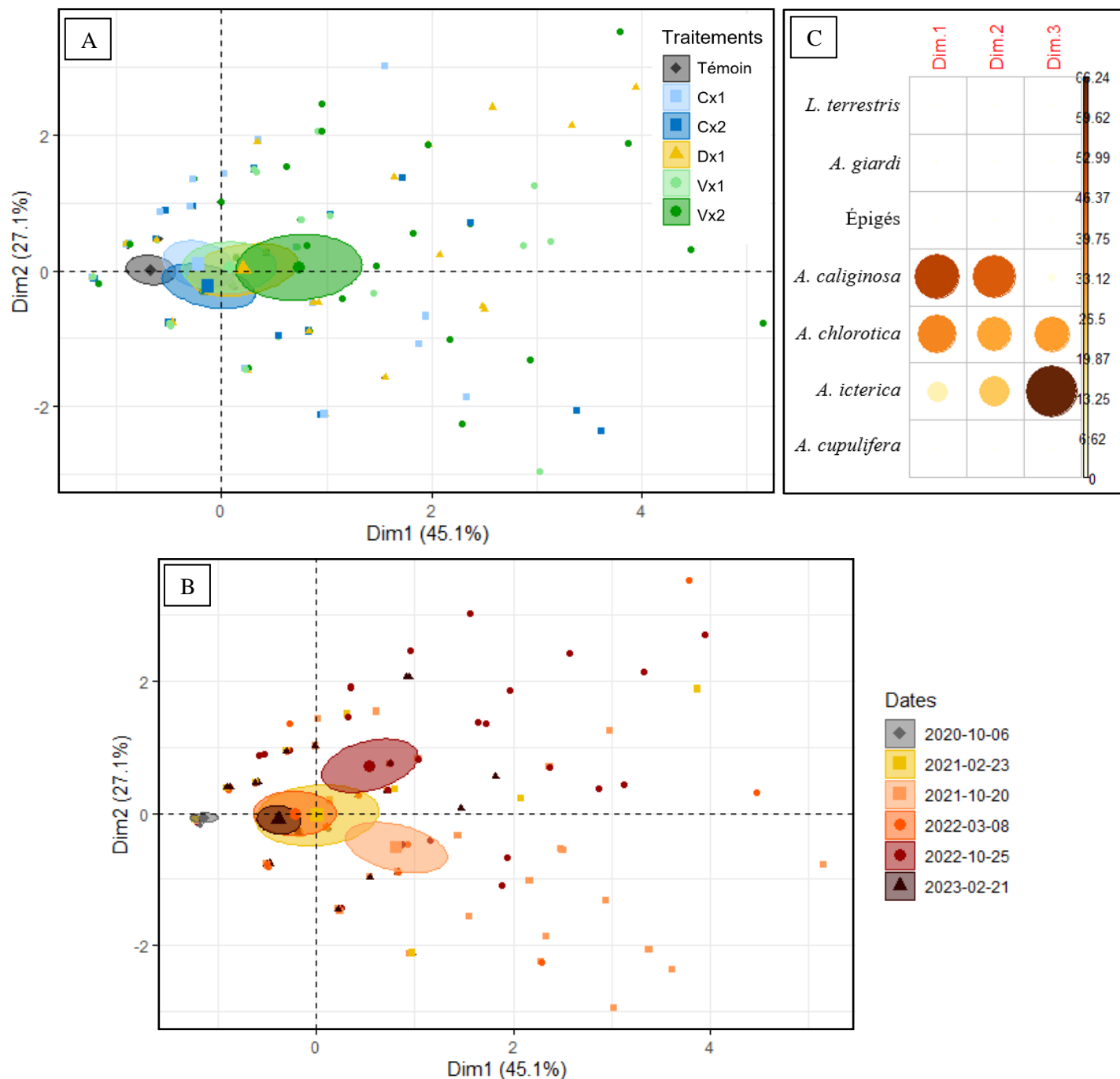


Figure 5.8. ACP en données non réduites de l'abondance des lombriciens adultes avec (A) les résultats de l'ACP en fonction des traitements, (B) en fonction des dates et (C) la matrice de corrélation des facteurs et de leurs influences sur les dimensions. Les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Afin d'observer quel produit et quelle dose influence le plus l'abondance de ces 3 espèces, des GLMM sur les données brutes (par placette) ont été réalisés. Le GLMM en négative binomial réalisé sur *A. caliginosa* adulte a montré un effet des traitements ($p : 0,0005704$) mais pas du temps ($p : 0,6586442$) ni de l'interaction entre ces deux facteurs ($p : 0,7366$). Les traitements Vx2, Cx2 et Dx1 ont montré une différence significative avec le témoin tandis que les traitements Cx1 et Vx1 ne sont significativement différents d'aucun des autres traitements (Figure 5.9). Concernant l'abondance de *A. chlorotica* (GLMM en négative binomiale) le facteur traitement a un effet significatif ($p : 0,0006238$) tandis que le facteur temps n'est pas significatif ($p : 0,5101174$) tout comme l'interaction entre ces deux facteurs ($p : 0,739$). Pour l'abondance de *A. chlorotica*, le traitement Vx2 est significativement supérieur au témoin et au Cx1 et n'est pas différent des autres traitements. Le Cx2, Dx1 et Vx1 ne sont pas différents du témoin et du Vx2 (Figure 5.10). Enfin, concernant *A. icterica*, le GLMM poissonien réalisé a montré que les facteurs traitement et temps sont significatifs ($p : 0,001399$ et $4,59e-05$ respectivement) mais pas l'interaction entre ces deux facteurs ($p : 0,789$). Pour cette espèce, les traitements Vx2 et Cx1 sont significativement supérieurs au témoin tandis que tous les autres traitements ne sont pas différents de Vx2, Cx1 et du témoin (Figure 5.11).

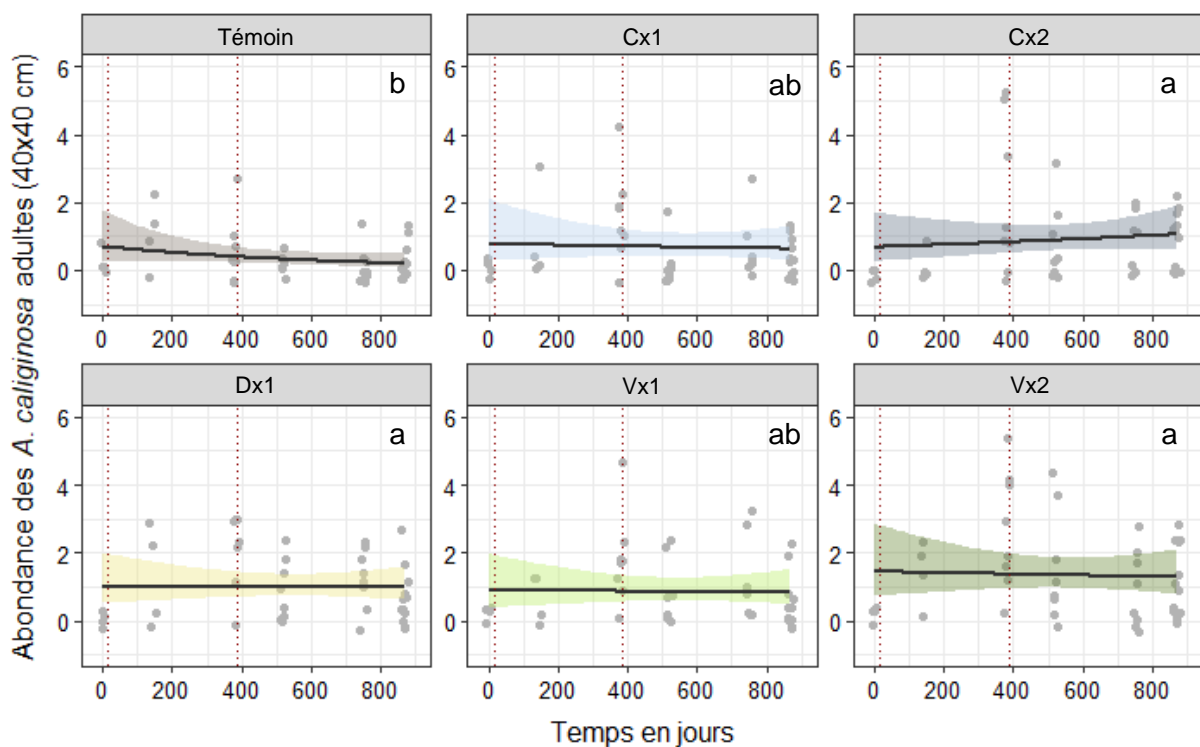


Figure 5.9. GLMM (négative binomiale) de l'abondance des *A. caliginosa* adultes par traitement et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO.

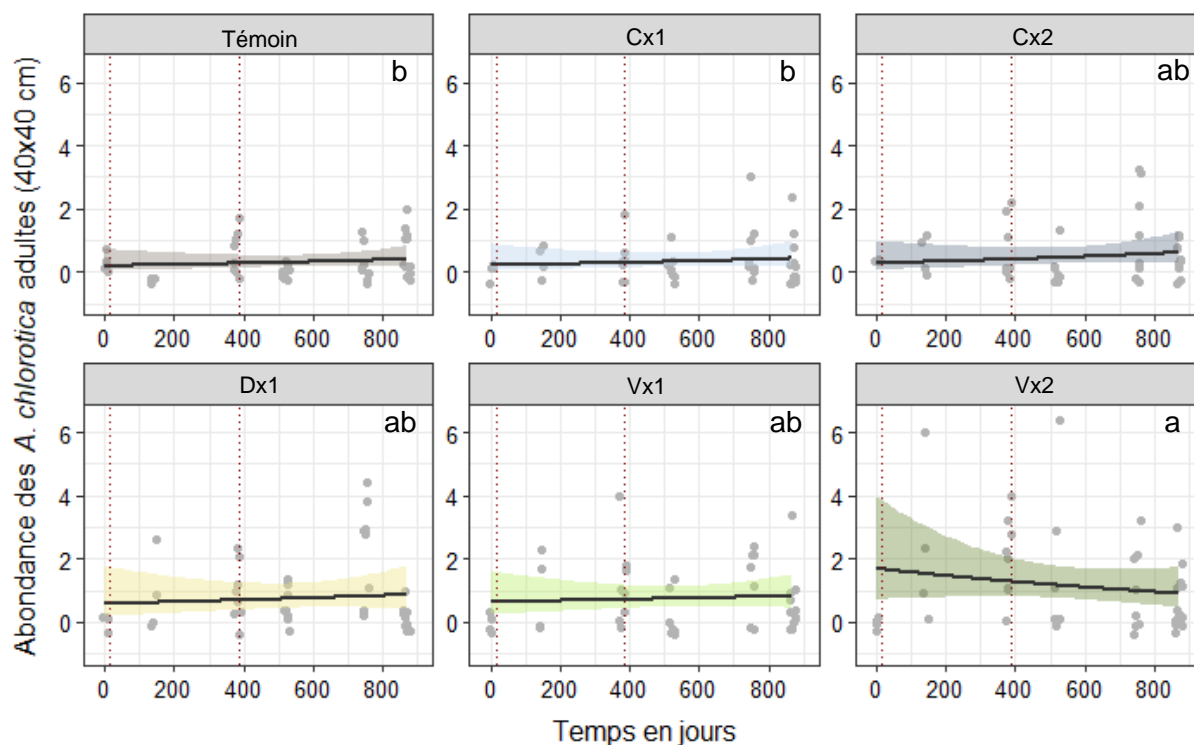


Figure 5.10. GLMM (négative binomiale) de l'abondance des *A. chlorotica* adultes par traitement et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO.

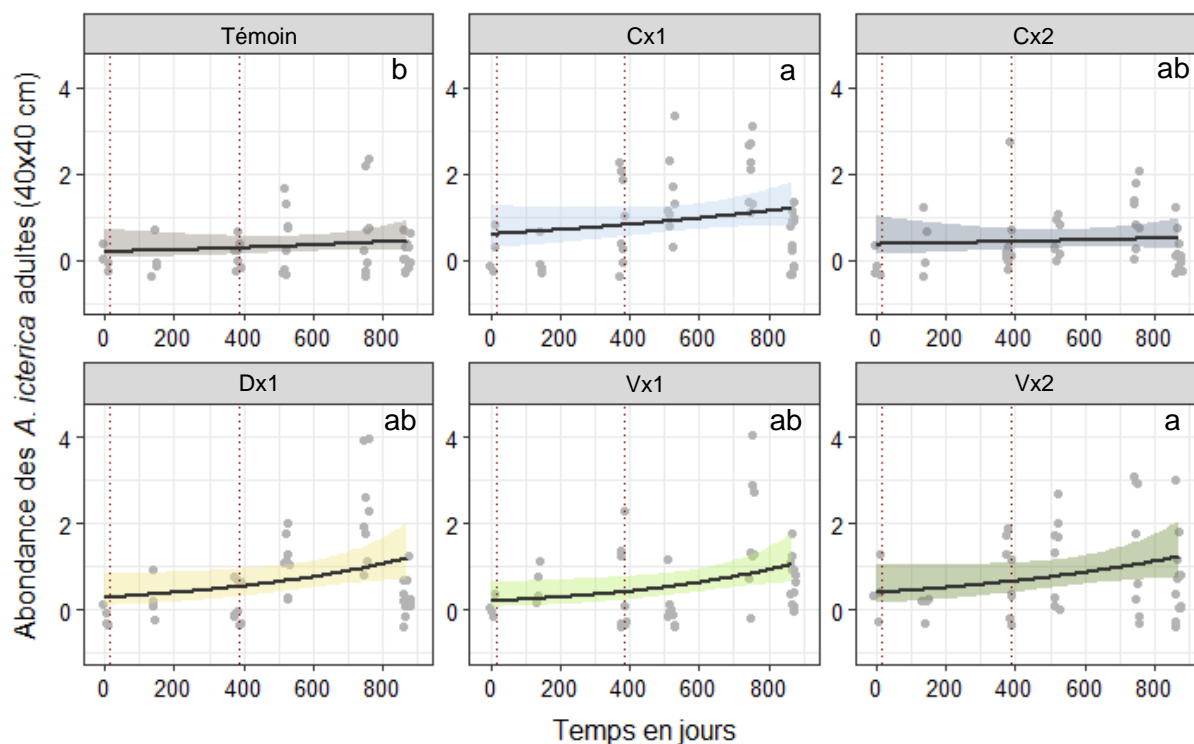


Figure 5.11. GLMM (poisson) de l'abondance des *A. icterica* adultes par traitements et par prélèvement (fosse de 40cm de côtés et 30 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation où les lettres indiquent les différences statistiques entre traitements ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO.

2.2. Impact des PRO sur la porosité du sol et les galeries de lombriciens

La tomographie a permis de quantifier la macroporosité du sol relative à l'action des vers (Annexe 5.3). Cette macroporosité de l'ensemble de la colonne n'a pas été significativement différente entre les traitements et les blocs (Scheirer-Ray-Hare p-value : 0,09931 et 0,54824 respectivement). Cependant, la division de la colonne en 6 horizons montre des différences en fonction des traitements (Figure 5.12 ; Tableau 5.1). Seul l'horizon le plus profond (h06) montre une différence significative entre les traitements (p-value : 0,02909) avec plus grand volume de macropores dans le Dx1 que le Vx1.

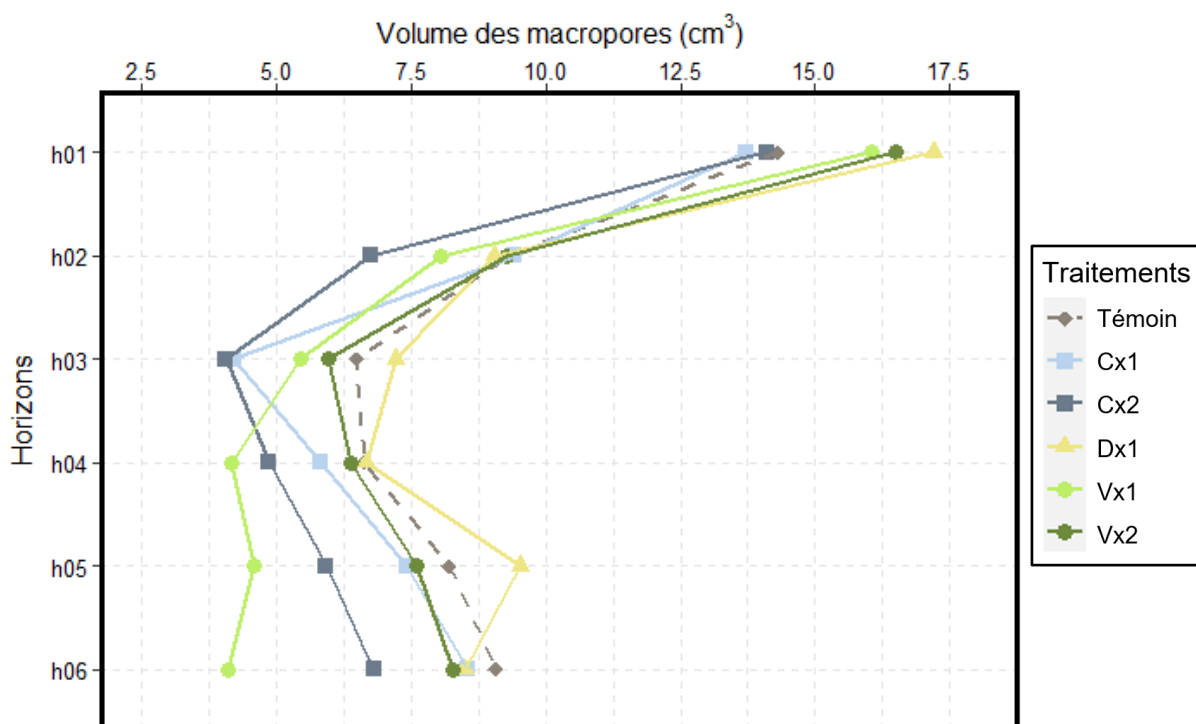


Figure 5.12. Moyennes des macropores en fonction des horizons selon les données de la tomographie traitées avec le logiciel ImageJ.

Tableau 5.1. Moyennes (\pm écart-type) des volumes des macropores (cm^3) en fonction des différents horizons et des traitements où les lettres en gras indiquent les différences statistiques (ANOVA deux facteurs transformé par logarithme) entre traitements selon les horizons ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Horizons	Témoïn	Cx1	Cx2	Dx1	Vx1	Vx2
h01	14,3 (4,67)	13,73 (3,4)	14,08 (3,59)	17,2 (5,02)	16,04 (4,22)	16,5 (7,09)
h02	9,29 (5,24)	9,42 (4,04)	6,74 (2,55)	9,03 (3,99)	8,06 (2,43)	9,28 (5,38)
h03	6,49 (2,81)	4,19 (2,19)	4,06 (2,85)	7,20 (3,45)	5,44 (2,67)	5,95 (1,52)
h04	6,63 (3,10)	5,82 (3,43)	4,86 (3,55)	6,66 (2,53)	4,15 (2,94)	6,38 (3,67)
h05	8,20 (4,04)	7,40 (3,82)	5,91 (5,33)	9,52 (7,63)	4,58 (3,24)	7,60 (4,77)
h06	9,07 ^{ab} (5,00)	8,55 ^{ab} (3,77)	6,80 ^{ab} (4,70)	8,50 ^a (2,39)	4,09 ^b (2,95)	8,27 ^{ab} (4,54)
Total	54,00 (10,95)	49,15 (8,81)	42,49 (17,44)	58,14 (14,30)	42,39 (13,23)	54,01 (20,54)

2.3. Dynamique de la mésofaune et des populations de collemboles

Le GLMM en négative binomiale réalisé sur l'**abondance de la mésofaune totale** n'a pas montré de différences significatives entre les traitements ($p : 0,4271$) mais un effet du temps ($p : 2,854e-10$) et aucune interaction entre les deux facteurs ($p : 0,4863$; Figure 5.13). Les abondances de la mésofaune ramenées au m^2 montrent une augmentation du T0 au T3 (avant le second apport) puis une baisse à une moyenne de 4480 (± 2129) individus pour le témoin et des valeurs très proches pour tous les traitements avec 7015 individus (± 2667) pour le Cx1, 6838 (± 3257) pour le Cx2, 6908 (± 3332) pour le Dx1, 7044 (± 4460) pour le Vx1 et 6808 (± 3924) pour le Vx2 (Figure 5.14). Les valeurs du dernier prélèvement sont similaires au T0 pour le témoin qui comptait en moyenne 4303 (± 2760) individus (+4%), mais ont augmenté pour tous les autres traitements. En effet l'abondance totale de la mésofaune a augmenté de 89% pour le Cx1, 52% pour le Cx2, 101% pour Dx1, 45% pour Vx1 et 30% pour Vx2.

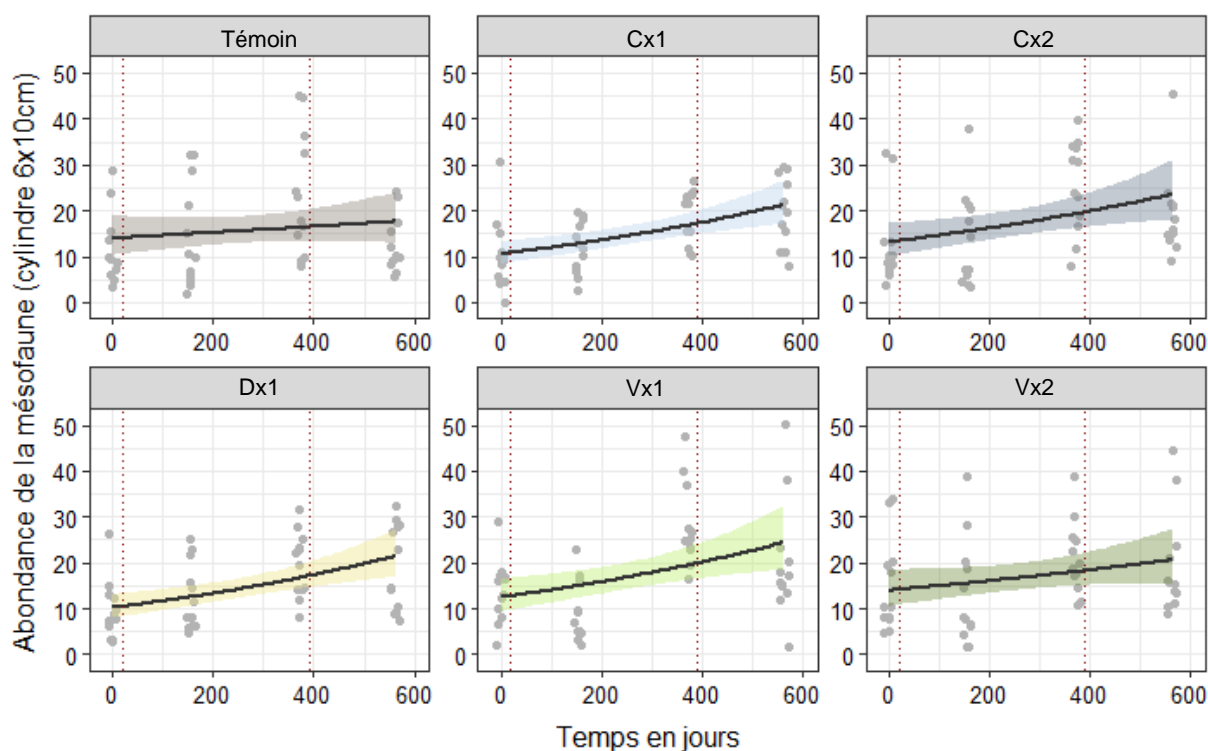


Figure 5.13. GLMM (négative binomiale) de l'abondance de la mésofaune par traitement et par prélèvement (tarière de 6 cm de diamètre et 10 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO.

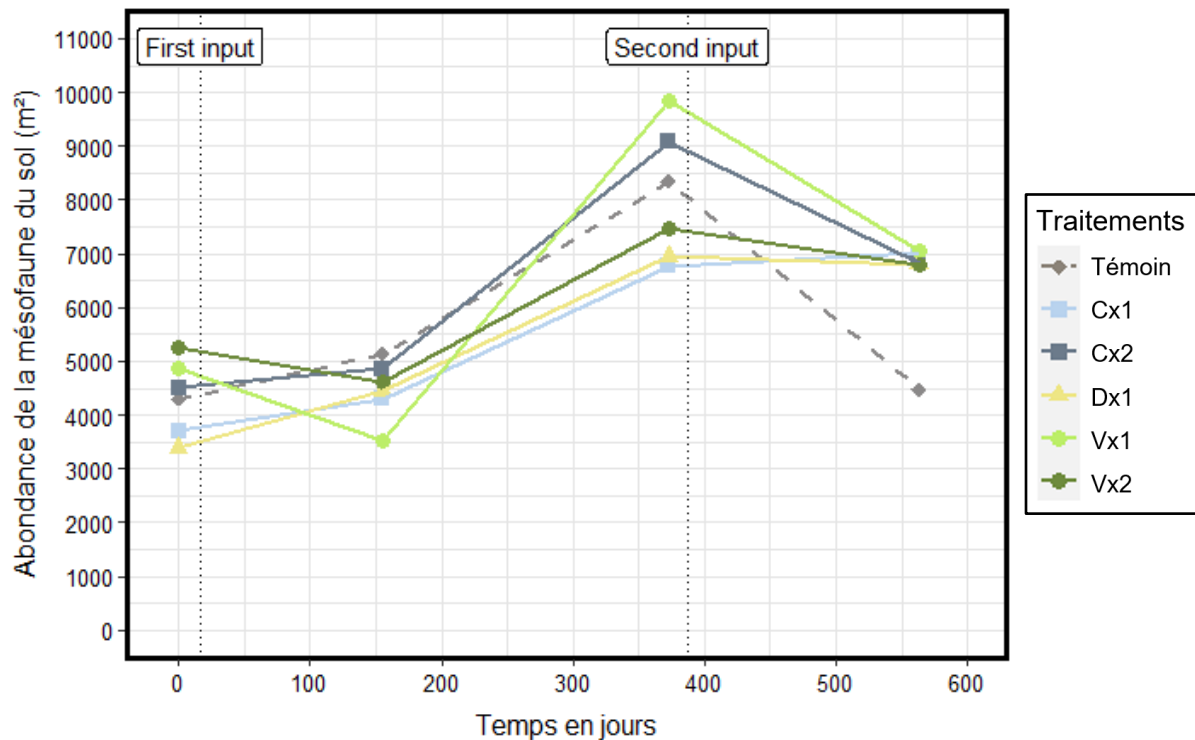


Figure 5.14. Abondance moyenne de la mésofaune totale du sol au m² au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Le LMM (sans transformation) réalisé sur l'indice de diversité de Shannon n'a pas montré de différences significatives entre les traitements ($p : 0,1997$) mais un effet significatif du temps ($p : 4,892e-08$) et aucune interaction entre les deux ($0,9094$). Le LMM (sans transformation) réalisé sur l'indice de diversité de Simpson a donné les mêmes résultats avec aucun effet du traitement ($p : 0,207156$), un effet du temps ($p : 0,001168$) et aucune interaction entre les deux ($p : 0,916$). Le GLMM en négative binomiale réalisé sur l'indice A/C n'a montré aucune différence significative entre les traitements, une différence pour le temps et aucune interaction entre les deux ($p : 0,2672 ; 2,003e-05$ et $0,6611$ respectivement) malgré une forte augmentation de celui-ci pour Vx2 et Cx2 en automne un an après le premier apport de PRO (Annexe 5.4). Les valeurs de ces indices sont présentées par date dans l'annexe 5.5. La mésofaune du sol que nous avons inventoriée dans cette expérimentation compte 20 taxons que nous avons regroupés en fonction de leurs **groupes fonctionnels** :

- Détritivores : *Acari* détritivores, *Collembola*, *Enchytraeidae*, *Diplura*, *Pauropoda*, *Symphyla*, *Diplopoda* ;
- Phytophages : *Aphidoidea* (pucerons), larve de *Lepidoptera*, *Thysanoptera* ;
- Prédateurs : *Acari* prédateurs, *Araneae* (dont *Linyphiidae*), *Chilopoda* (dont *Geophilomorpha*), *Pseudoscorpionida* ;
- Polyphages : *Coleoptera*, larves d'insectes, larves apodes, *Formicidae*, *Nematoda*.

Le groupe « polyphage » désigne les espèces dont la détermination au groupe (famille) ne permet pas de définir le régime alimentaire de celles-ci. Par exemple, parmi les coléoptères, il existe une grande diversité de régimes alimentaires entre les espèces qui peuvent être détritivores, phytophages ou prédateurs. L'analyse par GLMM en négative binomiale de l'évolution de ces groupes fonctionnels a montré un effet significatif pour les espèces ubiquistes (Tableau 5.2). Cependant, en comparant les traitements deux à deux, aucun n'était significativement différent des autres. Le groupe des phytophages étant essentiellement composé de zéros (96,87% des données), aucun test n'a pu être effectué sur ce groupe. Concernant le temps, seul le groupe ubiquiste a montré un effet significatif avec une augmentation croissante de ce groupe durant notre expérimentation (Tableaux 5.2 et 5.3). Pour toutes les dates, le groupe dominant est celui des détritivores suivi des prédateurs puis des ubiquistes et des phytophages. Les phytophages non présents au début de l'expérimentation se développent à partir du T2 sur l'ensemble des traitements excepté le digestat. A la fin de l'expérimentation, le Vx2 et Cx2 ont un plus grand nombre de détritivores que les autres traitements avec 2034 et 2094 individus par m² respectivement. Concernant les prédateurs, tous les groupes en possèdent autour de 1000 individus par m² contre 531 pour le témoin. Le Vx2 possède le plus grand nombre de phytophages avec 118 individus par m². Malgré 3 réplicas par placettes, la moyenne des 12 résultats possède un écart-type élevé ce qui montre une très grande variabilité de ces données.

Tableau 5.2. Résultats des analyses statistiques (*p* des GLMM en négative binomiale) pour les différents groupes fonctionnels.

Facteur	Détritivores	Phytophages	Prédateurs	Ubiquistes
Traitement	0,6371	NA	0,5437	0,03011
Temps	6,128e-07	NA	0,7926	< 2e-16
Interaction (Traitement x Temps)	0,6231	NA	0,7536	0,2096

Tableau 5.3. Moyennes (\pm écart-type) de l'abondance (m^2) de la mésofaune du sol sur l'ensemble de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Date	Groupe	Témoïn	Cx1	Cx2	Dx1	Vx1	Vx2
T0	Détritivores	2799 (1662)	2858 (1963)	2917 (2012)	2122 (1485)	3359 (1898)	3389 (2855)
	Phytophages	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
	Prédateurs	854 (553)	648 (890)	1267 (1434)	943 (1048)	1031 (1229)	1267 (1265)
	Ubiquistes	618 (1078)	117 (230)	235 (275)	294 (496)	412 (448)	324 (630)
T1	Détritivores	3919 (3274)	3094 (1659)	3625 (3220)	3566 (2605)	2298 (1570)	3389 (3486)
	Phytophages	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
	Prédateurs	913 (910)	943 (609)	795 (799)	707 (839)	884 (1143)	1090 (832)
	Ubiquistes	294 (295)	206 (318)	442 (455)	176 (238)	294 (364)	117 (313)
T2	Détritivores	5334 (3059)	5069 (2102)	6837 (2826)	5039 (2351)	7161 (2913)	5187 (2058)
	Phytophages	29 (102)	29 (102)	29 (102)	0 (0)	29 (102)	29 (102)
	Prédateurs	1149 (955)	736 (818)	1208 (910)	943 (712)	618 (402)	1061 (1206)
	Ubiquistes	1768 (1567)	913 (1274)	972 (967)	943 (663)	1974 (1662)	1178 (663)
T3	Détritivores	2770 (1339)	4126 (1562)	4420 (3519)	4509 (2277)	3978 (2651)	4745 (3114)
	Phytophages	0 (0)	58 (204)	29 (102)	0 (0)	88 (306)	117 (408)
	Prédateurs	530 (511)	1090 (532)	972 (867)	1002 (720)	1031 (665)	943 (728)
	Ubiquistes	1119 (1176)	1738 (1496)	1385 (647)	1296 (1151)	1945 (1722)	1002 (1032)

Le GLMM (négative binomiale) réalisé sur l'**abondance des collemboles** n'a pas montré de différences significatives entre les traitements ($p : 0,6814$) mais un effet du temps ($p : <2e-16$) et aucune interaction entre les deux ($p : 0,1466$; Figure 5.15). La visualisation des moyennes de l'abondance des collemboles au m^2 montre qu'après 2 ans d'apports de MO, les populations de collemboles augmentent quel que soit le traitement avec un nombre d'individus plus faible pour le témoin 1444 (± 655) que pour les autres traitements avec 2947 (± 1256) individus pour Cx1, 2328 (± 1592) pour Cx2, 2918 (± 2248) pour Dx1, 2653 (± 2076) pour Vx1 et 2712 (± 1980) pour Vx2 (Figure 5.16).

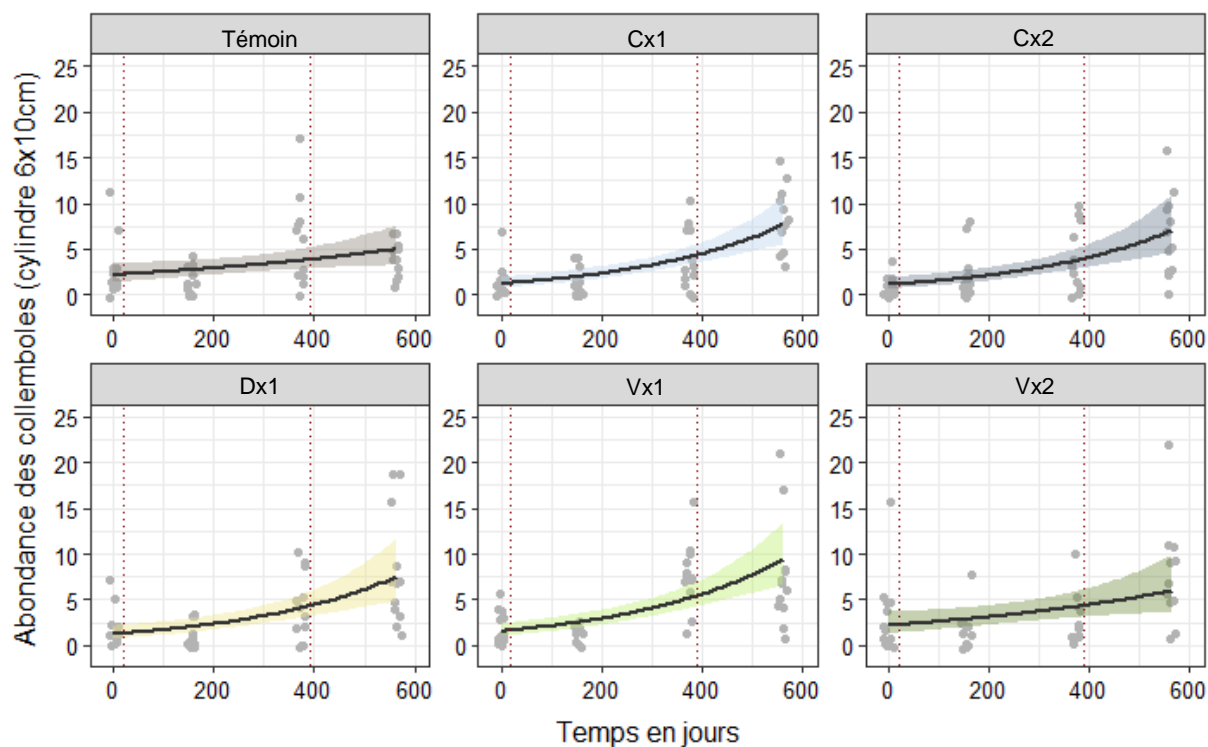


Figure 5.15. GLMM (négative binomiale) de l'abondance des collemboles par traitement et par prélèvement (tarière de 6 cm de diamètre et 10 cm de profondeur) au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte. Les points gris représentent les prélèvements bruts et les lignes rouges en pointillées représentent les dates d'apport des MO.

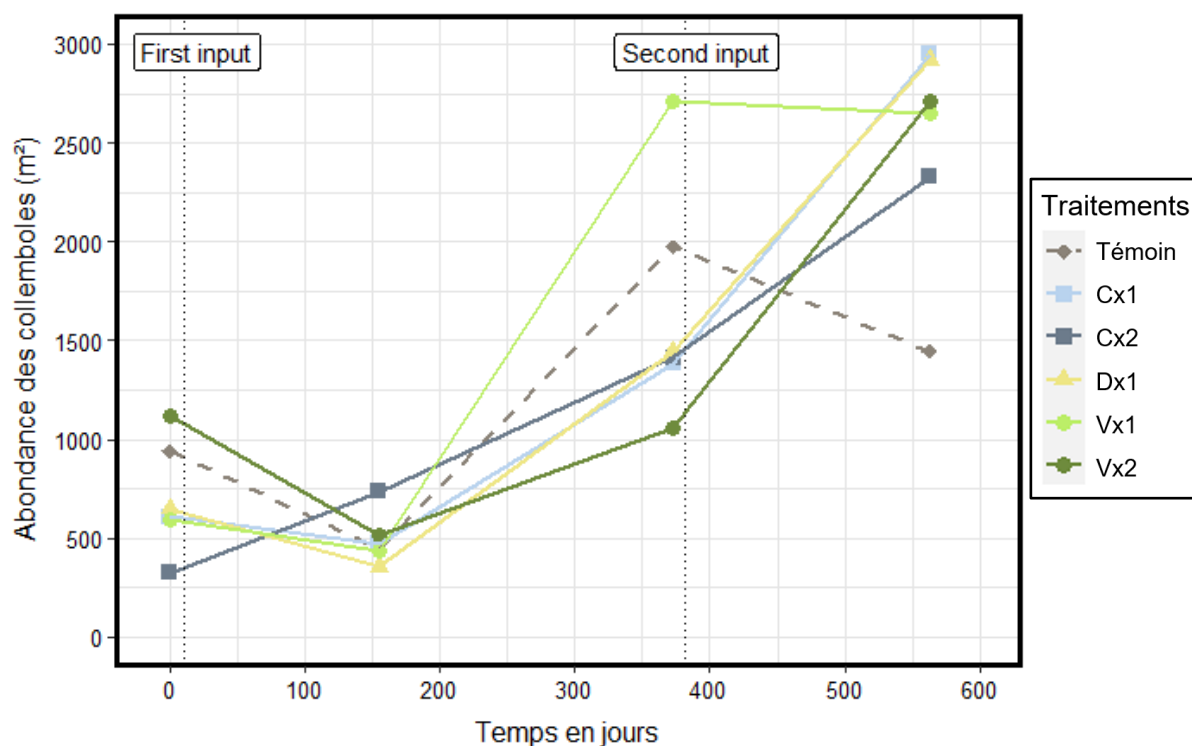


Figure 5.16. Abondance moyenne des collemboles au m² au cours du temps de l'expérimentation avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

2.4. Évaluation des activités enzymatiques du sol après deux ans d'apports de PRO

Les analyses statistiques à deux facteurs réalisées sur les activités enzymatiques du sol du T0 n'ont pas montré de différence entre les futurs traitements pour la déshydrogénase (anova p : 0,7272), la β -Glucosidase (anova p : 0,872758), la phosphatase (anova p : 0,565485) et l'uréase (Scheirer-Ray-Hare p : 0,05500).

L'ACP de l'ensemble des activités enzymatiques, réalisée sur les données du printemps 2022 (appelé T3) qui représente 61% du modèle sur ses axes 1 et 2 cumulés (Figure 5.17), montre que le traitement Vx2 semble se différencier du traitement Cx2. Cependant le test randomisé de l'ACP n'indique pas de différence significative entre les traitements pour l'ensemble des activités enzymatiques (p : 0,117). Les résultats des activités enzymatiques (moyenne et écart-type) au T0 et au T3 sont présentés dans l'annexe 5.6.

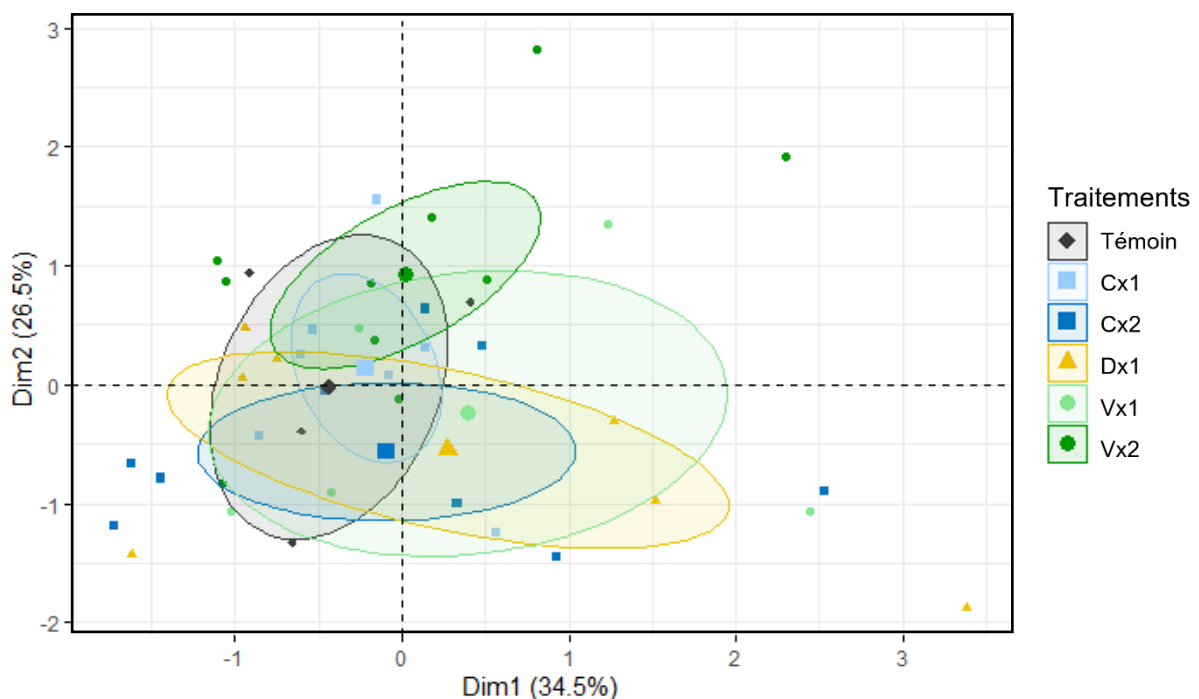


Figure 5.17. ACP en données réduites des activités enzymatiques du 08/03/2022 où les ellipses représentent un niveau de confiance de 95% avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Pour observer les effets des traitements sur chacune des activités enzymatiques du sol mesurées, des analyses à deux facteurs ont été réalisées (Tableau 5.4). Seule l'activité phosphatase est significativement différente entre les traitements avec une activité plus importante dans le traitement Cx1 que Cx2 et le témoin (Figure 5.18).

Tableau 5.4. Résultats des analyses statistiques (p) à deux facteurs sur les activités enzymatiques du sol du 08/03/2022l.

Activité enzymatique	Analyse	Facteur	p
Déshydrogénase	Scheirer-Ray-Hare	Traitement	0,4491
		Bloc	0,00000
β-Glucosidase	ANOVA 2 facteurs	Traitement	0,1995
		Bloc	0,1751
Phosphatase	ANOVA 2 facteurs	Traitement	0,001322
		Bloc	0,036185
Uréase	Scheirer-Ray-Hare	Traitement	0,80341
		Bloc	0,03634

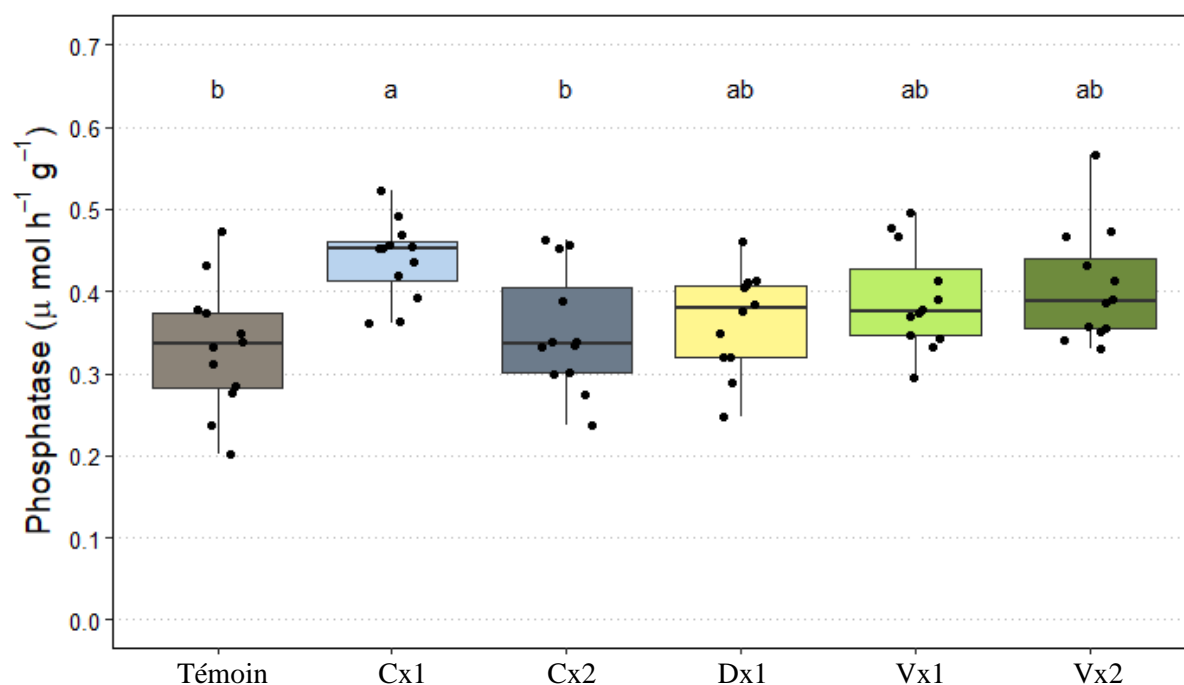


Figure 5.18. Activité phosphatase du sol au T3 (08/03/2022) avec les lettres de significativité représentant les différences entre traitements (ANOVA deux facteurs) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Afin d'observer l'évolution des différences d'activités enzymatiques durant notre essai, nous avons calculé le pourcentage de différence entre les moyennes du T0 et du T3 selon les traitements (Tableau 5.5 réalisé avec les données de l'annexe 5.6).

Le Tableau 5.5 nous montre que les activités de :

- Déshydrogénase ont diminué d'environ 50% pour tous les traitements ;
- β -Glucosidase ont augmenté pour tous les traitements et particulièrement pour le Vx1 (105%) par rapport aux Vx2 (32%) et le témoin (46%) ;
- Phosphatase sont restées assez stable pour tous les traitements sauf une légère augmentation pour le Cx1 ;
- Uréase ont augmenté pour tous les traitements, particulièrement pour le Dx1 (105%), Cx2 (89%) et Vx2 (73%) par rapport au témoin.

Tableau 5.5. Pourcentages de la différence des moyennes des activités enzymatiques mesurées le 22/10/2020 (T0) et le 08/03/2022 (T3) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

	Témoin	Cx1	Cx2	Dx1	Vx1	Vx2
Déshydrogénase	-49%	-53%	-54%	-52%	-53%	-45%
β -Glucosidase	46%	65%	67%	53%	105%	32%
Phosphatase	-12%	17%	-8%	-4%	-4%	3%
Uréase	49%	52%	89%	105%	46%	73%

3. Discussion : impacts des PRO sur la qualité biologique du sol

3.1. Évolution des communautés de lombriciens et de la macroporosité du sol suite à l'apport de PRO

Les résultats de nos modèles nous ont permis de montrer une augmentation de l'abondance des lombriciens adultes pour les traitements Vx2, Vx1 et Dx1 et une augmentation de la biomasse des lombriciens adultes pour les traitements Vx2, Vx1 et Cx1 par rapport au témoin. Le traitement Dx1 a donc permis d'augmenter le nombre d'adultes mais sans que cela ne se traduise avec une biomasse plus importante. Cela laisse supposer que le digestat a eu un impact plus important sur les vers de terre endogés que les vers anéciques. En effet la réponse de la biomasse des lombriciens adultes dans un sol est généralement liée à celle des anéciques ce qui expliquerait pourquoi le digestat a eu un effet significatif sur l'abondance des vers adultes et non sur leur biomasse (effets négatifs du digestat sur les espèces anéciques). À l'inverse, le Cx1 qui ne présente pas plus d'adulte que le témoin, est significativement supérieur au témoin en termes de biomasse ce qui laisse supposer un impact plus fort sur les vers de terre anéciques.

La dynamique des adultes au m² (Figure 5.2) suit une logique commune pour tous les traitements avec une augmentation des abondances suite aux apports de PRO et une chute à la dernière date en février 2023 (excepté pour le témoin qui reste stable tout le long de l'expérimentation). Au

dernier prélèvement, seul le traitement Vx2 semble avoir une chute moins importante de l'abondance des adultes, bien qu'il ne présente pas une forte augmentation après le second apport de PRO en octobre 2022 (contrairement au digestat qui a fortement augmenté puis fortement diminué). En février 2023 le Vx2 comptait 3 fois plus de lombriciens adultes que le témoin avec une abondance moyenne de 18 contre 6 par m² alors qu'à la date du T0, il n'en comptait que 2 fois plus (9 contre 5 individus au m² respectivement). Ces résultats montrent que les PRO ont des effets forts sur l'abondance des lombriciens adultes avec une augmentation des populations à chaque apport de PRO. Cet effet observable pour tous les traitements n'est pas durable sauf pour le Vx2 qui permet une hausse plus importante et plus durable de l'abondance des lombriciens adultes. Une explication de ce résultat peut partiellement provenir du différentiel déjà observé au T0, où Vx2 était déjà le traitement comptant le plus d'adultes. Ainsi le vermicompost à forte dose a permis de soutenir plus facilement leur développement.

Au contraire, pour les juvéniles, tous les traitements et le témoin ont vu leur abondance diminuer drastiquement (~95%) entre octobre 2020 (T0) et février 2023 (T6). Ces résultats sont en contradiction avec l'étude de Barrera *et al.* (2001) qui a montré que l'apport de MO (boues d'épuration) a des effets positifs sur les communautés de lombriciens en raison d'un effet stimulant sur l'abondance des juvéniles (ce qui représenterait un effet transitoire). Dans notre cas, les PRO ont permis d'augmenter les abondances d'adultes à la suite des apports mais n'ont pas eu le même effet sur les juvéniles.

Les apports de vermicompost (quelle que soit la dose) ont permis une augmentation significative de l'abondance et la biomasse des lombriciens par rapport au témoin avec un effet plus durable dans le temps de Vx2. L'impact du vermicompost sur les communautés de lombriciens au champ n'a, à notre connaissance, jamais été étudié. Dès lors, il est nécessaire de multiplier ce type d'études dans d'autres situations pour confirmer nos résultats qui semblent prometteurs.

Concernant le compost, l'absence d'effet sur l'abondance des lombriciens quelle que soit la dose a été observée également dans l'étude de Valdez *et al.* (2020) après 19 ans d'apport de compost de boues d'épuration à des doses similaires aux nôtres : 88 et 174 kg.N.ha⁻¹ (4,4 et 8,7 t.ha⁻¹). Cela peut s'expliquer par un très faible apport de compost en termes de masse avec au total 7,66 t pour Cx1 et 15,36 t pour Cx2 cumulés sur les deux ans d'apport (Tableau 4.9). En effet, Leroy *et al.* (2008) ont montré, après 2 ans d'apports de compost (de biodéchets et de déchets de jardins) pour un total cumulé de 67,59 t.ha⁻¹, que l'abondance des lombriciens était supérieure au témoin non amendé avec 400 à 500 contre 150 individus par m² (soit une

augmentation moyenne de 167 à 233% ; comme le Vx2 avec lequel nous avons seulement apporté 32 t.ha⁻¹ sur 2 ans). Pour le digestat, nous n'avons pas vu d'effet négatif à très court terme comme le mentionne parfois la littérature (Moinard *et al.*, 2021) car nos prélèvements étaient réalisés 4 mois après les apports de PRO et que la mortalité court-terme s'observe dans les jours qui suivent l'apport. Rollett *et al.* (2021) ont observé une diminution de l'abondance totale des lombriciens 6 mois après l'application d'une forte dose de digestat de biodéchets (220 kg.N.ha⁻¹) dans des prairies riches en vers mais pas de différence dans les sols de grandes cultures pauvres en vers. Selon ces auteurs, la diminution d'abondance des lombriciens dans les prairies serait attribuée au contact direct du digestat qui est plus probable sur des sites présentant de fortes populations. Nous supposons que cela est dû à une quantité supérieure d'anéciques qui sont connus pour s'alimenter à la surface (les anéciques sont plus rares en grande culture, surtout quand les sols sont labourés). En effet la capacité de migration des lombriciens étant très faible (jusqu'à 5 à 10 mètres par an) (Hoogerkamp *et al.*, 1983), il est peu probable que la diminution de l'abondance soit due à un déplacement des individus d'une placette à l'autre. Cette hypothèse pourrait expliquer pourquoi le digestat n'a pas eu d'impact négatif sur les communautés de lombriciens de notre site expérimental. En effet, celles-ci sont très faibles et ont potentiellement plus de chance d'éviter le contact du digestat (moins de concurrence dans l'espace avec d'autres individus).

Ces résultats sont à nuancer car nos abondances au m² restent très faibles par rapport aux résultats du programme RMQS-Biodiv qui indique une abondance totale de 195,3 individus par m² (28,3 anéciques et 167 endogés) dans les parcelles de cultures en France (Ponge *et al.*, 2013). À la fin de notre étude l'abondance des lombriciens totale représentait 17 (±11) individus au m² pour Vx2, 15 (±10) pour Vx1, 9 (±10) pour le témoin et 8 pour les autres traitements (±6 pour Cx1 et Cx2 et 8 pour Dx1) soit ~5% de celle présentée dans le RMQS-Biodiv. Cette faible population de lombriciens est probablement la raison de l'absence d'effets sur la macroporosité totale du sol et des autres paramètres physiques du sol (densité, rétention en eau). En effet, nous nous attendions à observer, comme dans l'expérimentation de trois ans réalisée par Capowiez *et al.* (2009), que les vers de terre anéciques puissent compenser l'augmentation de la densité du sol par la création d'un nombre plus important de macropores. Cette forte diminution de population de lombriciens est en contradiction avec les travaux de D'Hose *et al.* (2018) qui, sur une base de données d'essais long terme réalisés en Europe, montrent que le travail du sol peu profond (sans labour) et aucun travail du sol augmentent significativement l'abondance et la biomasse des lombriciens. Cette même étude montre également une augmentation de

l'abondance et la biomasse de vers de terre suite à l'application de compost (+63% et +66%) par rapport à l'utilisation d'engrais minéraux. Cette augmentation est plus importante pour le lisier (+103% et +96%) et pour le fumier (+151% et +165%) par rapport aux engrais minéraux. Nous nous attendions donc, en combinant l'arrêt du labour et l'apport de PRO, à stimuler les populations de lombriciens. Une des explications possibles est que la densité du sol ait trop fortement et trop rapidement augmenté suite à l'arrêt du labour et que cela ait impacté les populations déjà faibles de lombriciens. Celles-ci étaient de plus essentiellement composées de juvéniles au T0 (> 99%). En effet, les juvéniles sont plus sensibles à la compaction à cause d'une capacité musculaire inférieure aux adultes. Il est connu que la compaction du sol affecte l'abondance et la biomasse des lombriciens (Chan et Barchia, 2007), ce qui peut influencer négativement le fouissement des vers de terre (Capowiez *et al.*, 2021; Rushton, 1986). De plus, les conditions climatiques de l'année 2022 (sécheresse) n'ont pas été propices au développement des lombriciens.

3.2. Évolution de la mésofaune suite à l'apport de PRO

Dans notre essai, les modèles réalisés sur l'abondance de la mésofaune totale et les collemboles n'ont pas montré de différences significatives malgré une augmentation dans les différents traitements avec apport de PRO entre le T0 en octobre 2020 et avril 2022. Selon ces résultats, le type de MO apportée ainsi que les doses apportées n'ont pas influencé différemment l'abondance de ces organismes, quel que soit leur groupe fonctionnel. Nous n'avons cependant pas observé d'effets négatifs sur les populations de collemboles suite à l'apport de MO comme l'avaient fait Maccari *et al.* (2020) qui ont montré qu'au-delà 76,45 t.ha⁻¹ de litière de volaille compostée et 43,12 t.ha⁻¹ de litière de volaille non compostée, que *Folsomia candida* perdait 50% de son abondance (test écotoxicologique normé comptabilisant la mortalité à 50%). Dans notre étude, la mésofaune qui peut être identifiée comme un indicateur de la qualité physico-chimique des sols (George *et al.*, 2017; Santorufo *et al.*, 2012) n'a pas évolué significativement. Ces résultats sont en désaccord avec la plupart des études sur les dynamiques de la mésofaune après apport de composts. En effet, d'autres études ont montré que l'application de compost dans des monocultures de sorgho a augmenté l'abondance des microarthropodes (Menta *et al.*, 2010). Leroy *et al.* (2007) ont montré qu'après 7 ans d'application de compost de biodéchets et de déchets vert, l'abondance des microarthropodes augmentait aussi bien avec une application annuelle de 22.5 t.ha⁻¹ et 45 t.ha⁻¹ tous les deux ans. Ces résultats positifs sont confirmés par la revue de Sanjuan *et al.* (2022) qui montre que la mésofaune du sol est favorisée par l'utilisation d'intrants organiques, d'engrais verts et de compost. Dans notre étude, tout comme pour les

lombriciens, l'abondance des collemboles est en dessous de la moyenne issue du programme RMQS-Biodiv qui est de 4100 individus par m² en culture permanente (Ponge *et al.*, 2013). En effet, sur le dernier prélèvement que nous avons réalisé nous avons obtenu en moyenne 2500 individus par m² pour tous les traitements confondus soit 60,98% de la moyenne nationale. Malgré cela, la population était bien plus basse au T0 (environ 750 individus par m² tous traitements confondus) et l'augmentation des collemboles (de 143% pour le Vx2 à 618% pour le Cx2 contre 53% sur le témoin) et de la mésofaune totale (30 à 101% pour les traitements contre 4% pour le témoin) sur l'ensemble du site vient probablement du passage en AB et de l'apport des PRO quelle que soit la dose et le produit (pas de différences significatives entre le témoin et les différents PRO quel que soit la dose). L'augmentation de la compaction du sol aurait également pu freiner le développement de la mésofaune du sol, et ce malgré l'arrêt du labour qui impacte également ces derniers. En effet, la mésofaune du sol est très sensible aux techniques culturales intensives telles que la monoculture, les applications élevées de produits chimiques, l'absence de couverture du sol et le travail du sol (Sanjuan *et al.*, 2022). De plus, Koehler et Melecis (2010) ont montré que pour discerner des effets sur l'évolution des communautés de la mésofaune du sol, il faudrait au moins 5 ans (acariens et collemboles). Dans notre étude qui évalue l'impact des PRO sur seulement deux ans d'apports nous supposons voir une réponse rapide de la mésofaune du sol car le sol était faible en MO. Cependant, vu que les populations initiales étaient très faibles et que nos apports de PRO restent modestes par rapport à la littérature, il est logique de n'avoir pas observé d'effets. Ceux-ci se verront peut-être à plus long terme.

3.3. Impacts des PRO sur les activités enzymatiques du sol

Après les deux apports de PRO, seule l'activité phosphatase (qui permet la transformation d'une forme de P_{org} en phosphate assimilable) du Cx1 a évolué significativement par rapport au témoin et au Cx2. Seule la plus forte dose de compost a entraîné une diminution de l'activité phosphatase. La quantité de phosphate assimilable apportée par le compost à forte dose pourrait avoir limité la production de phosphatase (Horiuchi *et al.*, 1959). Cette diminution peut aussi s'expliquer par l'immobilisation des nutriments dont nous avons discuté dans la partie 3.2 du chapitre 4 qui seraient des substrats moins accessibles aux enzymes (PRO riche en MO récalcitrantes). Ces résultats sont en contradiction avec la littérature où l'apport de vermicompost et de compost augmente généralement les activités enzymatiques. Cardelli *et al.* (2017) ont montré qu'à la fin d'une incubation de sol mélangé à du compost et du vermicompost de 360 jours, l'activité phosphatase alcaline était significativement supérieure pour le

vermicompost que pour le compost, elle-même supérieure à celle du témoin. Dans une autre étude, Bhattacharyya *et al.* (2001) ont montré qu'après une application de compost (déchets solides municipaux) à différentes quantités (2,5 ; 5 ; 10 et 20 t.ha⁻¹), l'activité phosphatase acide avait augmenté graduellement dans le sol en fonction de la dose 120 jours après l'application. Contrairement à notre étude, plus l'apport de compost était important, plus l'activité phosphatase augmentait. À l'inverse, une diminution de l'activité phosphatase alcaline dans les sols amendés avec des composts de vinasse (seuls ou avec des fertilisants chimiques) a été observée en serre 5 mois après l'amendement par Tavalı (2021) avec, comme dans notre expérimentation, une baisse de l'activité phosphatase au cours du temps dans tous les traitements. Selon cet auteur, cette diminution peut être expliquée par l'évolution des quantités de MO et du pH du sol qui peuvent influencer les activités enzymatiques (la vitesse des réactions enzymatiques est faible dans des conditions très acides ou alcalines). À l'inverse, Hernandez *et al.* (2016) ont obtenu une augmentation progressive de l'activité phosphatase alcaline dans le sol tous les ans (sur 2 ans) pour les traitements avec apport de compost (60 - 65 kg.N.ha⁻¹). Concernant l'application de digestat, Bachmann *et al.* (2014) ont montré que l'activité phosphatase acide était significativement inférieure au témoin après 3 ans d'apport (140 kg.N.ha⁻¹.an⁻¹ et 20 kg.P.ha⁻¹.an⁻¹) alors que l'activité phosphatase alcaline n'était pas différente. Selon eux, cette baisse ou cette stabilité de l'activité s'explique par la faible quantité de MO apportée par le digestat (1 662 kg.ha⁻¹.an⁻¹) qui n'a pas stimulé le développement des microorganismes. En effet, la MO du digestat est constituée de composés organiques stabilisés par le processus de méthanisation qui peuvent difficilement être utilisés comme sources de carbone et d'énergie par la plupart des microorganismes du sol.

Concernant l'activité de la déshydrogénase qui est le reflet de l'activité microbienne du sol car considérée comme indicateur de l'activité respiratoire (Wolinska et Stepniewsk, 2012), nous avons observé une baisse d'environ 50% pour tous les traitements 1 an et 4 mois après le premier apport de PRO. Ces résultats sont en contradiction avec la littérature qui montre généralement une augmentation de l'activité microbienne après l'apport de MO avec un retour aux valeurs initiales une fois celle-ci dégradée. Il a été montré depuis longtemps, qu'une fois que la MO facilement accessible est consommée par les microorganismes, l'activité de la déshydrogénase est rétablie au niveau initial du sol par des mécanismes homéostatiques (Serrawittling *et al.*, 1995). Cardelli *et al.* (2017) ont montré une diminution progressive de l'activité de la déshydrogénase pour le compost et le vermicompost au cours de la période d'incubation dans le sol de 360 jours (l'activité de déshydrogénase du compost est même

devenue inférieure au témoin à la fin de l'expérimentation). Dans notre essai, nous n'avons pas observé de différence significative entre les traitements. Concernant l'épandage de digestat, Makadi *et al.* (2016) ont montré que l'activité de la déshydrogénase était similaire ou supérieure au témoin. Sur notre site expérimental, nous avons observé une diminution générale de l'activité de la déshydrogénase (tous traitements confondus) qui n'est pas liée à l'apport de PRO. Cela n'est probablement pas dû non plus à la compaction du sol. En effet, il a été montré par Nosalewicz et Nosalewicz (2011) que l'activité de la déshydrogénase pouvait augmenter avec le tassement (probablement à cause d'une exsudation plus importante des racines pour soutenir le développement de la plante dans un sol compacté). Cette diminution peut également être liée à la sécheresse observée durant le début de l'année 2022 lorsque les prélèvements ont été réalisés (Figure 4.14.C). En effet, l'activité microbienne est fortement dépendante de l'humidité et de la teneur en nutriments du sol (Li *et al.*, 2022).

À l'inverse de la déshydrogénase, les activités liées au cycle du carbone et de l'azote que nous avons étudiées (uréase et β -Glucosidase), ont toutes les deux augmenté quel que soit le traitement. L'uréase intervient dans le cycle de l'azote car elle permet la transformation de l'urée en NH_3 qui se transformera en NH_4^+ tandis que la β -Glucosidase intervient dans le cycle du carbone car elle permet l'hydrolyse complète de la cellulose en glucose. Ces résultats sont inattendus vu que nous avons observé une diminution de l'activité de la déshydrogénase indicatrice de l'activité respiratoire d'un sol : nous aurions pu nous attendre à une baisse des autres activités enzymatiques. Une explication pourrait être que les enzymes ont été immobilisées dans le sol dans un complexe enzyme-MO (piégeage) ou argile-enzyme (adsorption) avant la diminution de l'activité des microorganismes. En effet, Pascual *et al.* (2002) ont montré qu'après 360 jours d'incubation de sol avec des déchets solides municipaux bruts ou compostés, les sols présentaient une activité uréase totale (mesurée dans le sol) et immobilisée (mesurée dans la MO du sol) plus importante que le témoin, avec une persistance plus importante de l'activité totale et immobilisée dans le sol avec du compost. Le traitement avec du compost comprenait 62% d'uréase immobilisée contre 25% pour le traitement avec les déchets frais. Benitez *et al.* (2005) ont étudié les complexes enzymes-MO de la β -Glucosidase, de l'uréase et de la phosphatase durant le vermicompostage de grignons d'olives mélangés ou non à des boues d'épuration. Ils ont montré qu'à la suite du processus, les activités étudiées ont augmenté ou sont restées les mêmes ce qui suggère que le complexe enzyme-MO est resté stable. En mesurant les activités enzymatiques totales du sol, il nous est impossible de différencier celles dues aux enzymes immobilisées de celles dues aux enzymes produites en

direct par les organismes du sol et qui de ce fait, sont libres. En effet, les enzymes immobilisées peuvent rester actives dans le sol (Clark, 1994).

L'hypothèse qu'une partie des enzymes soient complexées à l'argile ou à la MO et de ce fait immobilisées, ce qui peut modifier leur cinétique (minéralisation notamment) et augmenter leur durée de vie, est une explication potentielle pour justifier une diminution de l'activité microbienne (déshydrogénase) et une augmentation des activités uréase et β -Glucosidase. En effet, l'augmentation des activités enzymatiques uréase et β -Glucosidase que nous avons observée serait le reflet d'une activité antérieure de production d'enzymes par les organismes du sol. Cette hypothèse va dans le sens de notre discussion sur les problèmes de minéralisation des PRO à fortes doses, de l'immobilisation de l'azote et de la diminution des rendements du blé observés sur la seconde année de notre essai. Nous supposons que ces résultats sont la conséquence des facteurs climatiques de la sécheresse de janvier à juin 2022. Or cette sécheresse a pu aussi jouer sur l'activité microbiologique totale (baisse déshydrogénase) avec une baisse du métabolisme cellulaire des organismes et donc de la minéralisation de la MO. L'apport d'une plus forte quantité de carbone pour nos traitements à forte dose (Cx2 et Vx2) a pu aussi amplifier l'immobilisation des nutriments d'une part et la production et la complexation des enzymes du sol d'autre part. Ce phénomène de complexation aurait comme conséquence une modification des paramètres cinétiques des enzymes. Le changement de système, en passant d'un système intensif à un système en AB, aurait aussi pu avoir des conséquences sur les activités enzymatiques. En effet, les communautés microbiennes auraient pu évoluer avec le système. Ainsi, la respiration mesurée avec l'activité déshydrogénase ne serait plus un indicateur d'activité des micrororganismes mais un indicateur de l'évolution de la communauté dans le milieu. L'augmentation des activités uréase et β -Glucosidase pourraient dès lors provenir d'une augmentation de la production des enzymes par les microorganismes déjà présents et/ou d'une évolution de leurs paramètres cinétiques qui rendent ces enzymes plus efficaces. De plus, l'augmentation de l'activité uréase entre le T0 et T3 (Tableau 5.6) est tout de même plus importante pour les traitements Dx1, Cx2 et Vx2 que pour les traitements Cx1 et Vx1 qui sont similaires à l'augmentation du témoin (~50%). Cela indiquerait donc que l'azote supplémentaire apporté par les fortes doses (Cx2 et Vx2) a généré plus d'activités enzymatiques uréase qui n'ont pas influencé les rendements probablement à cause de l'immobilisation dans l'argile ou la MO. Le fort taux d'augmentation pour le digestat (105%) montre également que cet engrais organique a permis un fort décuplement de l'uréase, probablement à cause de la forte quantité de lisier présente dans les intrants de la méthanisation. Dès lors, nous pouvons

supposer que si les conditions météorologiques évoluent positivement pour le développement de l'activité microbiologique du sol, les traitements Cx2 et Vx2 permettront d'augmenter les rendements les années suivantes en libérant les activités enzymatiques et nutriments piégés dans le sol. Cette hypothèse rejoint les hypothèses du chapitre précédent où nous n'avons pas observé de lessivage d'azote, ce qui montre qu'il est toujours sous forme organique dans le sol et/ou qu'il a été consommé par les cultures au fur et à mesure de sa minéralisation.

3.4. Impacts des PRO sur la qualité biologique du sol

Dans ce chapitre, nous avons pu répondre à nos questions de recherches concernant l'impact des PRO issus des biodéchets urbains sur la qualité biologique du sol et la spécificité de chacun.

Évolution de la qualité biologique du sol :

- Faibles populations de lombriciens avec une diminution importante des juvéniles sur l'ensemble du site expérimental.
- Vx2, Vx1 et Dx1 ont permis d'augmenter significativement l'abondance des lombriciens adultes.
- Vx2 et Vx1 ont permis d'augmenter significativement la biomasse des lombriciens adultes.
- Augmentation non significative de l'abondance de la mésofaune du sol (y compris des collemboles) pour tous les PRO par rapport au témoin.
- Diminution de la déshydrogénase, légère baisse de la phosphatase et augmentation de l'uréase et β -glucosidase sur l'ensemble du site expérimental.
- Absence d'effets des vers de terre sur la macroporosité du sol.

L'étude de la faune du sol a permis d'apporter plusieurs compléments d'information par rapport à l'analyse de la qualité physico-chimique du sol et les rendements agronomiques. En effet, en analysant le système dans son ensemble, nous avons pu présenter une hypothèse expliquant les problèmes de minéralisation des PRO et les pertes de rendement des cultures.

Cela montre qu'étudier les activités microbiologiques dans les sols en parallèle des facteurs classiques de l'agronomie (sol/plante/climat) peut permettre d'éclairer des problèmes

agronomiques à une échelle supérieure. Bien que cela reste une hypothèse, nous avons pu faire un lien entre les expressions d'enzymes et des fonctions de l'écosystème. Cependant, comme dans beaucoup d'études intégrant les activités enzymatiques du sol, nous nous confrontons à de nouvelles questions identifiées depuis longtemps par Burns et Dick (2002) :

« Quelle est l'ampleur du déclin de l'activité enzymatique du sol avant que la qualité ou la durabilité de l'ensemble de l'écosystème ne soit affectée ? Une augmentation de l'activité enzymatique due à la gestion de la remise en état indique-t-elle une amélioration de l'ensemble de l'écosystème ? Quelles activités enzymatiques devraient être quantifiées pour fournir une indication de l'impact de la gestion, de la pollution ou de la remise en état sur l'activité microbienne générale du sol, la redondance et la résilience ? C'est là que réside le défi pour les enzymologistes du sol. ».

Hypothèses sur l'évolution chronologique de notre système et l'impact des PRO :

1) Début de l'essai, transition d'un système intensif vers AB :

Beaucoup de nutriments disponibles dans le sol avec une MO facilement dégradable par les microorganismes, année climatique propice à la minéralisation des PRO, impact positif sur les rendements pour les PRO de type engrais (digestat et vermicompost).

2) Première année de culture, diminution progressive des ressources :

Consommation des nutriments du sol par la culture et les microorganismes (faim d'azote ?), phénomène amplifié par les PRO amendant (compost et vermicompost) qui amènent du carbone stable (difficile à dégrader par les microorganismes) ce qui engendre une production d'enzyme pour « attaquer » la MO récalcitrante et potentiellement une complexation de ces enzymes à la MO.

3) Seconde année de culture, aléas climatiques et baisse des rendements :

Sécheresse, faible minéralisation des PRO, faible développement de la culture, diminution de la respiration des microorganismes mais maintien de l'activité enzymatique (immobilisée dans la MO ?), accentuation de l'immobilisation des nutriments par le second apport de PRO amendant (ajout de carbone récalcitrant) = rendements supérieurs pour les PRO amendant à faibles doses par rapport aux fortes doses (compost et vermicompost), digestat supérieur au témoin (engrais).

D'autre part, les analyses de terrains concernant les communautés de lombriciens nous ont permis de montrer un effet positif des apports des PRO sur l'abondance et la biomasse des communautés adultes. Cependant, les faibles populations de lombriciens présents sur notre site expérimental ne nous ont pas permis d'observer des effets des vers de terre sur la structure du sol (galeries à la tomographie). Dès lors, avec nos résultats positifs sur les communautés de lombriciens adultes malgré les faibles populations, nous avons choisi de mettre en place une expérimentation de laboratoire afin d'estimer le potentiel des PRO sur les galeries des vers de terre. En effet, une expérimentation en conditions contrôlées permet de s'affranchir de la variabilité des conditions réelles (climat notamment) et d'approcher au plus près les mécanismes de bioturbation des lombriciens.

Chapitre 6 :

Estimation en conditions de laboratoire de l'impact des différents PRO et de leur dose sur l'activité de *Lumbricus terrestris* et *Aporrectodea caliginosa*

L'objectif de cette expérimentation est d'observer le comportement des vers de terre (galeries, déjections) suite à l'apport des différents PRO. De plus, étant donné que sur l'expérimentation de terrain nous avons fait le choix de ne pas mettre de forte dose de digestat, nous pouvons observer l'effet d'un dosage important sur l'activité des vers de terre. À travers ce chapitre, nous avons pour objectif d'approfondir les questions 3 et 4 en étudiant l'effet des PRO (2 doses) sur **l'activité des vers de terre** qui influence directement la structure du sol avec la **création de galeries**. Nous observerons également les **activités enzymatiques dans les turricules** des vers de terre afin de caractériser l'impact des PRO sur leurs déjections et la minéralisation de la MO. Cette expérimentation de laboratoire permet de définir plus précisément les services de régulation et de support à travers les processus de minéralisation (cycle de la MO et des nutriments du sol et de maintien de la porosité du sol). En effet, nous supposons que le vermicompost et le compost à forte dose favorisent l'alimentation des lombriciens et donc l'augmentation de la production de turricules de surface. Nous supposons aussi que cet effet est visible mais de manière moins importante pour les traitements à faible dose (y compris le digestat) et qu'il y a un effet négatif sur la production de turricules du digestat à forte dose à cause de la forte présence d'azote. En effet, Moinard *et al.* 2021 ont montré qu'un fort taux d'azote ammoniacal impactait négativement les lombriciens. Enfin, nous supposons que les vers de terre creusent plus de galeries dans les traitements à forte dose de compost et vermicompost puis dans les traitements à faible dose et enfin dans le digestat à faible dose puis à forte dose.

1. Protocoles de l'expérimentation en laboratoire

1.1. Conception des mésocosmes avec les PRO

Afin d'évaluer en milieu contrôlé l'impact des PRO issus des biodéchets sur l'activité des vers de terre nous avons réalisé des mésocosmes dans des colonnes de PVC de 30 cm de profondeur et 16 cm de diamètre. Les mésocosmes ont été réalisés avec le sol prélevé à proximité du site expérimental de Civrieux où aucun PRO n'avait été apporté (cf. analyse chimique du témoin de 2021 ; Tableau 4.4). Le sol a été mélangé, séché à l'air pendant 7 jours puis tamisé à 2 mm. Les colonnes ont été réalisées avec des couches de sol de 650g (± 1 g) d'une humidité moyenne de 20% qui ont été compressées à l'aide d'une presse hydraulique entre 150 et 160 kPa pendant 3 minutes afin d'obtenir une densité moyenne de $1,2 \text{ g.cm}^{-3}$. Cette opération a été répétée sur toutes les colonnes afin qu'elles aient chacune 10 couches de sol d'environ 2,5 cm pour obtenir des colonnes de 25 cm. Pour les deux dernières couches proches de la surface, le PRO (compost, digestat et vermicompost dont les analyses figurent dans le Tableau 3.3), dont la quantité a été

calculée à partir d'un équivalent N (80 et 160 kg.N.ha⁻¹), a été mélangé au sol avant d'être pressé. Entre ces deux couches de sols mélangées à des PRO, 10 g de baryum ont été étalés en une fine couche dans toutes les colonnes. Ce marqueur a été utilisé pour caractériser l'action des vers de terre dans les horizons où sont présents les PRO. Ce produit, par effet photoélectrique, est visible dans les images de tomographie aux rayons X. L'analyse par tomographie permet à la fin de l'expérimentation d'évaluer les déplacements du baryum dans la colonne. Au final, 10 colonnes pour chacun des 7 traitements ont été réalisées : témoin (sans PRO), compost faible et forte dose, digestat faible et forte dose et vermicompost faible et forte dose. Pour chaque traitement, un ver de terre épi-anécique (*Lumbricus terrestris*) et deux endogés (*Aporrectodea caliginosa*) préalablement pesés ont été apportés à la surface de 9 des 10 colonnes (une colonne sans ver de terre en guise de témoin du traitement). Les colonnes ont ensuite été laissées 2 mois dans une pièce tempérée à 18°C.

1.2. Tomographie et reconstitution 3D des galeries

À la fin de l'expérimentation, les colonnes ont été analysées au scanner médical (BrightSpeed Exel 4. General Electric) au centre de l'INRAE de Champenoux pour obtenir des images de 1,25 mm d'épaisseur avec une résolution de 0.4 mm dans chaque image (paramètres du scanner : 130 mA et 50KV). Ces images en format DICOM 16 bits ont été transformées en 8 bits à l'aide du logiciel ImageJ (Schneider *et al.*, 2012) en ré-échantillonnant les niveaux de gris entre -1000 HU et 2000 HU. L'histogramme des images 8 bits a permis de définir 2 seuils séparant 3 pics : gris pour le sol, noir pour le vide qui représente les pores (Capowiez *et al.*, 1998) et blanc qui représente le baryum (effet photo-électrique du baryum). La segmentation de seuils entre le sol et les pores a été fixée manuellement à 70 HU et la détection du baryum au seuil du blanc soit 240 HU. Ensuite, le réseau de galeries faites par les vers de terre a été caractérisé en calculant le volume de macroporosités et la continuité du réseau (nombre de chemins indépendants ayant une extension verticale d'au moins 30% de la profondeur de la colonne soit 9 cm). Le volume du sol marqué par le baryum et déplacé a été aussi quantifié (en éliminant le volume de dépôt).

Le réseau de galeries faites par les vers de terre a été caractérisé en calculant le volume de macroporosités total sur 10 horizons de 2,5 cm. Deux espèces de ver de diamètre et de taille très différents ont été utilisées. On peut donc séparer les galeries en fonction d'un seuil de gris (100 HU) qui correspond ici à un seuil de diamètre de 3,6 mm. Les images ont été transformées en valeur de diamètre à l'aide du plugin « Local Thickness » du logiciel ImageJ ce qui nous a

permis d'estimer la porosité créée par chaque espèce (Figure 6.1). L'ensemble des images issues de la tomographie et mises en forme sous ImageJ sont présentées dans l'annexe 6.1.

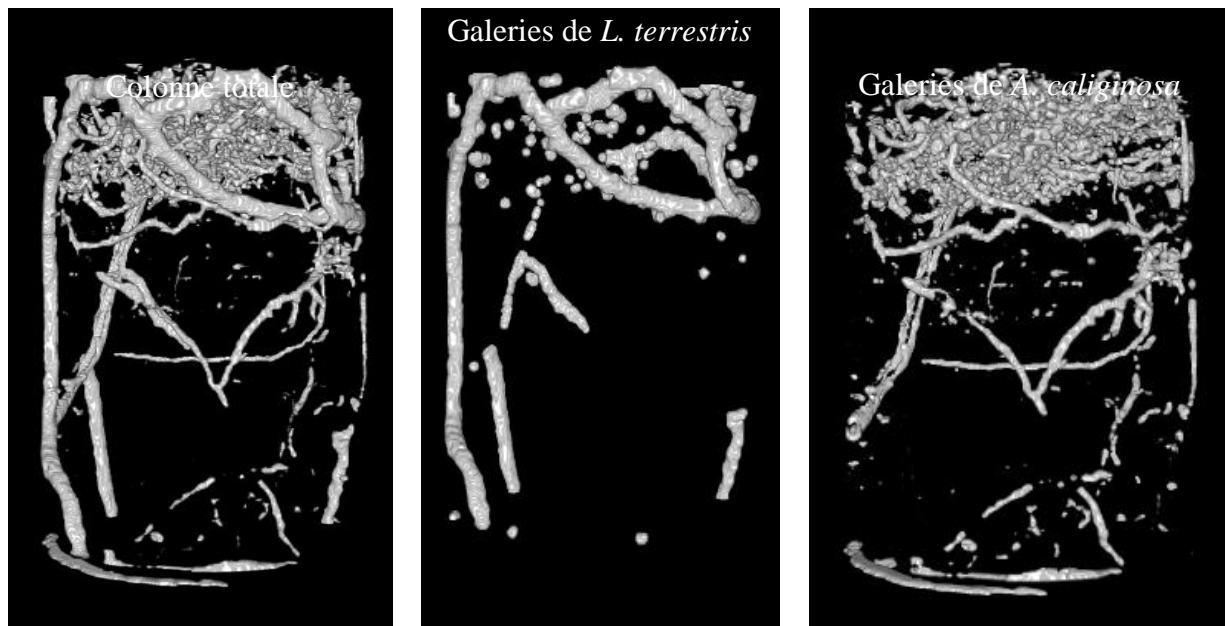


Figure 6.1. Exemple de séparation des galeries de *L. terrestris* et *A. caliginosa* réalisée à l'aide du logiciel ImageJ (colonne V160-4 de l'annexe 6.1).

1.3. Poids des vers de terre et activités enzymatiques dans les turricules de surface

Les activités enzymatiques mesurées sur le terrain n'ayant pas montré de différences significatives entre les traitements, nous avons choisi d'évaluer l'impact des différents produits sur les cycles biogéochimiques en analysant les activités enzymatiques dans les turricules de surface. Pour cela, après le passage au scanner des colonnes, les turricules de surface de chacune des colonnes ont été collectés et pesés avant d'être conservés au congélateur pour l'analyse enzymatique. Tout comme pour la partie terrain, nous avons mesuré la déshydrogénase, la β -Glucosidase, l'uréase) et la phosphatase en suivant le même protocole (cf. chapitre 5 partie 1.4). Les colonnes ont ensuite été détruites et les vers de terre récupérés ont été pesés. La différence de poids avec les vers de terre pesés avant l'expérimentation a ensuite été calculée avec les individus retrouvés.

1.4. Analyses des données

L'ensemble des résultats a été analysé avec le logiciel R version 4.2.2 (R Core Team, 2022) et l'ensemble des graphiques a été réalisé à l'aide du package « ggplot2 » version 3.4.1 (Wickham *et al.*, 2023). Pour observer les effets des produits (compost, digestat et vermicompost) et des

doses (80 ou 160 kg.N.ha⁻¹), des ANOVA deux facteurs mesurant l'interaction entre les deux facteurs (produit et dose) ont été réalisées. Ces analyses ont été réalisées lorsque les résidus de l'analyse suivaient une loi normale (test de Shapiro) et que l'homoscédasticité (test de Bartlett) était atteinte. Dans certains cas, les données ont été transformées en logarithmes pour atteindre l'homoscédasticité. Pour les ANOVA à deux facteurs, le traitement « sol » qui représente la dose N0 a été ôté de l'analyse car il ne possède que 9 répétitions (pas d'effet dose). Le traitement « sol » a cependant été représenté sur les graphiques pour situer les réponses des produits et doses par rapport à cette valeur qui fait office de témoin. À la suite des ANOVA significatives, des tests de comparaison de Tukey ont été réalisés à l'aide du package « multcomp » version 1.4-20 (Hothorn *et al.*, 2008a) et les lettres de significativité ont été obtenues à l'aide de la fonction « lsmeans » version 2.30-0 (Lenth, 2018) du package « emmeans » version 1.8.5 (Lenth *et al.*, 2023). Si l'interaction entre les facteurs produits et doses était significative, des ANOVA à un facteur comparant les produits (compost, digestat et vermicompost toutes doses confondues) ou les dose (80 et 160 kg.N.ha⁻¹ tous produits confondus), ont été réalisées. Tout comme pour les ANOVA à deux facteurs le traitement sol a été retiré des analyses car il ne comportait pas le même nombre de répétitions que les autres traitements (9 répétitions au lieu de 18 pour les produits et 9 répétitions au lieu de 27 pour les doses). Les tests de Shapiro et Bartlett ont été effectués sur les résidus et les données ont été transformées en logarithmes lorsque que l'homoscédasticité n'était pas atteinte.

Lorsque l'homoscédasticité n'était pas atteinte après log-transformation, des analyses de ré-échantillonnage (permutation) ont été réalisées à l'aide du package « coin » version 1.4-2 (Hothorn *et al.*, 2008b) pour les analyses à un facteur et « lmPerm » version 2.1.0 (Wheeler et Torchiano, 2016) pour les analyses à deux facteurs. Si une différence significative était observée, les modalités étaient dans ce cas comparées 2 à 2 à l'aide du test de permutation à deux échantillons par paires du package « rcompanion » version 2.4.18 (Mangiafico, 2022). Pour l'ensemble des analyses de permutation un facteur de 999 a été utilisé pour fixer les résultats à l'aide de la fonction set.seed.

Pour l'analyse des activités enzymatiques, des ACP en données réduites ont été réalisées sur l'ensemble des activités (déshydrogénase, β -Glucosidase, phosphatase et uréase) des turricules à l'aide du package « FactoMineR » version 2.8 (Lê *et al.*, 2008) et mises en forme à l'aide du package « factoextra » version 1.0.7 (Kassambara et Mundt, 2020). Les ellipses différenciant les modalités ont été réalisées à l'aide d'un indice de confiance de 95%. Les matrices de corrélation ont été réalisées à l'aide du package « corrplot » version 0.92 (Wei *et al.*, 2021).

2. Réponses biologiques des vers de terre

2.1. Poids des individus et des turricules de surfaces

Les ANOVA à un facteur (traitements) et deux facteurs (produits et doses) n'ont pas révélé de différence statistique du poids des *L. terrestris* et *A. caliginosa* avant et après l'expérimentation (Tableau 6.1).

Tableau 6.1. Analyses statistiques de la différence de poids des vers de terre avant et après l'expérimentation.

Analyse	Facteur	Espèce	p	F
ANOVA 1 facteur	Traitement	<i>L. terrestris</i>	0,6195	0,7417
		<i>A. caliginosa</i>	0,1891	1,5538
ANOVA 2 facteurs (sans le sol)	Produit	<i>L. terrestris</i>	0,5224	0,6631
		<i>A. caliginosa</i>	0,17751	1,8323
	Dose	<i>L. terrestris</i>	0,9594	0,0026
		<i>A. caliginosa</i>	0,09201	3,0295
	Interaction	<i>L. terrestris</i>	0,8205	0,1991
	Produit et Dose	<i>A. caliginosa</i>	0,36934	1,0298

Concernant le poids sec des turricules de surface, l'analyse de permutation à deux facteurs a permis de montrer une différence entre les produits ($p < 2e-16$) et les doses ($p < 2e-16$), mais pas d'interaction entre les deux ($p : 0,3212$). La comparaison 2 à 2 à partir du test de permutation a également mis en évidence une différence statistique entre les produits (Figure 6.2). L'apport de compost et de vermicompost a permis une plus forte production de turricules de surface par rapport au digestat (moyenne de 137,87 ; 107,98 et 69,98 g de turricules secs de surfaces respectivement). Bien que le test n'ait pas montré de différences significatives entre le compost et le vermicompost, le traitement compost a permis une production plus importante de turricules de surface. Le digestat quant à lui est le traitement qui se caractérise par une moindre masse de turricules de surface avec une moyenne inférieure au traitement « sol » (87,70 g de turricules secs). Cette différence n'a pas été testée statistiquement car le sol a été retiré de l'ANOVA à un facteur (cf. chapitre 6 partie 1.4.).

L'apport de produits à différentes doses influence la quantité des turricules de surface qui est significativement supérieure lors d'un apport à 160 kg.N.ha⁻¹ par rapport à 80 kg.N.ha⁻¹ ($p : 0,001719$) (Figure 6.3). L'apport d'une forte quantité de produit a permis de produire en moyenne 125,65 g de turricules secs à la surface tandis que l'apport à faible dose a permis la production de 84,24 g de turricules secs. La faible dose d'azote est similaire à une absence d'apport azoté où les vers de terre ont produit 87,70 g de turricules secs à la surface du sol.

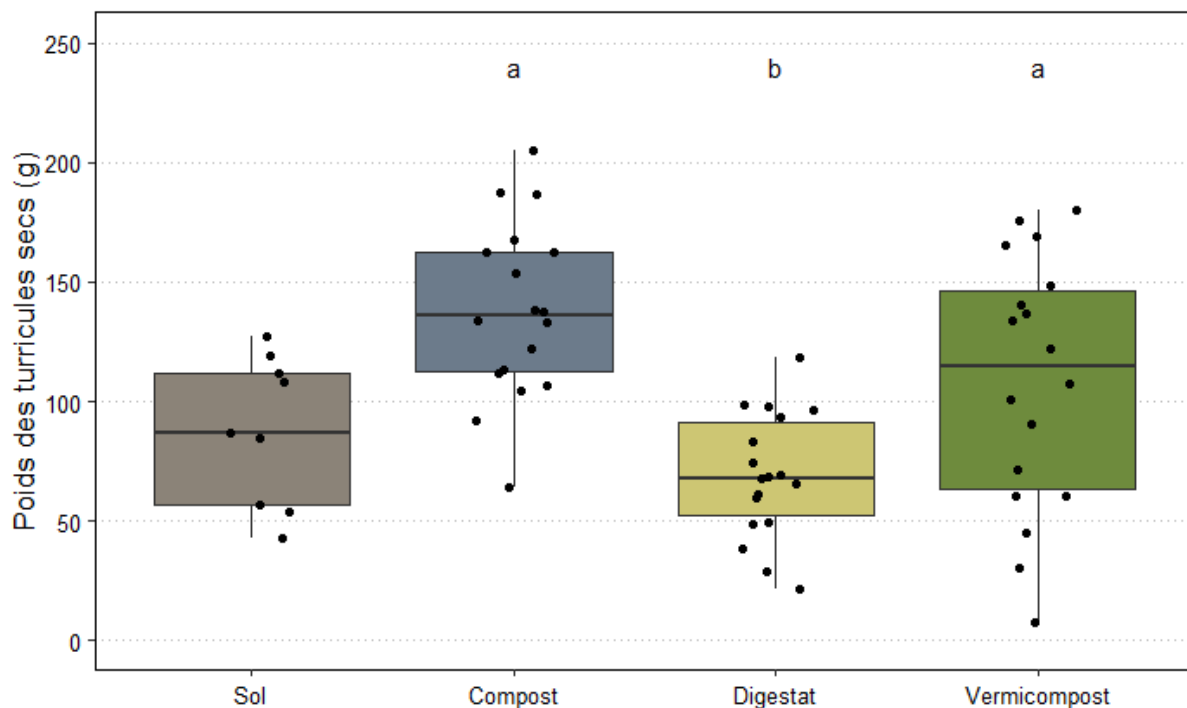


Figure 6.2. Poids sec des turricules de surface où les lettres indiquent les différences statistiques ($p < 0,05$).

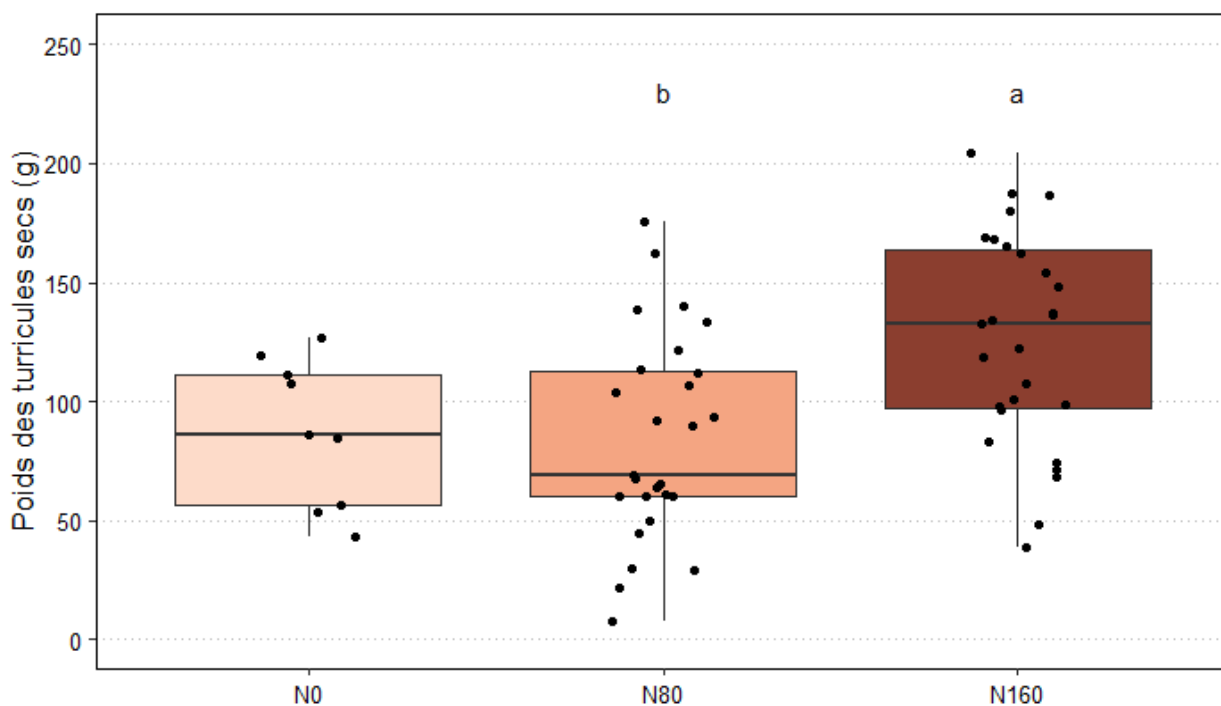


Figure 6.3. Poids des turricules de surface où les lettres indiquent les différences statistiques ($p < 0,05$) avec N : azote ; 0, 80 et 160 : kg.N.ha^{-1} .

2.2. Activités enzymatiques des turricules de surface

L'ANOVA deux facteurs de la déshydrogénase a mis en évidence une interaction entre le type de produit et la dose ($p : 0,0251$). Nous avons donc réalisé une ANOVA à un facteur qui montre une différence entre les traitements ($p : 0,0243$) (Figure 6.4). Suite à la comparaison des traitements deux à deux, seul le compost forte dose (C160) et le digestat faible dose (D80) se sont révélés significativement plus élevés que le vermicompost forte dose (V160). Les autres traitements ne sont pas différents les uns des autres.

L'ANOVA deux facteurs de la β -Glucosidase n'a pas montré d'interactions significatives entre doses et produits ($p : 0,182$). L'ANOVA deux facteurs réalisée sans interaction n'a pas non plus montré d'effet dose et produit ($p : 0,440$ et $0,809$ respectivement). Le sol est cependant le traitement où les turricules ont la plus forte valeur pour la β -Glucosidase ($0,48 \mu\text{mol.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ de turricules sec) et l'activité la plus faible a été observée pour le digestat à forte dose avec une moyenne de $0,26 \mu\text{mol.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ de turricules secs.

L'ANOVA deux facteurs de la phosphatase n'a pas mis en évidence une interaction entre le type de produit et la dose ($p : 0,0527$) et l'ANOVA deux facteurs (sans l'interaction) n'a pas montré de différences entre les produits et les doses ($p : 0,0568$ et $0,0858$ respectivement). Le témoin (sol) est cependant le traitement où les turricules ont la plus forte teneur ($0,44 \mu\text{mol.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ de turricules sec) et l'activité la plus faible a été observée dans le compost à forte dose avec une moyenne de $0,29 \mu\text{mol.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ de turricules secs.

L'ANOVA deux facteurs de l'uréase n'a pas mis en évidence d'interaction entre le type de produit et la dose ($p : 0,33672$). L'ANOVA à deux facteurs (sans interaction) révèle que l'activité de l'uréase n'est pas influencée par la dose ($p : 0,69629$) mais par le produit ($p : 0,00582$) (Figure 6.5). Le vermicompost est significativement supérieur au compost avec une activité moyenne de $96,472 \mu\text{mol.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ de turricules secs contre $86,76 \mu\text{mol.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ de turricules secs. Le digestat et le sol se situent entre les deux produits avec une activité moyenne de $89,14$ et $86,76 \mu\text{mol.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ de turricules secs respectivement.

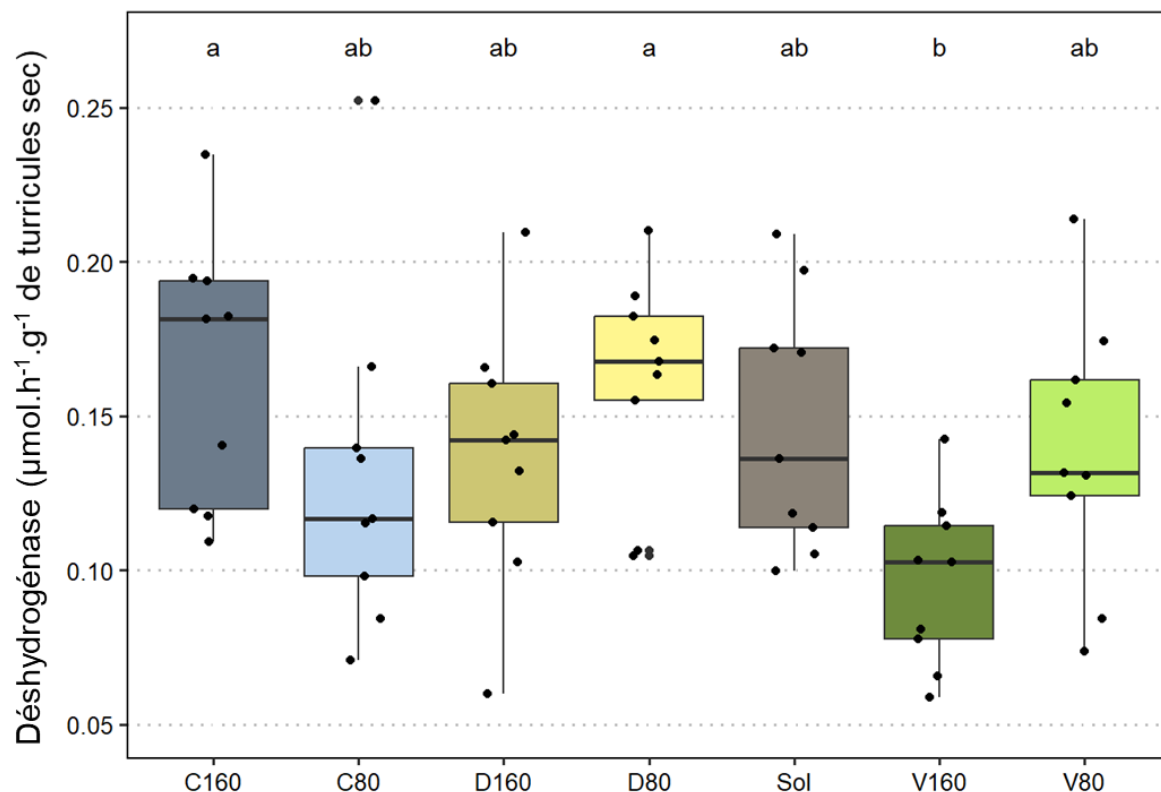


Figure 6.4. Activité de la déshydrogénase où les lettres indiquent les différences statistiques ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹.

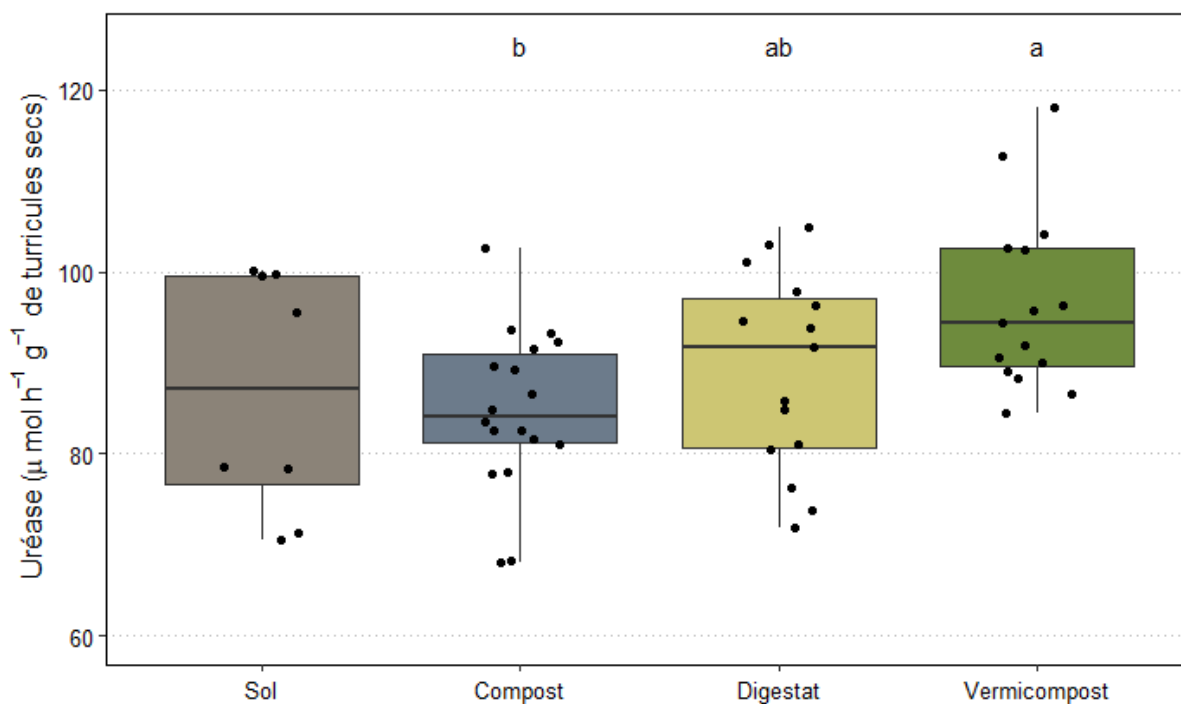


Figure 6.5. Activité enzymatique de l'uréase où les lettres indiquent les différences statistiques ($p < 0,05$).

3. Effet des différents produits organiques et de leur dosage sur l'activité bioturbatrice

3.1. Quantification du volume des galeries

La Figure 6.6 qui représente la moyenne du volume des galeries (cm^3) réalisées par *Lumbricus terrestris* en fonction des différents horizons (2,5 cm par horizon soit h01 = 0 à 2,5 cm, h02 = 2,5 à 5cm, ...) montre que l'essentiel de l'activité de ce vers de terre épi-anécique s'est concentré à la surface du mésocosme. Les horizons où ont été mélangés les différents produits (h01 et h02 soit les 5 premiers centimètres de la colonne) ont été largement colonisés par les *L. terrestris* et notamment les modalités compost (faible et forte dose) et vermicompost (forte dose). Au contraire, en bas des mésocosmes (à partir de h07 soit à partir de 15 cm de profondeur), ce sont les digestats, le sol et le vermicompost faible dose qui montrent un volume de galeries plus important.

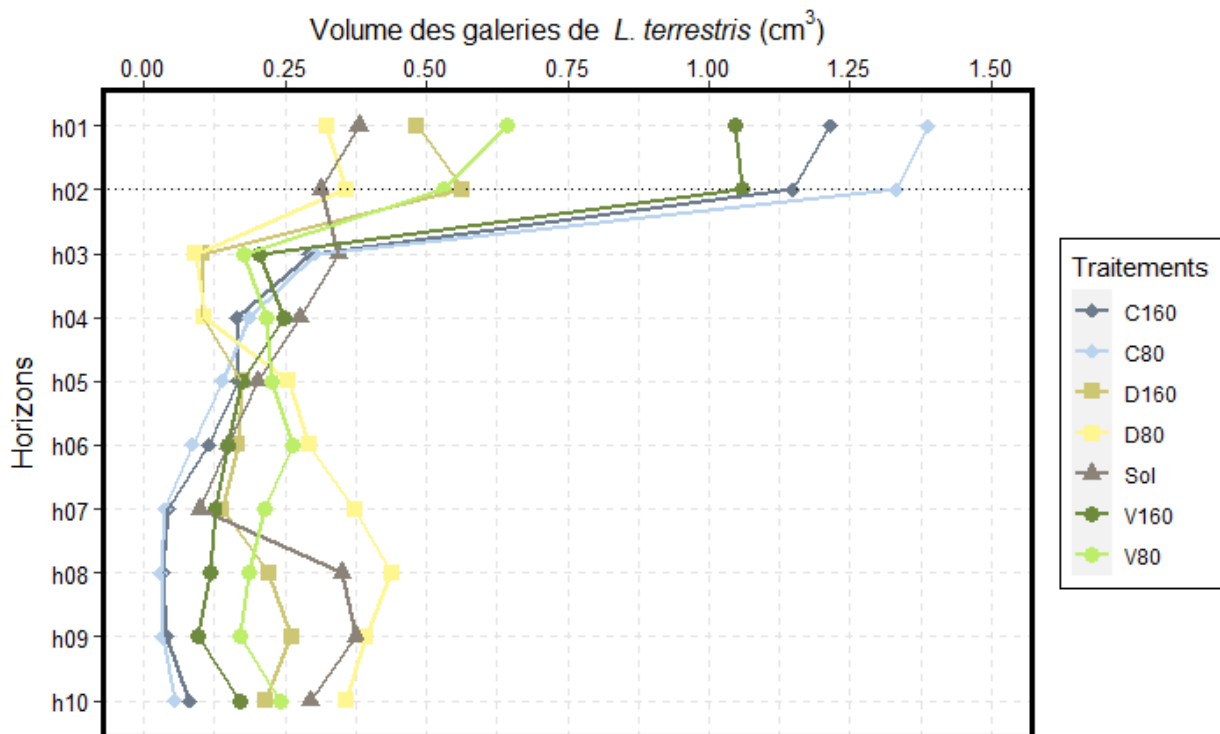


Figure 6.6. Moyenne du volume des macropores créés par *Lumbricus terrestris* en cm^3 selon les différents horizons du mésocosme avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha^{-1} . La zone au-dessus de la ligne en pointillés noirs représente les horizons où les produits ont été mélangés au sol.

La Figure 6.7 représente la moyenne du volume des galeries (cm^3) réalisées par *Aporrectodea caliginosa* en fonction des différents horizons et montre que l'activité des deux vers de terre endogés s'est concentrée à la surface et au fond des mésocosmes. Tout comme pour *L. terrestris*, *A. caliginosa* a été plus actif à la surface (horizons h01 et h02) pour les modalités compost (faible et forte dose) et vermicompost forte dose. En bas des mésocosmes, les *A. caliginosa* semblent plus actifs pour les autres modalités (sol, vermicompost faible dose et les digestats).

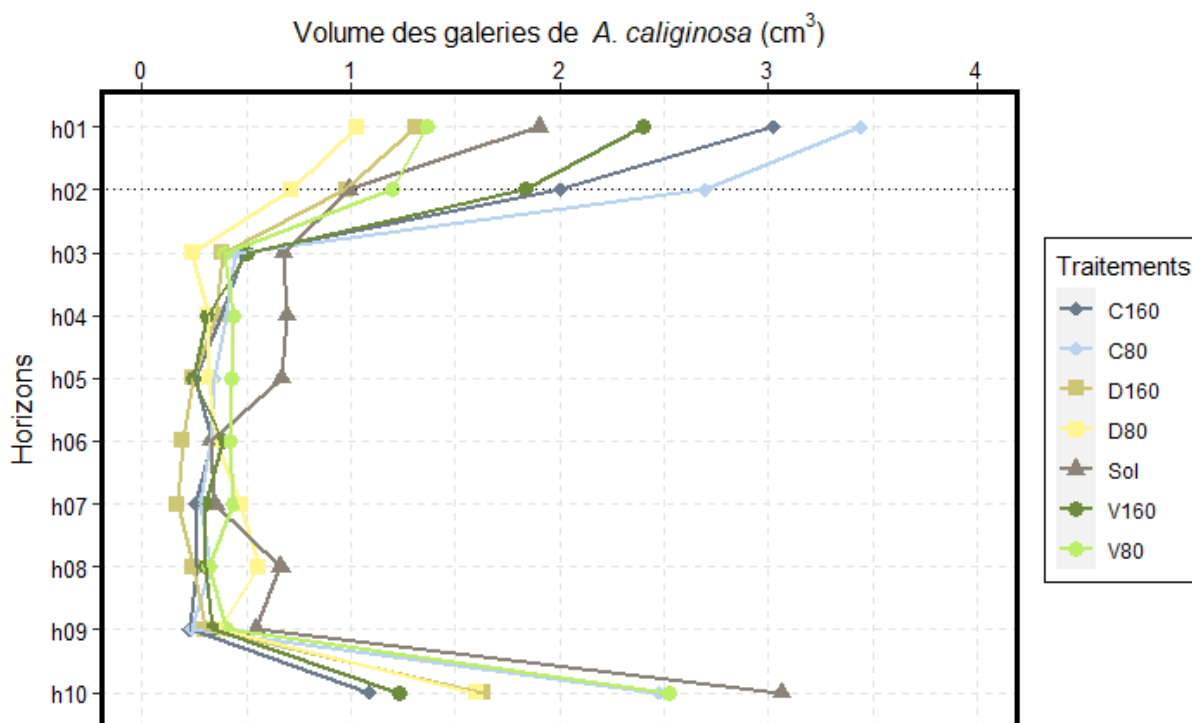


Figure 6.7. Moyenne du volume des macropores créés par *Aporrectodea caliginosa* en cm^3 selon les différents horizons du mésocosme avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha^{-1} . La zone au-dessus de la ligne en pointillés noirs représente les horizons où les produits ont été mélangés au sol.

Pour vérifier si les modalités ont influencé l'activité des lombriciens, des analyses statistiques sur l'ensemble du mésocosme et par horizon sont présentées dans les Tableaux 6.2 pour *L. terrestris* et 6.3 pour *A. caliginosa*. Les horizons définis sont l'horizon MO (0-5 cm soit les horizons h01 et h02) où ont été mélangés les PRO et les horizons H2 et H3 qui sont les horizons de sol correspondant à 5-15 cm et 15-25 cm soient les horizons h03 à h06 et h07 à h10 respectivement (ce découpage se justifie par les profils d'activités observés en 6.6 et 6.7).

Tableau 6.2. Moyennes du volume des galeries (cm³) produites par *L. terrestris* où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre produits et doses ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost pour les produits et N80 et N160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹ pour les doses.

Analyse Statistique	Horizons (cm)	Produit			Dose		Sol et N0	Interaction Prod. x Dose
		C	D	V	N80	N160		
Permutation Anova	Tot. (0-25)	3,45	2,71	3,13	3,15	3,04	2,78	p : 0,3875
Logarithme Anova	MO (0-5)	2,54 ^a	0,86 ^c	1,64 ^b	1,52 ^b	1,84 ^a	0,69	p : 0,09118
Permutation Anova	H2 (5-15)	0,73	0,65	0,83	0,78	0,69	0,97	p : 0,6923
Permutation Anova	H3 (15-25)	0,18 ^c	1,20 ^a	0,66 ^b	0,84 ^a	0,51 ^b	1,12	p : 0,08693

Sur l'ensemble de la colonne, les *Lumbricus terrestris* n'ont pas agi significativement sur le volume des galeries en fonction des produits ($p : 0,1799$). Cependant, en s'intéressant aux différents horizons (Tableau 6.2), les *L. terrestris* ont significativement plus creusé dans l'horizon MO (0-5 cm) avec une différence significative entre les produits ($p : 5,529e-07$) où la modalité compost est supérieure au vermicompost qui est elle-même supérieure au digestat. Le dernier horizon (H3 : 15-25 cm) montre également une différence significative entre les produits ($p : < 2e-16$) mais cette fois-ci c'est le digestat qui est supérieur au vermicompost qui est lui-même supérieur au compost (inverse de l'horizon MO). Aucune différence n'a été relevée dans l'horizon intermédiaire (H2 : 5-15 cm) ($p : 0,6438$). Les *L. terrestris* ont aussi été sensibles à l'effet dose. Ils ont présenté une plus forte activité en surface ($p : 0,04586$) avec un fort apport azoté (N160) et une plus forte activité en profondeur ($p : 0,04596$) avec un faible apport azoté (N80). Le facteur dose n'a pas impacté significativement l'activité des *L. terrestris* dans l'horizon H2 ($p : 0,4655$).

Concernant les *Aporrectodea caliginosa*, le facteur dose n'a pas eu d'effet sur leur activité, aussi bien sur l'ensemble de la colonne ($p : 0,7642$) que pour les différents horizons MO, H2 et H3 ($p : 0,5047 ; 0,6379$ et $0,2112$ respectivement). Cependant, *A. caliginosa* a été plus actif dans la colonne totale avec le compost qu'avec le digestat ($p : 0,0475$; Tableau 6.3). La modalité vermicompost se situe entre le compost et le digestat et n'a pas été significativement différente sur l'ensemble de la colonne par rapport aux deux autres modalités. En séparant les horizons, la partie MO (0-5 cm) a montré une différence significative ($p : 1,41e-05$) avec une plus forte activité pour la modalité compost par rapport au digestat et au vermicompost. Le facteur : produits dans les horizons H2 et H3 n'a pas modifié significativement le comportement des *A. caliginosa* ($p : 0,3622$ et $0,9216$ respectivement).

Tableau 6.3. Moyennes du volume des galeries (cm^3) produites par *A. caliginosa* par horizon où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre produits et doses ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost pour les produits et N80 et N160 : 80 et 160 kg.N.ha^{-1} pour les doses.

Analyse Statistique	Horizons (cm)	Produit			Dose		Sol et N0	Interaction Prod. x Dose
		C	D	V	N80	N160		
Logarithme Anova	Tot. (0-25)	9,67 ^a	5,91 ^b	7,91 ^{ab}	8,31	7,35	9,90	p : 0,9277
Anova classique	MO (0-5)	5,59 ^a	2,02 ^b	3,41 ^b	3,49	3,86	2,90	p : 0,1173
Permutation Anova	H2 (5-15)	1,50	1,21	1,57	1,49	1,36	2,37	p : 0,8571
Permutation Anova	H3 (15-25)	2,59	2,68	2,93	3,34	2,13	4,63	p : 0,9057

3.2. Estimation de la bioturbation grâce au marqueur « baryum »

La Figure 6.8 qui représente la quantité de baryum dans les différents horizons montre clairement une activité de bioturbation préférentielle des *L. terrestris* et *A. caliginosa* dans les horizons de surface (h01 et h02). Le reste de baryum a été déplacé différemment selon les produits utilisés. En effet, les modalités compost, vermicompost et digestat suivent chacune leurs propres dynamiques avec un déplacement de baryum plus important pour le compost que le vermicompost et que le digestat qui semble similaire au témoin (sol et N0). Le facteur dose ne semble pas impacter le déplacement du baryum dans les différents horizons. Pour vérifier ces observations, des analyses statistiques ont été réalisées sur l'ensemble de la colonne et sur les horizons MO, H1 et H2, tout comme dans la partie précédente (Tableau 6.4). Sur l'ensemble de la colonne, le facteur dose n'a pas eu d'effet sur le déplacement du baryum ($p : 0,1924$) tandis que le facteur produit a eu un effet significatif ($p : < 2e-16$). En effet, la quantité de baryum déplacée sur l'ensemble de la colonne suit la logique suivante : compost > vermicompost > digestat. En analysant horizon par horizon, seul l'horizon MO était significativement supérieur avec la dose N160 par rapport à N80 ($p : 0,0469$). Sur ce même horizon, l'effet produit a également été significativement positif ($p : 5,37e-13$) avec une plus forte bioturbation du baryum dans la modalité compost puis vermicompost et enfin digestat. Dans l'horizon H2 seul le compost et le digestat se sont différenciés statistiquement tandis que le vermicompost n'est pas significativement différent du compost et digestat.

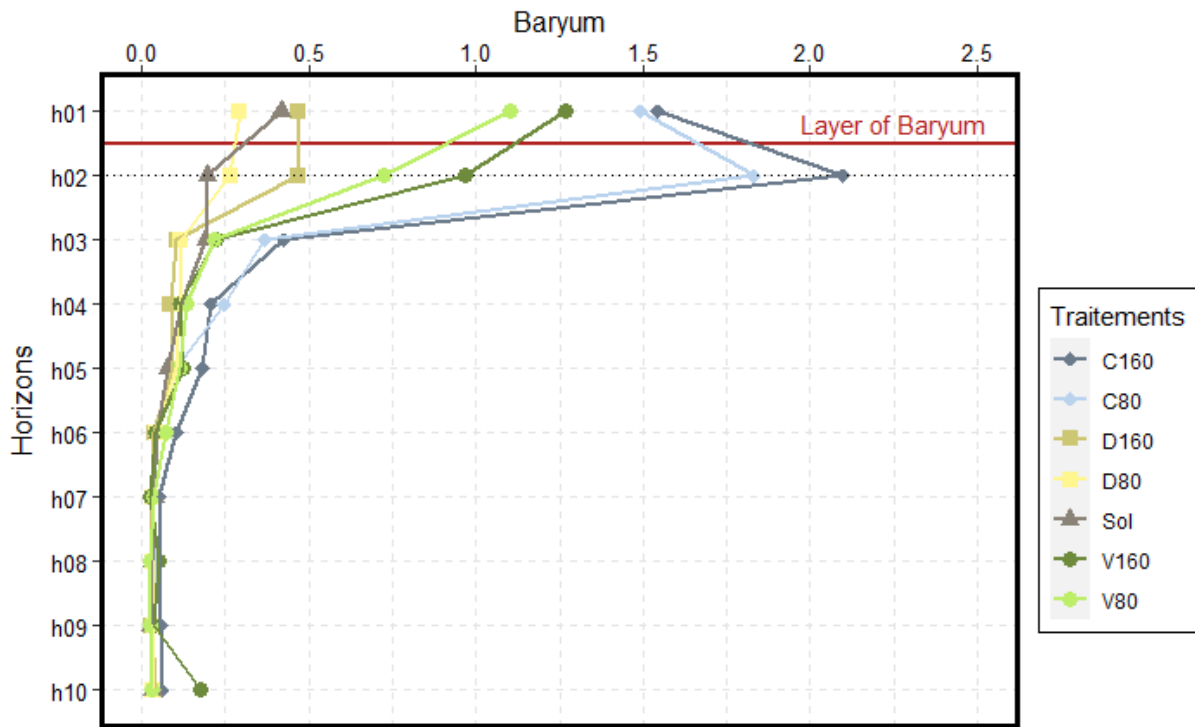


Figure 6.8. Moyenne du baryum selon les différents horizons du mésocosme avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹. La zone au-dessus de la ligne en pointillés noirs représente les horizons où les produits ont été mélangés au sol.

Tableau 6.4. Moyenne de la quantité de baryum où les lettres en gras indiquent les différences statistiques entre produits et doses ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost pour les produits et N80 et N160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹ pour les doses.

Analyse Statistique	Horizons (cm)	Produit			Dose		Sol et N0	Interaction Prod. x Dose
		C	D	V	N80	N160		
Permutation Anova	Total (0x25)	0,45 ^a	0,12 ^c	0,27 ^b	0,26	0,31	0,12	p : 1,0000
Logarithme Anova	MO (0x5)	3,48 ^a	0,75 ^c	2,03 ^b	1,90 ^b	2,27 ^a	0,61	p : 0,561
Logarithme Anova	H2 (5x15)	0,84 ^a	0,35 ^b	0,52 ^{ab}	0,56	0,58	0,43	p : 0,634321
Permutation Anova	H3 (15x25)	0,16	0,13	0,20	0,13	0,21	0,13	p : 0,75472

4. Discussion : l'activité des vers de terre est influencée par la quantité et la qualité des matières organiques

4.1. Réponses de *Lumbricus terrestris* et d'*Aporrectodea caliginosa* en fonction des produits organiques

Les lombriciens dans les mésocosmes n'ont pas montré une évolution significative de leur biomasse 2 mois après l'apport des PRO. Cependant, l'analyse du poids des turricules secs de surface a permis de valider notre hypothèse qu'une plus grande quantité de PRO amendant

amènerait une plus grande production de déjections à la surface du sol. En effet, les traitements compost et vermicompost ont permis une plus grande production de turricules par rapport au digestat et une quantité plus importante dans les traitements à forte dose (160 kg.N.ha⁻¹) par rapport à la faible dose (80 kg.N.ha⁻¹). Dans une étude similaire à la nôtre qui consistait à inoculer un *L. terrestris* et deux *A. caliginosa* dans un mésocosme après l'apport de de 40 ou 80 t.ha⁻¹ de digestat liquide, Moinard *et al.* (2021) n'ont pas montré d'impact des différents traitements sur le poids des vers de terre mais observé une différence du poids des turricules produits à la surface. Ces auteurs n'ont pas retrouvé de turricules de surface pour le traitement avec le digestat à faible dose et dans deux colonnes sur cinq pour le digestat à forte dose. Ce résultat va dans le sens de nos observations avec une faible production de turricules en surface pour le digestat, ce qui pourrait correspondre à un comportement d'évitement. En effet, Moinard *et al.* (2021) ont montré que l'ammoniac (NH₃) était mortel pour les lombriciens et nous pouvons dès lors supposer que ceux-ci ont cherché à éviter le PRO en s'enfouissant plus profondément dans le sol.

Par ailleurs, la mesure des activités enzymatiques dans les turricules des lombriciens récoltés à la fin des deux mois d'expérimentations ont montré des résultats différents avec :

- Déshydrogénase : activité dans C160 et D80 significativement supérieure au V160,
- β-Glucosidase et phosphatase : aucune différence entre les traitements,
- Uréase : activité dans le vermicompost significativement supérieure au compost.

Le vermicompost à forte dose n'a pas permis d'augmenter la respiration des microorganismes (déshydrogénase) dans les turricules contrairement aux traitements C160 et D80. À l'inverse l'uréase est significativement supérieure dans les turricules des traitements vermicomposts par rapport au compost. Cela laisse supposer que la minéralisation de l'azote est plus efficace dans les turricules des lombriciens ayant consommé du vermicompost par rapport au compost après un apport identique en équivalent N. L'augmentation de la phosphatase dans les turricules des traitements vermicomposts que nous attendions n'a pas été observée. En effet, les vers de terre contribuent à libérer des nutriments tels que le P grâce à la présence de phosphatase dans leur estomac (Ghosh *et al.*, 1999). Ainsi, le vermicompost qui est le résidu de la dégradation de vers épigés, aurait potentiellement pu être déjà riche en phosphatase lié à la MO. Notre hypothèse concernant l'augmentation de la minéralisation des nutriments par le vermicompost à forte dose a donc été partiellement validée. Concernant V80 et C80, les effets sur les activités enzymatiques ont été neutres voire positifs comme nous le supposions. Enfin, pour le digestat,

celui-ci a eu un effet négatif concernant le poids sec des turricules de surface comme nous le supposons (moins de déjections que les autres traitements). Notre hypothèse de départ supposant que la dose forte aurait un effet plus important sur la diminution des activités enzymatiques, n'a été observée que sur l'activité de la déshydrogénase.

Les résultats sur les turricules et leurs activités enzymatiques totales sont à nuancer car nous avons récolté l'ensemble des déjections à la surface du sol sans pouvoir différencier l'âge de celles-ci. En effet, il est bien connu que les propriétés chimiques des turricules évoluent au cours du temps (van Groenigen *et al.*, 2019). D'autre part, en collectant les turricules de surface, nous n'avons pu séparer les déjections des deux espèces bien que nous supposons que la majorité était représentée par *L. terrestris*. Enfin, en collectant les turricules de surface nous ne sommes pas représentatifs de la totalité de l'impact des vers de terre sur la minéralisation des PRO car ils produisent également des déjections dans leurs galeries qui sont très actives lorsque les vers les occupent (Don *et al.*, 2008).

4.2. Effets des PRO sur l'activité bioturbatrice des deux espèces de vers de terre

L'étude des réseaux de galeries de *L. terrestris* et *A. caliginosa* suite à l'apport de PRO a conduit à des observations différentes selon les espèces. En effet, nous avons observé une forte activité des *L. terrestris* dans les premiers horizons des colonnes (horizon MO) avec les différences significatives suivantes : compost > vermicompost > digestat. À l'inverse ils ont eu une activité plus forte au fond de la colonne (15-25cm) pour le traitement digestat > vermicompost > compost (significativement différents). Les réseaux de galeries que nous avons quantifiés montrent que *L. terrestris* a eu un comportement plus épigé avec l'apport de compost et vermicompost et qu'il est essentiellement alors resté à la surface de la colonne là où était présente la MO dont il se nourrit. En effet, cette espèce définie comme épi-anécique (Bouché, 1977) est connue pour faire des galeries permanentes et peu ramifiées (Capowiez *et al.*, 2015; Jégou *et al.*, 2000) et avoir une capacité plus importante pour dégrader la MO à la surface du sol par rapport aux anéciques stricts (Hoeffner *et al.*, 2019). Ce comportement plus proche des vers de terre épigés n'a pas été observé pour le digestat car les *L. terrestris* ont significativement creusé plus profondément dans le sol et moins à la surface ce qui laisse supposer que ce type de MO était la moins adaptée à son alimentation et que les vers l'ont même évitée. Le vermicompost quant à lui, a permis aux *L. terrestris* de creuser des galeries en surface et en profondeur. Nous supposons que, comme pour le traitement compost, cette espèce a consommé

la MO proche de la surface mais que la quantité consommable n'était pas suffisante pour qu'il reste en haut de la colonne sur toute la durée de l'expérimentation. En effet, comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, le vermicompost est à un stade plus évolué de dégradation ce qui nous amène à supposer que la quantité de MO était plus limitée pour les vers de terre dans le vermicompost que dans le compost. Les *L. terrestris* ont réagi à l'effet dose avec plus de galeries en surface lors des apports de 160 kg.N.ha⁻¹ et plus de galeries en profondeur lors des apports de 80 kg.N.ha⁻¹. Cela a été observé pour tous les traitements avec des intensités différentes. Pour le digestat, le volume des galeries était, quelle que soit la dose, très faible à la surface et plus important en profondeur (Figure 6.5). Cela est en accord avec l'hypothèse d'un effet négatif ou répulsif des digestats sur les lombriciens à court terme à la surface du sol même si nous n'avons pas observé de mortalité (Moinard *et al.*, 2021).

Contrairement aux *L. terrestris*, les *A. caliginosa* ont eu des réponses plus fortes dans les horizons proches de la surface (MO) que sur les horizons H2 et H3 (5-15 et 15-25 cm respectivement). Cette espèce endogée (Bouché, 1977) n'a pas réagi à l'effet dose mais au type de PRO apporté et a globalement peu creusé en profondeur. En effet, la différence du volume des galeries s'est essentiellement faite à la surface avec un nombre plus important pour les traitements avec du compost. Sur l'ensemble de la colonne, *A. caliginosa* a creusé plus de galeries en présence de compost puis en présence de vermicompost et moins de galeries pour le digestat. Les *A. caliginosa* semblent avoir été moins dérangés par le digestat que les *L. terrestris* car, même s'ils ont moins creusé de galeries, ils sont plus restés dans l'horizon MO. Tout comme pour les *L. terrestris*, nous supposons que les *A. caliginosa* ont préféré le compost au vermicompost et au digestat à cause du stade de décomposition (et donc aux quantités de nutriments disponibles) et probablement de l'appétence du PRO (le digestat sous forme boueuse est déjà minéralisé et possède peu de carbone). Conformément à nos observations, Capowiez *et al.* (2021) ont également noté une forte bioturbation des *A. caliginosa* à la surface du sol lorsque le sol est plus riche en MO. Le Couteulx *et al.* (2015) ont également observé que leurs activités étaient influencées par la localisation de la MO.

Dans notre expérimentation de laboratoire, nous avons tenté pour la première fois d'estimer l'activité des lombriciens à l'aide du baryum, marqueur de bioturbation visible en tomographie. À l'aide de l'analyse d'image, nous avons pu mesurer où le baryum avait été déplacé. Bien que cela permette seulement de caractériser ce que les vers de terre ont ingéré car les grains de baryum déplacés ne sont pas visibles en tomographie (car trop petits), nous avons retrouvé plus de baryum dans la colonne entière pour le traitement compost suivi du vermicompost et du

digestat. Cette technique doit être approfondie, toutefois elle est prometteuse car elle montre des résultats qui vont dans le même sens que ceux obtenus par tomographie sur les réseaux de galeries. De plus, la quantification du baryum nous a permis de visualiser plus précisément l'effet produit avec des groupes bien déterminés : C160 > C80 > V160 > V80 > D160 > D80. Contrairement à ce que nous avons pu observer pour le volume des galeries par espèce, le baryum a montré que les vers de terre se sont bien déplacés dans l'horizon de surface du V80 avec une quantité de baryum déplacée presque aussi forte que dans le traitement V160. Cela suggère que les lombriciens sont donc restés dans les horizons superficiels pour y consommer de la MO dans le V80 et qu'une fois la ressource épuisée, ils ont commencé à coloniser d'autres horizons plus profonds. Cela va dans le sens de notre hypothèse à propos de la quantité de MO potentiellement consommable dans le vermicompost pour les vers de terre. En effet, nous pouvons supposer que notre expérimentation de 2 mois a permis aux lombriciens de consommer l'ensemble du vermicompost lorsque la dose était faible (V80). Dès lors, il serait intéressant de réaliser des observations à plusieurs pas de temps en croisant le marqueur baryum et le volume des galeries. Cela permettrait d'observer les préférences alimentaires et le temps que les lombriciens mettent à consommer la MO des différents PRO, notamment pour le compost qui n'a sans doute pas été consommé dans son intégralité.

4.3. Bilan de l'apport des PRO sur les activités de minéralisation et de bioturbation des deux espèces de lombriciens

Dans ce chapitre, nous avons pu approfondir l'impact des PRO sur les activités des deux espèces de lombriciens (production et activités enzymatique dans les turricules de surface et bioturbation).

Impacts des PRO sur l'activité de *L. terrestris* et *A. caliginosa* :

- Le compost et le vermicompost ont augmenté la production de turricules de surface par rapport au digestat,
- La quantité de turricules de surface est plus importante avec les fortes doses pour tous les PRO,
- C160 et D80 ont de plus fortes activités enzymatiques déshydrogénase que le V160.
- Le vermicompost a une plus forte activité enzymatique uréase que le compost.
- *L. terrestris* a creusé plus de galeries à la surface dans le traitement avec du compost suivi du vermicompost et du digestat.
- *L. terrestris* a eu un comportement d'évitement du digestat car il a creusé plus de galeries en profondeur qu'à la surface.
- *A. caliginosa* a creusé plus de galeries dans toute la colonne dans le traitement avec du compost suivi du vermicompost et du digestat.
- *A. caliginosa* ne semble pas avoir été impacté négativement par le digestat.

Contrairement à ce que nous avons observé sur le terrain (chapitre 5, partie 2.1), notre expérimentation en conditions contrôlées montre que les vers de terre préfèrent le compost au vermicompost. Cela peut être dû d'une part (i) à la faible communauté de lombriciens et à la concurrence avec les autres organismes du sol (d'autres espèces de vers de terre également) sur le site expérimental, et d'autre part (iii) le fait d'être en conditions non limitantes en laboratoire (humidité et température). En effet, sur notre site expérimental, nous avons montré que les communautés étaient majoritairement influencées par les espèces endogées car nous avons une faible abondance d'anéciques (ACP de la Figure 5.7) alors que dans notre expérimentation de laboratoire nous avons un *L. terrestris* (épi-anécique très peu présent sur le terrain) et deux endogés de la même espèce. De plus, le GLMM réalisé sur l'abondance des *A. caliginosa* sur le

terrain a montré une différence significative du Cx2, Vx2 et Dx1 par rapport au témoin, ce qui montre que cette espèce est bien positivement impactée par le compost à forte dose dans nos conditions de terrain (Figure 5.8).

Concernant les activités enzymatiques mesurées dans les turricules, Dominguez *et al.* (2021) ont montré qu'avec une nutrition différente, *A. caliginosa* produisait des déjections avec des activités enzymatiques différentes. Ces auteurs supposent qu'une activation différentielle du microbiote du ver en fonction de l'alimentation permet d'expliquer ces résultats. De plus, en apportant des produits avec des compositions et des textures différentes (solide ou liquide), il était attendu que les vers de terre aient des réponses différentes car ceux-ci sont capables de sélectionner leurs aliments en fonction de leur appétence (Curry et Schmidt, 2007). En regroupant l'apport réel des principaux nutriments apportés par les PRO (Tableau 6.5), nous observons par exemple, que le compost et le vermicompost ont permis un apport similaire en carbone organique (1917 et 1738 kg.ha⁻¹ respectivement pour les doses fortes) par rapport au digestat (752 kg.ha⁻¹ pour la forte dose), ce qui pourrait influencer les différences d'appétence des vers de terre pour les différents PRO. En effet, les lombriciens sont connus pour apprécier les aliments dérivés du carbone (résidus de cultures par exemple) et plus particulièrement les anéciques (Engell *et al.*, 2021). Dès lors, leur forte appétence pour le compost peut s'expliquer par deux facteurs qui sont (i) la présence de broyat de bois blanc comme structurant et (ii) un stade de décomposition moins évolué que le vermicompost, ce qui leur permet d'obtenir de la MO plus brute pour s'alimenter. En effet, il est important de préciser que les lombriciens préfèrent avant tout les MO partiellement décomposées (colonisées par les champignons) plutôt que transformés à travers divers processus (Smith *et al.*, 2011). La réponse des espèces varie mais les épigés préfèrent généralement la MO fraîche ou semi-décomposée et les endogés préfèrent quant à eux la MO intégrée dans le sol qu'elle soit fraîche ou décomposée (Jian-Xiong *et al.*, 2009). Ainsi, chaque PRO, en fonction des caractéristiques de la décomposition de sa MO, pourrait convenir à une espèce plus qu'à une autre.

Tableau 6.5. Apport des principaux nutriments (kg.ha⁻¹) contenus dans les PRO.

Produit	Dose	N _{tot}	C _{org}	P	K	Ca
Compost	Faible	80	958	22	55	178
Compost	Forte	160	1917	44	110	356
Digestat	Faible	80	376	25	58	42
Digestat	Forte	160	752	51	116	85
Vermicompost	Faible	80	869	46	37	711
Vermicompost	Forte	160	1738	92	74	1422

Chapitre 7 :

Discussion générale : vers une meilleure considération du vermicompostage comme un processus adapté à la valorisation des biodéchets pour l'agriculture biologique

1. Retour sur la problématique et sur les résultats majeurs de la thèse

Le tri à la source et le recyclage des biodéchets va devenir obligatoire en France le 31 décembre 2023 et de nombreuses filières et entreprises sont en train de se mettre en place pour répondre à ce besoin. Le vermicompostage est une technique peu développée en Europe malgré des intérêts environnementaux, agronomiques et économiques évidents et détaillés dans le chapitre 1. Dans ce travail de recherche, nous avons cherché à étudier l'impact du vermicompost issu des biodéchets sur les performances agronomiques et la qualité du sol, notamment biologique, sur des grandes cultures en transition vers l'AB. Pour cela nous avons choisi de le comparer à d'autres produits (compost et digestat) qui sont issus de processus plus largement utilisés en France pour recycler les déchets organiques avec 669 centres de compostage (8,7 millions de tonnes recyclés) et 39 unités de méthanisation en 2016 en France (ADEME, 2020). À travers cette thèse nous cherchions donc à répondre à la question suivante :

Est-ce que l'apport de vermicompost issu des biodéchets urbains sur des parcelles de grandes cultures en transition vers l'AB est une pratique agroécologique permettant de maintenir les performances agronomiques tout en optimisant les services écosystémiques rendus par la qualité bio-physico-chimique des sols ?

L'état de l'art et notre travail de revue a montré que le vermicompost des biodéchets est très peu étudié et que les recherches se concentrent essentiellement sur le processus ou des études en laboratoire (Ducasse *et al.*, 2022). Dès lors, ce travail qui intégrait l'usage du vermicompost de biodéchets dans le cadre d'une expérimentation au champ avec le suivi de multiples paramètres en le comparant au compost et digestat de biodéchets a permis de créer un socle de connaissances sur cette pratique. Tout d'abord, nous avons observé en comparant les PRO entre eux (chapitre 3) que le vermicompost était le produit le plus évolué en termes de minéralisation et de stabilisation de la MO (ISMO le plus élevé, R-index de Rock-Eval® le plus élevé et majorité des fragments ligneux dégradés). Le compost est quant à lui à un stade moins avancé de décomposition tandis que le digestat est plutôt un engrais avec peu de pouvoir amendant. Ces résultats sont en accord avec nos hypothèses initiales concernant la qualité des PRO : le vermicompost, bien qu'il soit proche des caractéristiques du compost comme amendement, a un potentiel d'engrais plus élevé. Conformément à la littérature, notre étude a également permis de montrer que les PRO issus des biodéchets sont riches en azote par rapport à d'autres types de déchets recyclés comme les déchets verts ou fumiers (Hodson *et al.*, 2021; Ma *et al.*, 2021;

Manu *et al.*, 2021). Cette analyse nous a permis de confirmer le choix d'apport de ces produits en tenant compte de leur teneur en N et des besoins des cultures pour l'expérimentation de terrain (chapitre 4 et 5) où nous avons choisi une approche de fertilisation dans une logique d'engrais avec des apports sur les deux premières cultures du cycle de 2 ans (orge et blé). Il est important de rappeler que les apports de PRO amendants tel que le compost, sont généralement raisonnés en équivalents carbone.

Notre essai de terrain en conditions agronomiques a permis de valider nos hypothèses concernant les effets fertilisants respectifs des produits en fonction de leurs effets d'amendement et d'engrais décrits dans l'état de l'art (chapitre 2, partie 2.4). Le vermicompost à forte dose a permis une augmentation significative des rendements de l'orge la première année par rapport au témoin (+ 16,5%) même si nous avons observé une tendance à la baisse (non significative) des rendements du blé l'année suivante par rapport au témoin (-7.2%). Cela suggère que la stabilité de la MO dans le vermicompost, en raison des paramètres climatiques qui ont probablement limité sa minéralisation (sécheresse du premier semestre 2022), n'a pas permis d'augmenter les rendements la seconde année. En effet, les PRO amendants mettent plus de temps à se dégrader par rapport à des PRO de type engrais (Houot *et al.*, 2015; Moinard, 2021). Le vermicompost étant plus proche d'un amendement, il est également dépendant de l'activité des microorganismes pour la minéralisation de ses composés organiques. Conformément à la bibliographie (chapitre 1, partie 2.2), le digestat, bien qu'il n'ait pas subi de séparation de phase, a eu un rôle de d'engrais (Guilayn *et al.*, 2019) en augmentant les rendements sur les deux années par rapport au témoin (+13 et 36 % respectivement). Le compost en tant qu'amendement n'a pas eu d'impact sur les rendements (ceci à faible et forte dose). Bien que le vermicompost ait des propriétés d'engrais plus importantes que le compost, il reste dépendant de facteurs tel que l'humidité pour se minéraliser et par conséquent, ne peut assurer un objectif de rendement en conditions sèches contrairement à un engrais organique comme le digestat.

L'étude de l'évolution de la qualité chimique du sol a montré un effet neutre du digestat sur l'ensemble de ses paramètres avec une vigilance sur les quantités à apporter pour éviter le lessivage de l'azote. Le compost à forte dose et le vermicompost (faible et forte doses) ont permis d'augmenter significativement certains nutriments dans le sol au bout de deux ans (K_{ech} ; P assimilable et Ca_{ech} et Mg_{ech} respectivement). Cette augmentation est directement liée à la qualité du produit. Comme nous le supposions à la suite de l'état de l'art, les PRO amendants ont permis de stimuler le cycle des nutriments à court terme.

Nous n'avons observé aucun effet sur le terrain des différents PRO sur la densité et rétention en eau du sol, ces effets étant longs à se mettre en place (Diacono et Montemurro, 2010). Contrairement à ce que nous supposions, les fortes quantités de PRO amendants apportées n'ont pas eu d'effet à court terme sur la qualité physique du sol.

Enfin, concernant les effets sur la qualité biologique du sol, tous les PRO (quelle que soit la quantité) ont eu tendance à augmenter les abondances de mésofaune et de collemboles du sol par rapport au témoin (malgré l'absence de différences statistiques). L'effet le plus important a été observé sur les communautés de lombriciens avec des augmentations significatives de l'abondance des adultes pour le digestat et les deux doses d'apport de vermicompost par rapport au témoin (Figure 5.1). La biomasse des lombriciens a significativement augmenté dans les traitements vermicomposts et compost à faible dose par rapport au témoin (Figure 5.4). La forte quantité de vermicompost semble avoir limité la chute d'abondance et de biomasse de vers de terre adultes 1 an et demi après le dernier apport (février 2023) par rapport aux autres traitements. Contrairement à nos hypothèses suite à l'état de l'art, l'apport de PRO pour soutenir le développement des organismes du sol dans un système où ils sont peu abondants, n'a pas eu un effet aussi important sur la mésofaune du sol et aucun effet sur les activités enzymatiques. Seuls les lombriciens ont répondu rapidement et positivement à l'apport des PRO et l'expérimentation de laboratoire nous a permis d'affiner nos observations en faisant un focus sur leurs activités.

Lors de l'expérimentation en conditions contrôlées, nous avons observé plus de galeries créées par les espèces *Lumbricus terrestris* et *Aporrectodea caliginosa* dans l'horizon où avaient été positionnés les PRO. Contrairement à notre expérimentation de terrain (tomographie), l'activité des lombriciens a été plus importante (turricules de surfaces et volume de galeries) pour le compost que pour le vermicompost et enfin le digestat. Les *L. terrestris* ont eu tendance à « fuir » le digestat en creusant plus de galeries en profondeur, alors que le *A. caliginosa* semble avoir été moins dérangé par ce PRO. Globalement, plus la dose de PRO était importante, plus les vers ont créé de galeries. La préférence des lombriciens pour certains PRO est probablement liée à la quantité de MO facilement ingérable et à l'aspect de celui-ci (le compost est partiellement dégradé alors que le digestat est liquide et déjà très minéralisé).

Grâce à l'ensemble des résultats obtenus en comparant l'apport du vermicompost sur des sols de grandes cultures en AB avec d'autres PRO, nous allons désormais pouvoir évaluer les services écosystémiques qu'apporte une telle pratique.

2. Synthèse des services écosystémiques rendus par l'apport de vermicompost sur des grandes cultures en AB

Depuis le Millennium Ecosystem Assessment de 2005, l'étude des services écosystémiques a pris de l'ampleur et leur organisation en 4 grands services (approvisionnement, culturel, régulation et support) permet de lier des mesures indicatrices à des processus écosystémiques intéressants pour l'Homme (MEA, 2005). Avec le développement de l'agroécologie et l'intensification des processus écologiques, l'évaluation des services rendus par les sols et notamment ceux réalisés par les organismes du sol est au cœur des recherches actuelles (Blanchart et Trap, 2020). Dans le tableau 7.1, nous avons synthétisé nos principaux résultats en fonction des analyses et des mesures réalisées dans cette thèse afin d'évaluer l'apport de quel PRO issu des biodéchets cumule le plus de services écosystémiques en attribuant des notes pour chaque service par rapport au témoin (Tableau 7.2). En détail, nous avons attribué des valeurs pour chaque effet avec zéro pour les valeurs qui ne sont pas significativement différentes du témoin ($p > 0,15$), +1 pour les valeurs marginalement positives ($p < 0,15$) et +5 pour les valeurs statistiquement différentes ($p < 0,05$). Il est important de noter que nous n'avons observé aucune valeur significativement négative dans notre expérimentation de terrain par rapport au témoin sans apport.

Tableau 7.1. Évaluation des services écosystémiques rendus après deux ans d'apports de PRO issus des biodéchets par rapport au témoin où : case vide : pas de différence statistique avec le témoin ($p > 0,15$) ; + : effet marginalement positif ($p < 0,15$) ; ++ : effet positif significatif ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Services	Services rendus	Mesures réalisées	Cx1	Cx2	Dx1	Vx1	Vx2	
Approvisionnement	Production alimentaire	Rendement orge 2021			+		++	
		Rendement blé 2022			++			
	Qualité alimentaire	Protéines dans les grains d'orges						
		Protéines dans les grains de blé						
	Production non alimentaire	Biomasse totale 2021				++		++
		Biomasse totale 2022				++		
Support	Cycle des nutriments du sol	Azote total						
		Potassium échangeable		++				
		Calcium échangeable				++	++	
		Magnésium échangeable				++	++	
		Phosphore assimilable (Olsen)		++				+
	Transformation MO	Uréase (terrain)						
		β -Glucosidase (terrain)						
		Phosphatase (terrain)	++					+
	Formation des sols	Déshydrogénase (terrain)						
		Macroporosité (tomographie terrain)						
Conservation de la biodiversité	pH	Abondance des lombriciens adultes (terrain)	+		++	++	++	
		Biomasse des lombriciens adultes (terrain)	++		+	++	++	
	Abondance mésofaune	Abondance collemboles						
		Stockage C _{org} dans le sol						
Régulation	Climat	Diminution densité apparente						
	Structure du sol	Rétention en eau						
	Cycle de l'eau	ETM du sol						
	Pollution	Adventices 2021						
	Adventices	Adventices 2022						

Le traitement qui permet de soutenir le plus de services écosystémiques au total est le Vx2 (32) suivi du Dx1 (22) puis du Vx1 (20) et du Cx1 (11) et Cx2 (10) (Tableau 7.2). Concernant les services d’approvisionnement, seul le Dx1 et le Vx2 ont permis d’assurer une production de ressources avec 16 et 10 points respectivement. Pour les services de support, tous les traitements ont eu des valeurs de service positives avec un score plus important pour le Vx2 (22) suivi du Vx1 (20), du Cx1 (11), du Cx2 (10) et enfin du Dx1 (6). Aucun effet n’a été observé concernant les services de régulation.

Tableau 7.2. Valeurs des services écosystémiques des PRO en fonction des services rendus à partir du tableau 7.1 où nous avons attribué 0 pour les valeurs qui ne sont pas significativement différentes du témoin ($p > 0,15$), +1 pour les valeurs marginalement significatives ($p < 0,15$) et +5 pour les valeurs statistiquement différentes ($p < 0,05$) avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Services	Services rendus	Cx1	Cx2	Dx1	Vx1	Vx2
Approvisionnement	Production alimentaire	0	0	6	0	5
	Qualité alimentaire	0	0	0	0	0
	Production non alimentaire	0	0	10	0	5
Support	Cycle des nutriments du sol	0	10	0	10	11
	Transformation MO	5	5	0	0	1
	Formation des sols	0	0	0	0	0
	Conservation de la biodiversité	6	0	6	10	10
Régulation	Climat	0	0	0	0	0
	Structure du sol	0	0	0	0	0
	Cycle de l’eau	0	0	0	0	0
	Pollution	0	0	0	0	0
	Adventices	0	0	0	0	0
Approvisionnement	-	0	0	16	0	10
Support	-	11	10	6	20	22
Régulation	-	0	0	0	0	0
Tous les services	-	11	10	22	20	32

Tamburini *et al.* (2020) ont montré, en analysant la diversification des pratiques agricoles, que l’apport d’amendements organiques avait un fort effet positif sur les services de fertilité du sol, de rendement, de cycle des nutriments et de séquestration du carbone. Des effets plus limités sur la régulation de l’eau, le contrôle des ravageurs et la biodiversité ont été observés. Ils sont négatifs pour le service de la régulation du climat (GES). Cette étude a également montré que la réduction du travail du sol avait les mêmes tendances sur les services écosystémiques excepté pour les rendements qui ont tendance à diminuer. Tamburini *et al.* (2020) ont également montré que les services écosystémiques rendus par le passage en AB sont quant à eux bien moins importants si cette pratique n’est pas intégrée à d’autres pratiques de diversification dont la rotation des cultures et l’apport d’amendement. Dans notre cas, nous avons utilisé cette

approche en comparant l'apport de différents PRO dans un système en cours d'évolution afin de définir les impacts de chacun. Cependant, pour évaluer l'intégralité des services rendus par l'apport des PRO issus des biodéchets, il faudrait effectuer des mesures plus approfondies. Il faudrait également intégrer les enjeux socio-économiques de ces pratiques, ainsi que les impacts des processus en amont de l'épandage, notamment en termes de GES. Malgré cela, nos résultats qui concernent uniquement notre système et les paramètres que nous avons étudiés, suggèrent que chaque PRO a un intérêt. Ils suggèrent aussi que leurs usages sont à planifier en fonction des besoins des agriculteurs et non pas uniquement dans une logique globale de stratégies de recyclage des biodéchets.

3. Stratégie d'utilisation des PRO issus des biodéchets pour l'utilisation en grandes cultures en AB

3.1. Potentielle utilisation des composts

Le compost de biodéchets que nous avons utilisé n'a pas eu d'effet sur les performances agronomiques dans les conditions de notre essai. En effet, en choisissant un apport en équivalent N nous avons apporté des quantités limitées de compost sur les deux ans. Seulement 7,66 t.ha⁻¹ et 15,36 t.ha⁻¹ pour les faibles et fortes doses respectivement ont été apportées. La quantité importante d'azote dans ce PRO a conduit à un apport en matière brute en t.ha⁻¹ assez faible par rapport aux autres produits. Ceci n'a donc pas permis d'augmenter les rendements probablement à cause de son faible pouvoir d'engrais à court terme. Malgré les difficultés engendrées par les changements de pratique (passage en AB et réduction du travail du sol) et les aléas climatiques en 2022, ces résultats interrogent sur l'intérêt de l'utilisation du compost issu des biodéchets en agriculture dans l'objectif de maintenir les services d'approvisionnement. Leogrande *et al.* (2020) ont montré dans leur étude que le compost de biodéchets apportés en fonction des besoins de la culture de blé (100 kg.N.ha⁻¹) a diminué, mais pas significativement, les rendements par rapport à des engrais organiques. En accord avec nos conclusions, ces auteurs supposent que le taux de minéralisation du compost, qui dépend des conditions climatiques, n'était pas suffisant pour répondre aux besoins de la culture de blé par rapport aux engrais organiques. Les effets positifs sur les rendements à court terme issus d'un apport de compost de biodéchets sont généralement observés sur des cultures maraîchères en laboratoire ou en serre (Kelley *et al.*, 2020; Larounga *et al.*, 2022) ou dans des conditions tropicales où le climat est favorable à la rapide minéralisation des PRO (Bhadwal *et al.*, 2022). L'autre facteur limitant pour observer des effets sur les rendements est le temps. En effet, Les meilleures performances agronomiques

du compost sont souvent obtenues avec les taux et les fréquences d'applications les plus importantes à cause d'une libération lente de l'azote (Diacono et Montemurro, 2010). Les apports de compost de biodéchets seuls ou complétés par des engrais organiques impactent également les rendements.

Dans l'expérimentation de Leroy *et al.* (2007), les rendements ont fini par revenir au niveau du système conventionnel (avec apport d'azote minéral) au bout de 7 ans pour les traitements où le compost (22,5 t.ha⁻¹ par an ou 45 t.ha⁻¹ tous les deux ans) était complété par l'apport de lisier de bovin. Leur étude a également montré qu'avec un apport de compost seul (22,5 t.ha⁻¹ par an ou 45 t.ha⁻¹ tous les deux ans sans lisier), les rendements ne sont pas revenus à ceux du système initial au bout de 7 ans. Cependant, le compost des biodéchets étant généralement riche en nutriments et notamment en azote, il ne peut être apporté en aussi grande quantité que des composts de fumier ou de déchets verts. En effet, la limitation Européenne de 170 kg.N.ha⁻¹.an⁻¹ en zone vulnérable limite fortement l'apport de composts issus de biodéchets. Dès lors, en apportant moins de produits, il est également possible que les autres effets positifs de l'apport de compost sur le long terme comme le stockage de la MO dans le sol ou son impact sur la qualité physique du sol soient réduits. En dehors de son impact sur la performance agronomique, la majorité des études issues de la littérature montrent que le compost a parfois un effet long terme sur la qualité physico-chimique et la qualité biologique des sols (Aguilar-Paredes *et al.*, 2023; Diacono et Montemurro, 2010; Obriot *et al.*, 2016). Dans notre essai à court terme, nous avons seulement observé des effets sur le cycle des nutriments du sol et les communautés de lombriciens et nous ne pouvons affirmer si l'apport de quantités limitées de compost permet une amélioration significative et durable de la qualité physico-chimique et de la qualité biologique du sol.

Pour résumer, il serait nécessaire de faire des études à plus long terme sur les effets des apports de compost de biodéchets sur les différents critères que nous avons étudiés. À court terme, nous avons montré dans notre étude que le compost est le produit qui rend le moins de services écosystémiques parmi tous les PRO testés dans le cadre d'une transition d'un système intensif vers l'AB. Au vu des résultats intéressants sur les rendements des cultures maraîchères ou horticoles en serre, ce PRO est peut-être plus destiné à un autre usage que les grandes cultures non irriguées. En effet, dans des conditions semi-contrôlées avec notamment un accès à l'irrigation, il est plus facile de stimuler sa minéralisation et obtenir des effets positifs sur les cultures.

3.2. Potentielle utilisation des digestats

Le digestat issu des biodéchets a eu des effets significatifs sur les services d’approvisionnement par rapport au témoin sur les deux années de notre essai. Les effets de ce PRO qui a plutôt une vocation d’engrais n’ont pas été aussi impactés par les aléas climatiques que les deux autres PRO. Il a permis d’augmenter la production de biomasse non alimentaire et alimentaire mais n’a pas eu d’effet sur la qualité des grains (% de protéines) par rapport au témoin. Chen *et al.* (2022) ont également montré que le digestat était le PRO qui avait le meilleur potentiel pour remplacer les engrais minéraux azotés. En effet, dans cette étude de 18 ans, jusqu’à 69% de l’azote inorganique a pu être remplacé par l’apport de digestat. Cependant, en dehors des effets sur les performances agronomiques, le digestat est le PRO qui, d’après nos estimations, apporte le moins de services écosystémiques de support. Les seuls résultats positifs ont été observés sur l’abondance des lombriciens au champ. Au contraire, dans notre expérimentation de laboratoire, les *Lumbricus terrestris* semblent avoir évité le PRO. En outre, il est important de noter que l’utilisation de digestat liquide qui est essentiellement composé d’ammonium (NH_4^+), facilement transformable en nitrates qui sont très mobiles dans le sol, peut conduire à des pollutions des eaux souterraines (Cheng *et al.*, 2018). Les autres points de vigilance concernant les effets du digestat issu des biodéchets sur l’environnement sont les émissions de GES et l’eutrophisation des milieux. Après son épandage, s’il n’est pas correctement enfoui, des émissions d’ammoniac (NH_3 - eutrophisation) et d’oxyde nitreux (N_2O - GES) peuvent être observées (Nicholson *et al.*, 2017). Comme nous l’avons vu dans l’état de l’art, la majorité des nouvelles unités de méthanisation sont équipées d’un séparateur de phase qui permet d’obtenir d’un côté un digestat liquide et de l’autre un digestat solide (Fuchs et Drosig, 2013; Peng et Pivato, 2019). Ces deux sous-produits ont dès lors des caractéristiques bien distinctes avec une partie solide (à fort potentiel amendant) et une partie liquide (à fort potentiel fertilisant) qui peuvent subir une grande diversité de post-traitements avant leur épandage en agriculture (Lu et Xu, 2021). Par exemple, les digestats solides peuvent être compostés afin d’améliorer leur qualité avant épandage (Czekala *et al.*, 2023). Cependant, la grande diversité des processus existant, cumulée à la qualité variable des digestats en fonction des déchets entrants, rend compliquée la généralisation de son usage. En effet, en dehors du retour au sol des digestats, de récentes études ont montré que composter le digestat solide entraînait en 3 semaines, 12 fois plus d’émissions de méthane que le compostage des mêmes déchets organiques sans l’élimination préalable des microorganismes producteurs de méthane dans le digestat avant le compostage (Dietrich *et al.*, 2021). Actuellement, d’autres recherches s’orientent vers une

utilisation du digestat en dehors de l'agriculture (Wang *et al.*, 2023), ce qui peut être problématique pour le retour au sol de la MO.

Pour conclure, les digestats bruts issus des biodéchets peuvent être utilisés directement en agriculture. Cependant, pour éviter des impacts délétères sur l'environnement, il est important de raisonner son apport aux besoins des cultures et de ne pas l'utiliser dans une logique de déchet à évacuer sur les sols. Il a un potentiel intéressant en tant qu'engrais organique pour soutenir les rendements mais doit être épandu sur des sols avec des taux de MO important, pour éviter au maximum son lessivage. En effet, Panuccio *et al.* (2021) ont montré que l'effet du digestat dépendait plutôt de la caractéristique du sol sur lequel il était appliqué avec un effet bénéfique si l'utilisation du digestat était appropriée au sol (par exemple du digestat solide sur un sol sableux plutôt que du digestat liquide). Pour maintenir voire augmenter les services écosystémiques rendus par les sols, il serait intéressant de combiner son utilisation à un amendement riche en carbone tel que le compost de déchets verts. Une autre solution est d'intégrer le digestat dans un processus de co-compostage de courte durée (2 semaines) avec du broyat de bois et du compost mur pour stabiliser les pertes d'azote (Song *et al.*, 2021) et permettre d'apporter un PRO stable sur le sol. Parallèlement, à cause du contexte géopolitique lié à la guerre en Ukraine et l'inflation du prix de l'énergie en Europe, la filière biogaz tend à se développer pour répondre aux besoins énergétiques. Il est donc urgent de trouver des processus adaptés pour utiliser au mieux les digestats. En effet, il serait dangereux de recycler l'ensemble des déchets organiques par méthanisation sans conserver des ressources riches en carbone pour maintenir la qualité des sols.

3.3. Potentielle utilisation des vermicomposts

Le vermicompost de biodéchets que nous avons utilisé est le PRO de notre étude qui a permis d'apporter le plus de services écosystémiques. L'apport à forte dose (Vx2) a permis de soutenir significativement la production alimentaire et non alimentaire de notre essai la première année. Cet effet n'a pas été observé la seconde année sur le blé, probablement en raison de conditions climatiques trop sèches. Comme nous l'avons vu dans notre revue de littérature, l'impact du vermicompost de biodéchets est encore très peu étudié et surtout sur le terrain. Cependant, Roberts *et al.* (2007), ont montré qu'avec un apport de vermicompost issu de déchets verts et de boues d'épuration à une dose de 81 kg.N.ha⁻¹ (équivalent à notre Vx1), le rendement du blé au champ n'était pas différent du témoin. Ding *et al.* (2021) ont quant à eux montré qu'avec un fort apport de vermicompost de déchets agricoles (~210 kg.N.ha⁻¹) et un enfouissement correct

du produit, les rendements du blé étaient supérieurs par rapport au témoin et l'apport d'acide sulfurique ou de gypse sur un sol sodique. Les apports de vermicompost à faible et forte dose ont permis de stimuler le plus de services écosystémiques liés à la fonction de support que tous les autres traitements étudiés. Les services rendus concernant le cycle des nutriments et la conservation de la biodiversité, quelle que soit la dose, ont été significativement plus importants que le témoin avec des effets majeurs sur l'abondance et la biomasse des lombriciens adultes. À notre connaissance, ce travail de recherche est le premier à avoir évalué l'impact du vermicompost sur les communautés de vers de terre sur le terrain. En laboratoire, nous avons observé des effets moins importants du vermicompost sur *L. terrestris* et *A. caliginosa* concernant la création de galeries, bien que les quantités de turricules de surface étaient identiques avec le compost. Nous avons supposé que les vers de terre ont fini de consommer rapidement le vermicompost qui possède plus de matière stable que les autres PRO. En effet, une fois la matière consommable par les vers assimilée, il ne restait que la matière déjà stabilisée et difficilement accessible pour les lombriciens. Des études supplémentaires en laboratoire et sur le terrain doivent être réalisées pour confirmer ces résultats, et aussi dans d'autres contextes agricoles. Les effets du vermicompost sur la qualité physico-chimique du sol sont largement référencés avec de nombreux résultats positifs. Nous avons trouvé seulement 3 études sur le vermicompost des biodéchets, et toutes montrent des effets positifs sur le stockage du carbone et la densité apparente du sol (Sahariah *et al.*, 2020), le pH, le P disponible, le Ca (Eo et Park, 2019) et NPK (Arancon *et al.*, 2006) par rapport au témoin où à l'apport d'engrais inorganique. Contrairement à Gunadi *et al.* (2002), nous n'avons pas observé d'augmentation significative des populations de collemboles et d'acariens suite à l'apport de vermicompost par rapport au témoin et au compost. À court terme, nous n'avons également pas observé d'effet sur les activités enzymatiques du sol contrairement à Tejada et Benitez, (2020) qui ont montré une augmentation plus importante des activités enzymatiques déshydrogénase, uréase, β -glucosidase et phosphatase dans le traitement de vermicompost de fourrage suivi du fumier de mouton et du compost de déchets solides municipaux. Cela est probablement dû au fait que ces résultats ont été observés au bout de 5 ans d'expérimentation et que dans notre cas, nous avons rencontré des difficultés liées au changement de système et aux aléas climatiques.

Finalement, notre étude a permis de montrer qu'à court terme le vermicompost de biodéchets est le PRO qui permet de soutenir le plus les services de supports. De plus, à forte dose, il permet également de soutenir la performance agronomique dès la première année de son apport. Cependant, tout comme le compost, son efficacité sur les rendements dépend des conditions

climatiques ce qui ne peut assurer des performances stables en toutes circonstances contrairement au digestat. Des études sur l'effet à long terme de l'apport de vermicompost doivent être réalisées pour voir si même la faible dose permet d'augmenter les performances agronomiques dans le temps. D'autres études à long terme sur le terrain permettraient également de répondre aux questions concernant l'impact du vermicompost sur la qualité biologique du sol et sa qualité physico-chimique que nous n'avons pas pu observer à court terme (mésosofaune, activité enzymatique, densité du sol et rétention). Notre essai a permis de montrer que le vermicompost de biodéchets est le produit le plus approprié pour soutenir des services écosystémiques de support en grande culture dans une transition vers l'AB et que dans de bonnes conditions climatiques, il permet à forte dose de soutenir les performances agronomiques.

4. Freins et leviers pour le développement du vermicompostage des biodéchets

Le vermicompostage des biodéchets est actuellement peu développé en Europe à cause de différents freins réglementaires, notamment concernant leur hygiénisation. Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 (partie 1.2), les biodéchets sont considérés comme des SPAN C3 (sous-produits animaux de catégorie 3) ce qui rend nécessaire une hygiénisation préalable (55°C pendant 14 jours, 60°C pendant 7 jours ou 65° C pendant 3 jours). Le vermicompostage étant un processus mésophile, il n'est pas possible de réaliser un hygiénisation thermique. Certaines pratiques actuelles consistent à utiliser un pré-compostage thermique pour stabiliser les déchets que les vers de terre ont du mal à ingérer et/ou pour accélérer le processus (Castillo-Gonzalez *et al.*, 2019; De Medina-Salas *et al.*, 2020; Kauser et Khwairakpam, 2022; Varma et Kalamdhad, 2016). Cette technique n'est appropriée que pour les déchets qui sont compliqués à dégrader par les lombriciens et évite des problèmes de pathogènes comme observés dans l'étude de Dermendzhieva *et al.* (2021) dont l'objectif était de recycler des eaux usées d'entreprises avicoles. Au contraire, comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 (partie 2.3.4), lorsque le substrat est adapté à la nutrition des lombriciens, le vermicompost produit ne contient pas de pathogènes. Dès lors, dans le cadre de la gestion des déchets organiques, tout comme dans les stratégies d'épandage, il serait intéressant de sélectionner la méthode de valorisation la plus intéressante en fonction des déchets à valoriser.

Par exemple, les boues des agro-industries productrices de viandes seraient plus intéressantes pour une filière de méthanisation que pour du vermicompostage. Il serait dès lors nécessaire de

définir des normes de valorisation avec des processus autorisés en fonction de catégories plus précises de déchets organiques à recycler. Concernant les biodéchets, l'autre frein réglementaire actuel concernant le vermicompostage est la possible confusion avec la vermiculture. En effet, les vers de terre sont parfois considérés comme des animaux d'élevage lorsqu'ils sont commercialisés or il est interdit de nourrir des animaux d'élevage avec des déchets (Commission Européenne, 2002). Cela semble aberrant puisque ces organismes sont justement des décomposeurs. De plus, le vermicompost étant assimilé à un lisier non traité (Commission Européenne, 2009), il peut être utilisé directement mais ne peut être commercialisé en termes sanitaires. Au contraire, la récente annexe II du règlement européen 2021/1165 (Commission Européenne, 2021) autorise depuis la modification du libellé concernant le vermicompost d'avril 2022, l'utilisation de « *Déjections de vers (lombricompost) et mélange de substrats et d'excréments d'insectes* » en AB sans spécification sur la nature des substrats qui sont recyclés. Ces réglementations sont propres à l'Europe et d'autres pays comme les États-Unis, l'Australie, le Canada ou la Nouvelle-Zélande utilisent le vermicompostage pour recycler les biodéchets. En effet, comme nous l'avons vu dans cette thèse, le vermicompost produit a un intérêt agronomique et soutient de nombreux services écosystémiques ce qui le rend avantageux dans une logique de retour au sol de la MO issue des déchets organiques. Dès lors, pour faciliter son développement en Europe il serait nécessaire de créer des normes permettant de contrôler le bon fonctionnement du processus. En effet, le vermicompost est un produit qui peut déjà être conforme à la norme NF U44-051 concernant les amendements organiques et seul le processus de valorisation des biodéchets à l'aide de vers de terre pose des problèmes législatifs. La crainte concernant l'hygiénisation des biodéchets par vermicompostage est probablement liée à un manque de paramètres contrôlables pour ce processus biologique qui est de ce fait plus « variable » que d'autres techniques plus industrialisées. Cependant, comme nous l'avons observé dans la littérature (chapitre 1, partie 2.3), le vermicompostage, s'il est correctement réalisé, permet une hygiénisation des déchets organiques par l'action des vers de terre qui permettent avec l'ingestion de la MO, de stimuler l'activité microbienne et ainsi provoquer une compétition, un antagonisme ou encore la production de substances antimicrobiennes (Subler et Edwards, 2010).

Pour permettre l'évolution des normes concernant la valorisation des biodéchets, nous proposons de développer les solutions suivantes :

- créer une norme propre au vermicompostage qui permet le contrôle du processus avec par exemple des densités minimales de vers de terre, des facteurs mesurables comme l'humidité et le pH, une durée minimum d'ingestion par les vers de terre et des temps de maturation du vermicompost ;
- définir des typologies de processus en fonction des biodéchets à recycler comme par exemple une obligation d'hygiéniser en amont du processus les boues d'industries agroalimentaires productrices de viande par un pré-compostage ou d'autres techniques ;
- développer les recherches autour de l'hygiénisation des biodéchets par l'action des vers de terre ;
- étudier plus précisément les processus d'interaction entre les vers de terre et le rôle de la mésofaune associée au processus du vermicompostage. En effet, bien que les lombriciens favorisent la transformation des déchets, l'action d'autres décomposeurs comme les collemboles permettrait d'améliorer la minéralisation de la MO (Jacques *et al.*, 2021).

Au vu des intérêts environnementaux (réduction des GES par rapport au compostage), de la qualité du produit et de ses effets à la fois d'engrais et d'amendement, il est intéressant de permettre le développement de cette filière. Par ailleurs, le vermicompostage est d'autant plus intéressant dans le cadre d'une gestion décentralisée avec la mise en place de vermicomposteurs collectifs (Figure 1.10). Contrairement au compostage à plus petite échelle qui ne permet pas toujours une hygiénisation des biodéchets s'il n'est pas bien réalisé (Feodorov *et al.*, 2022), la valorisation par vermicompostage permet d'assurer la production d'un vermicompost de qualité et sans pathogènes. Ce dernier permet aussi de recycler une plus large quantité de déchets en ville (cartons notamment) et de réduire le transport de matière (chapitre 1, partie 5.1). Le dernier axe à développer pour l'essor de la filière serait d'intégrer le vermicompostage comme une technique de valorisation spécifique dans le cadre des lois du compostage de proximité. Actuellement, avec le projet VALOR soutenu par l'ADEME qui a financé une partie des travaux au champ, l'association Eisenia et les différents partenaires sont en train de rédiger des guides des bonnes pratiques pour réaliser le vermicompostage de proximité dont un guide pour le vermicompostage des biodéchets en plateforme. De plus, l'essai de Genay présenté dans cette thèse se poursuit en 2023 et permettra d'avoir des résultats sur un cycle de 3 ans de culture avec des données supplémentaires sur les communautés de lombriciens et sur la qualité physico-

chimique du sol. Dans tous les cas, les recherches concernant l'utilisation du vermicompost en condition de terrain sont rares et restent à développer pour mieux comprendre l'impact de ce produit. Il serait par exemple pertinent de réaliser des analyses du cycle de vie complètes allant des biodéchets à l'utilisation au champ afin de relier les avantages du processus dans son ensemble sans se concentrer sur la partie transformation et utilisation. Pour cela, le développement de projets transdisciplinaires de recherche avec des compétences multiples sont nécessaires et permettront de positionner correctement les différentes filières de valorisation des biodéchets urbains entre elles.

Conclusion générale

Conclusion

Tous les PRO issus de la valorisation des biodéchets que nous avons étudiés sont des ressources pour les systèmes de cultures en transition agroécologique. Dans un premier temps, bien qu'ayant un faible effet à court terme sur les cultures, le compost apporté à forte dose améliore la qualité chimique du sol notamment pour des nutriments essentiels comme le P assimilable (Olsen) et le K_{ech} , qui sont de plus en plus limitants pour les cultures notamment en AB. Il agit aussi à court terme sur l'activité biologique du sol essentielle à de nombreuses fonctions (activité phosphatase, biomasse des lombriciens adultes et activité de bioturbation des 2 lombriciens testés). Dans un second temps, le digestat sans séparation de phase que nous avons utilisé a eu essentiellement des impacts positifs sur les rendements des cultures par rapport au témoin durant les deux années d'expérimentations (+13 et 36 % respectivement). Ce PRO ayant une vocation d'engrais doit tout de même être utilisé avec précaution car en laboratoire les *Lumbricus terrestris* semblent avoir évité le digestat. Enfin, le vermicompost est un produit qui possède à la fois des propriétés d'amendements et d'engrais. D'une part une augmentation du rendement de l'orge la première année par rapport au témoin a été observée. D'autre part le vermicompost a eu un effet important sur l'abondance et la biomasse des lombriciens adultes avec la plus forte augmentation (+100% pour l'abondance et + 260 % pour la biomasse des adultes). Au final, le vermicompost issu des biodéchets urbains est le PRO qui réalise le meilleur compromis en termes de services écosystémiques en grande culture en AB en soutenant à la fois les rendements, le stockage des nutriments et l'augmentation des populations de lombriciens en fonction des conditions climatiques.

Pour répondre aux exigences législatives liées à la valorisation de ces déchets, il est nécessaire de bien quantifier les besoins des systèmes agricoles du territoire avoisinant les milieux urbains. Cela permettrait de diversifier les solutions de recyclage et de piloter le retour de la MO en fonction des besoins (engrais, amendement) des exploitations (grandes cultures, maraîchages, ...). Ainsi la transition vers une agriculture plus durable serait favorisée, notamment en AB où la MO est un enjeu clé de productivité. Pour cela, les politiques publiques ne doivent pas simplement trouver une solution de recyclage unique afin d'être conforme à la législation mais se concerter avec les filières agricoles des territoires pour optimiser le retour au sol de la MO et créer des systèmes diversifiés et donc plus résilients. Par exemple, si tous les biodéchets d'un territoire sont recyclés par méthanisation, il y aura beaucoup moins de PRO amendants de type compost ou vermicompost pour améliorer la qualité du sol. À l'inverse, si tous les biodéchets sont recyclés par compostage, il sera difficile d'assurer des rendements pour les exploitations. Cela implique dès lors une démarche d'économie circulaire intégrant les différents acteurs allant

des producteurs de biodéchets à l'exploitant qui utilisera les PRO issus de leur recyclage. Pour cela il est nécessaire de développer des politiques cohérentes pour soutenir et permettre (i) la transition vers des pratiques agricoles plus durables (Hessel *et al.*, 2022) et (ii) la mise en œuvre de pratiques de gestion durable des déchets comme par exemple des systèmes décentralisés qui peuvent permettre la création de systèmes plus flexibles et résilients (Bortolotti *et al.*, 2018).

Références bibliographiques

Bibliographie

- ADEME, 2020. ADEME - Déchets chiffres-clés 2020. Brochure réf. 010692, 80.
<https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/28-dechets-chiffres-cles-edition-2020-9791029712135.html>
- ADEME, 2014. Économie circulaire : notions, 10.
<https://bourgogne-franche-comte.ademe.fr/sites/default/files/fiche-technique-economie-circulaire-oct-2014.pdf>
- ADEME, ARF, 2014. Guide méthodologique du développement des stratégies régionales d'EC en France, 98.
<https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/2983-guide-methodologique-du-developpement-des-strategies-regionales-d-economie-circulaire-en-france-9782358389051.html>
- Adhikari, B.K., Barrington, S., Martinez, J., King, S., 2009. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Manag.* 29, 197–203.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.001>
- Adhikari, B.K., Tremier, A., Martinez, J., Barrington, S., 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Manag. Res.* 28, 1039–1053.
<https://doi.org/10.1177/0734242X10373801>
- Adhikary, S., 2012. Vermicompost, the story of organic gold: A review. *Agric. Sci.* 3, 905–917.
<https://doi.org/10.4236/as.2012.37110>
- Afnor, 2019. NF EN ISO 11274 - Qualité du sol - Détermination de la caractéristique de la rétention en eau - Méthodes de laboratoire. Afnor Ed., 32.
<https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-11274/qualite-du-sol-determination-de-la-caracteristique-de-la-retention-en-eau-m/fa187048/84142>
- AFNOR, 2018. FD U44-163 - Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote. Afnor Ed., 33.
<https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/fd-u44163/amendements-organiques-et-supports-de-culture-caracterisation-de-la-matiere/fa188722/80493>
- AFNOR, 2016. FD U44-162 - Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique. Afnor Ed., 17.
<https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/fd-u44162/amendements-organiques-et-supports-de-culture-caracterisation-de-la-matiere/fa187023/57726>
- Agehara, S., Warncke, D.D., 2005. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic nitrogen sources. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 1844–1855.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0361>
- Agence Bio, 2022. Observatoire de la production bio nationale. Agence Bio.
<https://www.agencebio.org/vos-outils/les-chiffres-cles/observatoire-de-la-production-bio/observatoire-de-la-production-bio-nationale/>
- Aguilar-Paredes, A., Valdes, G., Araneda, N., Valdebenito, E., Hansen, F., Nuti, M., 2023. Microbial community in the composting process and its positive impact on the soil biota in sustainable agriculture. *Agron.-Basel* 13, 542.
<https://doi.org/10.3390/agronomy13020542>
- Aira, M., Domínguez, J., 2011. Earthworm effects without earthworms: inoculation of raw organic matter with worm-worked substrates alters microbial community functioning. *PLoS ONE* 6, e16354.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0016354>

- Aira, M., Monroy, F., Dominguez, J., 2007. *Eisenia fetida* (Oligochaeta: Lumbricidae) modifies the structure and physiological capabilities of microbial communities improving carbon mineralization during vermicomposting of pig manure. *Microb. Ecol.* 54, 662–671.
<https://doi.org/10.1007/s00248-007-9223-4>
- Aira, M., Sampedro, L., Monroy, F., Dominguez, J., 2008. Detritivorous earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of a microdecomposer food web. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2511–2516.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.06.010>
- Albrecht, R., Sebag, D., Verrecchia, E., 2015. Organic matter decomposition: bridging the gap between Rock–Eval pyrolysis and chemical characterization (CPMAS 13C NMR). *Biogeochemistry* 122, 101–111.
<https://doi.org/10.1007/s10533-014-0033-8>
- Alfaro, M.R., Nascimento, C.W.A., Ugarte, O.M., Álvarez, A.M., Aguiar Accioly, A.M., Martín, B.C., Jiménez, T.L., Aguilar, M.G., 2017. First national-wide survey of trace elements in Cuban urban agriculture. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 27.
<https://doi.org/10.1007/s13593-017-0437-7>
- Ali, U., Sajid, N., Khalid, A., Riaz, L., Rabbani, M.M., Syed, J.H., Malik, R.N., 2015. A review on vermicomposting of organic wastes. *Environ. Prog. Sustain. Energy* 34, 1050–1062.
<https://doi.org/10.1002/ep.12100>
- Alkorta, I., Aizpurua, A., Riga, P., Albizu, I., Amézaga, I., Garbisu, C., 2003. Soil enzyme activities as biological indicators of soil health. *Rev. Environ. Health* 18, 65–73.
<https://doi.org/10.1515/reveh.2003.18.1.65>
- Angeli, J.-R.B., 2019. Etude de faisabilité de la micro-méthanisation par co-digestion à l'échelle des quartiers, 203.
<https://hal.inria.fr/tel-02118401/>
- Angouria-Tsorochidou, E., Seghetta, M., Trémier, A., Thomsen, M., 2022. Life cycle assessment of digestate post-treatment and utilization. *Sci. Total Environ.* 815, 152764.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152764>
- Appelhof, M., Webster, K., Buckerfield, J., 1996. Vermicomposting in Australia and New Zealand. *BioCycle* 37, 63–66.
<https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=3108028>
- Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Bierman, P., 2006. Influences of vermicomposts on field strawberries: Part 2. Effects on soil microbiological and chemical properties. *Bioresour. Technol.* 97, 831–840.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.04.016>
- Association AILE, Utilities Performances, GRDF, 2021. Guide de mise en œuvre de l'hygiénisation en méthanisation, 68.
<https://projet-methanisation.grdf.fr/cms-assets/2021/09/GUIDE-HYGIENISATION-VF-sept21.pdf>
- Atiyeh, R.M., Subler, S., Edwards, C.A., Bachman, G., Metzger, J.D., Shuster, W., 2000. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia* 44, 579–590.
[https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70073-6](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70073-6)
- Auclerc, A., Capowiez, Y., Guerold, F., Nahmani, J., 2013. Application of X-ray tomography to evaluate liming impact on earthworm burrowing activity in an acidic forest soil under laboratory conditions. *Geoderma* 202, 45–50.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.011>

Bibliographie

- Ayuke, F.O., Brussaard, L., Vanlauwe, B., Six, J., Lelei, D.K., Kibunja, C.N., Pulleman, M.M., 2011. Soil fertility management: Impacts on soil macrofauna, soil aggregation and soil organic matter allocation. *Appl. Soil Ecol.* 48, 53–62.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.02.001>
- Bachmann, S., Gropp, M., Eichler-Loebermann, B., 2014. Phosphorus availability and soil microbial activity in a 3 year field experiment amended with digested dairy slurry. *Biomass Bioenergy* 70, 429–439.
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.004>
- Balesdent, J., 1996. Un point sur l'évolution des réserves organiques des sols en France. *Étude Gest. Sols* 3, 245–260.
https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_3_4_balesdent.pdf
- Bàrberi, P., 2002. Weed management in organic agriculture: are we addressing the right issues? *Weed Res.* 42, 177–193.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2002.00277.x>
- Bardgett, R.D., Putten, W.H., 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515, 505–511.
<https://doi.org/10.1038/nature13855>
- Barles, S., 2014. History of waste management and the social and cultural representations of waste, in: Agnoletti, M., Neri Serneri, S. (Eds.), *The basic environmental history*. Springer Cham. 4, 199–226.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-09180-8_7
- Barré, P., Plante, A.F., Cécillon, L., Lutfalla, S., Baudin, F., Bernard, S., Christensen, B.T., Eglin, T., Fernandez, J.M., Houot, S., Kätterer, T., Le Guillou, C., Macdonald, A., van Oort, F., Chenu, C., 2016. The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter. *Biogeochemistry* 130, 1–12.
<https://doi.org/10.1007/s10533-016-0246-0>
- Barrera, I., Andrés, P., Alcañiz, J.M., 2001. Sewage sludge application on soil: Effects on two earthworm species. *Water, Air, Soil Pollut.* 129, 319–332.
<https://doi.org/10.1023/A:1010335816237>
- Barthod, J., Rumpel, C., Calabi-Floody, M., Mora, M.-L., Bolan, N.S., Dignac, M.-F., 2018. Adding worms during composting of organic waste with red mud and fly ash reduces CO2 emissions and increases plant available nutrient contents. *J. Environ. Manage.* 222, 207–215.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.079>
- Basso, B., Ritchie, J.T., 2005. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize–alfalfa rotation in Michigan. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108, 329–341.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.011>
- Bastabak, B., Kocar, G., 2020. A review of the biogas digestate in agricultural framework. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 22, 1318–1327.
<https://doi.org/10.1007/s10163-020-01056-9>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67(1), 1–48.
<https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
<https://cran.r-project.org/web/packages/lme4/vignettes/lmer.pdf>
- Beaumelle, L., Thouvenot, L., Hines, J., Jochum, M., Eisenhauer, N., Phillips, H.R.P., 2021. Soil fauna diversity and chemical stressors: a review of knowledge gaps and roadmap for future research. *Ecography* 44, 845–859.
<https://doi.org/10.1111/ecog.05627>

- Béguin, M., 2013. L'histoire des ordures : de la préhistoire à la fin du dix-neuvième siècle. *Vertigo*. 13. <https://doi.org/10.4000/vertigo.14419>
- Behar, F., Beaumont, V., Pentead, H.L. De B., 2001. Rock-Eval 6 technology: Performances and developments. *Oil Gas Sci. Technol.-Rev. IFP* 56, 111–134. <https://doi.org/10.2516/ogst:2001013>
- Benitez, E., Sainz, H., Nogales, R., 2005. Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. *Bioresour. Technol.* 96, 785–790. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.08.010>
- Bertrand, M., Barot, S., Blouin, M., Whalen, J., de Oliveira, T., Roger-Estrade, J., 2015. Earthworm services for cropping systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 553–567. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0269-7>
- Bhadwal, S., Kumari, N., Kumari, M., Badhan, K., Gomra, S., Manhas, N., Humdani, A.F., Kirmani, F., Shokat, N., Rana, A., Kumar, K., Acharya, S., Magnuson, A., Giri, A., 2022. Prepared compost from food waste effectively increased onion production under sub-tropical conditions. *Discov. Sustain.* 3, 39. <https://doi.org/10.1007/s43621-022-00111-9>
- Bhat, S.A., Singh, J., Vig, A.P., 2017. Instrumental characterization of organic wastes for evaluation of vermicompost maturity. *J. Anal. Sci. Technol.* 8, 2. <https://doi.org/10.1186/s40543-017-0112-2>
- Bhattacharyya, P., Pal, R., Chakraborty, A., Chakrabarti, K., 2001. Microbial biomass and activity in a laterite soil amended with municipal solid waste compost. *J. Agron. Crop Sci.* 187, 207–211. <https://doi.org/10.1046/j.1439-037x.2001.00517.x>
- Bhogal, A., Nicholson, F.A., Rollett, A., Taylor, M., Litterick, A., Whittingham, M.J., Williams, J.R., 2018. Improvements in the Quality of Agricultural Soils Following Organic Material Additions Depend on Both the Quantity and Quality of the Materials Applied. *Front. Sustain. Food Syst.* 2, 9. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00009>
- Blanchart, A., 2018. Vers une prise en compte des potentialités des sols dans la planification territoriale et l'urbanisme opérationnel, 381. <https://www.theses.fr/2018LORR0203>
- Blanchart, E., Trap, J., 2020. Intensifier les fonctions écologiques du sol pour fournir durablement des services écosystémiques en agriculture. *Etude Gest. Sols* 27, 121-134. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2020/04/EGS_2020_27_Blanchart-121-134.pdf
- Blouin, M., Hodson, M., Delgado, E.A., Baker, G., Brussard, L., Butt, K., Dai, J., Dendooven, L., Epres, G., Tondoh, J., Cluzeau, D., Brun, J.-J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *Eur. J. Soil Sci.* 64, 161–182. <https://doi.org/10.1111/ejss/12025>
- Boiffin, J., Caneill, J., Meynard, J.-M., Sebillotte, M., 1981. Élaboration du rendement et fertilisation azotée du blé d'hiver en Champagne crayeuse I. - Protocole et méthode d'étude d'un problème technique régional. *Agronomie* 1, 549-558. <https://doi.org/10.1051/agro:19810705>
- Bongers, T., Ferris, H., 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends Ecol. Evol.* 14, 224–228. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01583-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01583-3)
- Bortolotti, A., Kampelmann, S., De Muynck, S., 2018. Decentralised organic resource treatments – Classification and comparison through Extended Material Flow Analysis. *J. Clean. Prod.* 183, 515–526. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.104>

- Bottinelli, N., Hedde, M., Jouquet, P., Capowiez, Y., 2020. An explicit definition of earthworm ecological categories – Marcel Bouché’s triangle revisited. *Geoderma* 372, 114361.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114361>
- Bottinelli, N., Jouquet, P., Capowiez, Y., Podwojewski, P., Grimaldi, M., Peng, X., 2015. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? *Soil Tillage Res.* 146, 118–124.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2014.01.007>
- Bouché, M.B., 1977. Strategies lombriciennes. *Ecol. Bull.* 25, 122–132.
<https://www.verdeterreprod.fr/wp-content/uploads/2019/05/PU-43-Strat%C3%A9gies-lombriciennes.pdf>
- Bouchez, T., Blioux, A.L., Dequiedt, S., Domaizon, I., Dufresne, A., Ferreira, S., Godon, J.J., Hellal, J., Joulain, C., Quaiser, A., Martin-Laurent, F., Mauffret, A., Monier, J.M., Peyret, P., Schmitt-Koplin, P., Sibourg, O., D’oiron, E., Bispo, A., Deportes, I., Grand, C., Cuny, P., Maron, P.A., Ranjard, L., 2016. Molecular microbiology methods for environmental diagnosis. *Environ. Chem. Lett.* 14, 423–441.
<https://doi.org/10.1007/s10311-016-0581-3>
- Boulaine, J., 1997. Histoire abrégée de la Science des Sols. *Étude Gest. Sols* 4, 141-150.
https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_4_2_BOULAINÉ.pdf
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biol. Biochem.* 120, 105–125.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burns, R.G., Dick, R.P. (Eds.), 2002. *Enzymes in the environment activity, ecology, and applications.* CRC Press, 640.
<https://doi.org/10.1201/9780203904039>
- Caceres, R., Malinska, K., Marfa, O., 2018. Nitrification within composting: A review. *Waste Manag.* 72, 119–137.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.049>
- Caldwell, B., Mohler, C.L., Ketterings, Q.M., DiTommaso, A., 2014. Yields and profitability during and after transition in organic grain cropping systems. *Agron. J.* 106, 871–880.
<https://doi.org/10.2134/agronj13.0286>
- Caldwell, B.A., 2005. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review. *Pedobiologia* 49, 637–644.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.06.003>
- Calvet, R., Chenu, C., Houot, S., 2021. *Les matières organiques des sols*, Éditions France Agricole-3ème édition.
https://www.editions-france-agricole.fr/site/gfaed/nouveautes_accueil_gfaed.4464.43091_fr/boutique/produit.html
- Campbell, C.A., 1978. Soil Organic Carbon, Nitrogen and Fertility (Chapter 5), in: Schnitzer, M., Khan, S.U. (Eds.), *Dev. Soil Sci.* 8, 173–271.
[https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(08\)70020-5](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(08)70020-5)
- Capowiez, Y., Bottinelli, N., Sammartino, S., Michel, E., Jouquet, P., 2015. Morphological and functional characterisation of the burrow systems of six earthworm species (Lumbricidae). *Biol. Fertil. Soils* 51, 869–877.
<https://doi.org/10.1007/s00374-015-1036-x>
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchant, P., Ruy, S., Roger-Estrade, J., Richard, G., Boizard, H., 2009. The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil Tillage Res.* 105, 209–216.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.002>

- Capowiez, Y., Gilbert, F., Vallat, A., Poggiale, J.-C., Bonzom, J.-M., 2021. Depth distribution of soil organic matter and burrowing activity of earthworms-mesocosm study using X-ray tomography and luminophores. *Biol. Fertil. Soils* 57, 337–346.
<https://doi.org/10.1007/s00374-020-01536-y>
- Capowiez, Y., Pierret, A., Daniel, O., Monestiez, P., Kretzschmar, A., 1998. 3D skeleton reconstructions of natural earthworm burrow systems using CAT scan images of soil cores. *Biol. Fertil. Soils* 27, 51–59.
<https://doi.org/10.1007/s003740050399>
- Capowiez, Y., Sammartino, S., Michel, E., 2011. Using X-ray tomography to quantify earthworm bioturbation non-destructively in repacked soil cores. *Geoderma* 162, 124–131.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.01.011>
- Cardelli, R., Becagli, M., Marchini, F., Saviozzi, A., 2017. Effect of biochar, green compost, and vermicompost on the quality of a calcareous soil: A 1-year laboratory experiment. *Soil Sci.* 182, 248–255.
<https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000216>
- Cardoza, Y.J., 2011. *Arabidopsis thaliana* resistance to insects, mediated by an earthworm-produced organic soil amendment. *Pest Manag. Sci.* 67, 233–238.
<https://doi.org/10.1002/ps.2059>
- Castillo-Gonzalez, E., Rafael Giraldo-Diaz, M., De Medina-Salas, L., Patricia Sanchez-Castillo, M., 2019. Pre-composting and vermicomposting of pineapple (*Ananas Comosus*) and vegetable waste. *Appl. Sci.-Basel* 9, 3564.
<https://doi.org/10.3390/app9173564>
- Castro-Del Campo, N., Espinoza, E., Valdez-Torres, J.B., Gerba, C.P., Chaidez, C., 2010. Comparison of *Salmonella enterica* subsp *enterica* survival in agricultural soil amended with vermicompost and class A biosolids. *J. Residuals Sci. Technol.* 7, 81–85.
https://www.researchgate.net/publication/287717841_Comparison_of_Salmonella_enterica_subsp_enterica_Survival_in_Agricultural_Soil_Amended_with_Vermicompost_and_Class_A_Biosolids
- Cesaro, A., 2021. The valorization of the anaerobic digestate from the organic fractions of municipal solid waste: Challenges and perspectives. *J. Environ. Manage.* 280, 111742.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111742>
- Chan, K.Y., Barchia, I., 2007. Soil compaction controls the abundance, biomass and distribution of earthworms in a single dairy farm in south-eastern Australia. *Soil Tillage Res.* 94, 75–82.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2006.07.006>
- Chassain, J., Gonod, L.V., Chenu, C., Joimel, S., 2021. Role of different size classes of organisms in cropped soils: What do litterbag experiments tell us? A meta-analysis. *Soil Biol. Biochem.* 162, 108394.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108394>
- Chaussod, R., 1996. La qualité biologique des sols. *Étude Gest. Sols* 3, 261-278.
https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_3_4_CHAUSSOD.pdf
- Chen, H., Levavasseur, F., Montenach, D., Lollier, M., Morel, C., Houot, S., 2022. An 18-year field experiment to assess how various types of organic waste used at European regulatory rates sustain crop yields and C, N, P, and K dynamics in a French calcareous soil. *Soil Tillage Res.* 221, 105415.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105415>
- Cheng, J., Chen, Y., He, T., Liu, R., Yi, M., Yang, Z., 2018. Nitrogen leaching losses following biogas slurry irrigation to purple soil of the Three Gorges Reservoir Area. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 29096–29103.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2875-4>

Bibliographie

- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil Tillage Res.* 188, 41–52.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
- Chowdhury, R.B., Moore, G.A., Weatherley, A.J., Arora, M., 2017. Key sustainability challenges for the global phosphorus resource, their implications for global food security, and options for mitigation. *J. Clean. Prod.* 140, 945–963.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.012>
- Clark, D.S., 1994. Can immobilization be exploited to modify enzyme activity? *Trends Biotechnol.* 12, 439–443.
[https://doi.org/10.1016/0167-7799\(94\)90018-3](https://doi.org/10.1016/0167-7799(94)90018-3)
- Cluzeau, D., Pérès, G., Guernion, M., Chaussod, R., Cortet, J., Fargette, M., Martin-Laurent, F., Mateille, T., Pernin, C., Ponge, J.-F., Ruiz-Camacho, N., Villenave, C., Rougé, L., Mercier, V., Bellido, A., Cannavacciuolo, M., Piron, D., Arrouays, D., Bouillon, L., Jolivet, C.C., Lavelle, P., Velasquez, E., Plantard, O., Walter, C., Lemerrier, B., Tico, S., Giteau, J.-L., Bispo, A., 2009. Intégration de la biodiversité des sols dans les réseaux de surveillance de la qualité des sols: exemple du programme pilote à l'échelle régionale, le RMQS BioDiv. *Etude Gest. Sols* 16, 187–201.
https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_16_3_cluzeau.pdf
- CNAB (INAO), 2017. Guide Lecture RCE n° 834/2007 et du RCE n° 889/2008 – AB, 100.
https://lot-et-garonne.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/Nouvelle-Aquitaine/102_Inst-Lot-et-Garonne/Documents/AB/INAO/2017-12-GUIDE_de_LECTURE_RCE_BIO.pdf
- Commissariat général au développement durable, 2014. Comparaison internationale des politiques publiques en matière d'économie circulaire. 57.
<https://www.economiecirculaire.org/library/h/comparaison-internationale-des-politiques-publiques-en-matiere-deconomie-circulaire.html>
- Commission Européenne, 2018. Directive (UE) 2018/851 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
<https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2018/851/oj/fra>
- Commission Européenne, 2002. Règlement (CE) n° 1774/2002 du Parlement européen et du Conseil du 3 octobre 2002 établissant des règles sanitaires applicables aux sous-produits animaux non destinés à la consommation humaine.
<https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2002/1774/oj/fra>
- Commission Européenne, 2021. Règlement d'exécution (UE) 2021/1165 de la Commission du 15 juillet 2021 autorisant l'utilisation de certains produits et substances dans la production biologique et établissant la liste de ces produits et substances (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2021/1165/oj/fra
- Commission Européenne, 2018. Règlement (UE) 2018/848 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, et abrogeant le règlement (CE) no 834/2007 du Conseil.
<https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2018/848/oj/fra>
- Commission Européenne, 2011. Règlement (UE) n° 142/2011 de la Commission du 25 février 2011 portant application du règlement (CE) n° 1069/2009 du Parlement européen et du Conseil établissant des règles sanitaires applicables aux sous-produits animaux et produits dérivés non destinés à la consommation humaine et portant application de la directive 97/78/CE du Conseil en ce qui concerne certains échantillons et articles exemptés des contrôles vétérinaires effectués aux frontières en vertu de cette directive Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.
<https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2011/142/oj/fra>

- Commission Européenne, 2009. Règlement (CE) n° 1069/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 établissant des règles sanitaires applicables aux sous-produits animaux et produits dérivés non destinés à la consommation humaine et abrogeant le règlement (CE) n° 1774/2002 (règlement relatif aux sous-produits animaux).
<https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2009/1069/oj/fra>
- ConsoGlobe, 2019. Les digestats de la méthanisation : un “fertilisant écologique” empoisonné ?
<https://www.consoglobe.com/digestats-methanisation-fertilisant-ecologique-poison-cg>
- Conti, C., Bacenetti, J., Tedesco, D., 2019. Earthworms for feed production from vegetable waste: Environmental impact assessment. *Environ. Eng. Manag. J.* 18, 2117–2122.
http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/pdfs/vol18/full/no10/2_73_Conti_19.pdf
- Cooper, E.L., Balamurugan, M., 2010. Unearthing a source of medicinal molecules. *Drug Discov. Today* 15, 966–972.
<https://doi.org/10.1016/j.drudis.2010.09.004>
- Cooper, J., Baranski, M., Stewart, G., Nobel-de Lange, M., Barberi, P., Fliessbach, A., Peigne, J., Berner, A., Brock, C., Casagrande, M., Crowley, O., David, C., De Vliegheer, A., Doering, T.F., Dupont, A., Entz, M., Grosse, M., Haase, T., Halde, C., Hammerl, V., Huiting, H., Leithold, G., Messmer, M., Schloter, M., Sukkel, W., van der Heijden, M.G.A., Willekens, K., Wittwer, R., Mader, P., 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agron. Sustain. Dev.* 36, 22.
<https://doi.org/10.1007/s13593-016-0354-1>
- Costa, L.M. da, Tronto, J., Constantino, V.R.L., Fonseca, M.K.A., Oliveira, A.P., Costa, M.R. da, 2009. Extraction and concentration of biogenic calcium oxalate from plant leaves. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 33, 729–733.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000300025>
- Costanzo, A., Amos, D., Bickler, C., Trump, A., 2021. Agronomic and genetic assessment of organic wheat performance in England: a field-scale cultivar evaluation with a network of farms. *Agron. Sustain. Dev.* 41, 54.
<https://doi.org/10.1007/s13593-021-00706-y>
- Coutu, A., 2021. Conception de réacteurs de laboratoire et développement d’approches numériques pour l’optimisation du procédé de méthanisation en voie solide et discontinu : plans d’expériences mixtes et bootstrapping, modélisation couplée hydrodynamique et biochimique, 218.
<https://www.theses.fr/257412468>
- CSNM, 2019. Compte-rendu de l’assemblée nationale (N°46) : Méthanisation.
https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/comptes-rendus/cetransene/115cetransene1819046_compte-rendu#
- Curry, J.P., Schmidt, O., 2007. The feeding ecology of earthworms – A review. *Pedobiologia* 50, 463–477.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.09.001>
- Czekala, W., Nowak, M., Piechota, G., 2023. Sustainable management and recycling of anaerobic digestate solid fraction by composting: A review. *Bioresour. Technol.* 375, 128813.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128813>
- David, C., 2009. Grandes cultures biologiques, des systèmes en équilibre instable (Chapitre 5), dans : Lamine, C., Bellon S. (Eds.), *Transition vers l’agriculture biologique*. Educagri éditions, 129–141.
<https://doi.org/10.3917/edagri.lamin.2009.01.0129>

- De Clercq, T., Merckx, R., Elsen, A., Vandendriessche, H., 2016. Impact of long-term compost amendments on soil fertility, soil organic matter fractions and nitrogen mineralization, in: Cayuela, M., Alburquerque, J.A., Roig, A., SanchezMonedero, M.A. (Eds.), III International Symposium on Organic Matter Management and Compost Use in Horticulture. Int Soc Horticultural Science, Leuven 1, 79–86.
<https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2016.1146.10>
- de Kraker, J., Kujawa-Roeveld, K., Villena, M.J., Pabon-Pereira, C., 2019. Decentralized valorization of residual flows as an alternative to the traditional urban waste management system: The case of Penalolen in Santiago de Chile. *Sustainability* 11, 6206.
<https://doi.org/10.3390/su11226206>
- De Medina-Salas, L., Giraldi-Díaz, M.R., Castillo-González, E., Morales-Mendoza, L.E., 2020. valorization of orange peel waste using precomposting and vermicomposting processes. *Sustainability* 12, 7626.
<https://doi.org/10.3390/su12187626>
- Decaëns, T., Jiménez, J.J., Gioia, C., Measey, G.J., Lavelle, P., 2006. The values of soil animals for conservation biology. *Eur. J. Soil Biol.* 42, 23–38.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.001>
- Delin, S., Stenberg, B., Nyberg, A., Brohede, L., 2012. Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues: Methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use Manag.* 28, 283–291.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00417.x>
- Dermendzhieva, D., Dinev, T., Kostadinova, G., Petkov, G., Beev, G., 2021. Agro-ecological characterization of vermicomposted sewage sludge from municipal and poultry enterprise wastewater treatment plants. *Sains Malays.* 50, 2167–2178.
<https://doi.org/10.17576/jsm-2021-5008-03>
- Devi, C., Khwairakpam, M., 2020. Bioconversion of Lantana camara by vermicomposting with two different earthworm species in monoculture. *Bioresour. Technol.* 296, 122308.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122308>
- D’Hose, T., Molendijk, L., Van Vooren, L., van den Berg, W., Hoek, H., Runia, W., van Evert, F., ten Berge, H., Spiegel, H., Sanden, T., Grignani, C., Ruyschaert, G., 2018. Responses of soil biota to non-inversion tillage and organic amendments: An analysis on European multiyear field experiments. *Pedobiologia* 66, 18–28.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2017.12.003>
- Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 401–422.
<https://doi.org/10.1051/agro/2009040>
- Dietrich, M., Fongen, M., Foerid, B., 2021. Anaerobic digestion affecting nitrous oxide and methane emissions from the composting process. *Bioresour. Technol. Rep.* 15, 100752.
<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100752>
- Ding, Z., Kheir, A.M.S., Ali, O.A.M., Hafez, E.M., ElShamey, E.A., Zhou, Z., Wang, B., Lin, X., Ge, Y., Fahmy, A.E., Seleiman, M.F., 2021. A vermicompost and deep tillage system to improve saline-sodic soil quality and wheat productivity. *J. Environ. Manage.* 277, 111388.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111388>
- Disnar, J.R., Guillet, B., Keravis, D., Di-Giovanni, C., Sebag, D., 2003. Soil organic matter (SOM) characterization by Rock-Eval pyrolysis: scope and limitations. *Org. Geochem.* 34, 327–343.
[https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00239-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00239-5)

- Doan, T.T., Henry-des-Tureaux, T., Rumpel, C., Janeau, J.-L., Jouquet, P., 2015. Impact of compost, vermicompost and biochar on soil fertility, maize yield and soil erosion in Northern Vietnam: A three year mesocosm experiment. *Sci. Total Environ.* 514, 147–154.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.005>
- Doan, T.T., Jusselme, D.M., Lata, J.-C., Van Nguyen, B., Jouquet, P., 2013. The earthworm species *Metaphire posthuma* modulates the effect of organic amendments (compost vs. vermicompost from buffalo manure) on soil microbial properties. A laboratory experiment. *Eur. J. Soil Biol.* 59, 15–21.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.08.005>
- Domeignoz-Horta, L.A., Shinfuku, M., Junier, P., Poirier, S., Verrecchia, E., Sebag, D., DeAngelis, K.M., 2021. Direct evidence for the role of microbial community composition in the formation of soil organic matter composition and persistence. *ISME Commun.* 64, 1–4.
<https://doi.org/10.1038/s43705-021-00071-7>
- Dominguez, A., Gabbarini, L.A., Rodriguez, M.P., Escudero, H.J., Wall, L.G., Bedano, J.C., 2021. Crop residues used as food drive enzyme activation and enzymatic stoichiometry in casts of the earthworm *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826). *Appl. Soil Ecol.* 166, 104000.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104000>
- Dominguez, J., 2004. State of the Art and New Perspectives on Vermicomposting research, in: Edwards, C.A. (Eds.), *Earthworm Ecology*. CRC Press, 401–424.
<http://jdguez.webs.uvigo.es/wp-content/uploads/2011/10/ewecologychapter.pdf>
- Dominguez, J., Aira, M., Kolbe, A.R., Gomez-Brandon, M., Perez-Losadaz, M., 2019. Changes in the composition and function of bacterial communities during vermicomposting may explain beneficial properties of vermicompost. *Sci. Rep.* 9, 9657.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-46018-w>
- Dominguez, J., Edwards, C.A., 2010a. Biology and ecology of earthworm species used for vermicomposting (Chapter 3), in: Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Sherman, R.L. (Eds.), *Vermiculture technology: Earthworms, organic wastes, and environmental management*, 27–40.
<http://jdguez.webs.uvigo.es/wp-content/uploads/2012/01/Biology-and-Ecology-of-Earthworm-species-used-for-Vermicomposting.pdf>
- Dominguez, J., Edwards, C.A., 2010b. Relationships between composting and vermicomposting (Chapter 2), in: Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Sherman, R.L. (Eds.), *Vermiculture technology: Earthworms, organic wastes, and environmental management*, 11–25.
<http://jdguez.webs.uvigo.es/wp-content/uploads/2012/01/Relationships-between-Composting-and-Vermicomposting.pdf>
- Don, A., Steinberg, B., Schoening, I., Pritsch, K., Joschko, M., Gleixner, G., Schulze, E.-D., 2008. Organic carbon sequestration in earthworm burrows. *Soil Biol. Biochem.* 40, 1803–1812.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.003>
- Dray, S., Dufour, A.-B. (2007). The ade4 Package: Implementing the duality diagram for ecologists. *J. Stat. Softw.* 22(4), 1–20.
<https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
<https://cran.r-project.org/web/packages/ade4/ade4.pdf>
- Ducasse, V., Capowiez, Y., Peigné, J., 2022. Vermicomposting of municipal solid waste as a possible lever for the development of sustainable agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 42, 89.
<https://doi.org/10.1007/s13593-022-00819-y>
- Ducasse, V., Darboux, F., Auclerc, A., Legout, A., Ranger, J., Capowiez, Y., 2021. Can *Lumbricus terrestris* be released in forest soils degraded by compaction? Preliminary results from laboratory and field experiments. *Appl. Soil Ecol.* 168, 104131.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104131>

Bibliographie

- Ducasse, V., Watteau, F., Kowalewski, I., Ravelojaona, H., Capowiez, Y., Peigné, J., 2023. The amending potential of vermicompost, compost and digestate from urban biowaste: Evaluation using biochemical, Rock-Eval® thermal analyses and transmission electronic microscopy. *Bioresour. Technol. Rep.* 22, 101405.
<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101405>
- Duchaufour, P., 2001. La fraction organique (Chapitre 2), dans: Duchaufour, P. (Eds.), *Introduction à la science du sol. Sol, végétation, environnement* (6^{ème} édition). Dunod, 35–60.
<https://www.dunod.com/sciences-techniques/introduction-science-du-sol-sol-vegetation-environnement-1>
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Glob. Change Biol.* 18, 1781–1796.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x>
- Eastman, B.R., 1999. Achieving pathogen stabilization using vermicomposting. *BioCycle*.
<https://fr.scribd.com/document/207373189/ACHIEVING-PATHOGEN-STABILIZATION-USING-VERMICOMPOSTING#>
- Edwards, C.A., 2010. Medium- and High- technology vermicomposting systems (Chapter 8), in: Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Sherman, R.L. (Eds.), *Vermiculture technology: Earthworms, organic wastes, and environmental management*, 91–102.
<https://doi.org/10.1201/b10453>
- Edwards, C.A., 2004. *Earthworm Ecology*. CRC Press, 456.
<https://doi.org/10.1201/9781420039719>
- Edwards, C. A., Arancon, N.Q., Sherman, R.L., 2010. *Vermiculture Technology : Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management*. CRC Press, 623.
<https://doi.org/10.1201/b10453>
- Edwards, C.A., Burrows, I., 1988. Potential of earthworm composts as plant growth media, in: Edward, C.A., Neuhauser, E.F. (Eds.), *Earthworms waste and environmental management* SPB Academic Publishing, The Hague, 2132.
- Eghball, B., 2002. Soil Properties as Influenced by Phosphorus- and Nitrogen-Based Manure and Compost Applications. *Agron. J.* 94:128–135.
<https://doi.org/10.2134/agronj2002.1280>
- Engell, I., Linsler, D., Schrader, S., Taylor, A., Ludwig, B., Potthoff, M., 2021. Crop residue displacement by soil inversion: Annelid responses and their impact on carbon and nitrogen dynamics in a lab-based mesocosm study. *Appl. Soil Ecol.* 167, 104151.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104151>
- Eo, J., Park, K.-C., 2019. Effect of vermicompost application on root growth and ginsenoside content of *Panax ginseng*. *J. Environ. Manage.* 234, 458–463.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.101>
- Ersahin, Y., 2010. The use of vermicompost products to control plant diseases and pests, in: Karaca A. (Eds.), *Biology of Earthworms, Soil Biology* 24, 191–213.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-14636-7_12
- Espitalie, J., Deroo, G., Marquis, F., 1986. La pyrolyse Rock-Eval et ses applications. Troisième partie. *Oil Gas Sci. Technol.-Rev. IFP* 41, 73–89.
<https://doi.org/10.2516/ogst:1986003>
- Espitalie, J., Deroo, G., Marquis, F., 1985a. La pyrolyse Rock-Eval et ses applications. Première partie. *Oil Gas Sci. Technol.-Rev. IFP* 40, 563–579.
<https://doi.org/10.2516/ogst:1985035>

- Espitalie, J., Deroo, G., Marquis, F., 1985b. La pyrolyse Rock-Eval et ses applications. Deuxième partie. *Oil Gas Sci. Technol.-Rev. IFP* 40, 755–784.
<https://doi.org/10.2516/ogst:1985045>
- Espitalie, J., Madec, M., Tissot, B., Mennig, J.J., Leplat, P., 1977. Source rock characterization method for petroleum exploration. Presented at the Offshore Technology Conference, OnePetro.
<https://doi.org/10.4043/2935-MS>
- European Union, FAO, UN-Habitat, OECD, World Bank, 2021. Applying the degree of urbanisation - A methodological manual to define cities, towns and rural areas for international comparisons. Rome, Italy, 102.
<https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/15348347/KS-02-20-499-FR-N.pdf/2c216eee-fe65-caeb-0e4d-fcaa4e437e89?t=1669905093910>
- Fardeau, J.-C., 2015. Des indicateurs de la fertilité des sols. *Etude Gest. Sols* 22, 77–100.
https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/09/EGS_22_1_2206_77_100_Fardeau.pdf
- Farrell, M., Jones, D.L., 2010. Food waste composting: Its use as a peat replacement. *Waste Manag.* 30, 1495–1501.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.032>
- Feodorov, C., Velcea, A.M., Ungureanu, F., Apostol, T., Robescu, L.D., Cocarta, D.M., 2022. Toward a Circular Bioeconomy within Food Waste Valorization: A Case Study of an On-Site Composting System of Restaurant Organic Waste. *Sustainability* 14, 8232.
<https://doi.org/10.3390/su14148232>
- FiBL, IFOAM, 2022. The world of organic agriculture - Statistics & emerging trends 2022, 345.
<https://www.fibl.org/fileadmin/documents/shop/1344-organic-world-2022.pdf>
- Fisgativa, H., Tremier, A., Dabert, P., 2016. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Manag.* 50, 264–274.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.041>
- Franceschi, V.R., Nakata, P.A., 2005. Calcium oxalate in plants: Formation and function. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56, 41–71.
<https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144106>
- Francou, C., 2004. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé, 289.
https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00000788/file/These-Cedric_Francou.pdf
- Frederickson, J., Howell, G., Hobson, A.M., 2007. Effect of pre-composting and vermicomposting on compost characteristics. *Eur. J. Soil Biol.* 43, S320–S326.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.08.032>
- Fuchs, W., Drosig, B., 2013. Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. *Water Sci. Technol.* 67, 1984–1993.
<https://doi.org/10.2166/wst.2013.075>
- Gajalakshmi, S., Ganesh, P.S., Abbasi, S.A., 2005. A highly cost-effective simplification in the design of fast-paced vermireactors based on epigeic earthworms. *Biochem. Eng. J.* 22, 111–116.
<https://doi.org/10.1016/j.bej.2004.09.003>
- Garg, P., Gupta, A., Satya, S., 2006. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: A comparative study. *Bioresour. Technol.* 97, 391–395.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.009>
- Garg, V.K., Suthar, S., Yadav, A., 2012. Management of food industry waste employing vermicomposting technology. *Bioresour. Technol.* 126, 437–443.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.116>

- George, P.B.L., Keith, A.M., Creer, S., Barrett, G.L., Lebron, I., Emmett, B.A., Robinson, D.A., Jones, D.L., 2017. Evaluation of mesofauna communities as soil quality indicators in a national-level monitoring programme. *Soil Biol. Biochem.* 115, 537–546.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.022>
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J. Clean. Prod.* 114, 11–32.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- Ghosh, M., Chattopadhyay, G.N., Baral, K., 1999. Transformation of phosphorus during vermicomposting. *Bioresour. Technol.* 69, 149–154.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)80001-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)80001-7)
- Gobat, J.M., 2017. *Le sol vivant - Bases de pédologie - Biologie des sols*. EPFL Press, 848.
<https://www.epflpress.org/produit/422/9782880747183>
- Gomez-Brandon, M., Dominguez, J., 2014. Recycling of solid organic wastes through vermicomposting: microbial community changes throughout the process and use of vermicompost as a soil amendment. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 44, 1289–1312.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2013.763588>
- Gomez-Brandon, M., Lores, M., Dominguez, J., 2012. Species-Specific Effects of Epigeic Earthworms on Microbial Community Structure during First Stages of Decomposition of Organic Matter. *PLoS ONE* 7, e31895.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031895>
- Gomez-Munoz, B., Magid, J., Jensen, L.S., 2017. Nitrogen turnover, crop use efficiency and soil fertility in a long-term field experiment amended with different qualities of urban and agricultural waste. *Agric. Ecosyst. Environ.* 240, 300–313.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.030>
- Grantina-Ievina, L., Andersone, U., Berkolde-Pire, D., Nikolajeva, V., Ievinsh, G., 2013. Critical tests for determination of microbiological quality and biological activity in commercial vermicompost samples of different origins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 97, 10541–10554.
<https://doi.org/10.1007/s00253-013-4825-x>
- Gregorich, E.G., Gillespie, A.W., Beare, M.H., Curtin, D., Sanei, H., Yanni, S.F., 2015. Evaluating biodegradability of soil organic matter by its thermal stability and chemical composition. *Soil Biol. Biochem.* 91, 182–191.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.032>
- Gryta, A., Frac, M., Oszust, K., 2020. Genetic and Metabolic Diversity of Soil Microbiome in Response to Exogenous Organic Matter Amendments. *Agronomy* 10, 546.
<https://doi.org/10.3390/agronomy10040546>
- Guet, G., 2003. *Mémento d'agriculture biologique: guide pratique à usage professionnel*. France Agricole Editions, 416.
<https://www.editions-france-agricole.fr/livres-et-ebooks/productions-vegetales/memento-d-agriculture-biologique.html>
- Guilayn, F., Jimenez, J., Rouez, M., Crest, M., Patureau, D., 2019. Digestate mechanical separation: Efficiency profiles based on anaerobic digestion feedstock and equipment choice. *Bioresour. Technol.* 274, 180–189.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.090>
- Gunadi, B., Edwards, C.A., Arancon, N.Q., 2002. Changes in trophic structure of soil arthropods after the application of vermicomposts. *Eur. J. Soil Biol.* 38, 161–165.
[https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(02\)01139-1](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(02)01139-1)
- Gupta, R., Garg, V.K., 2011. Potential and possibilities of vermicomposting in sustainable solid waste management: A review. *Int J Environ. Waste Manag.* 7, 210–234.
<https://doi.org/10.1504/IJEW.2011.039465>

- Gutser, R., Ebertseder, Th., Weber, A., Schraml, M., Schmidhalter, U., 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 439–446.
<https://doi.org/10.1002/jpln.200520510>
- Hanc, A., Castkova, T., Kuzel, S., Cajthaml, T., 2017. Dynamics of a vertical-flow windrow vermicomposting system. *Waste Manag. Res.* 35, 1121–1128.
<https://doi.org/10.1177/0734242X17725161>
- Hanc, A., Pliva, P., 2013. Vermicomposting technology as a tool for nutrient recovery from kitchen bio-waste. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 15, 431–439.
<https://doi.org/10.1007/s10163-013-0127-8>
- Hartl, W., Putz, B., Erhart, E., 2003. Influence of rates and timing of biowaste compost application on rye yield and soil nitrate levels. *Eur. J. Soil Biol.* 39, 129–139.
[https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(03\)00028-1](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(03)00028-1)
- Haynes, R.J., 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Adv. Agron.* 85, 221–268
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)85005-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)85005-3)
- Hénault, C., Gossel, A., Mary, B., Roussel, M., Léonard, J., 2012. Nitrous oxide emission by agricultural soils: A review of spatial and temporal variability for mitigation. *Pedosphere* 22, 426–433.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60029-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60029-0)
- Hermann, B.G., Debeer, L., De Wilde, B., Blok, K., Patel, M.K., 2011. To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polym. Degrad. Stab.* 96, 1159–1171.
<https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2010.12.026>
- Hernandez, T., Chocano, C., Moreno, J.-L., Garcia, C., 2016. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops-effects on soil and plant. *Soil Tillage Res.* 160, 14–22.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2016.02.005>
- Herzog, C., Honegger, A., Hegglin, D., Wittwer, R., de Ferron, A., Verbruggen, E., Jeanneret, P., Schloter, M., Banerjee, S., van der Heijden, M.G.A., 2019. Crop yield, weed cover and ecosystem multifunctionality are not affected by the duration of organic management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 284, 106596.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106596>
- Hessel, R., Wyseure, G., Panagea, I.S., Alaoui, A., Reed, M.S., van Delden, H., Muro, M., Mills, J., Oenema, O., Areal, F., van den Elsen, E., Verzaandvoort, S., Assinck, F., Elsen, A., Lipiec, J., Koutroulis, A., O'Sullivan, L., Bolinder, M.A., Fleskens, L., Kandeler, E., Montanarella, L., Heinen, M., Toth, Z., Hallama, M., Cuevas, J., Baartman, J.E.M., Piccoli, I., Dalgaard, T., Stolte, J., Black, J.E., Chivers, C.-A., 2022. Soil-Improving Cropping Systems for Sustainable and Profitable Farming in Europe. *Land* 11, 780.
<https://doi.org/10.3390/land11060780>
- Ho, K.S., Chu, L.M., 2019. Characterization of food waste from different sources in Hong Kong. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 69, 277–288.
<https://doi.org/10.1080/10962247.2018.1526138>
- Hobson, A., Frederickson, J., Dise, N.B., 2005. CH₄ and N₂O from mechanically turned windrow and vermicomposting systems following in-vessel pre-treatment. *Waste Manag.* 25, 345–52.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.02.015>

Bibliographie

- Hodson, A.K., Sayre, J.M., Lyra, M.C.C.P., Rodrigues, J.L.M., 2021. Influence of Recycled Waste Compost on Soil Food Webs, Nutrient Cycling and Tree Growth in a Young Almond Orchard. *Agronomy* 11, 1745.
<https://doi.org/10.3390/agronomy11091745>
- Hoeffner, K., Santonja, M., Cluzeau, D., Monard, C., 2019. Epi-aneic rather than strict-aneic earthworms enhance soil enzymatic activities. *Soil Biol. Biochem.* 132, 93–100.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.02.001>
- Hoffland, E., Kuyper, T.W., Comans, R.N.J., Creamer, R.E., 2020. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant Soil* 455, 1–22.
<https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>
- Hogg, D., Favoino, E., Nielsen, N., Thompson, J., Wood, K., Penschke, A., Papageorgiou, S., 2002. Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste. Final report to the European Commission. Bristol, Eunomia.
https://ec.europa.eu/environment/pdf/waste/compost/econanalysis_finalreport.pdf
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* 122, 113–130.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018>
- Hoogerkamp, M., Rogaar, H., Eijsackers, H.J.P., 1983. Effect of earthworms on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands, in: Satchell, J.E. (Ed.), *Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture*. Springer Netherlands, Dordrecht, 85–105.
https://doi.org/10.1007/978-94-009-5965-1_8
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a waste : A global review of solid waste management. World Bank Group. Urban development series: Knowledge papers 15, 116.
<https://openknowledge.worldbank.org/entities/publication/1a464650-9d7a-58bb-b0ea-33ac4cd1f73c>
- Hopkin, S.P., 2007. A key to the Collembola (springtails) of Britain and Ireland. Field Studies Council, Preston Montford, 245.
<https://www.nhbs.com/a-key-to-the-collembola-springtails-of-britain-and-ireland-book>
- Horiuchi, T., Horiuchi, S., Mizuno, D., 1959. A possible negative feedback phenomenon controlling formation of alkaline phosphomonoesterase in *Escherichia coli*. *Nature* 183, 1529–1530.
<https://doi.org/10.1038/1831529b0>
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., 2008a. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biom. J.* 50, 346–363.
<https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
<https://cran.r-project.org/web/packages/multcomp/vignettes/generalsiminf.pdf>
- Hothorn, T., Hornik, K., van de Wiel, M.A., Zeileis, A., 2008b. Implementing a Class of Permutation Tests: The coin Package. *J. Stat. Softw.* 28, 1–23.
<https://doi.org/10.18637/jss.v028.i08>
<https://cran.r-project.org/web/packages/coin/coin.pdf>
- Houot, S., Pierre, P., Decoopman, B., Trochard, R., Gennen, J., Luxen, P., 2015. Minéralisation de produits résiduaux organiques : des sources d’azote variées. *Fourrages* 224, 257–264.
<https://afpf-asso.fr/article/mineralisation-de-produits-residuaux-organiques-des-sources-d-azote-variees>
- Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Savini, I., Tibi, A., 2014. MAFOR - Valorisation des matières fertilisantes d’origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, 108.
<https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/mafor-synthese-vf-oct2014.pdf>
- INAO, 2016. Agriculture Biologique.
<https://www.inao.gouv.fr/Les-signes-officiels-de-la-qualite-et-de-l-origine-SIQO/Agriculture-biologique>

- Jacques, R.G., Allison, G., Shaw, P., Griffith, G.W., Scullion, J., 2021. Earthworm-Collembola interactions affecting water-soluble nutrients, fauna and physiochemistry in a mesocosm manure-straw composting experiment. *Waste Manag.* 134, 57–66.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.08.008>
- Jain, K., Singh, J., Gupta, S.K., 2003. Development of a modified vermireactor for efficient vermicomposting: a laboratory study. *Bioresour. Technol.* 90, 335–337.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00048-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00048-8)
- Jégou, D., Cluzeau, D., Hallaire, V., Balesdent, J., Tréhen, P., 2000. Burrowing activity of the earthworms *Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea giardi* and consequences on C transfers in soil. *Eur. J. Soil Biol.* 36, 27–34.
[https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(00\)01046-3](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)01046-3)
- Jensen, J., Christie, B., Edwards, C.A., 2010. The commercial potential and economics of vermicomposting (Chapter 19), in: Edwards, C.A, Arancon, N.Q., Sherman, R.L. (Eds.), *Vermiculture technology: Earthworms, organic wastes, and environmental management*, 303–322.
<https://doi.org/10.1201/b10453>
- Jernigan, A., Kao-Kniffin, J., Pethybridge, S., Wickings, K., 2023. Soil microarthropod effects on plant growth and development. *Plant Soil* 483, 27–45.
<https://doi.org/10.1007/s11104-022-05766-x>
- Jian-Xiong, L., Wei-Xin, M., Chong-Hui, L., Yue-Ping, Y., Sheng-Lei, F., 2009. Responses of earthworms to organic matter at different stages of decomposition. *Pedosphere* 19, 382–388.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(09\)60129-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60129-6)
- Jimenez, J., Aemig, Q., Doussiet, N., Steyer, J.-P., Houot, S., Patureau, D., 2015. A new organic matter fractionation methodology for organic wastes: Bioaccessibility and complexity characterization for treatment optimization. *Bioresour. Technol.* 194, 344–353.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.037>
- Joimel, S., Chassain, J., Artru, M., Fabure, J., 2022. Collembola are Among the Most Pesticide-Sensitive Soil Fauna Groups: A Meta-Analysis. *Environ. Toxicol. Chem.* 41, 2333–2341.
<https://doi.org/10.1002/etc.5428>
- Joncoux, S., 2014. Les “produits résiduels organiques” pour une intensification écologique de l’agriculture: ressources, déchets ou produits? *Sociologie des formats de valorisation agricole*, 415.
<https://www.theses.fr/2013TOU20111>
- Jouquet, P., Doan, T., M, R., Orange, D., Rumpel, C., Tran Duc, T., 2011. Do compost and vermicompost improve macronutrient retention and plant growth in degraded tropical soils? *Compost Sci. Util.* 19, 15–24.
<https://doi.org/10.1080/1065657X.2011.10736972>
- Karak, T., Bhagat, R.M., Bhattacharyya, P., 2012. Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42, 1509–1630.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2011.569871>
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4–10.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Kassambara, A., Mundt, F., 2020. factoextra: Extract and visualize the results of multivariate data analyses.
<https://cran.r-project.org/web/packages/factoextra/readme/README.html>

- Kauser, H., Khwairakpam, M., 2022. Organic waste management by two-stage composting process to decrease the time required for vermicomposting. *Environ. Technol. Innov.* 25, 102193.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102193>
- Kaviraj, Sharma, S., 2003. Municipal solid waste management through vermicomposting employing exotic and local species of earthworms. *Bioresour. Technol.* 90, 169–173.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00123-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00123-8)
- Kelley, A., Wilkie, A.C., Maltais-Landry, G., 2020. Food-based composts provide more soil fertility benefits than cow manure-based composts in sandy soils. *Agric.-Basel* 10, 69.
<https://doi.org/10.3390/agriculture10030069>
- Keyser, H., Li, F., 1992. Potential for increasing biological nitrogen-fixation in soybean. *Plant Soil* 141, 119–135.
<https://doi.org/10.1007/BF00011313>
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M. j, 2008. Soil health in agricultural systems. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 685–701.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Koehler, H., Melecis, V., 2010. Long-term observations of soil mesofauna (Chapter 15), in: Müller, F., Baessler, C., Schubert, H., Klotz, S. (Eds), *Long-term ecological research*. Springer, Dordrecht, 203–220.
https://doi.org/10.1007/978-90-481-8782-9_15
- Komakech, A.J., Sundberg, C., Jönsson, H., Vinnerås, B., 2015. Life cycle assessment of biodegradable waste treatment systems for sub-Saharan African cities. *Resour. Conserv. Recycl.* 99, 100–110.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.006>
- Kumar, S., 2011. Composting of municipal solid waste. *Crit. Rev. Biotechnol.* 31, 112–136.
<https://doi.org/10.3109/07388551.2010.492207>
- Lafargue, E., Marquis, F., Pillot, D., 1998. Rock-Eval 6 Applications in Hydrocarbon Exploration, Production, and Soil Contamination Studies. *Oil Gas Sci. Technol.-Rev. IFP* 53, 421–437.
<https://doi.org/10.2516/ogst:1998036>
- Lalander, C.H., Komakech, A.J., Vinneras, B., 2015. Vermicomposting as manure management strategy for urban small-holder animal farms - Kampala case study. *Waste Manag.* 39, 96–103.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.009>
- Langworthy, A.D., Corkrey, R., Rawnsley, R.P., Raedts, P.J.M., Hills, J.L., 2022. Nitrogen fertilization value of compost and dried dung in soils with contrasting synthetic nitrogen fertilization histories. *Grass Forage Sci.* 78, 184–193
<https://doi.org/10.1111/gfs.12593>
- Larounga, T., Kossi, S., Gbénonchi, M., Priscilla, T.B., Larounga, T., Kossi, S., Gbénonchi, M., Priscilla, T.B., 2022. Effects of compost from urban solid household waste on the respiration of soil microbial flora and the yield of tomato (*Lycopersicon esculentum*) at the agronomic experimental station of Lome in Togo. *GSC Adv. Res. Rev.* 12, 042–050.
<https://doi.org/10.30574/gscarr.2022.12.1.0179>
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 297–310.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x>
- Laurent, F., 2015. Optimisation fonctionnelle et spatiale de scénarios de méthanisation centralisée selon une approche systémique territoriale couplée à l'analyse du cycle de vie, 316.
<https://hal.inrae.fr/tel-02601344/document>

- 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. *Eur. J. Soil Biol.*, ICSZ 42, S3–S15.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.002>
- Le Couteulx, A., Wolf, C., Hallaire, V., Peres, G., 2015. Burrowing and casting activities of three endogeic earthworm species affected by organic matter location. *Pedobiologia* 58, 97–103.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2015.04.004>
- Le Mer, G., Bottinelli, N., Dignac, M.-F., Capowiez, Y., Jouquet, P., Mazurier, A., Baudin, F., Caner, L., Rumpel, C., 2022. Exploring the control of earthworm cast macro- and micro-scale features on soil organic carbon mineralization across species and ecological categories. *Geoderma* 427, 116151.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116151>
- Le Mer G, Barthod J, Dignac M-F, et al (2020) Inferring the impact of earthworms on the stability of organo-mineral associations, by Rock-Eval thermal analysis and ¹³C NMR spectroscopy. *Organic Geochemistry* 144:104016.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2020.104016>
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *J. Stat. Softw.* 25, 1–18.
<https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
<https://cran.r-project.org/web/packages/FactoMineR/FactoMineR.pdf>
- Leclerc, B., 2001. Guide des matières organiques, Tome 1. Unithèque, 238.
<https://www.unitheque.com/guide-des-matieres-organiques-Tome/guide-technique/itab/Livre/20364>
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60–68.
<https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Leida Technologie, 2019. µLight Gen II.
<https://www.usinenouvelle.com/expo/source-d-eclairage-pour-microscope-l-p385501080.html>
- Leifeld, J., 2012. How sustainable is organic farming? *Agric. Ecosyst. Environ.* 150, 121–122.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.020>
- Lenth, R., 2018. lsmeans: Least-Squares Means.
<https://cran.r-project.org/web/packages/lsmeans/lsmeans.pdf>
- Lenth, R.V., Bolker, B., Buerkner, P., Giné-Vázquez, I., Herve, M., Jung, M., Love, J., Miguez, F., Riebl, H., Singmann, H., 2023. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means.
<https://cran.r-project.org/web/packages/emmeans/emmeans.pdf>
- Leogrande, R., Vitti, C., Vonella, A.V., Ventrella, D., 2020. Crop and soil response to organic management under mediterranean conditions. *Int. J. Plant Prod.* 14, 209–220.
<https://doi.org/10.1007/s42106-019-00079-z>
- Leroux, B., 2015. L'émergence de l'agriculture biologique en France : 1950-1990. *Pour* 227, 59–66.
<https://doi.org/10.3917/pour.227.0059>
- Leroy, B.L.M., Schmidt, O., Van den Bossche, A., Reheul, D., Moens, M., 2008. Earthworm population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. *Pedobiologia* 52, 139–150.
<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2008.07.001>
- Leroy, B.L.M.M., Bommele, L., Reheul, D., Moens, M., De Neve, S., 2007. The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: Effects on soil fauna and yield. *Eur. J. Soil Biol.* 43, 91–100.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.005>

Bibliographie

- Lewis, D.B., Kaye, J.P., Jabbour, R., Barbercheck, M.E., 2011. Labile carbon and other soil quality indicators in two tillage systems during transition to organic agriculture. *Renew. Agric. Food Syst.* 26, 342–353.
<https://doi.org/10.1017/S1742170511000147>
- Lhuillier, D., Cochin, Y., 1999. Des déchets et des hommes. Desclee De Brouwer, Sociologie clinique, 185.
<https://www.editionsddb.fr/product/83997/des-dchets-et-des-hommes/>
- Li, J., Dong, L., Liu, Y., Wu, J., Wang, J., Shangguan, Z., Deng, L., 2022. Soil organic carbon variation determined by biogeographic patterns of microbial carbon and nutrient limitations across a 3, 000-km humidity gradient in China. *Catena* 209, 105849.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105849>
- Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Souchère, V., Alberola, C., Ménassieu, J., 2009. Agronomy for sustainable agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 1–6.
<https://doi.org/10.1051/agro:2008054>
- Lim, P.N., Wu, T.Y., Clarke, C., Daud, N.N.N., 2015. A potential bioconversion of empty fruit bunches into organic fertilizer using *Eudrilus eugeniae*. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12, 2533–2544.
<https://doi.org/10.1007/s13762-014-0648-2>
- Lim, S.L., Lee, L.H., Wu, T.Y., 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *J. Clean. Prod., Special Volume: Process Integration for Cleaner Production* 111, 262–278.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>
- Lim, S.L., Wu, T., Lim, P., Shak, K., 2014. The use of vermicompost in organic farming: Overview, effects on soil and economics. *J. Sci. Food Agric.* 95, 1143–1156.
<https://doi.org/10.1002/jsfa.6849>
- Lin, J., Zhao, S., Yuan, Q., 2021. A novel technology for separating live earthworm from vermicompost: Experiment, mechanism analysis, and simulation. *Waste Manag.* 131, 50–60.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.031>
- Lleo, T., Albacete, E., Barrena, R., Font, X., Artola, A., Sanchez, A., 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *J. Clean. Prod.* 47, 70–76.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.08.011>
- Lohri, C.R., Diener, S., Zabaleta, I., Mertenat, A., Zurbrugg, C., 2017. Treatment technologies for urban solid biowaste to create value products: a review with focus on low- and middle-income settings. *Rev. Environ. Sci. Bio-Technol.* 16, 81–130.
<https://doi.org/10.1007/s11157-017-9422-5>
- Lores, M., Gómez-Brandón, M., Pérez-Díaz, D., Domínguez, J., 2006. Using FAME profiles for the characterization of animal wastes and vermicomposts. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2993–2996.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.05.001>
- Lotzof, M., Eisenacher, K., Naylor, L., 2002. Vermicomposting achieves pathogen stabilisation of biosolids at mesophilic temperatures. *Proc. Water Environ. Fed.*, 227–237.
https://www.researchgate.net/publication/272137784_VERMICOMPOSTING_ACHIEVES_PATHOGEN_STABILISATION_OF_BIOSOLIDS_AT_MESOPHILIC_TEMPERATURES
- Lou, X.F., Nair, J., 2009. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions - A review. *Bioresour. Technol.* 100, 3792–3798.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.006>
- Loveland, P., Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Tillage Res.* 70, 1–18.
[https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00139-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00139-3)

- Lu, J., Xu, S., 2021. Post-treatment of food waste digestate towards land application: A review. *J. Clean. Prod.* 303, 127033.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127033>
- Lv, B., Zhang, D., Cui, Y., Yin, F., 2018. Effects of C/N ratio and earthworms on greenhouse gas emissions during vermicomposting of sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 268, 408–414.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.004>
- Ma, X., Zhang, Q., Wu, H., Liang, J., 2021. Deciphering the effects of waste amendments on particulate organic carbon and soil C-mineralization dynamics. *Sustainability* 13, 3790.
<https://doi.org/10.3390/su13073790>
- Maccari, A.P., Corá Segat, J., Testa, M., Maluche-Baretta, C.R.D., Baretta, D., 2020. The effect of composted and non-composted poultry litter on survival and reproduction of *Folsomia candida*. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 9, 99–105.
<https://doi.org/10.30486/ijrowa.2020.1885804.1012>
- Makadi, M., Szegi, T., Tomocsik, A., Orosz, V., Micheli, E., Ferenczy, A., Posta, K., Biro, B., 2016. Impact of digestate application on chemical and microbiological properties of two different textured soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 47, 167–178.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2015.1109652>
- Mallard, P., Gabrielle, B., Vial, E., Rogeau, D., Vignoles, M., Sablayrolles, C., Carrère, M., Renou, S., Pierre, N., Muller, O., Coppin, Y., 2006. Impacts environnementaux associés au traitement biologique et à l'utilisation agricole des déchets organiques. Bilan des connaissances en vue de l'évaluation environnementale globale des filières. *Ingénieries Eau-Agric.-Territ.* 48, 3–11.
<https://revue-set.fr/article/view/6159>
- Maltas, A., Kebli, H., Oberholzer, H.R., Weisskopf, P., Sinaj, S., 2018. The effects of organic and mineral fertilizers on carbon sequestration, soil properties, and crop yields from a long-term field experiment under a Swiss conventional farming system. *Land Degrad. Dev.* 29, 926–938.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2913>
- Mangiafico, S., 2022. rcompanion: Functions to support extension education program evaluation.
<https://cran.r-project.org/web/packages/rcompanion/rcompanion.pdf>
- Manivannan, S., Balamurugan, M., Parthasarathi, K., Gunasekaran, G., Ranganathan, L., 2009. Effect of vermicompost on soil fertility and crop productivity - Beans (*Phaseolus vulgaris*). *J. Environ. Biol. Acad. Environ. Biol. India* 30, 275–81.
https://www.researchgate.net/publication/41396475_Effect_of_vermicompost_on_soil_fertility_and_crop_productivity_-_Beans_Phaseolus_vulgaris
- Manu, M.K., Li, D., Liwen, L., Jun, Z., Varjani, S., Wong, J.W.C., 2021. A review on nitrogen dynamics and mitigation strategies of food waste digestate composting. *Bioresour. Technol.* 334, 125032.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125032>
- Marcon, E., Hérault, B., 2015. entropart: An R package to measure and partition diversity. *J. Stat. Softw.* 67, 1–26.
<https://doi.org/10.18637/jss.v067.i08>
<https://cran.r-project.org/web/packages/entropart/entropart.pdf>
- Martin, K.L., Emanuel, R.E., Vose, J.M., 2018. Terra incognita: The unknown risks to environmental quality posed by the spatial distribution and abundance of concentrated animal feeding operations. *Sci. Total Environ.* 642, 887–893.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.072>
- Marsden C (2016) Processus écologiques - Décomposition de la Matière Organique.
<https://www.supagro.fr/ress-pepites/processusecologiques/co/DecompositionMO.html>

Bibliographie

- Martinez, M., Gutiérrez-Romero, V., Janssens, M., Ortega-Blu, R., 2010. Biological soil quality indicators: a review. *Curr. Res. Technol. Educ. Top. Appl. Microbiol. Microb. Biotechnol.* 319–328.
https://www.researchgate.net/publication/285738755_Biological_soil_quality_indicators_a_review
- Mathivanan, M., Saravanan, G.A.V., Baji, A., Kumar, J.M., 2017. Biodegradation of paper waste using *Eisenia foetida* by vermicomposting technology. *IOP Conf. Ser. : Earth Environ. Sci.* 80, 012051.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/80/1/012051>
- Mazoyer, M., Roudart, L., 2002. Histoire des agricultures du monde. Du néolithique à la crise contemporaine. Édition du Seuil, 705.
<https://www.seuil.com/ouvrage/histoire-des-agricultures-du-monde-marcel-mazoyer/9782020530613>
- MEA (Ed.), 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington, DC.
<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Menta, C., Leoni, A., Tarasconi, K., Affanni, P., 2010. Does compost use affect microarthropod soil communities? *Fresenius Environ. Bull.* 19, 2303–2311.
<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20113017727>
- Menta, C., Remelli, S., 2020. Soil Health and Arthropods: From Complex System to Worthwhile Investigation. *Insects* 11, 54.
<https://doi.org/10.3390/insects11010054>
- Minasny, B., McBratney, A.B., 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *Eur. J. Soil Sci.* 69, 39–47.
<https://doi.org/10.1111/ejss.12475>
- Ministère de la transition écologique, 2020. L'économie circulaire.
<https://www.ecologie.gouv.fr/leconomie-circulaire>
- Ministère de l'agriculture, 2013. L'agroécologie : des définitions variées, des principes communs.
<https://agriculture.gouv.fr/lagroecologie-des-definitions-variees-des-principes-communs-analyse-ndeg59>
- Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2018. Arrêté du 9 avril 2018 fixant les dispositions techniques nationales relatives à l'utilisation de sous-produits animaux et de produits qui en sont dérivés, dans une usine de production de biogaz, une usine de compostage ou en « compostage de proximité », et à l'utilisation du lisier. Légifrance.
<https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2018/4/9/AGRG1809743A/jo/texte>
- Moinard, V., 2021. Conséquences de l'introduction de la méthanisation dans une exploitation de polyculture-élevage sur les cycles du carbone et de l'azote. Combinaison de l'expérimentation et de la modélisation à l'échelle de la ferme, 387.
<https://www.theses.fr/2021UPASB049>
- Moinard, V., Redondi, C., Etievant, V., Savoie, A., Duchene, D., Pelosi, C., Houot, S., Capowicz, Y., 2021. Short- and long-term impacts of anaerobic digestate spreading on earthworms in cropped soils. *Appl. Soil Ecol.* 168, 104149.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104149>
- Moletta, R., 2015. La méthanisation, 3e édition. Libr. Lavoisier, 528.
<https://www.lavoisier.fr/livre/environnement/la-methanisation-3e-ed/moletta/descriptif-9782743019914>

- Moletta, R., 2008. Méthanisation de la biomasse. Techniques de l'ingénieur. Bioprocédés et bioproductions. Ref BIO5100 v1.
<https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/archives-th12/archives-bioprocédés-tiabi/archive-1/methanisation-de-la-biomasse-bio5100/>
- Mondini, C., Cayuela, M.L., Sinicco, T., Fornasier, F., Galvez, A., Sánchez-Monedero, M.A., 2017. Modification of the RothC model to simulate soil C mineralization of exogenous organic matter. *Biogeosciences* 14, 3253–3274.
<https://doi.org/10.5194/bg-14-3253-2017>
- Monroy, F., Aira, M., Domínguez, J., 2008. Changes in density of nematodes, protozoa and total coliforms after transit through the gut of four epigeic earthworms (*Oligochaeta*). *Appl. Soil Ecol.* 39, 127–132.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.11.011>
- Moura, G.S., Franzener, G., 2017. Biodiversity of nematodes biological indicators of soil quality in the agroecosystems. *Arq. Inst. Biológico* 84, 1-8, e0142015.
<https://doi.org/10.1590/1808-1657000142015>
- Munroe, G., 2007. Guide du lombricompostage et de la lombriculture à la ferme. *Org Agric Cent. Can.*, 37.
https://www.agrireseau.net/documents/Document_96310.pdf
- Musadji, N.Y., Lemée, L., Caner, L., Porel, G., Poinot, P., Geffroy-Rodier, C., 2020. Spectral characteristics of soil dissolved organic matter: Long-term effects of exogenous organic matter on soil organic matter and spatial-temporal changes. *Chemosphere* 240, 124808.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124808>
- Nair, J., Sekiozoic, V., Anda, M., 2006. Effect of pre-composting on vermicomposting of kitchen waste. *Bioresour. Technol.* 97, 2091–2095.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.09.020>
- Ndegwa, P.M., Thompson, S.A., Das, K.C., 2000. Effects of stocking density and feeding rate on vermicomposting of biosolids. *Bioresour. Technol.* 71, 5–12.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00055-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00055-3)
- Ngo, P.T., Rumpel, C., Dignac, M.-F., Billou, D., Duc, T.T., Jouquet, P., 2011. Transformation of buffalo manure by composting or vermicomposting to rehabilitate degraded tropical soils. *Ecol. Eng.* 37, 269–276.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.011>
- Nicholson, F., Bhogal, A., Cardenas, L., Chadwick, D., Misselbrook, T., Rollett, A., Taylor, M., Thorman, R., Williams, J., 2017. Nitrogen losses to the environment following food-based digestate and compost applications to agricultural land. *Environ. Pollut.* 228, 504–516.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.023>
- Nigussie, A., Bruun, S., de Neergaard, A., Kuyper, T.W., 2017. Earthworms change the quantity and composition of dissolved organic carbon and reduce greenhouse gas emissions during composting. *Waste Manag.* 62, 43–51.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.009>
- Nigussie, A., Kuyper, T.W., Bruun, S., de Neergaard, A., 2016. Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen losses and greenhouse gas emissions from small-scale composting. *J. Clean. Prod.* 139, 429–439.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.058>
- Nikitin, D.A., Semenov, M., Chernov, T., Ksenofontova, N.A., Zhelezova, A.D., Ivanova, E.A., Khitrov, N.B., Stepanov, A.L., 2022. Microbiological Indicators of Soil Ecological Functions: A Review. *Eurasian Soil Sci.* 55, 221–234.
<https://doi.org/10.1134/S1064229322020090>

Bibliographie

- Nkoa, R., 2013. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 473–492.
<https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>
- Nkurunziza, L., Chongtham, I.R., Watson, C.A., Marstorp, H., Oborn, I., Bergkvist, G., Bengtsson, J., 2017. Understanding effects of multiple farm management practices on barley performance. *Eur. J. Agron.* 90, 43–52.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.003>
- Nosalewicz, A., Nosalewicz, M., 2011. Effect of soil compaction on dehydrogenase activity in bulk soil and rhizosphere. *Int. Agrophysics* 25, 47–51.
<http://www.international-agrophysics.org/Effect-of-soil-compaction-on-dehydrogenase-activity-in-bulk-soil-and-rhizosphere,106288,0,2.html>
- Obriot, F., Stauffer, M., Goubard, Y., Cheviron, N., Peres, G., Eden, M., Revallier, A., Vieublé-Gonod, L., Houot, S., 2016. Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 232, 165–178.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.004>
- Ogle, D.H., Doll, J.C., Wheeler, A.P., Dinno, A., 2023. FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods.
<https://cran.r-project.org/web/packages/FSA/FSA.pdf>
- Oudart, D., 2013. Modélisation de la stabilisation de la matière organique et des émissions gazeuses au cours du compostage d'effluents d'élevage, 337.
<https://www.theses.fr/2013ISAT0044>
- Palakodeti, A., Azman, S., Rossi, B., Dewil, R., Appels, L., 2021. A critical review of ammonia recovery from anaerobic digestate of organic wastes via stripping. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 143, 110903.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110903>
- Pankaj, P., Kumari, A., 2015. Vermiculture technology: An option for organic recycling (Chapter 14), in: Pankaj, P., Kumari, A. (Eds.), *Recent trends in postharvest technology and management*. pp. 167–182.
https://www.researchgate.net/publication/281632191_Vermiculture_Technology_An_Option_for_Organic_Recycling
- Panuccio, M.R., Romeo, F., Mallamaci, C., Muscolo, A., 2021. Digestate application on two different soils: agricultural benefit and risk. *Waste Biomass Valorization* 12, 4341–4353.
<https://doi.org/10.1007/s12649-020-01318-5>
- Pascual, J.A., Moreno, J.L., Hernández, T., García, C., 2002. Persistence of immobilised and total urease and phosphatase activities in a soil amended with organic wastes. *Bioresour. Technol.* 82, 73–78.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00127-4](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00127-4)
- Pathma, J., Sakthivel, N., 2012. Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. *Springerplus* 1, 26.
<https://doi.org/10.1186/2193-1801-1-26>
- Peigné, J., Ball, B.C., Roger-Estrade, J., David, C., 2007. Is conservation tillage suitable for organic farming? A review. *Soil Use Manag.* 23, 129–144.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00082.x>
- Peltre, C., 2010. Potentialité de stockage de carbone dans les sols par apport de matières organiques exogènes.
<https://theses.hal.science/pastel-00602825/>

- Peltre, C., Gregorich, E.G., Bruun, S., Jensen, L.S., Magid, J., 2017. Repeated application of organic waste affects soil organic matter composition: Evidence from thermal analysis, FTIR-PAS, amino sugars and lignin biomarkers. *Soil Biol. Biochem.* 104, 117–127.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.10.016>
- Peltre, C., Christensen, B.T., Dragon, S., Icard, C., Kätterer, T., Houot, S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biol. Biochem.* 52, 49–60.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.023>
- Peltre, C., Houot, S., Barthès, B., Brunet, D., Martin, M., Thurias, L., 2009. Use of Near Infrared Reflectance Spectroscopy (NIRS) to determine the Indicator of Residual Organic C in soil (IROC) and RothC model pools of exogenous organic matters. s.l.: Program and abstracts of the International symposium on "Soil Organic Matter Dynamics: Land Use, Résumé, 137. International Symposium on "Soil Organic Matter Dynamics: Land Use, Management and Global Change", Colorado Springs, Yougoslavie, 6 Juillet 2009/9 Juillet 2009.
<https://agritrop.cirad.fr/568688/>
- Peng, W., Pivato, A., 2019. Sustainable management of digestate from the organic fraction of municipal solid waste and food waste under the concepts of back to earth alternatives and circular economy. *Waste Biomass Valorization* 10, 465–481.
<https://doi.org/10.1007/s12649-017-0071-2>
- Philippe, M.-A., Polombo, N., 2009. Soixante années de remembrement : Essai de bilan critique de l'aménagement foncier en France. *Etudes foncières*, Compagnie d'édition foncière, 43-49.
<https://shs.hal.science/halshs-00948894/document>
- Pinto, R., Brito, L.M., Coutinho, J., 2020. Nitrogen mineralization from organic amendments predicted by laboratory and field incubations. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 51, 515–526.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1717510>
- Pirsaheb, M., Khosravi, T., Sharafi, K., 2013. Domestic scale vermicomposting for solid waste management. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 2.
<https://doi.org/10.1186/2251-7715-2-4>
- Ponge, J.-F., Peres, 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 Biol. Biochem.* 67, 271–284.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.026>
- Popova, I.E., Deng, S., 2010. A high-throughput microplate assay for simultaneous colorimetric quantification of multiple enzyme activities in soil. *Appl. Soil Ecol.* 45, 315–318.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.04.004>
- Pribyl, D.W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156, 75–83.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- Prochazkova, P., Hanc, A., Dvorak, J., Roubalova, R., Dreslova, M., Castkova, T., Sustr, V., Skanta, F., Pacheco, N.I.N., Bilej, M., 2018. Contribution of *Eisenia andrei* earthworms in pathogen reduction during vermicomposting. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 26267–26278.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2662-2>
- Qiu, S., McComb, A.J., Bell, R.W., 2008. Ratios of C, N and P in soil water direct microbial immobilisation-mineralisation and N availability in nutrient amended sandy soils in southwestern Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127, 93–99.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.002>
- R Core Team, 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
<https://www.r-project.org/>

- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., Vogel, H.-J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma* 314, 122–137.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Rajpal, A., Arora, S., Bhatia, A., Kumar, T., Bhargava, R., Chopra, A.K., Kazmi, A.A., 2014. Co-treatment of organic fraction of municipal solid and sewage by vermireactor waste (OFMSW). *Ecol. Eng.* 73, 154–161.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.012>
- Rajpal, A., Bhargava, R., Sasi, S.K., Chopra, A.K., 2012. On site domestic organic waste treatment through vermitechnology using indigenous earthworm species. *Waste Manag. Res.* 30, 266–275.
<https://doi.org/10.1177/0734242X11403798>
- Rayfuse, R., Weisfelt, N., 2012. *The Challenge of Food Security*. Edward Elgar Publishing, 320.
<https://doi.org/10.4337/9780857939388>
- Raymond, A.B., Goulet, F., 2014. Les transformations de l'agriculture intensive. Eléments pour une sociologie des grandes cultures, dans : Raymond, A.B., Goulet, F. (Eds.), *Sociologie des grandes cultures. Au coeur du modèle industriel agricole*. Paris : Quae, 5–22.
https://agents.cirad.fr/pjjimg/frederic.goulet@cirad.fr/Chapitre_1_Elements_pour_une_sociologie_des_grandes_cultures_3.pdf
- Recous, S., Chabbi, A., Vertès, F., Thiébeau, P., Chenu, C., 2015. Fertilité des sols et minéralisation de l'azote : sous l'influence des pratiques culturales, quels processus et interactions sont impliqués ? *Fourrages* 223, 189–196.
https://www.researchgate.net/publication/286085286_Fertilite_des_sols_et_mineralisation_d_e_l%27azote_sous_l%27influence_des_pratiques_culturales_quels_processus_et_interactions_sont_impliques
- Reinecke, A.J., Viljoen, S.A., Saayman, R.J., 1992. The suitability of *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus* and *Eisenia fetida* (Oligochaeta) for vermicomposting in Southern Africa in terms of their temperature requirements. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1295–1307.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90109-b](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90109-b)
- Reporterre, 2019. Méthanisation : un digestat bien indigeste pour les sols et les eaux. Reporterre.
<https://reporterre.net/methanisation-un-digestat-bien-indigeste-pour-les-sols-et-les-eaux>
- Reyes-Torres, M., Oviedo-Ocana, E.R., Dominguez, I., Komilis, D., Sanchez, A., 2018. A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Manag.* 77, 486–499.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.037>
- Reynolds, E.S., 1963. The use of lead citrate at high pH as an electron-opaque stain in electron microscopy. *J. Cell Biol.* 17, 208–212.
<https://doi.org/10.1083/jcb.17.1.208>
- Rivier, P.-A., Jamniczky, D., Nemes, A., Mako, A., Barna, G., Uzinger, N., Rekasi, M., Farkas, C., 2022. Short-term effects of compost amendments to soil on soil structure, hydraulic properties, and water regime. *J. Hydrol. Hydromech.* 70, 74–88.
<https://doi.org/10.2478/johh-2022-0004>
- Roberts, P., Edwards-Jones, G., Jones, D.L., 2007. Yield responses of wheat (*Triticum aestivum*) to vermicompost applications. *Compost Sci. Util.* 15, 6–15.
<https://doi.org/10.1080/1065657X.2007.10702304>
- Rollett, A.J., Bhogal, A., Scullion, J., Nicholson, F.A., Taylor, M.J., Williams, J.R., 2021. The effect of field application of food-based anaerobic digestate on earthworm populations. *Soil Use Manag.* 37, 648–657.
<https://doi.org/10.1111/sum.12615>

- Roussel, O., Bourmeau, E., Walter, C., 2001. Évaluation du déficit en matière organique des sols français et des besoins potentiels en amendements organiques. *Étude Gest. Sols* 18, 65–82.
https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_8_1_roussel.pdf
- Rowen, E., Tooker, J.F., Blubaugh, C.K., 2019. Managing fertility with animal waste to promote arthropod pest suppression. *Biol. Control* 134, 130–140.
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.04.012>
- Rushton, S.P., 1986. Effects of soil compaction on *Lumbricus terrestris* and its possible implications for populations on land reclaimed from open-cast coal mining. *Pedobiol. Ger. Democr. Repub.* 29, 85–90.
<https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/5304255>
- Sacco, D., Moretti, B., Monaco, S., Grignani, C., 2015. Six-year transition from conventional to organic farming: effects on crop production and soil quality. *Eur. J. Agron.* 69, 10–20.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.05.002>
- Sadet-Bourgeteau, S., Houot, S., Dequiedt, S., Nowak, V., Tardy, V., Terrat, S., Montenach, D., Mercier, V., Karimi, B., Chemidlin Prévost-Bouré, N., Maron, P.A., 2018. Lasting effect of repeated application of organic waste products on microbial communities in arable soils. *Appl. Soil Ecol.* 125, 278–287.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.006>
- Saenger, A., Cécillon, L., Sebag, D., Brun, J.J., 2013. Soil organic carbon quantity, chemistry and thermal stability in a mountainous landscape: A Rock-Eval pyrolysis survey. *Organic Geochemistry* 54:101–114.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.10.008>
- Saenger, A., Cécillon, L., Poulencard, J., Bureau, F., De Daniéli, S., Gonzalez, J.-M., Brun, J.-J., 2015. Surveying the carbon pools of mountain soils: A comparison of physical fractionation and Rock-Eval pyrolysis. *Geoderma* 241–242, 279–288.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.12.001>
- Sahariah, B., Das, S., Goswami, L., Paul, S., Bhattacharyya, P., Bhattacharya, S.S., 2020. An avenue for replacement of chemical fertilization under rice-rice cropping pattern: Sustaining soil health and organic C pool via MSW-based vermicomposts. *Arch. Agron. Soil Sci.* 66, 1449–1465.
<https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1679782>
- Sahariah, B., Goswami, L., Kim, K.-H., Bhattacharyya, P., Bhattacharya, S.S., 2015. Metal remediation and biodegradation potential of earthworm species on municipal solid waste: A parallel analysis between *Metaphire posthuma* and *Eisenia fetida*. *Bioresour. Technol.* 180, 230–236.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.062>
- Said Ahmed, C.S., Pekpe, K.M., 2018. Commande d'une centrale de production de biogaz. 21.
<https://projets-ima.plil.fr/mediawiki/images/e/ea/RapportPFE.pdf>
- Samal, K., Mohan, A.R., Chaudhary, N., Moulick, S., 2019. Application of vermitechnology in waste management: A review on mechanism and performance. *J. Environ. Chem. Eng.* 7, 103392.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103392>
- Sanchez-Hernandez, J.C., Notario del Pino, J., Capowicz, Y., Mazzia, C., Rault, M., 2018. Soil enzyme dynamics in chlorpyrifos-treated soils under the influence of earthworms. *Sci. Total Environ.* 612, 1407–1416.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.043>
- Sanchez-Hernandez, J.C., Sandoval, M., Pierart, A., 2017. Short-term response of soil enzyme activities in a chlorpyrifos-treated mesocosm: Use of enzyme-based indexes. *Ecol. Indic.* 73, 525–535.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.022>

- Sanjuan, A.B., Gonzalez, L.C., Prado, R. de M., 2022. Edaphic mesofauna, some studies done: a review. *Inge Cuc* 18.
<https://doi.org/10.17981/ingecuc.18.2.2022.16>
- Santorufu, L., Van Gestel, C.A.M., Rocco, A., Maisto, G., 2012. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environ. Pollut.* 161, 57–63.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.09.042>
- Saveyn H, Eder P. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost and digestate): Technical proposals. EUR 26425. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2013. JRC87124.
<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC87124>
- Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (Eds.), 1996. *Methods in Soil Biology*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. 426.
<https://doi.org/10.1007/978-3-642-60966-4>
- Schneider, C.A., Rasband, W.S., Eliceiri, K.W., 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat. Methods* 9, 671–675.
<https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>
- Schwilch, G., Bernet, L., Fleskens, L., Giannakis, E., Leventon, J., Marañón, T., Mills, J., Short, C., Stolte, J., van Delden, H., Verzandvoort, S., 2016. Operationalizing ecosystem services for the mitigation of soil threats: A proposed framework. *Ecol. Indic.* 67, 586–597.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.016>
- Sebag, D., Disnar, J.R., Guillet, B., Di Giovanni, C., Verrecchia, E.P., Durand, A., 2006. Monitoring organic matter dynamics in soil profiles by ‘Rock-Eval pyrolysis’: bulk characterization and quantification of degradation. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 344–355.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00745.x>
- Sebag, D., Lamoureux-Var, V., Kowalewski, I., Ravelojaona, H., Lefrançois, N., 2022. Improved Quantification of Soil Organic and Inorganic Carbon Contents in Rock-Eval® Thermal Analysis. Presented at the 8th International Symposium on Soil Organic Matter (SOM), 8th International Symposium on Soil Organic Matter (SOM), Seoul, Korea.
- Sebag, D., Verrecchia, E.P., Cécillon, L., Adatte, T., Albrecht, R., Aubert, M., Bureau, F., Cailleau, G., Copard, Y., Decaens, T., Disnar, J.-R., Hetényi, M., Nyilas, T., Trombino, L., 2016. Dynamics of soil organic matter based on new Rock-Eval indices. *Geoderma* 284, 185–203.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.025>
- Sebillotte, M., 1993. L’agronome face à la notion de fertilité. *Nat. Sci. Sociétés* 1, 128–141.
<https://doi.org/10.1051/nss/19930102128>
- Seitz, S., Goebes, P., Puerta, V.L., Pereira, E.I.P., Wittwer, R., Six, J., van der Heijden, M.G.A., Scholten, T., 2018. Conservation tillage and organic farming reduce soil erosion. *Agron. Sustain. Dev.* 39, 4.
<https://doi.org/10.1007/s13593-018-0545-z>
- Serrawittling, C., Houot, S., Barriuso, E., 1995. Soil Enzymatic Response to Addition of Municipal Solid-Waste Compost. *Biol. Fertil. Soils* 20, 226–236.
<https://doi.org/10.1007/BF00336082>
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232.
<https://doi.org/10.1038/nature11069>
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 379–423.
<https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>

- Sharma, K.D., Jain, S., 2020. Municipal solid waste generation, composition, and management: the global scenario. *Soc. Responsib. J.* 16, 917–948.
<https://doi.org/10.1108/SRJ-06-2019-0210>
- Shaw, L.J., Burns, R.G., 2006. Enzyme activity profiles and soil quality (Chapter 7), in: Bloem, J., Hopkins, D.W., Benedetti, A. (Eds.), *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*. 158–182.
<https://www.researchgate.net/publication/37628915> Enzyme activity profiles and soil quality
- Sherman, R.L., Appelhof, M., 2011. Small-scale school and domestic vermicomposting systems (Chapter 6), in: Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Sherman, R.L. (Eds.), *Vermiculture technology: Earthworms, organic wastes, and environmental management*, 67–78.
<https://doi.org/10.1201/b10453>
- Sicard, H., Fontaine, L., du Cheyron, P., 2019a. Comparaison de variétés de céréales en agriculture biologique - Synthèse des essais céréales secondaires. ITAB, 36.
https://www.itab.asso.fr/downloads/fiches-ble/varietes-tri-epe-bio_synthese-2019_9oct.pdf
- Sicard, H., Fontaine, L., du Cheyron, P., 2019b. Comparaison de variétés de céréales en agriculture biologique - Synthèse des essais blé. ITAB, 55.
https://itab.asso.fr/downloads/fiches-ble/varietes-ble-bio_synthese-2019_9oct.pdf
- Silguy, C., 1996. Histoire des hommes et de leurs ordures. Du Moyen Age à nos jours. Le cherche midi – ADEME, 346.
<https://www.decitre.fr/livres/histoire-des-hommes-et-de-leurs-ordures-9782749112152.html>
- Sim, E.Y.S., Wu, T.Y., 2010. The potential reuse of biodegradable municipal solid wastes (MSW) as feedstocks in vermicomposting. *J. Sci. Food Agric.* 90, 2153–2162.
<https://doi.org/10.1002/jsfa.4127>
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163, 688–688.
<https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Singh, K., Sharma, S., Teixeira da Silva, J., Satya, S., Arora, K., 2012. Vermicomposting of municipal solid waste employing *Eisenia fetida* together with *Penicillium* spp. and *Azotobacter* bioinoculants. *Dyn. Soil Dyn. Plant* 6, 89–95.
<https://www.researchgate.net/publication/283567295> Vermicomposting of Municipal Solid Waste Employing *Eisenia fetida* together with *Penicillium* spp and *Azotobacter* Bioinoculants
- Singh, R.P., Singh, P., Araujo, A.S.F., Hakimi Ibrahim, M., Sulaiman, O., 2011. Management of urban solid waste: Vermicomposting a sustainable option. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 719–729.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.02.005>
- Skujins, J.J., Braal, L., McLaren, A.D., 1962. Characterization of phosphatase in a terrestrial soil sterilized with an electron beam. *Enzymol. Neth. Superseded Mol Cell Biochem* 25, 125–133.
<https://www.researchgate.net/publication/236354998> Characterization of phosphatase in a terrestrial soil sterilized with an electron beam
- Smith, O.M., Cohen, A.L., Rieser, C.J., Davis, A.G., Taylor, J.M., Adesanya, A.W., Jones, M.S., Meier, A.R., Reganold, J.P., Orpet, R.J., Northfield, T.D., Crowder, D.W., 2019. Organic farming provides reliable environmental benefits but increases variability in crop yields: A global meta-analysis. *Front. Sustain. Food Syst.* 3, 82.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Smith, R.G., Barbercheck, M.E., Mortensen, D.A., Hyde, J., Hulting, A.G., 2011. Yield and net returns during the transition to organic feed grain production. *Agron. J.* 103, 51–59.
<https://doi.org/10.2134/agronj2010.0290>

- Soane, B.D., 1990. The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil Tillage Res.* 16, 179–201.
[https://doi.org/10.1016/0167-1987\(90\)90029-D](https://doi.org/10.1016/0167-1987(90)90029-D)
- Sofa, A., Mininni, A.N., Ricciuti, P., 2020. Soil Macrofauna: A key Factor for Increasing Soil Fertility and Promoting Sustainable Soil Use in Fruit Orchard Agrosystems. *Agronomy* 10, 456.
<https://doi.org/10.3390/agronomy10040456>
- Song, B., Manu, M.K., Li, D., Wang, C., Varjani, S., Ladumor, N., Michael, L., Xu, Y., Wong, J.W.C., 2021. Food waste digestate composting: Feedstock optimization with sawdust and mature compost. *Bioresour. Technol.* 341, 125759.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125759>
- Soni, R., Sharma, A., 2016. Vermiculture technology: a novel approach in organic farming. *Indian Hortic. J.* 6, 150–154.
https://www.researchgate.net/publication/311971514_Vermiculture_Technology_A_Novel_Approach_in_Organic_Farming
- Soobhany, N., 2018. Preliminary evaluation of pathogenic bacteria loading on organic municipal solid waste compost and vermicompost. *J. Environ. Manage.* 206, 763–767.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.029>
- Soobhany, N., Mohee, R., Garg, V.K., 2017. A comparative analysis of composts and vermicomposts derived from municipal solid waste for the growth and yield of green bean (*Phaseolus vulgaris*). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 11228–11239.
<https://doi.org/10.1007/s11356-017-8774-2>
- Soobhany, N., Mohee, R., Garg, V.K., 2015. Experimental process monitoring and potential of *Eudrilus eugeniae* in the vermicomposting of organic solid waste in Mauritius. *Ecol. Eng.* 84, 149–158.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.08.003>
- Soucémariadin, L., Cécillon, L., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., Barré, P., 2018. Is Rock-Eval 6 thermal analysis a good indicator of soil organic carbon lability? – A method-comparison study in forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 117, 108–116.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.025>
- Stahel, W.A., 2008. *Statistische Datenanalyse: eine Einführung für Naturwissenschaftler*, 5. Auflage. Vieweg+Teubner, 419.
<https://www.r-bloggers.com/2018/09/the-log-0-problem-analysis-strategies-and-options-for-choosing-c-in-logy-c/>
- Stewart-Wade, S.M., 2020. Efficacy of organic amendments used in containerized plant production: Part 1-Compost-based amendments. *Sci. Hortic.* 266, 108856.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.108856>
- Stone, D., Ritz, K., Griffiths, B.G., Orgiazzi, A., Creamer, R.E., 2016. Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. *Appl. Soil Ecol., Soil biodiversity and ecosystem functions across Europe: A transect covering variations in bio-geographical zones, land use and soil properties* 97, 12–22.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.005>
- Subler, S., Edwards, C.A., 2010. Human pathogen reduction during vermicomposting (Chapter 16), in: Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Sherman, R.L. (Eds.), *Vermiculture technology: Earthworms, organic wastes, and environmental management*, 249–261.
<https://doi.org/10.1201/b10453>
- Suthar, S., 2010. Pilot-scale vermireactors for sewage sludge stabilization and metal remediation process: Comparison with small-scale vermireactors. *Ecol. Eng., Carbon, nutrient and metal retention in wetlands in a restoration context* 36, 703–712.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.016>

- Suthar, S., 2009. Potential of *Allolobophora parva* (Oligochaeta) in vermicomposting. *Bioresour. Technol.* 100, 6422–6427.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.004>
- Suthar, S., 2007. Vermicomposting potential of *Perionyx sansibaricus* (Perrier) in different waste materials. *Bioresour. Technol.* 98, 1231–1237.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.05.008>
- Tamburini, G., Bommarco, R., Wanger, T.C., Kremen, C., van der Heijden, M.G.A., Liebman, M., Hallin, S., 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Sci. Adv.* 6, eaba1715.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>
- Tavali, I.E., 2021. Short-term effect of compost amendment on the fertility of calcareous soil and basil growth. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 52, 172–182.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1854292>
- Tedesco, D.E.A., Conti, C., Lovarelli, D., Biazzi, E., Bacenetti, J., 2019. Bioconversion of fruit and vegetable waste into earthworms as a new protein source: The environmental impact of earthworm meal production. *Sci. Total Environ.* 683, 690–698.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.226>
- Tejada, M., Benitez, C., 2020. Effects of different organic wastes on soil biochemical properties and yield in an olive grove. *Appl. Soil Ecol.* 146, UNSP 103371.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103371>
- Tejada, M., Hernandez, M.T., Garcia, C., 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil Tillage Res.* 102, 109–117.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2008.08.004>
- Tognetti, C., Mazzarino, M.J., Laos, F., 2008. Compost of municipal organic waste: Effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2290–2296.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.05.006>
- Tripathi, G., Bhardwaj, P., 2004. Decomposition of kitchen waste amended with cow manure using an epigeic species (*Eisenia fetida*) and an anecic species (*Lampito mauritii*). *Bioresour. Technol.* 92, 215–218.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.08.013>
- Troschinetz, A.M., Mihelcic, J.R., 2009. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Manag.* 29, 915–923.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.016>
- Udvardi, M., Below, F.E., Castellano, M.J., Eagle, A.J., Giller, K.E., Ladha, J.K., Liu, X., Maaz, T.M., Nova-Franco, B., Raghuram, N., Robertson, G.P., Roy, S., Saha, M., Schmidt, S., Tegeder, M., York, L.M., Peters, J.W., 2021. A Research Road Map for Responsible Use of Agricultural Nitrogen. *Front. Sustain. Food Syst.* 5, 660155.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.660155>
- Valdez, A.S., Dolores Bosch-Serra, A., Rosa Yague, M., Maria Poch, R., Puigpinos, E., 2020. Earthworm community and soil microstructure changes with long-term organic fertilization. *Arch. Agron. Soil Sci.* 66, 957–970.
<https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1648792>
- Valentine, R.C., 1961. Contrast enhancement in the electron microscopy of viruses. *Adv. Virus Res.* 8, 287–318.
[https://doi.org/10.1016/s0065-3527\(08\)60688-0](https://doi.org/10.1016/s0065-3527(08)60688-0)
- van Groenigen, J.W., Lubbers, I.M., Vos, H.M.J., Brown, G.G., De Deyn, G.B., van Groenigen, K.J., 2014. Earthworms increase plant production: a meta-analysis. *Sci. Rep.* 4, 6365.
<https://doi.org/10.1038/srep06365>

Bibliographie

- van Groenigen, J.W., Van Groenigen, K.J., Koopmans, G.F., Stokkermans, L., Vos, H.M.J., Lubbers, I.M., 2019. How fertile are earthworm casts? A meta-analysis. *Geoderma* 338, 525–535.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.11.001>
- van Straalen, N.M., 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Appl. Soil Ecol.* 9, 429–437.
[https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00101-2](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00101-2)
- Vanai, P., 1995. Valorisation agronomique d'un compost urbain produit par méthanisation : Étude en milieu tropical.
<https://www.theses.fr/1995PACI0009>
- Varma, V.S., Kalamdhad, A.S., 2016. Efficiency of rotary drum composting for stabilizing vegetable waste during pre-composting and vermicomposting. *Environ. Process.* 3, 829–841.
<https://doi.org/10.1007/s40710-016-0181-z>
- Verlinden, S., McDonald, L., Kotcon, J., Childs, S., 2017. Long-term effect of manure application in a certified organic production system on soil physical and chemical parameters and vegetable yields. *Horttechnology* 27, 171–176.
<https://doi.org/10.21273/HORTTECH03348-16>
- Villio, M.L., Arrouays, D., Deslais, W., Daroussin, J., Bissonnais, Y.L., Clergeot, D., 2001. Estimation des quantités de matière organique exogène nécessaires pour restaurer et entretenir les sols limoneux français à un niveau organique donné. *Étude Gest. Sols* 18, 47–64.
https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_8_1_levillio.pdf
- Vinatier, J.M., 2015. Référentiel Régional Pédologique de l'Ain (Etude n°25101). État de l'étude sur géoportail : « corrigée et vérifiée ».
<https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/carte-des-sols>
UTS n°6 : <https://www.geoportail.gouv.fr/depot/fiches/INRA/Zp5HSVAqaFgWii4iN3dC.pdf>
- Vincent, Q., 2018. Etude des paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels, et de leurs interactions dans des sols délaissés, 330.
<https://www.theses.fr/2018LORR0015>
- Vincent, Q., Leyval, C., Beguiristain, T., Auclerc, A., 2018. Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils. *Appl. Soil Ecol.* 130, 259–270.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.07.002>
- Vivas, A., Moreno, B., Garcia-Rodriguez, S., E. Benitez, 2009. Assessing the impact of composting and vermicomposting on bacterial community size and structure, and microbial functional diversity of an olive-mill waste. *Bioresour. Technol.* 100, 1319–1326.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.08.014>
- von Mersi, W., Schinner, F., 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodinitrotetrazolium chloride. *Biol. Fertil. Soils* 11, 216–220.
<https://doi.org/10.1007/BF00335770>
- Walter, C., Bispo, A., Chenu, C., Langlais, A., Schwartz, C., 2015. Les services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation, dans Cahier Déméter n°15: Agriculture et foncier, 51–68.
<https://shs.hal.science/halshs-01137484/document>
- Wang, W., Chang, J.-S., Lee, D.-J., 2023. Anaerobic digestate valorization beyond agricultural application: Current status and prospects. *Bioresour. Technol.* 373, 128742.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128742>
- Wani, K.A., Mamta, Rao, R.J., 2013. Bioconversion of garden waste, kitchen waste and cow dung into value-added products using earthworm *Eisenia fetida*. *Saudi J. Biol. Sci.* 20, 149–154.
<https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2013.01.001>

- Watson, C. a., Atkinson, D., Gosling, P., Jackson, L. r., Rayns, F. w., 2002. Managing soil fertility in organic farming systems. *Soil Use Manag.* 18, 239–247.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00265.x>
- Watteau, F., Villemin, G., 2018. Soil Microstructures Examined Through Transmission Electron Microscopy Reveal Soil-Microorganisms Interactions. *Front. Environ. Sci.* 6, 106.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00106>
- Watteau, F., Villemin, G., 2011. Characterization of organic matter microstructure dynamics during co-composting of sewage sludge, barks and green waste. *Bioresour. Technol.* 102, 9313–9317.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.022>
- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agric. Ecosyst. Environ.*, Special section Harvested perennial grasslands: Ecological models for farming's perennial future 137, 39–46.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.001>
- Wei, T., Simko, V., Levy, M., Xie, Y., Jin, Y., Zemla, J., Freidank, M., Cai, J., Protivinsky, T., 2021. corrplot: Visualization of a Correlation Matrix.
<https://cran.r-project.org/web/packages/corrplot/corrplot.pdf>
- Weidner, T., Yang, A., Hamm, M.W., 2019. Consolidating the current knowledge on urban agriculture in productive urban food systems: Learnings, gaps and outlook. *J. Clean. Prod.* 209, 1637–1655.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.004>
- Werner, M., Cuevas, J.R., 1996. Vermiculture in Cuba. *BioCycle* 37, 57–61.
- Wheeler, B., Torchiano, M., 2016. lmPerm: Permutation Tests for Linear Models.
<https://cran.r-project.org/web/packages/lmPerm/lmPerm.pdf>
- White, S., 1996. Vermiculture bioconversion in India. *BioCycle* 37, 65.
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T.L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D., RStudio, 2023. ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics.
<https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/ggplot2.pdf>
- Williams, A.P., Roberts, P., Avery, L.M., Killham, K., Jones, D.L., 2006. Earthworms as vectors of *Escherichia coli* O157 : H7 in soil and vermicomposts. *Fems Microbiol. Ecol.* 58, 54–64.
<https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2006.00142.x>
- Wilson, D., UNEP, ISWA, 2015. Global waste management outlook. United Nations Environment Programme, 346.
<https://www.unep.org/resources/report/global-waste-management-outlook>
- Wolinska, A., Stepniewsk, Z., 2012. Dehydrogenase Activity in the Soil Environment, in: Canuto, R.A. (Ed.), *Dehydrogenases*. InTech.
<https://doi.org/10.5772/48294>
- Zhang, X.-M., Liu, L.-X., Su, Z.-M., Shen, Z.-J., Gao, G.-F., Yi, Y., Zheng, H.-L., 2019. Transcriptome analysis of Medicago lupulina seedlings leaves treated by high calcium provides insights into calcium oxalate formation. *Plant Soil* 444, 299–314.
<https://doi.org/10.1007/s11104-019-04283-8>
- Yadav, A., Garg, V.K., 2011. Industrial wastes and sludges management by vermicomposting. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 10, 243–276.
<https://doi.org/10.1007/s11157-011-9242-y>

Bibliographie

- Yang, X., Reynolds, W.D., Drury, C.F., Fleming, R., Tan, C.S., Denholm, K., Yang, J., 2014. Organic carbon and nitrogen stocks in a clay loam soil 10 years after a single compost application. *Can. J. Soil Sci.* 94, 357–363.
<https://doi.org/10.4141/CJSS2013-076>
- Youngberg, G., DeMuth, S.P., 2013. Organic agriculture in the United States: A 30-year retrospective. *Renew. Agric. Food Syst.* 28, 294–328.
<https://doi.org/10.1017/S1742170513000173>
- Zhang, B., He, P., Lü, F., Shao, L., Wang, P., 2007. Extracellular enzyme activities during regulated hydrolysis of high-solid organic wastes. *Water Res.* 41, 4468–4478.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.061>
- Zhou, M., Zhu, B., Wang, S., Zhu, X., Vereecken, H., Brüggemann, N., 2017. Stimulation of N₂O emission by manure application to agricultural soils may largely offset carbon benefits: a global meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 23, 4068–4083.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13648>

Annexes :

Documents complémentaires

Annexes du Chapitre 1

Annexe 1.1. Review publié le 31 août 2022 dans Agronomy for Sustainable Development (ASD).

<https://doi.org/10.1007/s13593-022-00819-y>

Agronomy for Sustainable Development (2022) 42:89
<https://doi.org/10.1007/s13593-022-00819-y>

REVIEW ARTICLE



Vermicomposting of municipal solid waste as a possible lever for the development of sustainable agriculture. A review

Vincent Ducasse^{1,2} · Yvan Capowiez¹ · Joséphine Peigné²

Accepted: 4 August 2022

© INRAE and Springer-Verlag France SAS, part of Springer Nature 2022

Abstract

Continued population growth and urbanization as well as changing consumption patterns have led to an explosion in the amount of waste produced, especially in cities. To feed the world, we also need to increase agricultural production while limiting our impact on the environment. Part of the solution could be to recycle the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) as a resource for agriculture near cities with techniques such as vermicomposting, which uses earthworms to recycle organic waste into nutrient-rich vermicompost. The objective of this review was to examine (i) whether vermicomposting is appropriate for recycling OFMSW, (ii) the quality of the vermicompost produced, and (iii) the impact of this product on crops and soil parameters. We found that vermicomposting can be adapted for OFMSW recovery because the process is suitable for all the types of OFMSW (food, paper, and green waste). The vermicompost produced is both high in organic carbon (18.83–36.01%) and a potential fertilizer (1.16–2.58% N, 0.42–1.12% P, and 0.61–2.05% K). A comparison with compost from the same types of OFMSW suggested that vermicompost is slightly more suitable for crop production with significantly lower C/N and pH and higher N and P. Vermicompost was actually found to have a better effect on plant growth than compost, suggesting that classical chemical analyses are not always sufficient to characterize the potential of organic amendments/fertilizers. Indeed, the application of vermicompost in the field leads to an increase in carbon storage, water retention, enzymatic and microbiological activity, and soil fauna abundance and diversity. Finally, we found that reports on the use of vermicompost from OFMSW are scarce and most studies focused on the process itself. Overall, our review synthesizes data and the interest in this technique and proposes perspectives for future studies.

Keywords Vermicompost · Waste management · Organic fraction of municipal solid waste · Agronomical impact · Soil conservation

Annexe 1.2. Classification des 256 mélanges de biodéchets trouvés dans les 184 articles de la revue bibliographique avec MSW : Déchets Solides Municipaux (ordures ménagères) et biodéchets : déchets alimentaires. Le facteur "déchets agricoles" comprend le "foin", la "paille", le "son de riz", la "bagasse de canne à sucre", les "boues de biogaz provenant de l'agriculture" et toutes les boues, fumiers et lisiers d'animaux et le facteur "résidus d'épuration" comprend les "boues d'épuration" et les "biosolides".

Facteur étudié	Biodéchets uniquement	Biodéchets et autres déchets	Autre type de matériau utilisé pour le processus (avec le ratio)
Type de déchets organiques mélangés et leur occurrence dans les articles (x)	Biodéchets (63)	Biodéchets + déchets agricoles (45)	Biochar (2) - 10 % maximum
	MSW (29)	Déchets verts + déchets agricoles (16)	Boue rouge (1) - 15
		MSW + déchets agricoles (14)	Cendres (1) - 15
	Déchets verts (13)	Biodéchets + déchets verts + déchets agricoles (9)	Zéolite (1) - 10 % maximum
			Urée (1) - pour ajuster le rapport C/N
	Papier/carton (12)	Biodéchets + papier/carton + déchets agricoles (7)	Chaux (1) - 5 g CaCO ₃ .kg ⁻¹
			Phosphate de Mussoorie (1)
	Biodéchets + déchets verts + papier/carton (9)	Papier + déchets agricoles (5)	Poussière de sciure (1)
			Neem sec (1)
	Biodéchets + papier/carton (8)	Biodéchets + déchets verts + papier/carton + déchets agricoles (4)	Éléments nutritifs (fer, manganèse, zinc, cuivre, molybdène, bore) (1)
Lait de beurre Jaggery (1)			
MSW + déchets verts (6)	Papier/carton + déchets verts + déchets agricoles (1)	Thé de vermicompost (1)	
		MSW + résidus eaux usées (6)	Inoculants microbiens :
Biodéchets + déchets verts (4)	MSW + déchets agricoles + résidus eaux usées (2)	<i>T. viridae</i> , <i>B. polymyxa</i> et <i>P. crysoporium</i> - 50 ml.kg ⁻¹ (1)	
		<i>Trichoderma harzianum</i> (1)	
		<i>Leucaena leucocephala</i> et <i>Morus alba</i> , <i>Penicillium funiculosum</i> et <i>P. chrysogenum</i> (1)	
Déchets verts + résidus eaux usées (2)	Biodéchets + résidus eaux usées (1)	<i>Pleurotus sajorxcaju</i> (champignon), <i>Trichoderma harzianum</i> (champignon) et <i>Azotobacter chroococcum</i> (1)	
		Owinema : larves du nématode <i>Steinernema feltiae</i> - 50.10 ⁶ larvae m ⁻² (1)	
Répétition totale du facteur (n)	n = 144	n = 112 avec déchets agricoles (n = 101) et résidus eaux usées (n = 11)	n = 18

Annexe 1.3. Qualité agronomique des vermicompost provenant des biodéchets. La classe " mélange de biodéchets " comprend les déchets alimentaires (100 %), papiers cartons (100 %), les déchets verts (100 %), les déchets alimentaires + papiers et cartons (≥ 50 % du mélange), OFMSW (Fraction Organique des Déchets Solides Municipaux) est un mélange de biodéchets non précisé ou un mélange d'au moins 3 types comme déchets alimentaires + papiers et cartons + déchets verts. La classe avec les déchets agricoles comprend divers mélanges où les biodéchets sont ≥ 50 % du mélange. Toutes les analyses utilisant > 50 % de déchets agricoles et moins de trois répétitions ont été exclues. Nous avons considéré que le C_{org} = carbone total ou $C/N - N_{tot}$ ou $MO / 2$ (si le C_{org} était déduit de la MO avec une autre division que 2, par exemple 1.8. nous avons refait le calcul et corrigé le C/N). Les valeurs représentent les moyennes (en gras) avec leur écart-type et la valeur entre parenthèses est le nombre de fois où le facteur a été mesuré.

		pH	C/N	C_{org} (%)	N_{tot} (%)	P (%)	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Na (%)
Mélange de biodéchets	Déchets alimentaires (38)	7.26 ± 0.75 (23)	12.50 ± 4.32 (29)	18.83 ± 8.11 (30)	1.59 ± 0.67 (36)	1.12 ± 1.03 (24)	2.05 ± 2.85 (24)	2.47 ± 2.58 (17)	0.77 ± 1.02 (19)	0.28 ± 0.33 (7)
	OFMSW (36)	7.68 ± 0.44 (20)	18.33 ± 7 (26)	22.54 ± 8.65 (31)	1.34 ± 0.62 (30)	0.54 ± 0.44 (22)	0.87 ± 0.73 (19)	3.70 ± 2.77 (8)	0.92 ± 0.83 (6)	NA (2)
	Déchets alimentaires + papiers et cartons (11)	7.35 ± 1.18 (7)	10.43 ± 1.86 (4)	28.53 ± 9.43 (4)	2.58 ± 0.79 (5)	0.42 ± 0.29 (8)	0.81 ± 0.61 (8)	2.02 ± 2.10 (8)	0.50 ± 0.59 (8)	NA (0)
	Déchets verts (11)	7.12 ± 0.55 (11)	14.38 ± 5.55 (8)	24.99 ± 5.14 (8)	1.93 ± 0.60 (8)	0.73 ± 0.44 (7)	1.25 ± 1.04 (5)	8.19 ± 7.23 (4)	1.36 ± 1.19 (4)	NA (1)
	Papiers et cartons (7)	NA (2)	17.21 ± 1.60 (3)	21.19 ± 4.61 (4)	1.16 ± 0.26 (6)	0.99 ± 1.07 (5)	3.23 ± 2.82 (5)	1.26 ± 0.30 (3)	1.51 ± 2 (4)	0.54 ± 0.52 (4)
Mélange de biodéchets et déchets agricoles	Déchets alimentaires (44)	7.41 ± 0.58 (29)	17.05 ± 7.59 (37)	25.74 ± 8.79 (39)	1.70 ± 0.71 (39)	0.83 ± 0.69 (29)	1.53 ± 1.01 (29)	6.16 ± 7.88 (13)	0.87 ± 0.94 (5)	0.48 ± 0.50 (4)
	OFMSW (42)	7.19 ± 0.53 (25)	16.82 ± 8.14 (31)	24.34 ± 9.49 (36)	1.70 ± 0.88 (33)	1.16 ± 0.61 (21)	1.43 ± 0.67 (17)	2.24 ± 2.88 (13)	0.71 ± 0.36 (11)	1.58 ± 2.85 (9)
	Déchets verts (21)	7.12 ± 0.45 (20)	20.16 ± 11.26 (20)	36.01 ± 18.39 (20)	1.87 ± 0.41 (20)	1.02 ± 0.47 (10)	0.61 ± 1.31 (5)	2.21 ± 4.90 (5)	NA (1)	7.11 ± 0.65 (5)

Annexe 1.4. Qualité des vermicompost en termes d'oligoéléments et ETM avec les mêmes critères de réalisation que l'annexe 1.3 de la page précédente.

		Cu (mg.kg ⁻¹)	Fe (mg.kg ⁻¹)	Mn (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)	Cd (mg.kg ⁻¹)	Cr (mg.kg ⁻¹)	Ni (mg.kg ⁻¹)	Pb (mg.kg ⁻¹)
	Déchets	49.33 ±	11 427.46 ±	369.48 ±	178.27 ±	0.59 ±	19.47 ±	16.03 ±	17.91 ±
	alimentaires (38)	46.49 (15)	8 602.66 (10)	230.74 (13)	182.87 (15)	0.94 (7)	16.43 (5)	16.22 (4)	23.54 (7)
	OFMSW (36)	97.50 ±	7 713.73 ±	876.37 ±	182.61 ±	0.95 ±	21.19 ±	10.67 ±	68.71 ±
		205.77 (9)	6 542.90 (7)	1 161.92 (8)	225.51 (9)	1.21 (9)	5.32 (4)	1.10 (4)	149.60 (6)
Mélange de biodéchets	Déchets alimentaires + papiers et cartons (11)	NA	NA	NA	100.95 ±	NA	NA	NA	NA
		(2)	(2)	(2)	55.57 (4)	(0)	(0)	(0)	(1)
	Déchets verts (11)	100.58 ±	4 324.50 ±	321.48 ±	314.76 ±	NA	NA	NA	NA
		88.12 (5)	1 104.69 (4)	191.96 (4)	142.86 (5)	(2)	(1)	(1)	(0)
	Papiers et cartons (7)	152.17 ±	14 096.50 ±	494.60 ±	241.33 ±	NA	NA	NA	NA
		36.06 (3)	7 920.80 (4)	152.40 (4)	115.01 (3)	(1)	(1)	(0)	(1)
Mélange de biodéchets et déchets agricoles	Déchets	57.31 ±	8 081.67 ±	NA	129.63 ±	2.90 ±	NA	NA	18.90 ±
	alimentaires (44)	69.01 (7)	8 331.04 (3)	(2)	105.11 (7)	0.79 (3)	(2)	(1)	27.37 (3)
	OFMSW (42)	77.17 ±	13 904.29 ±	1 603.21 ±	257.35 ±	17.17 ±	10.12 ±	117.68 ±	560.44 ±
		120.76 (10)	16 003.88 (8)	1 754.88 (8)	160.63 (12)	27.07 (10)	12.82 (9)	107.88 (9)	511.64 (5)
	Déchets verts (21)	81.66 ±	9 650 ±	1 446.45 ±	257.85 ±	0.40 ±	NA	NA	0 ±
		61.75 (4)	8 219.69 (4)	1 571.46 (4)	127.14 (4)	0.56 (4)	(2)	(2)	0 (5)

Annexes du Chapitre 3

Annexe 3.1. Article publié le 21 mars 2023 dans *Bioresource Technology Reports*.<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101405>

Bioresource Technology Reports

Available online 21 March 2023, 101405

In Press, Journal Pre-proof ? What's this? ↗



The amending potential of vermicompost, compost and digestate from urban biowaste: Evaluation using biochemical, Rock-Eval® thermal analyses and transmission electronic microscopy

Vincent Ducasse^{a,b} , Françoise Watteau^c, Isabelle Kowalewski^d, Herman Ravelojaona^d, Yan Capowicz^a, Joséphine Peigné^b

Show more ▾

+ Add to Mendeley Share Cite

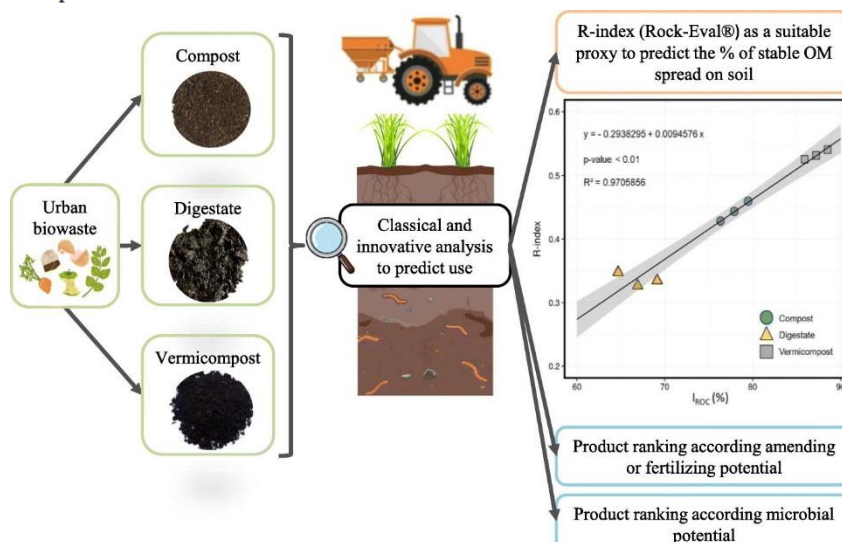
<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101405> ↗

Get rights and content ↗

Abstract

Organic fraction of municipal solid waste can be recovered using a variety of processes including composting, anaerobic digestion and vermicomposting. The impact of these products was evaluated using an innovative approach combining quantitative and qualitative analyses. Chemical analysis showed that the organic matter content of dry compost, digestate and vermicompost was 76 %, 67.2 % and 41.7 %, respectively. Index of Recalcitrant Organic Carbon (I_{ROC}) was higher for vermicompost (87.2 %) than for compost (77.9 %) or digestate (66.9 %). The Rock-Eval® approach was correlated to the I_{ROC} with its R-index ($R^2 = 0.97$). Transmission electron microscopy was used to describe the microbial activity, the decomposition state and we observed more advanced maturity from vermicompost, compost to digestate. Finally, the digestate is predicted to have a fertilizing effect whereas the compost should have more an amending effect in the medium/long term. Due to a higher degree of stability, the vermicompost could have both a fertilizing and amending effect.

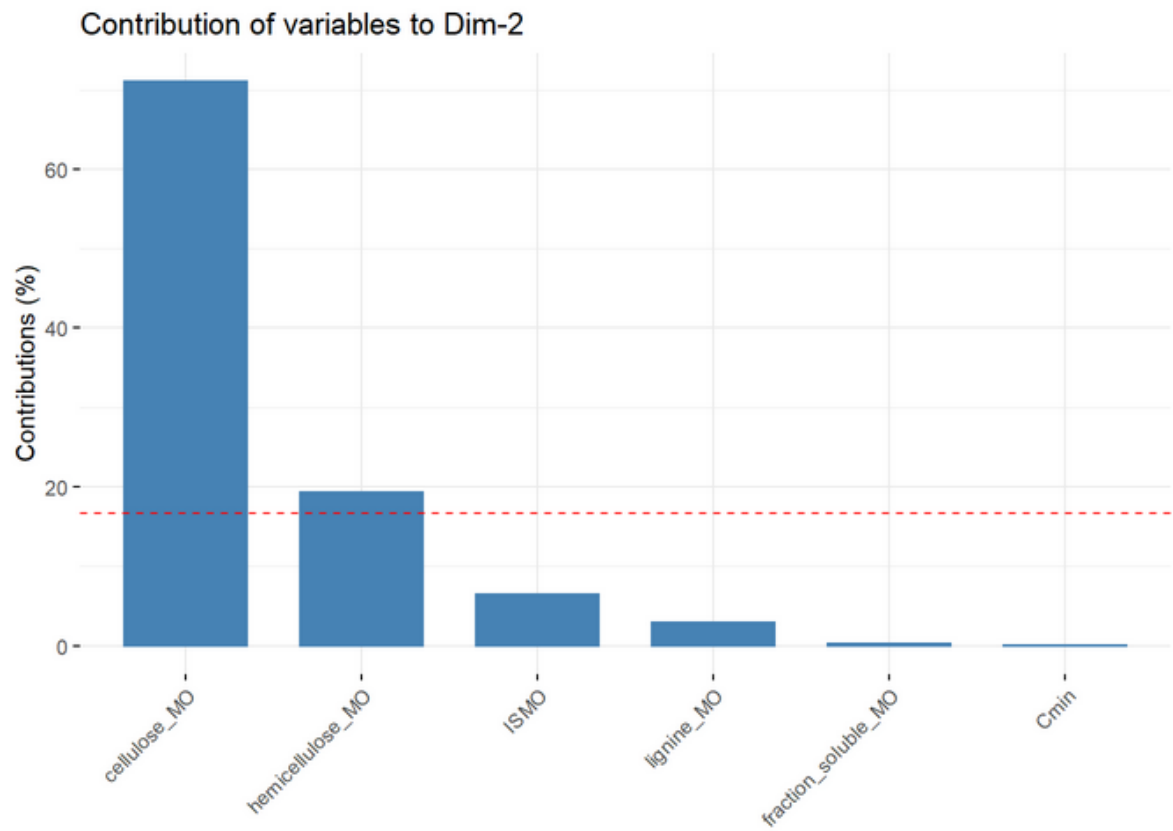
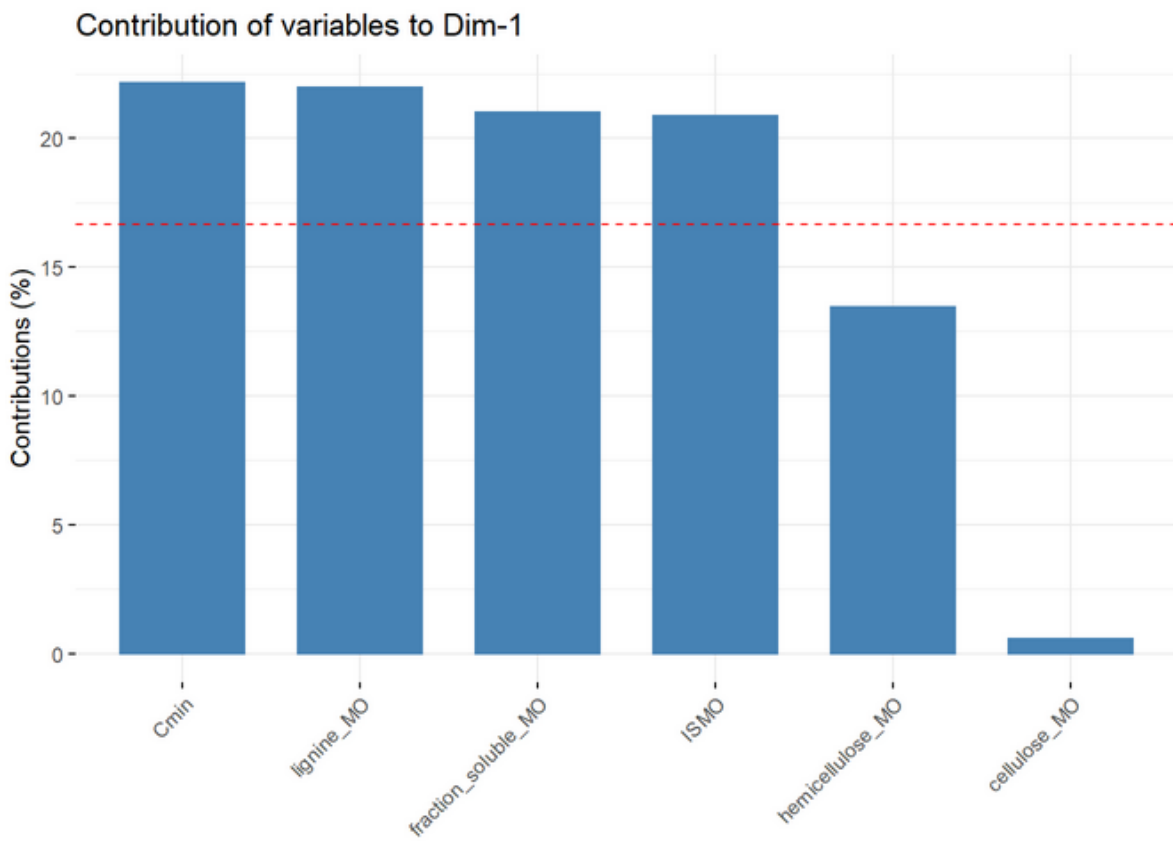
Graphical abstract



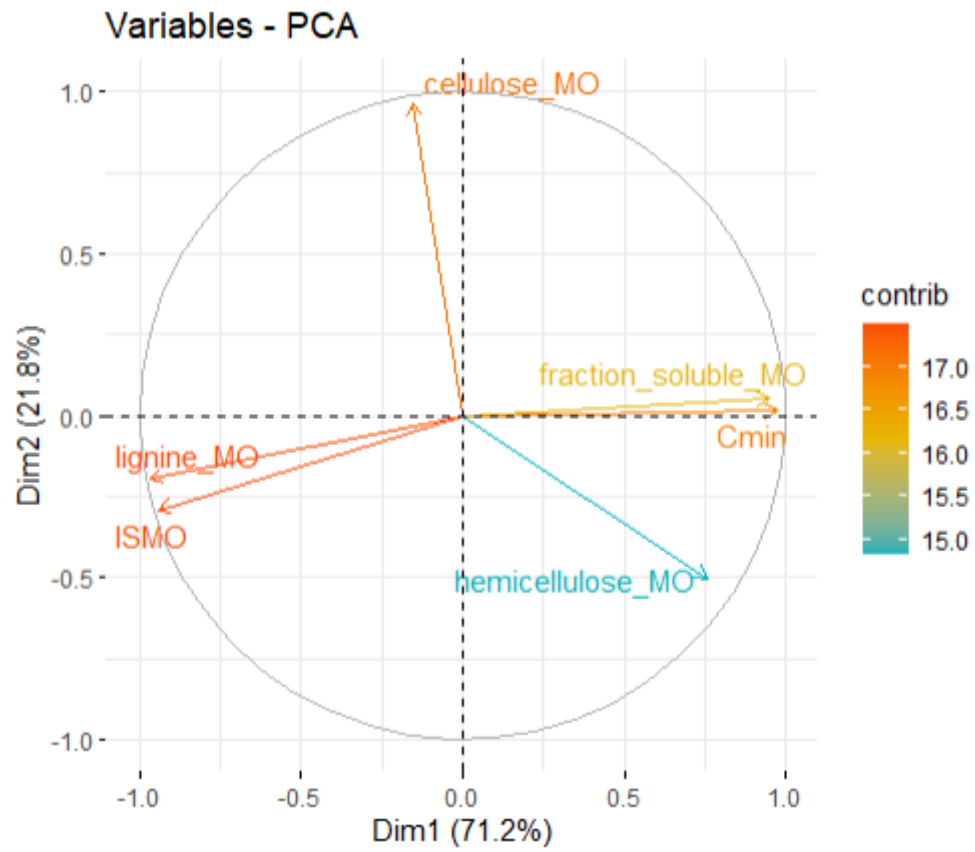
Annexe 3.2. Résultats bruts de l'analyse Rock-Eval® des différents produits avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost et où le nombre est la répétition de l'analyse (3 répétitions).

Samples (mg.g ⁻¹)	S1	S2	S3	S3CO ₂	S3CO	S3'CO	S4CO ₂	S4CO	S5
C1	0,08	124,39	116,23	15,50	11,81	7,60	12,42	756,32	65,22
C2	0,15	126,52	111,44	13,80	11,17	7,40	17,40	744,18	69,71
C3	0,14	130,43	114,70	16,80	11,89	8,00	15,27	776,96	55,31
D1	0,50	153,74	92,45	13,80	17,90	5,20	8,91	697,25	29,10
D2	0,58	148,49	92,66	11,30	17,67	5,40	12,21	679,89	38,40
D3	0,53	151,01	90,59	12,70	17,05	5,30	14,12	657,32	40,60
V1	0,06	60,20	71,44	9,80	5,43	4,70	11,18	497,00	80,46
V2	0,04	53,05	61,86	10,80	5,04	4,30	8,41	439,47	116,66
V3	0,04	52,82	64,88	12,50	5,09	4,90	8,00	456,94	114,88

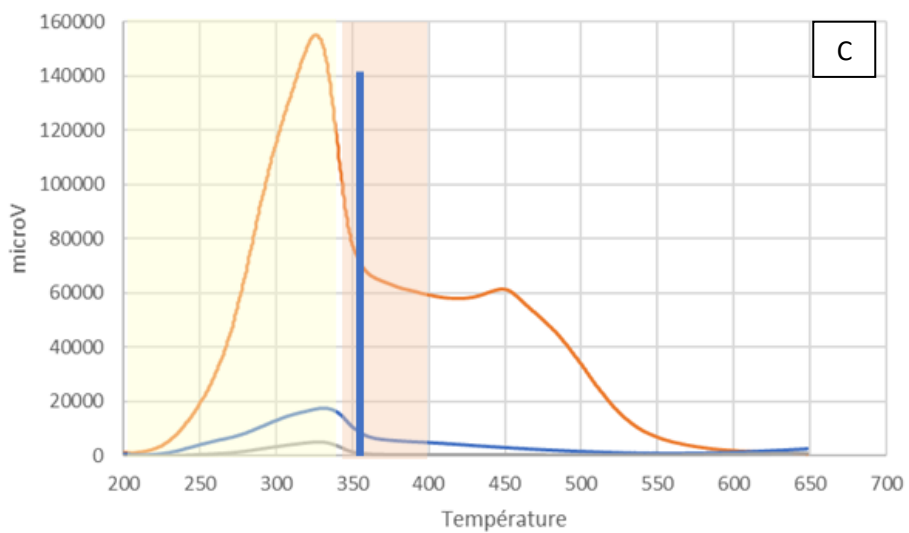
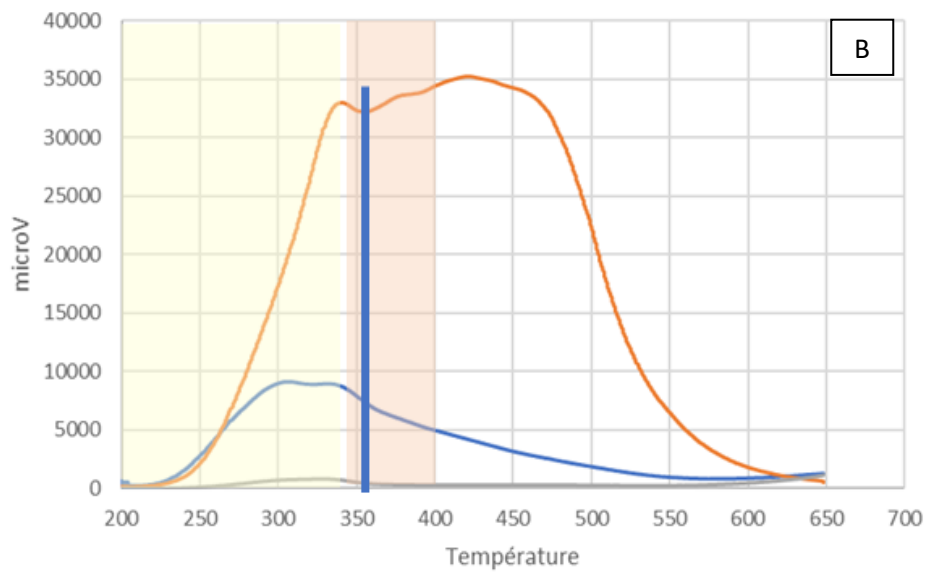
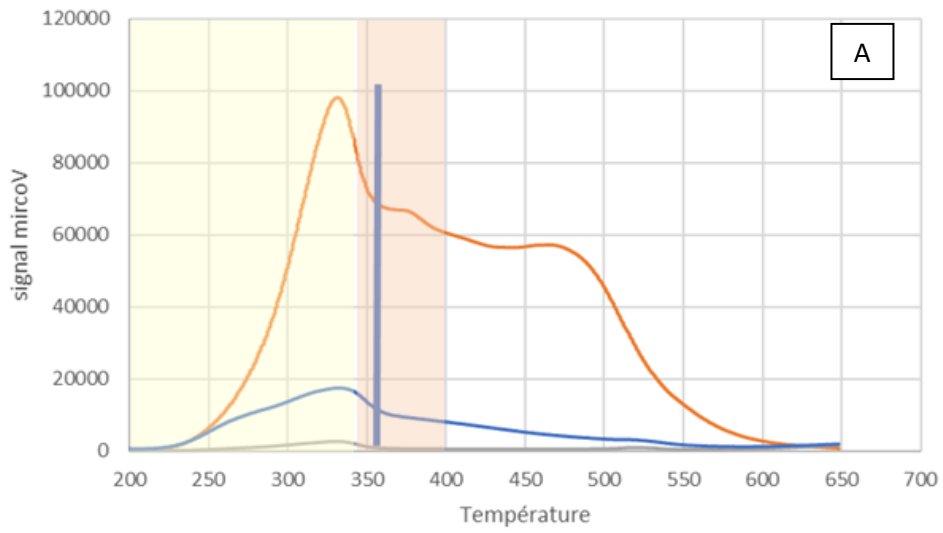
Samples	Tpeak	HI	OI	Pyrolysable TOC (PC)	Residual TOC (RC)	TOC	MinC total	R index	I index
	°C	mg CO ₂ .g ⁻¹ TOC	mg HC.g ⁻¹ TOC						
					%				
C1	332	308,32	288,10	19,18	21,16	40,34	0,95	0,40	0,46
C2	330	314,40	276,93	19,19	21,04	40,24	1,03	0,41	0,44
C3	327	313,02	275,27	19,83	21,84	41,67	0,68	0,44	0,43
D1	326	403,28	242,51	18,72	19,40	38,12	0,00	0,56	0,33
D2	323	397,87	248,28	18,26	19,07	37,32	0,08	0,59	0,33
D3	326	409,18	245,47	18,45	18,53	36,99	0,19	0,57	0,35
V1	421	271,63	322,35	8,14	14,03	22,16	1,71	0,23	0,54
V2	340	272,05	317,23	7,15	12,35	19,50	2,82	0,25	0,53
V3	420	263,43	323,57	7,25	12,80	20,05	2,81	0,24	0,53

Annexe 3.3. Facteurs influençant les axes 1 et 2 de l'ACP de la Figure 3.1.

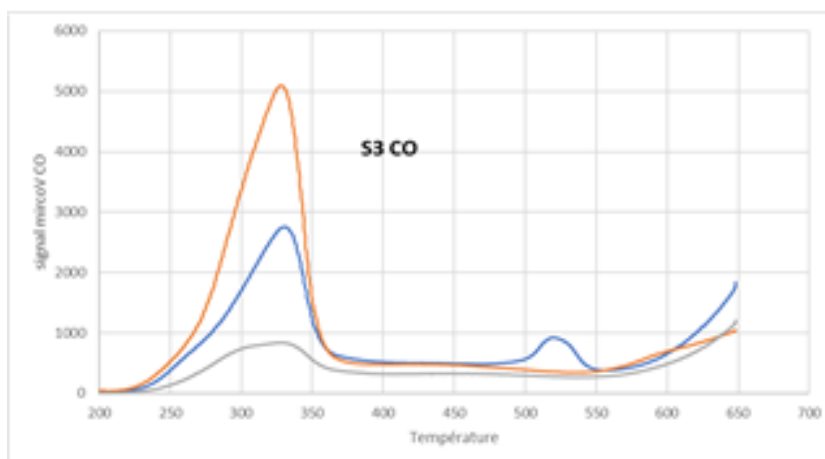
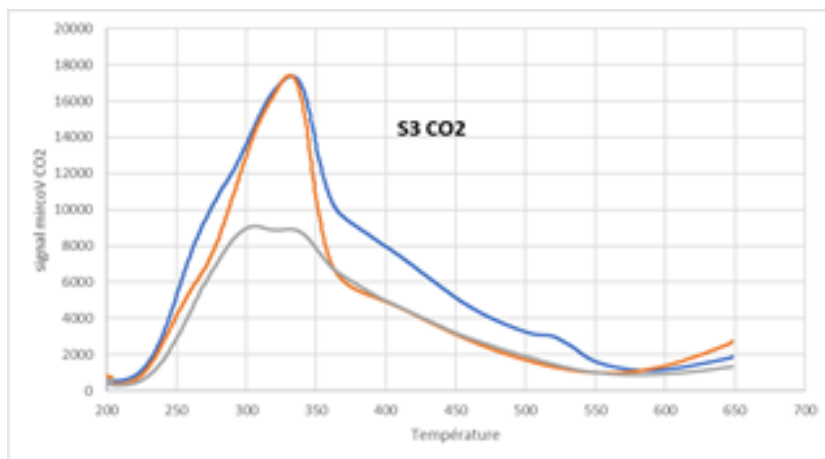
Annexe 3.4. Contribution des facteurs (en pourcentages) influençant les axes 1 et 2 de l'ACP de la Figure 3.1.



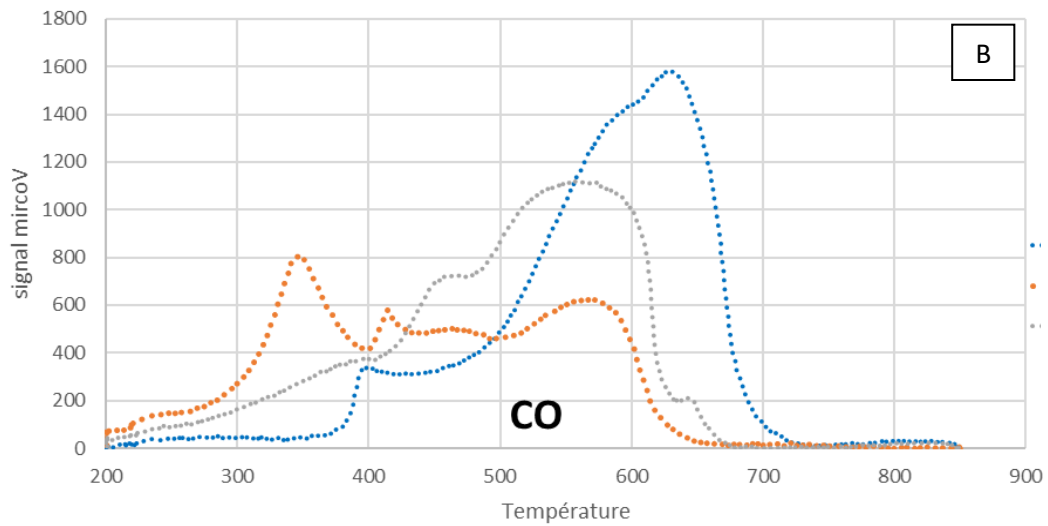
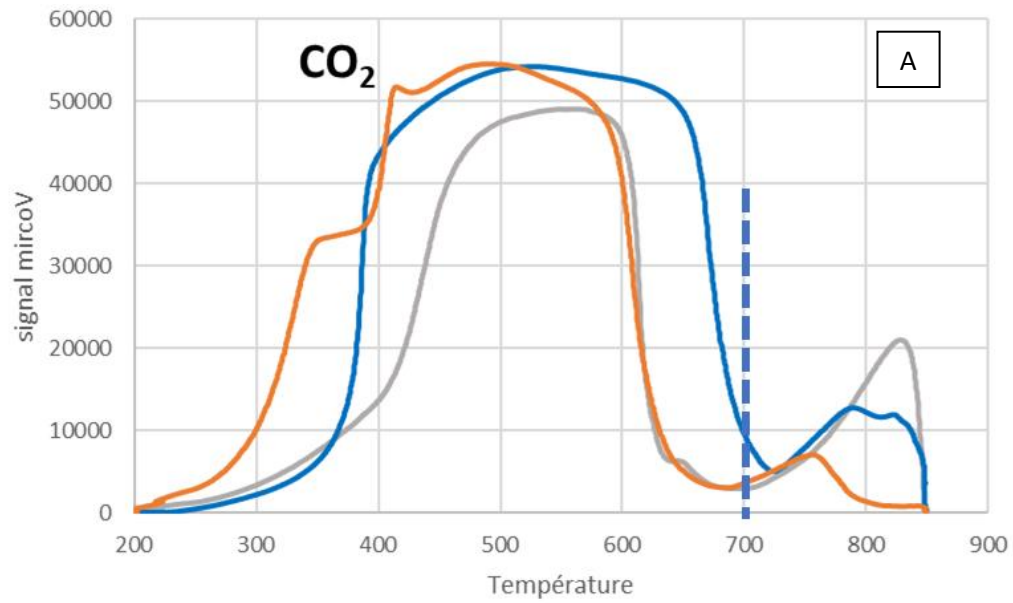
Annexe 3.5. Moyenne des résultats bruts des profils de pyrolyse RE S2 (ligne orange). S3CO2 (ligne bleue) et S3CO (ligne grise) pour le compost (A), le vermicompost (B) et le digestat (C).



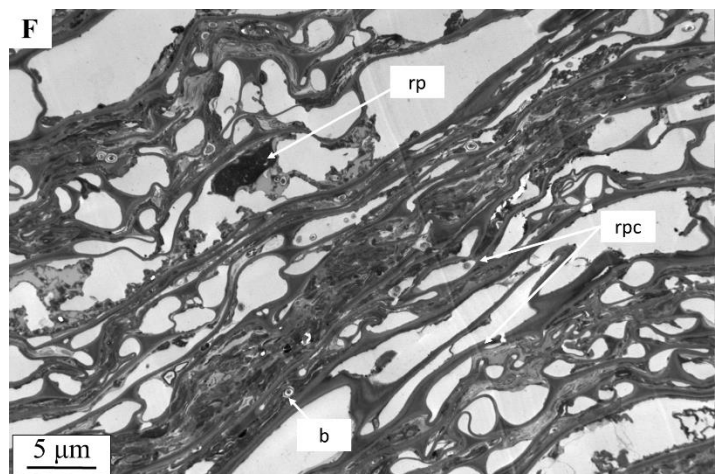
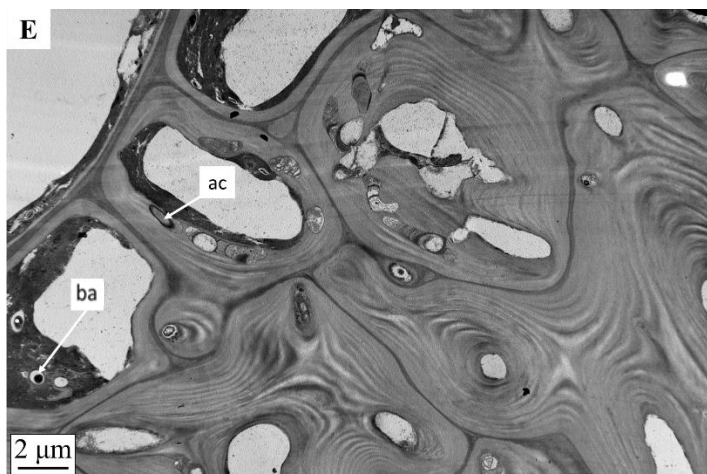
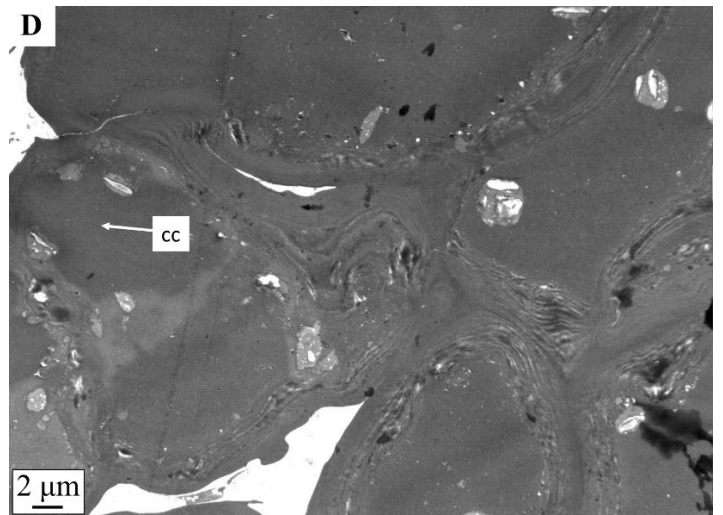
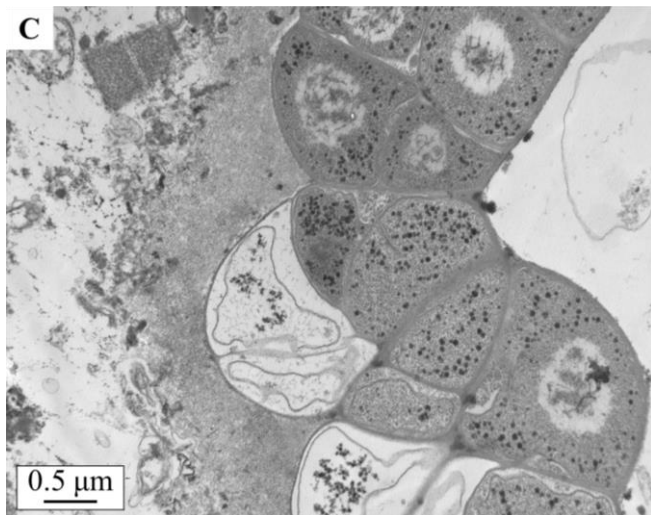
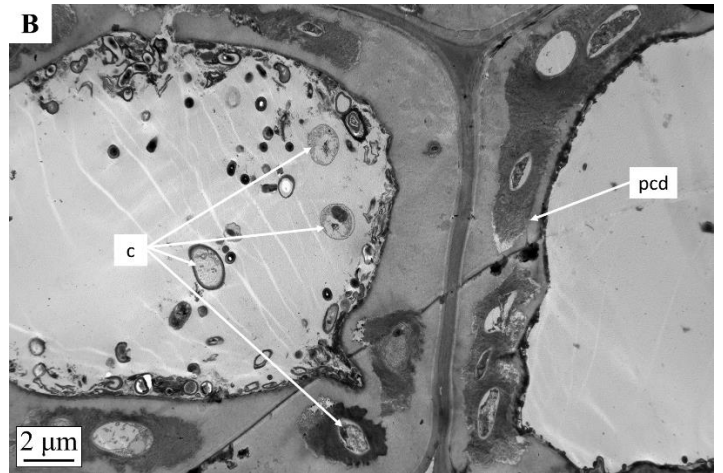
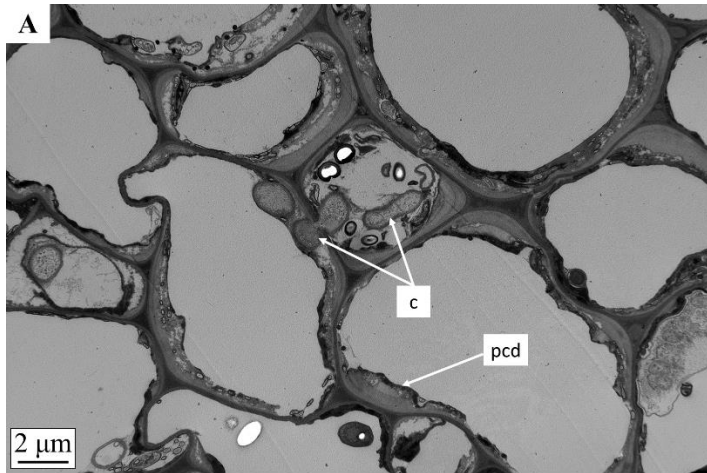
Zoom sur les profils S3CO₂ et S3CO avec le compost (ligne bleue), le digestat (ligne orange) et le vermicompost (ligne grise).



Annexe 3.6. Résultats bruts des profils de CO_2 (A) et de CO (B) de l'oxydation RE S4, S5 avec du compost (ligne bleue), le digestat (ligne orange) et le vermicompost (ligne grise).

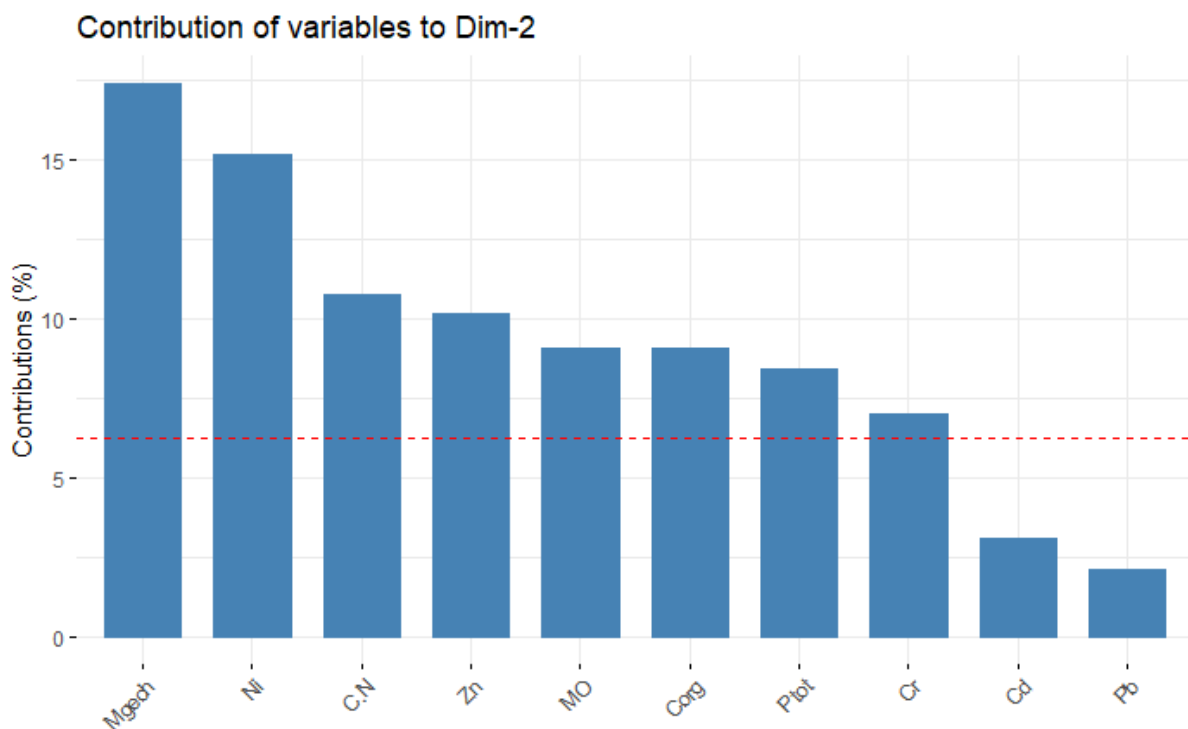
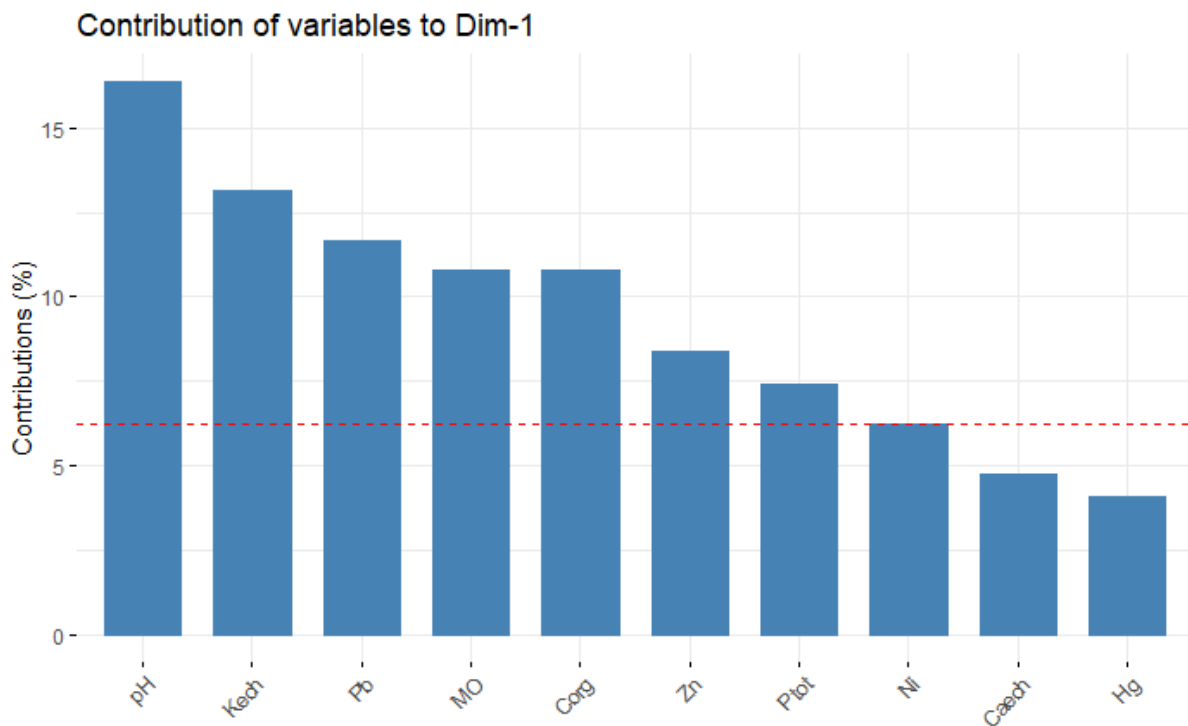


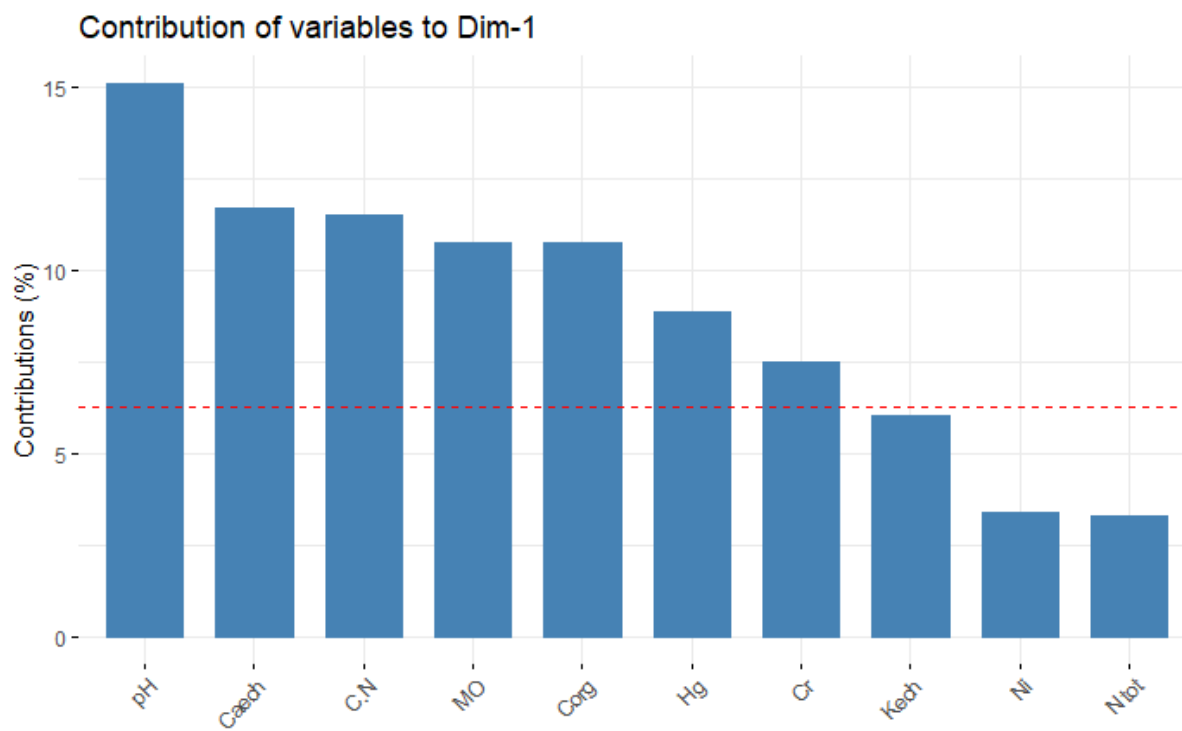
Annexe 3.7. Observation au microscope électronique à transmission de (A) fraction de bois de compost. (B) fraction de pourriture blanche de compost. (C) fraction fine de digestat (champignons). (D) fraction de résidus noirs de digestat. (E) fraction de graines de vermicompost et (F) fraction de bois de vermicompost avec ac : actinomycète ; b : bactérie ; c : champignon ; cc : contenu condensé ; pcd : paroi cellulaire dégradée ; rp : résidus polyphénoliques et rpc : résidus de la paroi cellulaire.



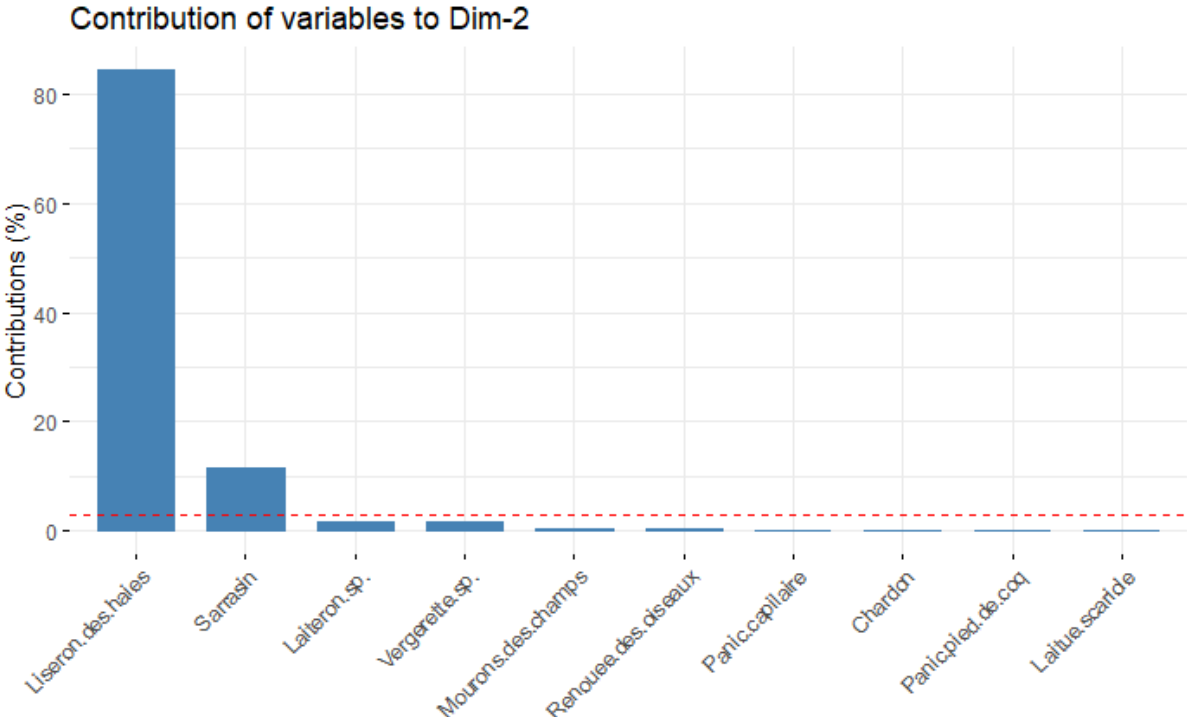
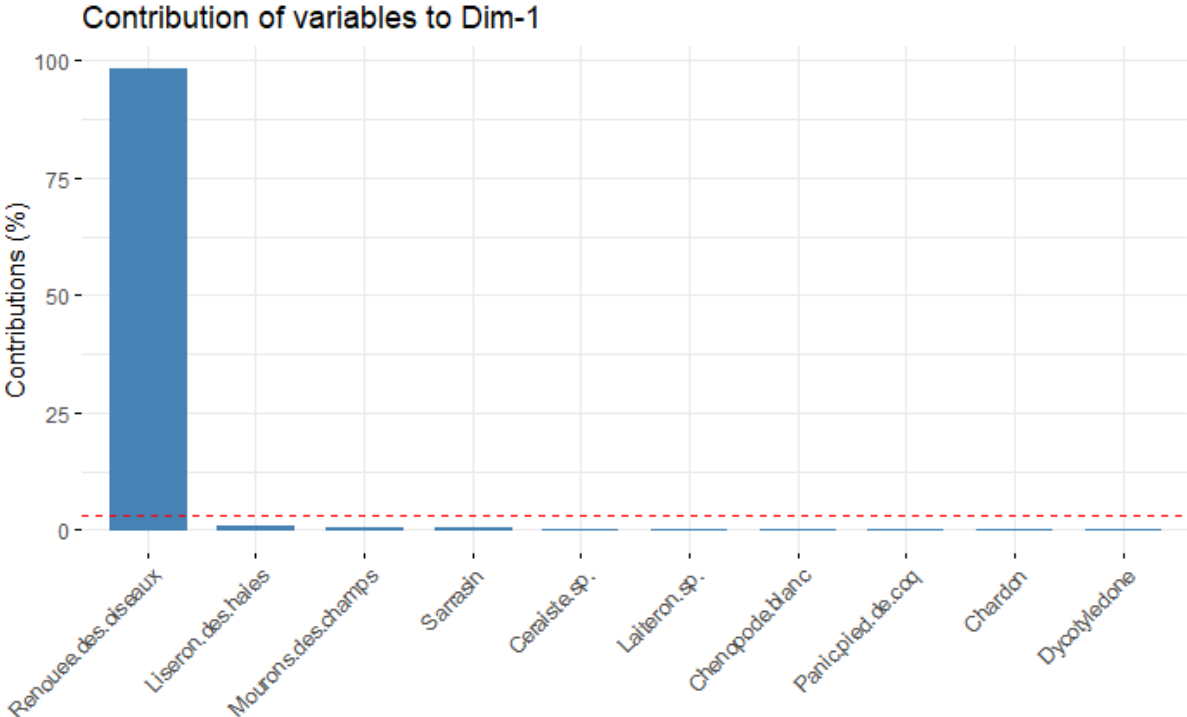
Annexes du Chapitre 4

Annexe 4.1. Facteurs influençant les axes 1 et 2 de l'ACP de la Figure 4.1.

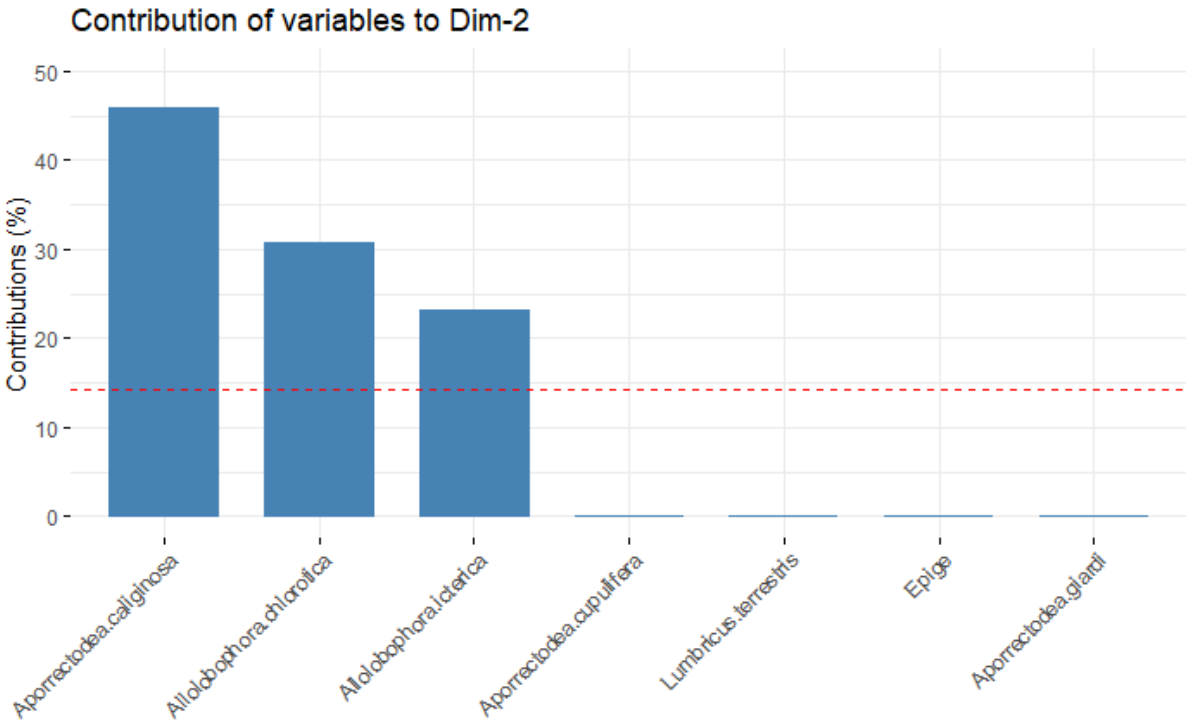
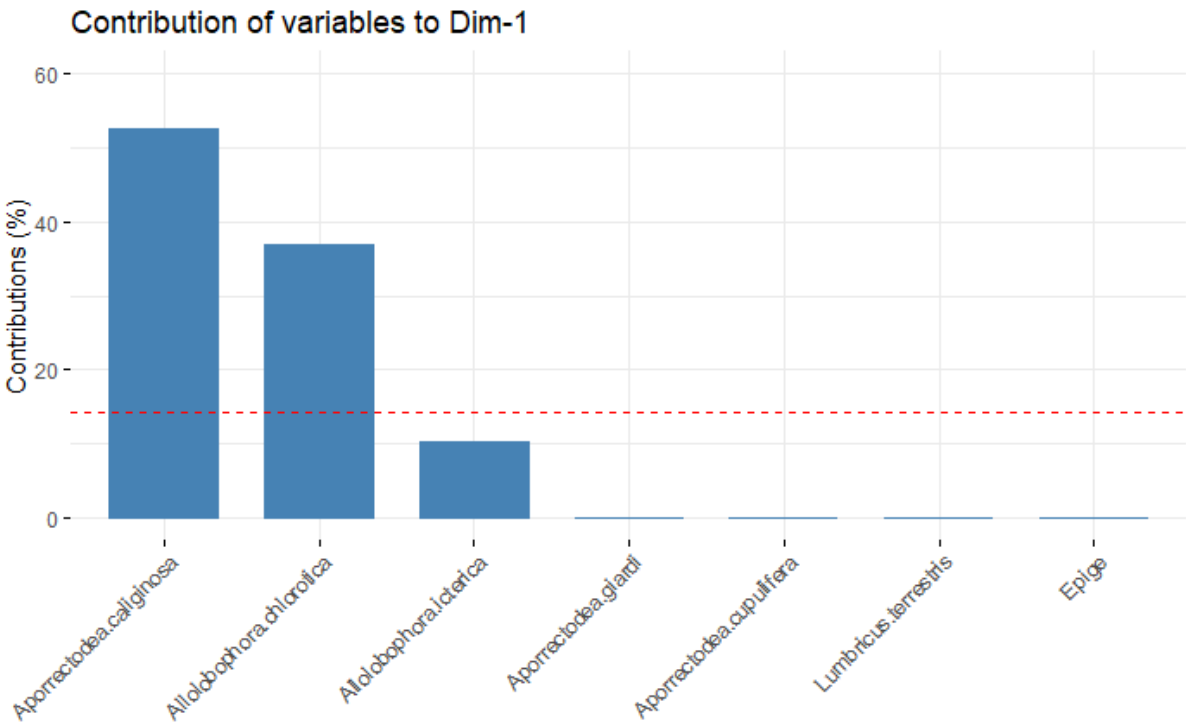


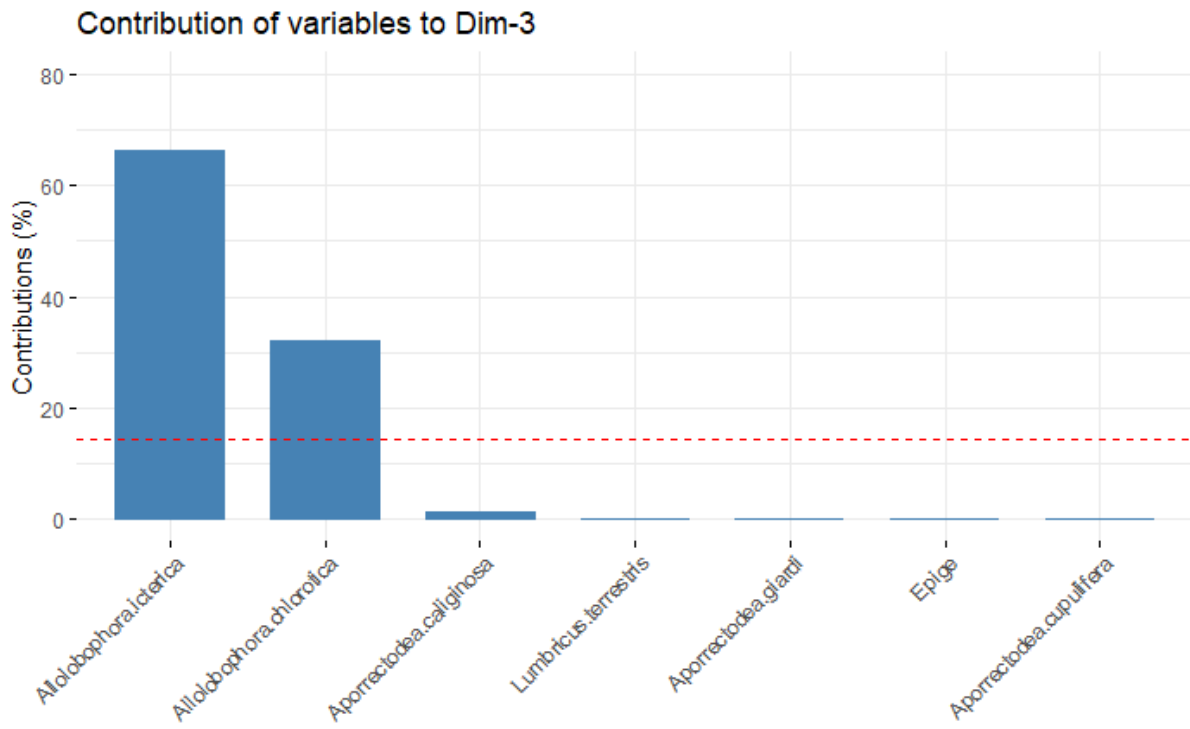
Annexe 4.2. Facteurs influençant l'axe 1 de l'ACP de la Figure 5.2 et 5.3.

Annexe 4.3. Facteurs influençant les axes 1 et 2 de l'ACP de la Figure 4.11.

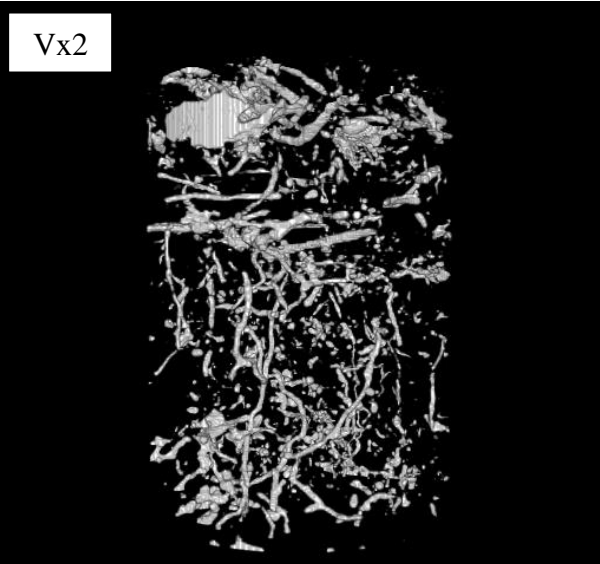
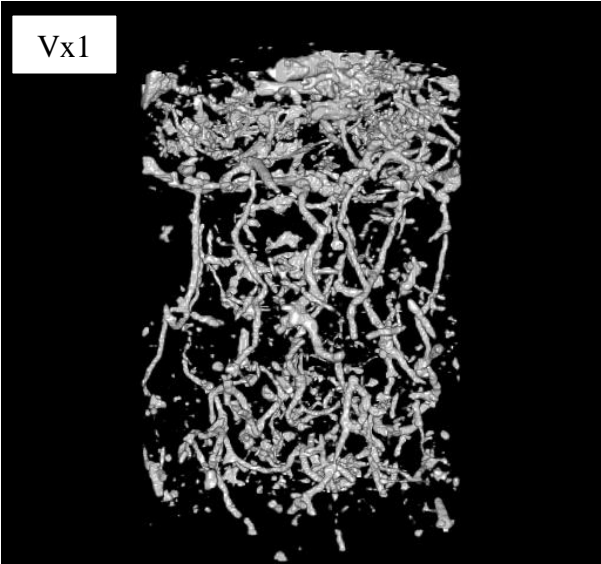
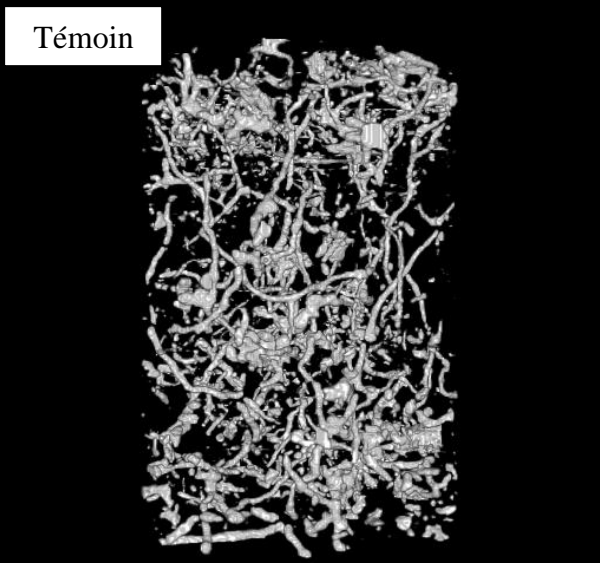
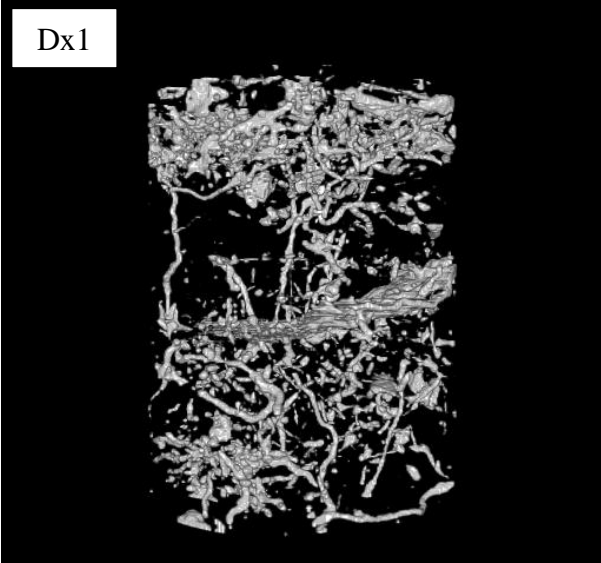
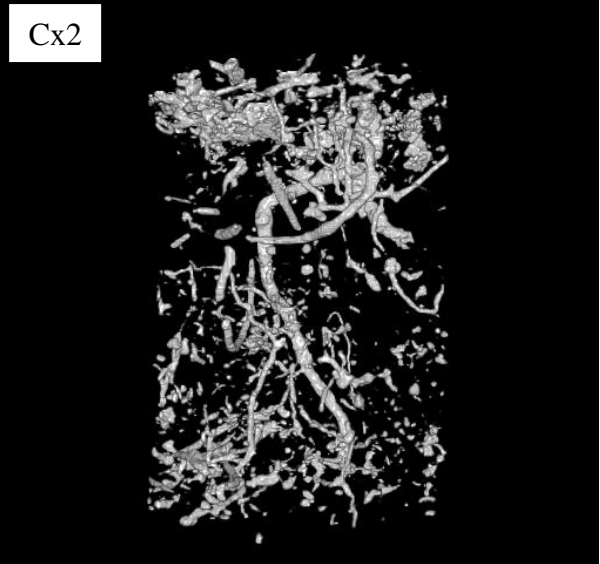
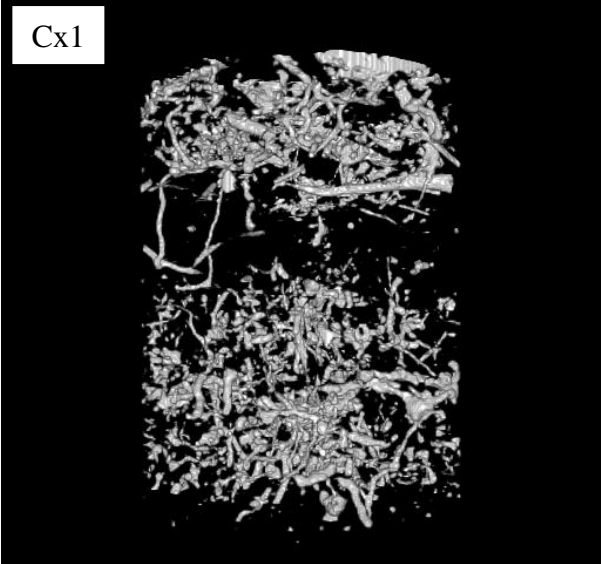


Annexe 5.2. Facteurs influençant les axes 1 à 3 de l'ACP de l'abondance des lombriciens adultes de la Figure 5.7.





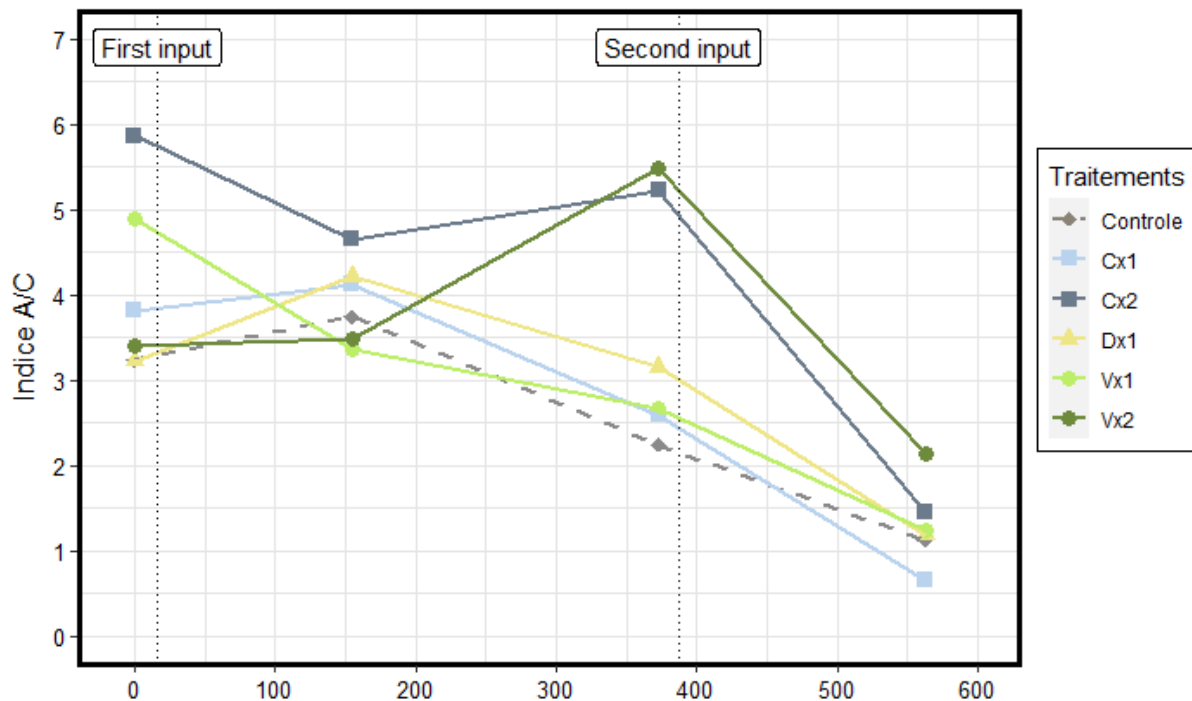
Annexe 5.3. Images des colonnes de sols réalisés par tomographie et traités avec le logiciel ImageJ avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.



Annexe 5.4. Moyennes (\pm écart-type) des indices calculées sur la mésofaune du sol avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

Date	Indice	Témoin	Cx1	Cx2	Dx1	Vx1	Vx2
T0	Shannon	1,31 (0,21)	1,09 (0,4)	1,2 (0,25)	1,13 (0,29)	1,18 (0,44)	1,14 (0,41)
	Simpson	0,69 (0,08)	0,68 (0,13)	0,65 (0,07)	0,62 (0,13)	0,61 (0,21)	0,61 (0,13)
	A/C	3,23 (2,62)	3,81 (3,85)	5,87 (6,87)	3,23 (3,27)	4,89 (3,63)	3,39 (3,38)
T1	Shannon	1,09 (0,45)	1,13 (0,34)	1,02 (0,3)	0,78 (0,44)	1,11 (0,24)	0,95 (0,48)
	Simpson	0,58 (0,22)	0,61 (0,14)	0,57 (0,16)	0,43 (0,23)	0,62 (0,07)	0,52 (0,24)
	A/C	3,75 (3,27)	4,12 (3,51)	4,65 (6,63)	4,22 (5,98)	3,37 (3,35)	3,47 (2,39)
T2	Shannon	1,61 (0,31)	1,39 (0,38)	1,4 (0,17)	1,42 (0,31)	1,49 (0,26)	1,46 (0,19)
	Simpson	0,75 (0,11)	0,69 (0,14)	0,7 (0,06)	0,7 (0,08)	0,7 (0,1)	0,71 (0,07)
	A/C	2,24 (2,03)	2,58 (2,82)	5,22 (7,99)	3,15 (3,04)	2,67 (5,22)	5,48 (4,59)
T3	Shannon	1,32 (0,36)	1,43 (0,4)	1,41 (0,28)	1,32 (0,34)	1,41 (0,48)	1,27 (0,31)
	Simpson	0,68 (0,14)	0,68 (0,16)	0,68 (0,09)	0,66 (0,13)	0,68 (0,22)	0,65 (0,1)
	A/C	1,12 (1,33)	0,65 (0,36)	1,45 (1,62)	1,18 (1,53)	1,23 (1,58)	2,13 (3,89)

Annexe 5.5. Indice A/C cours du temps avec C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.



Annexe

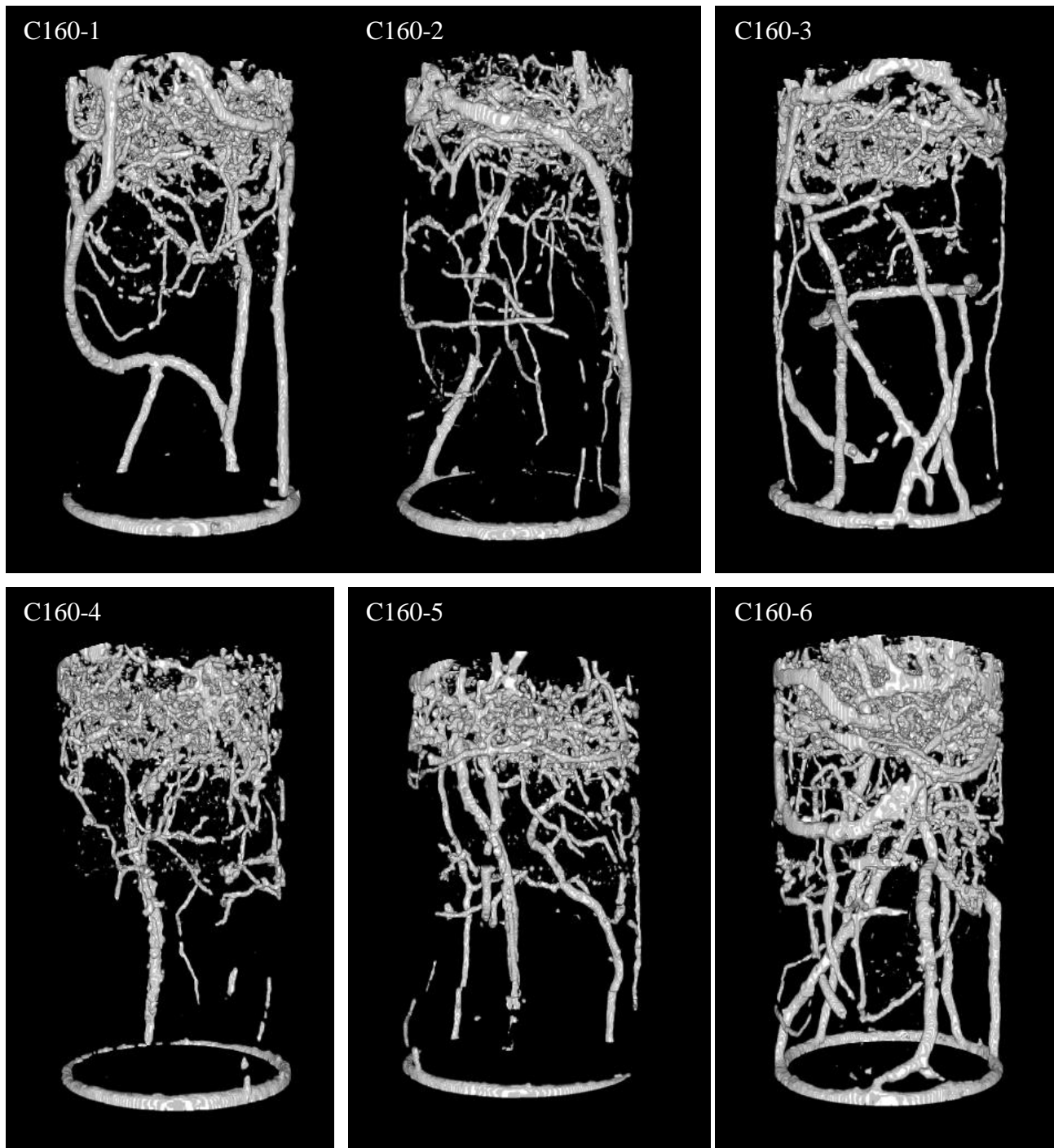
Annexe 5.6. Moyennes (\pm écart-type) des activités enzymatiques en $\mu\text{mol}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ du 22/10/2020 (T0) et 08/03/2022 (T3) avec DH : Déshydrogénase ; GL : β -Glucosidase ; PH : Phosphatase ; UR : Uréase ; C : compost ; D : digestat ; V : vermicompost ; x1 : dose faible et x2 : dose forte.

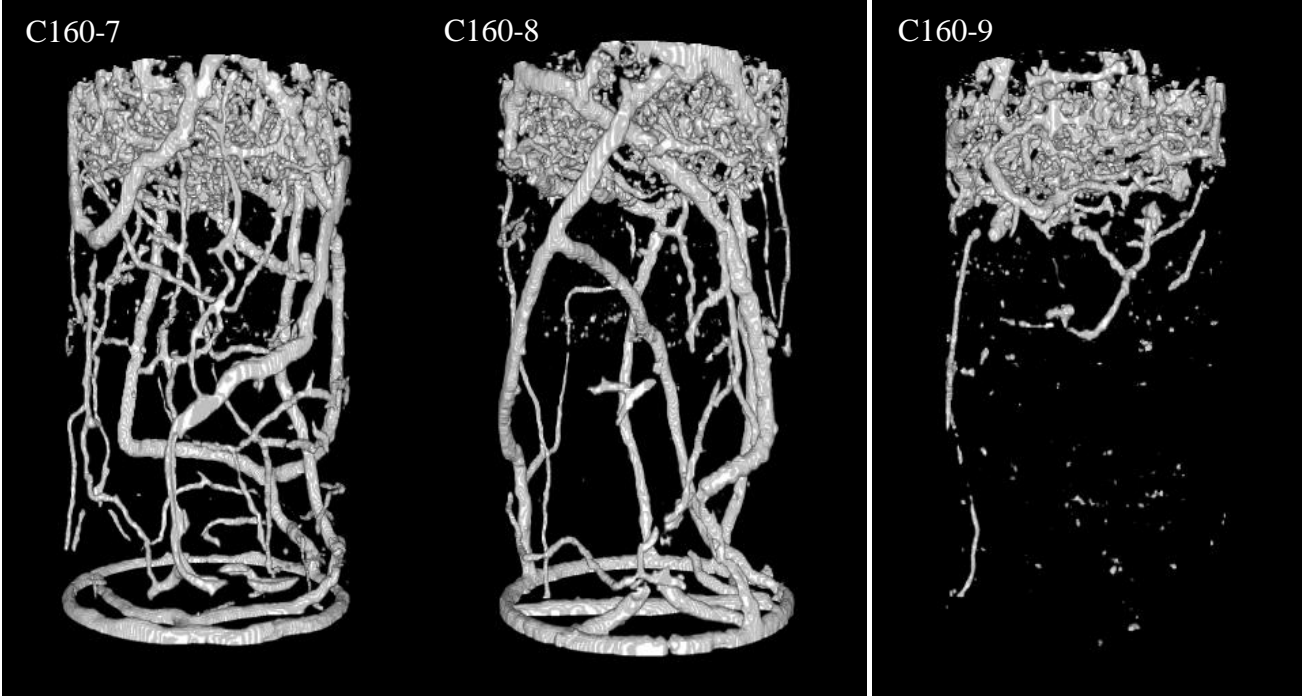
	Date	Témoin	Cx1	Cx2	Dx1	Vx1	Vx2
DH	T0	0,21 (0,02)	0,23 (0,02)	0,21 (0,03)	0,21 (0,04)	0,21 (0,02)	0,23 (0,03)
	T3	0,10 (0,03)	0,11 (0,03)	0,10 (0,02)	0,10 (0,01)	0,10 (0,02)	0,12 (0,04)
GL	T0	0,20 (0,10)	0,16 (0,12)	0,21 (0,13)	0,22 (0,12)	0,19 (0,07)	0,21 (0,13)
	T3	0,30 (0,07)	0,26 (0,10)	0,36 (0,11)	0,34 (0,17)	0,39 (0,12)	0,28 (0,09)
PH	T0	0,37 (0,02)	0,37 (0,04)	0,38 (0,03)	0,38 (0,03)	0,40 (0,05)	0,39 (0,02)
	T3	0,33 (0,07)	0,43 (0,04)	0,35 (0,07)	0,36 (0,06)	0,39 (0,06)	0,40 (0,06)
UR	T0	56,80 (3,49)	60,15 (1,16)	47,33 (7,72)	45,13 (14,63)	61,22 (3,12)	51,14 (14,84)
	T3	84,41 (8,12)	91,51 (12,93)	89,32 (10,64)	92,30 (17,58)	89,45 (11,45)	88,72 (8,54)

Annexes du Chapitre 6

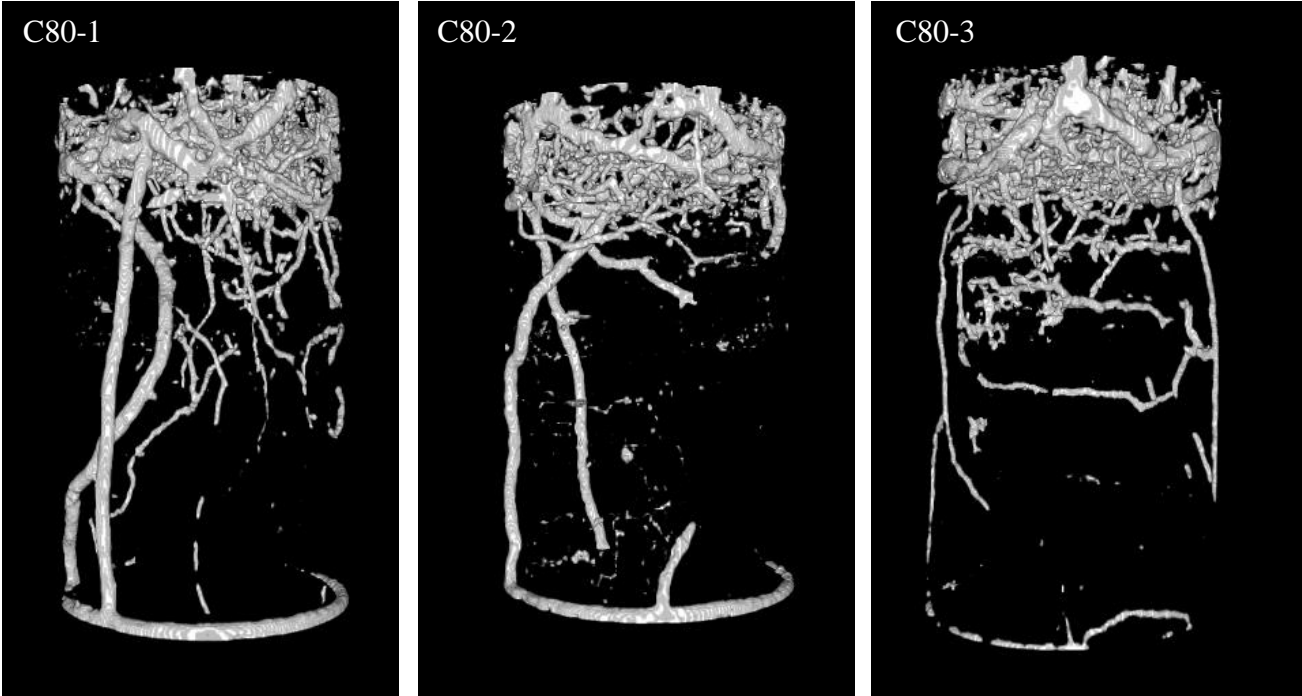
Annexe 6.1. Résultats de la tomographie des colonnes réalisées dans le cadre de l'expérimentation en laboratoire et mis en forme via ImageJ avec C : compost ; D : digestat et V : vermicompost ; 80 et 160 : 80 et 160 kg.N.ha⁻¹.

Compost 160





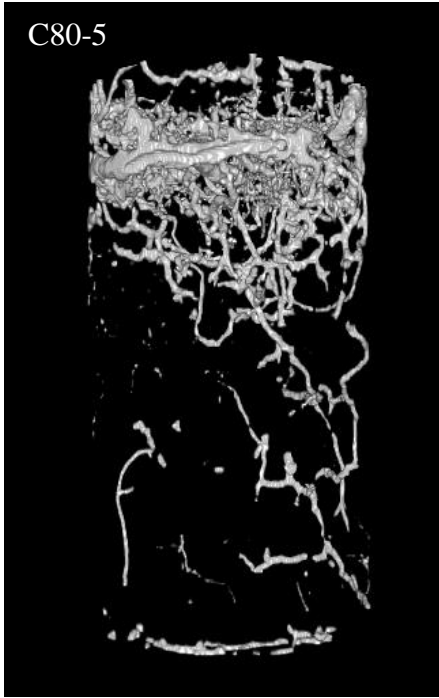
Compost 80



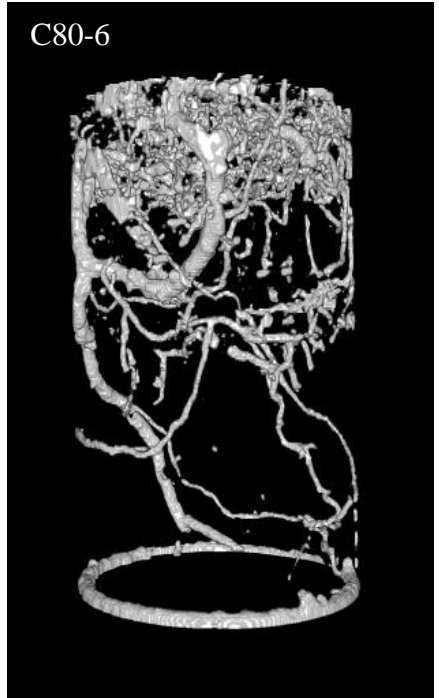
C80-4



C80-5



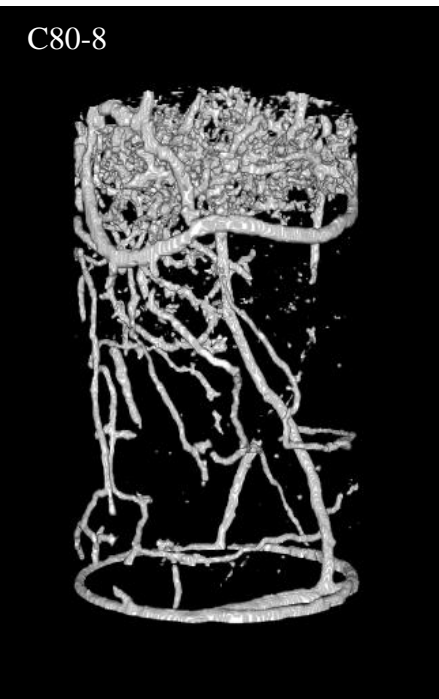
C80-6



C80-7



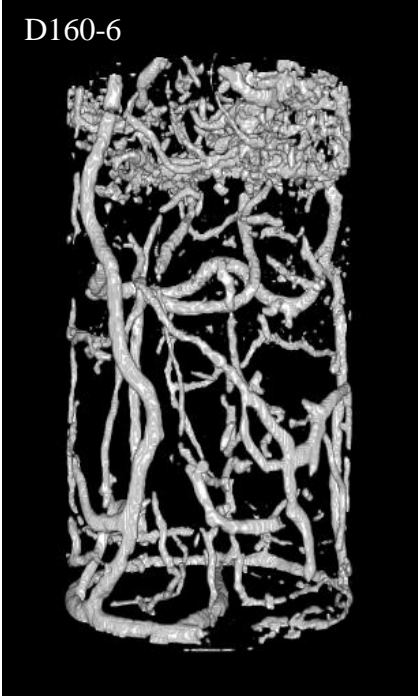
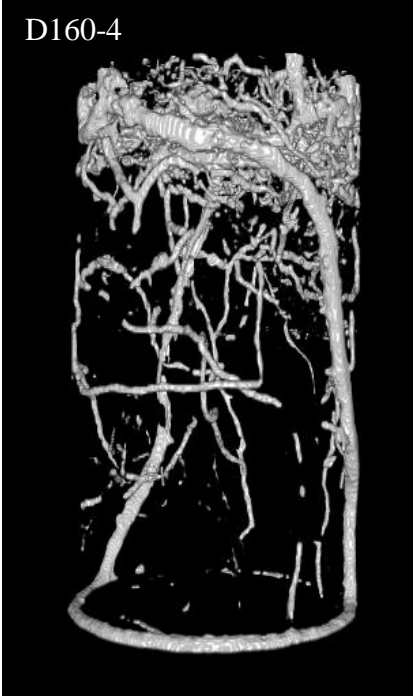
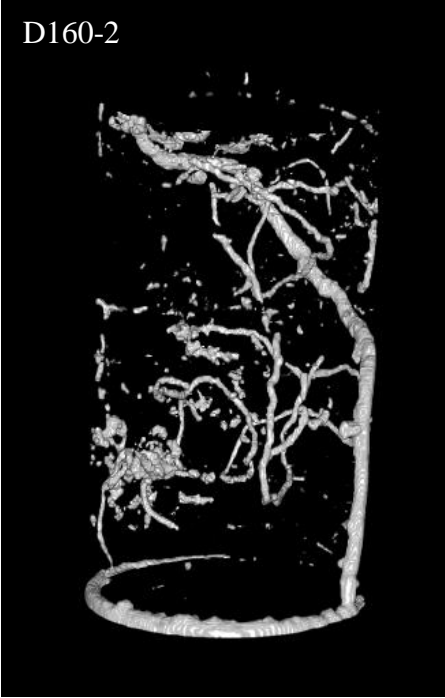
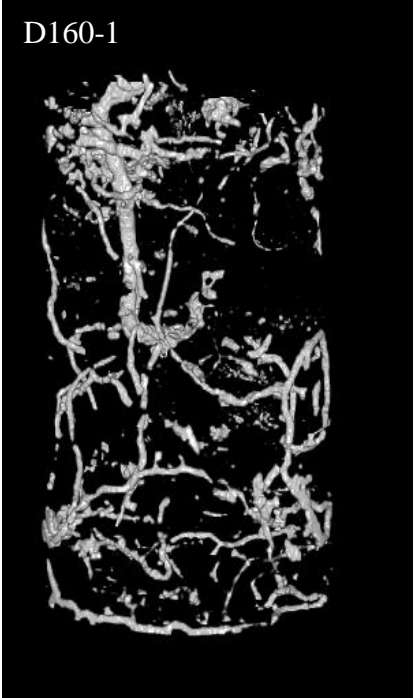
C80-8

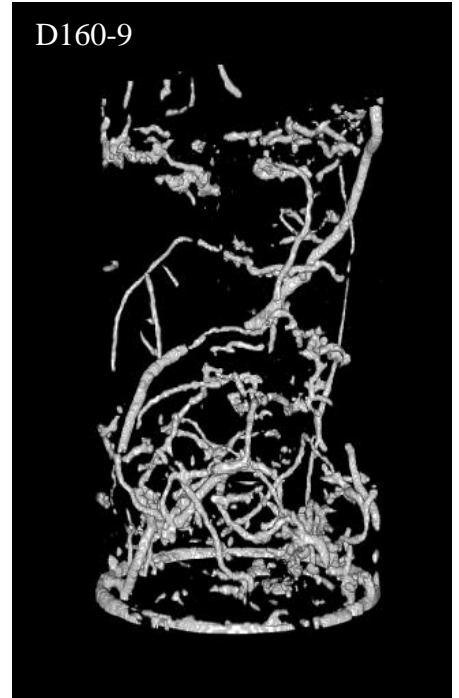


C80-9

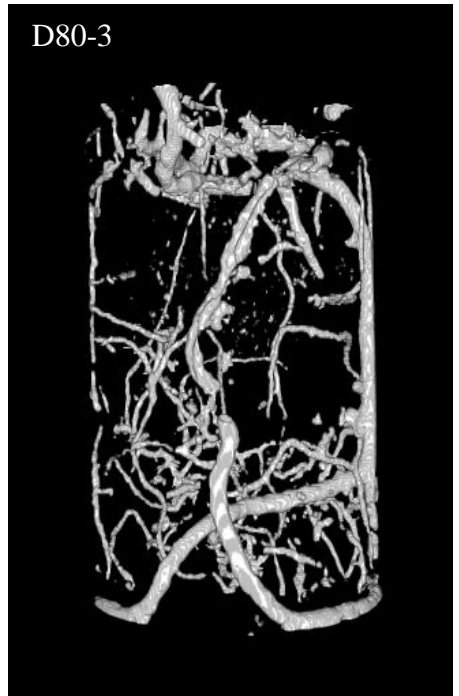
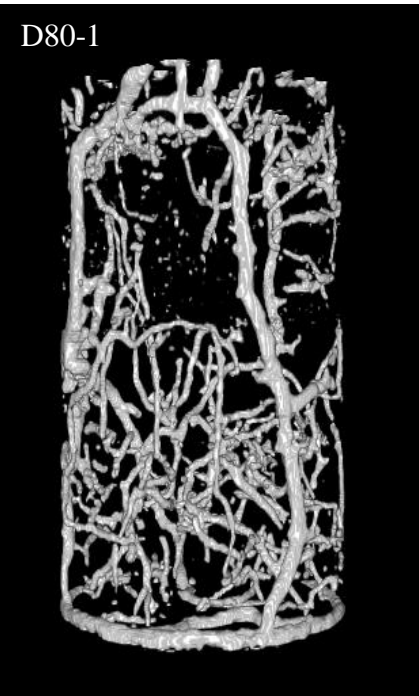


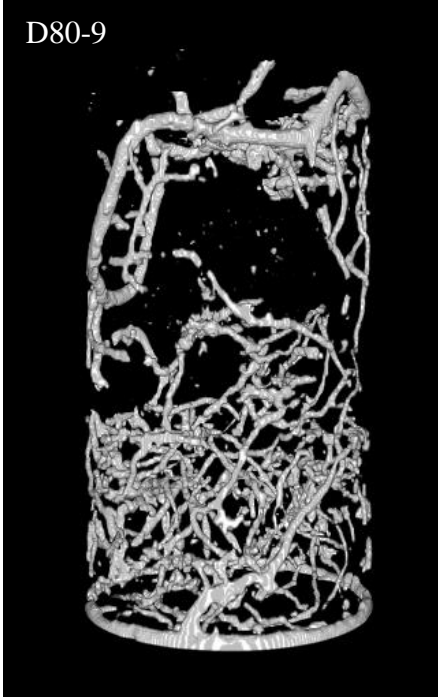
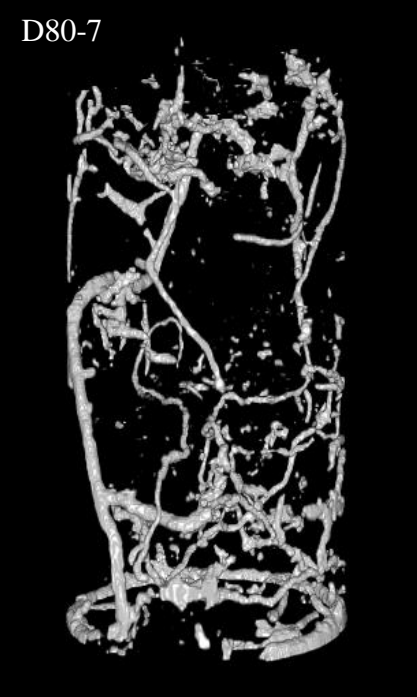
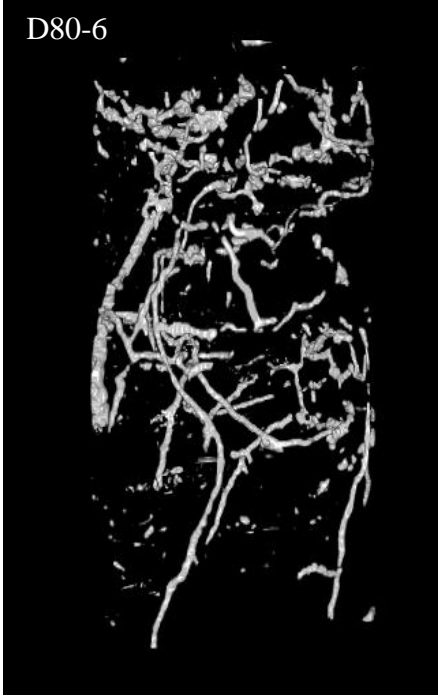
Digestat 160



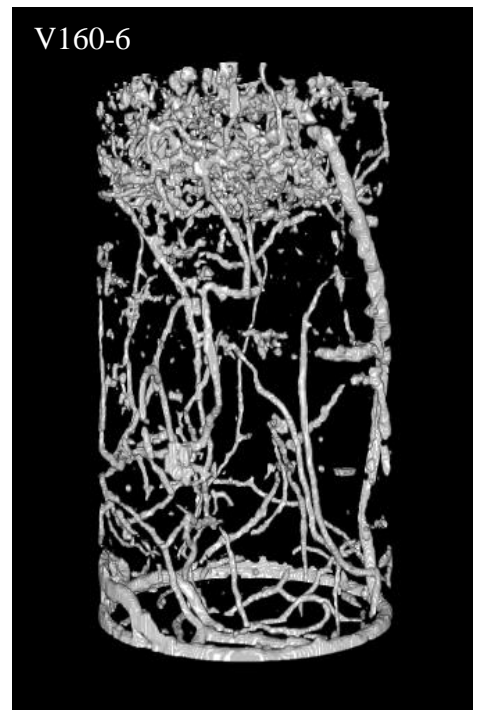
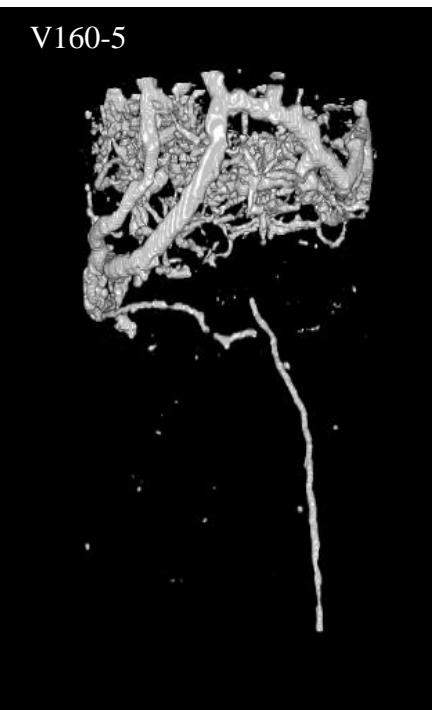
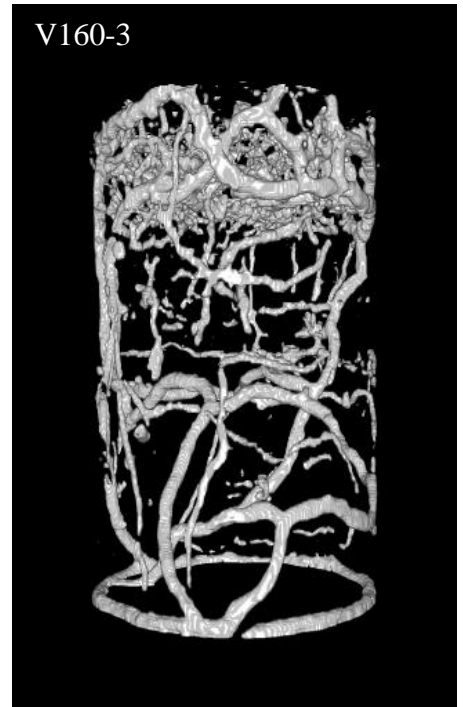
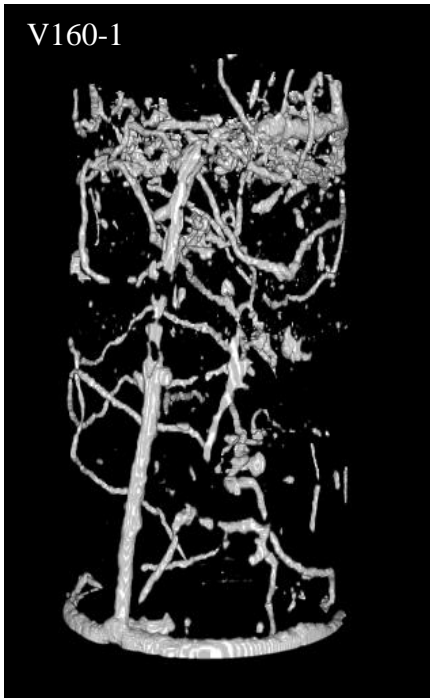


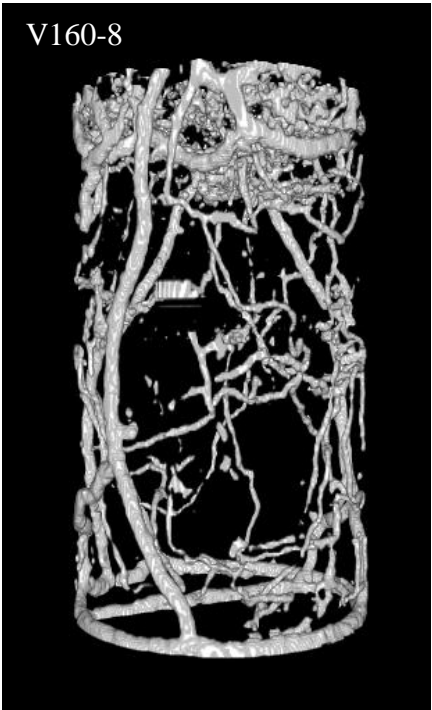
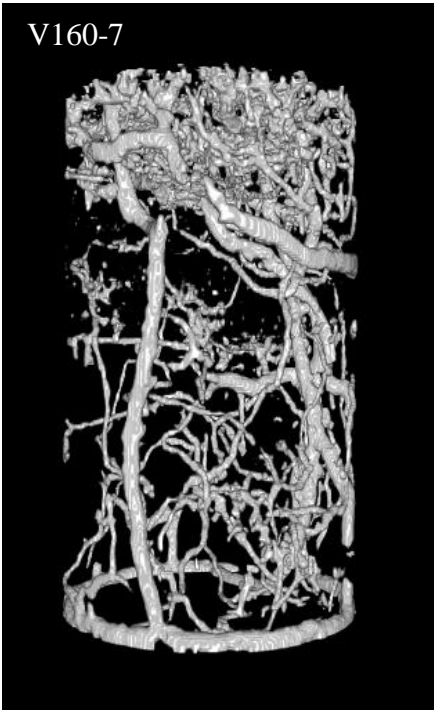
Digestat 80



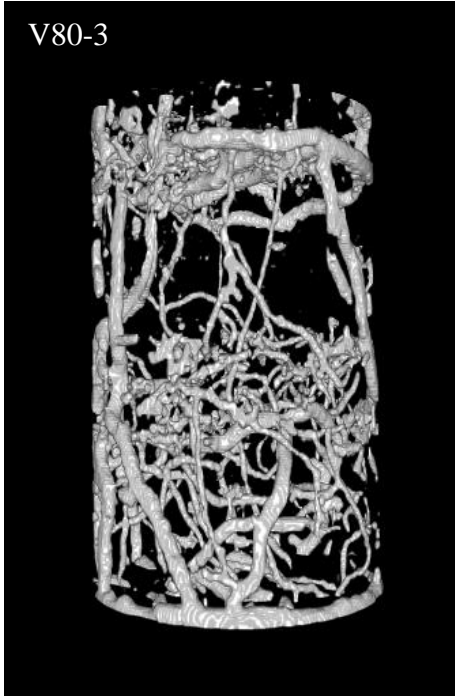


Vermicompost 160

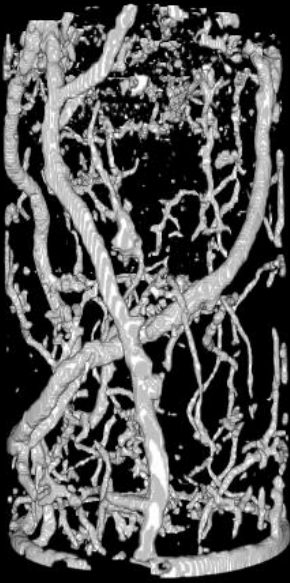




Vermicompost 80



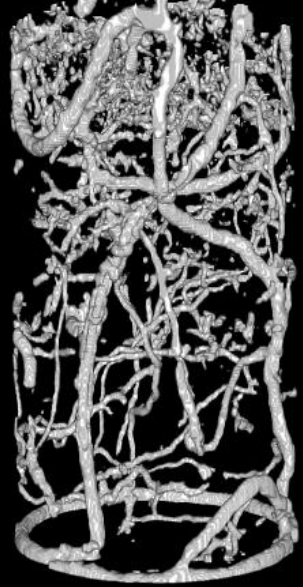
V80-4



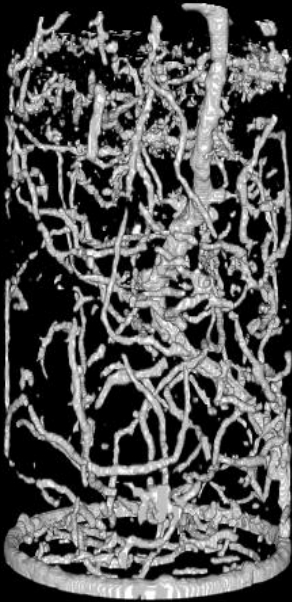
V80-5



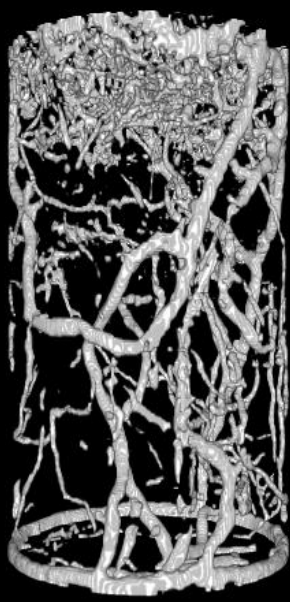
V80-6



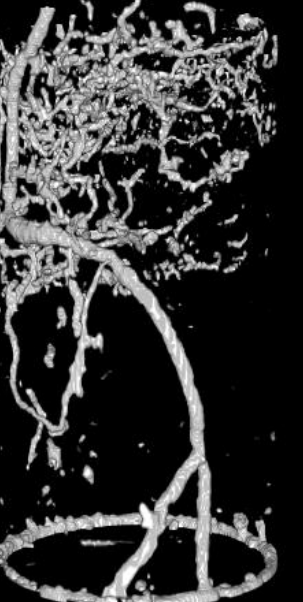
V80-7



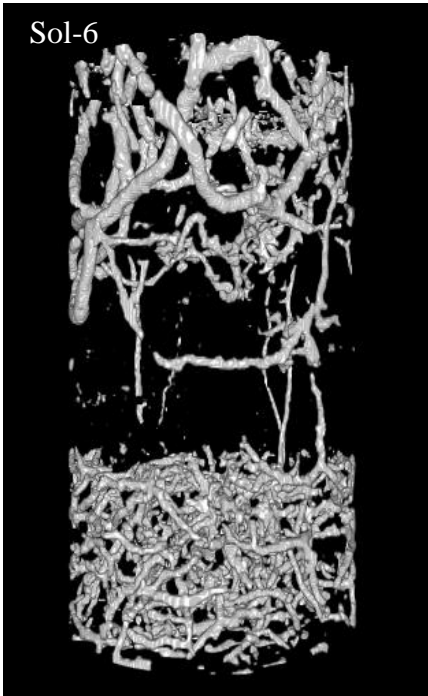
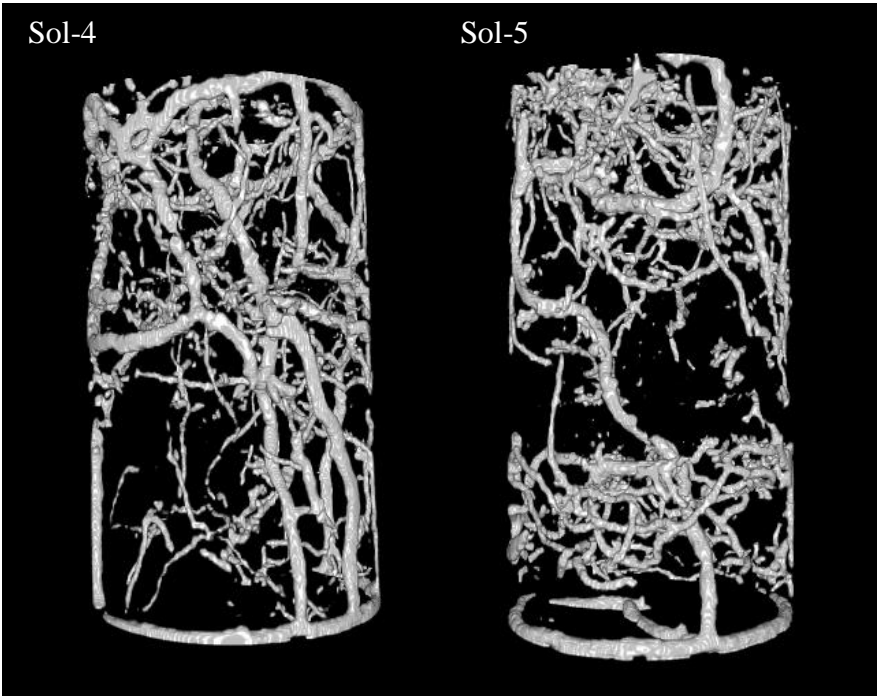
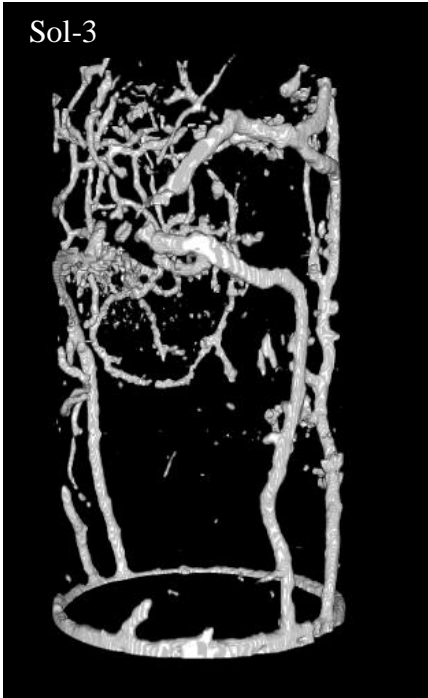
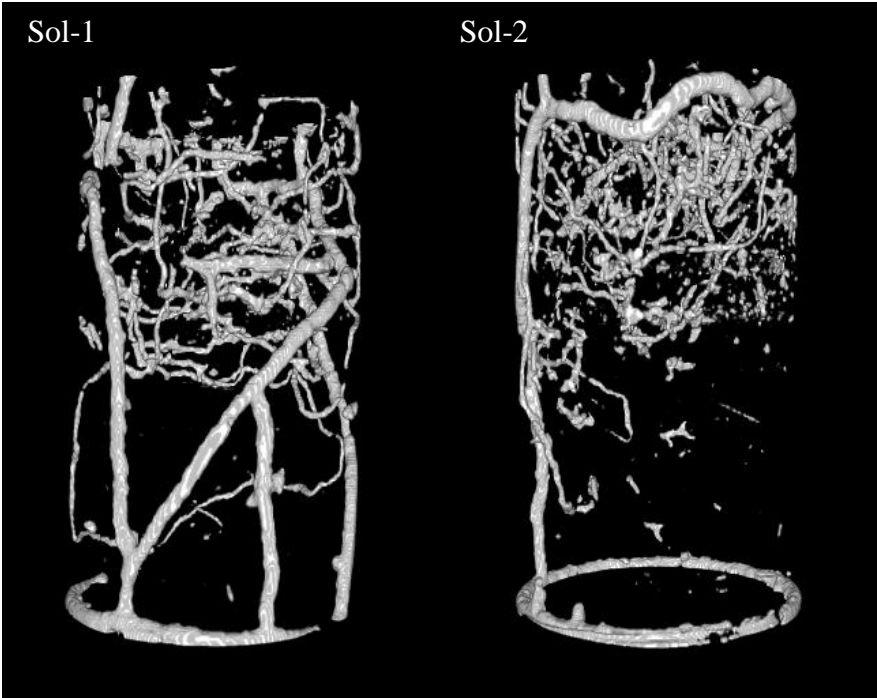
V80-8

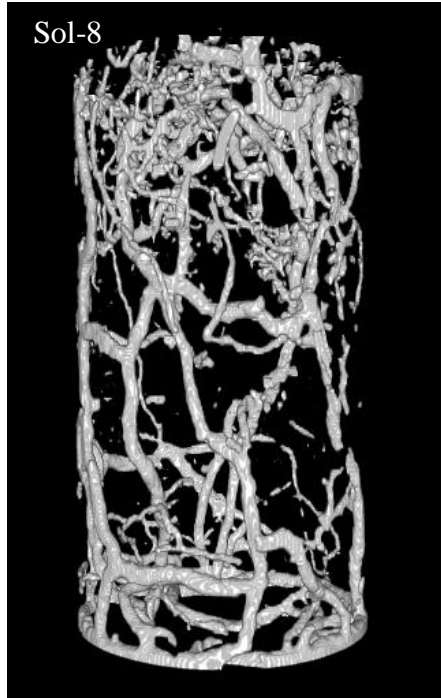
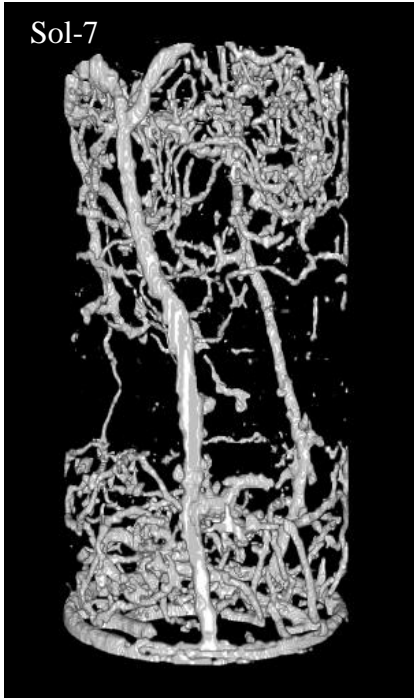


V80-9



Sol





Title: Valorization of urban biowaste by vermicomposting on soils conducted in AB: an agroecological practice to preserve soil biodiversity?

Keywords: Agronomy, Soil ecology, Soil fertility, Organic amendments, Vermicomposting, Waste management.

Abstract: Vermicomposting of biowaste was poorly studied up to now despite the benefits associated to the use of earthworms to transform waste into vermicompost. The objectives of this research were to (1) evaluate, in a qualitative and quantitative way, the benefits of vermicompost from urban biowaste, (2) assess the effects, when applied to soil, on the physico-chemical fertility and the biological quality of the soil, and (3) assess the agronomic benefits in a cropping systems conducted under Organic Farming (OF). For this purpose, vermicompost was compared to two other organic products (OP) from urban biowaste treatment systems, a "classical" compost and a digestate from a digester.

The characterization of the organic products was carried out with a new approach associating two traditional analyses (elementary chemistry and IROC) with two innovative analyses (Rock-Eval® and transmission electron microscopy: TEM). In parallel, a field trial was conducted in a farm in transition to OF to assess the effects of repeated applications of different OP (compost, digestate and vermicompost) on a 2-year field crop cycle (barley, winter wheat). Low-dose nitrogen applications (60 and 80 kg.N.ha⁻¹ depending on crop needs) were used for all the OP and as well high doses (120 and 160 kg.N.ha⁻¹) for compost and vermicompost. The soil biological quality was studied in depth by monitoring earthworm communities, soil mesofauna (including springtails) and soil enzyme activities. A laboratory experiment was also carried out to characterize the effect of the different OP on the burrowing behavior of two earthworms (*Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea caliginosa*).

Vermicompost from biowaste has both amending (IROC: 88% and Rock-Eval® R-index: 0.54) and fertilizing (MET: available colloidal OM) properties. It has reached the most advanced level of decomposition among the studied OP (as proved using TEM: highly decomposed organic residues where the lignolytic activity of the microorganisms has degraded the majority of the woody fragments). This methodological study highlighted a good linear correlation between the R-index of Rock-eval® and the IROC (R: 0.97). The high dose of vermicompost increased barley yields in the first year compared to the control (+16.5%) albeit not in the second year probably due to unfavorable climatic conditions (drought). The high dose of vermicompost also significantly increased the abundance and biomass of adult earthworms (+100% for abundance and +260% for adult biomass) with the highest effect compared to other OP. Regarding soil chemistry, vermicompost significantly increased soil Ca_{ech} and Mg_{ech} compared to the control. Overall, compost had no effect on yield at any dose but significantly increased soil available P (Olsen) and K_{ech} at high dose and significantly increased phosphatase activity and adult earthworm biomass at low dose. Under laboratory conditions, compost stimulated the most the bioturbation activity of the two earthworm species tested, with a greater effect at high doses. The digestate had mainly positive impacts on crop yields compared to the control in both years of experimentation (+13 and 36%). Globally, the use of vermicompost from urban biowaste in OF represents the best compromise in terms of ecosystem services. Vermicomposting is an underestimated process for the recycling of biowaste and would deserve less regulatory barriers to allow its development as a quality OM for soil application.

Titre : Valorisation des biodéchets urbains par vermicompostage sur des sols de grandes cultures conduits en AB : une pratique agroécologique pour préserver la biodiversité des sols ?

Mots-clés : Agronomie, Écologie des sols, Fertilité des sols, Amendements organiques, Vermicompostage, Gestion des déchets

Résumé : Le vermicompostage des biodéchets est une filière peu étudiée mais potentiellement intéressante car elle repose sur l'utilisation de vers de terre pour transformer ces déchets en vermicompost. Les objectifs de ce travail de recherche sont d'évaluer (1) de manière qualitative et quantitative la qualité du vermicompost issus des biodéchets urbains, (2) ses effets sur la fertilité physico-chimique et la qualité biologique du sol, et (3) son intérêt agronomique sur des systèmes conduits en Agriculture Biologique (AB). Dans ce but, le vermicompost est comparé à deux autres produits organiques (PRO) issus de filières de traitement des biodéchets urbains, un compost "classique" et un digestat de méthaniseur.

La caractérisation des PRO a été réalisée en laboratoire avec une nouvelle approche associant deux analyses classiques (chimie élémentaire et ISMO) à deux analyses innovantes (Rock-Eval® et microscopie électronique à transmission : MET). En parallèle, un essai au champ a été conduit dans une ferme en transition vers l'AB afin d'observer les effets des apports répétés des différents PRO (compost, digestat et vermicompost) sur un cycle de grande culture de 2 ans (orge, blé). Des apports à faible dose d'azote par rapport aux besoins des cultures (60 et 80 kg.N.ha⁻¹) ont été réalisés pour tous les PRO et à forte dose pour le compost et le vermicompost (120 et 160 kg.N.ha⁻¹). La qualité biologique du sol a fait l'objet d'une étude approfondie avec le suivi des communautés de lombriciens, de la mésofaune du sol (totale et collemboles) et des activités enzymatiques du sol. Une expérimentation de laboratoire a également été réalisée pour caractériser l'effet des différents PRO sur le comportement de deux lombriciens (*L. terrestris* et *A. caliginosa*).

Le vermicompost issu des biodéchets est un produit qui possède à la fois des propriétés amendantes (ISMO : 88% et R-index du Rock-Eval® : 0,54) et fertilisantes (MET : MO colloïdale disponible). Il a atteint le stade de décomposition le plus évolué parmi les PRO étudiés (MET : résidus organiques très décomposés où l'activité lignolytique des microorganismes a dégradé la majorité des fragments ligneux). Notre étude méthodologique a permis de mettre en évidence une corrélation entre le R-index du Rock-eval® et l'ISMO (R : 0,97). L'apport à forte dose de vermicompost a permis d'augmenter les rendements de l'orge dès la première année par rapport au témoin (16,5%) mais pas la seconde année où les conditions climatiques ont été défavorables (sécheresse). Le vermicompost à forte dose a également permis d'augmenter significativement l'abondances et la biomasse des lombriciens adultes avec la plus forte augmentation (+100% pour l'abondance et + 260 % pour la biomasse des adultes). Le vermicompost a permis d'augmenter significativement le Ca_{ech} et Mg_{ech} du sol par rapport au témoin. Le compost n'a eu que peu d'effets sur le rendement quelle que soit la dose. La forte dose a permis d'augmenter significativement le P assimilable (Olsen) et K_{ech} du sol et la faible dose a permis d'augmenter significativement l'activité phosphatase et la biomasse des lombriciens adultes. En laboratoire, le compost stimule le plus l'activité de bioturbation des 2 lombriciens testés avec un effet plus important à forte dose. Le digestat quant à lui a eu essentiellement des impacts positifs sur les rendements des cultures par rapport au témoin les deux années d'expérimentations (+13 et 36 % respectivement). *In fine*, le vermicompost issu des biodéchets urbains est le PRO qui réalise le meilleur compromis en termes de services écosystémiques en grande culture en AB. Le vermicompostage est une filière sous-estimée pour le recyclage des biodéchets, il est ainsi nécessaire de lever des freins réglementaires pour permettre son développement et un retour au sol d'une MO de qualité.