

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la recherche scientifique

Université des Frères Mentouri-Constantine 1

Faculté des sciences de la Nature et de la vie
Département de biologie et écologie végétale



N°d'ordre : 36/DS/2017
N° de série : 04/ECO/2017

THESE

En vue de l'obtention du diplôme de
Doctorat en Science

Filière : Ecologie
Option : **Ecotoxicologie**

Présentée par

Hassina Ghiti

Thème

**APPORT DE L'ACTION DES LOMBRICIENS-MICROORGANISMES DANS LA
VALORISATION DES DECHETS ORGANIQUES PAR LOMBRITECHNIQUES.**

Devant le jury

15/03/2017

Président :	RAHMOUNE Chaabane	Professeur à UFM - Constantine.
Rapporteur :	OUAHRANI Ghania	Professeur à Univ - Ferhat Abbas, Sétifl
Examineurs :	SI BACHIR Abdelkerim	Professeur à Univ- Hadj Lakhdar de Batna.
	SAHEB Menouar	Professeur à ULB - O. Bouaghi.
	BENSACI Ettayieb	Maitre de Conférences - U M'Sila.
	BAZRI Kamel -eddine	Maitre de Conférences - UFM Constantine.

Année Universitaire 2016-2017

Remerciements

Je remercie tout d'abord les membres de mon jury, à leur tête Pr Rahmoune Chaabane, de l'université frères Mentouri de Constantine, d'avoir accepté de présider le jury, j'adresse mes vifs remerciements aux Pr Saheb Menouar de l'université d'El Oum Bouaghi, Pr Si Bachir Abdelkrim de l'université de Batna, Dr Bensaci Ettyeb de l'université de Msila, Dr Bazri Kamel Eddine de UMC d'avoir accepté de juger ce travail.

Je voudrais profondément remercier ma Directrice de thèse, **Pr Ouahrani Ghania** pour son soutien et ses précieux conseils afin de mener à bien cette thèse. J'aimerais remercier tout particulièrement Monsieur le Professeur Salutiano Mato de l'université de Vigo, Espagne, de m'accueillir de son laboratoire pendant 18 mois.

Du simple lecteur aux personnes qui ont consacré de leur temps et de leur énergie, pour m'aider dans ce travail, à tous je voudrais adresser mes remerciements.

Sommaire

Remerciement

Sommaire

Index des figures

Index des tableaux

Résumés

Introduction générale1

Chapitre1

Synthèse bibliographique

1. Les déchets	4
1.1. Problème de déchets.....	4
1.2. Les type des déchets organiques	5
1.2.1. Les boues de station d'épuration.....	5
1.2.2 .Les déchets verts.....	5
1.2.3.Les déchets ménagers.....	6
2. Le mécanisme de dégradation de la matière organique dans l'écosystème terrestre.....	6
2.1. Les ressources de la matière organique du sol	6
2 .2. Les facteurs biotiques influençant la décomposition de la matière organique du sol.....	7
3. Les organismes décomposeurs du sol.....	9
3.1. Les microorganismes.....	9
3.1.1. La microflore de la décomposition des résidus organiques du sol	9
3.1.2. Les principaux groupes.....	10
A. Les bactéries.....	10

B. Les actinomycètes	11
C. Les champignons	11
D. Les algues.....	12
3.1.3. La minéralisation des composés organiques par les microorganismes	12
A. Les protéines	12
B. Les polymères Osidiques	13
C. La lignine	14
D. La minéralisation de l'azote organique.....	15
3.2. Les lombriciens.....	16
3.2.1. Présentation des lombriciens.....	16
A. Aspect externe.....	16
B. Vue dorsale interne.....	17
3.2.2. Biologies et écologies de vers de terre.....	18
A. Biologie.....	18
* respiration.....	18
* Nutrition.....	18
* reproduction.....	19
B. Ecologie.....	19
* la bioturbation.....	19
* effet sur la composition chimique du sol.....	19
* effet sur la microflore du sol.....	20
3.2.3. Classification écologique des vers de terre.. ..	20
A. Les vers de terres épigées	20
B. Les vers de terre endogées.	21
C. Les vers de terre anéciques.....	21
3.3. Les autres organismes décomposeurs	22
3.3.1 La microfaune	22
3.3.2. La mésofaune	22
3.3.3. La macrofaune	22

4. Le vermicompostage..	23
4.1. Définition du vermicompostage.	23
4.1.1. Action du vermicompost sur le sol Le vermicompostage.	24
4.1.2. Action sur la croissance des plantes..	24
4.2. Les espèces vers de terres utilisées pour le vermicompostage.....	25
4.2.1. Les vers de terreau : <i>Eisenia fetida</i> et <i>Eisenia andrei</i> .	26
A) Présentation du vers de terreau : <i>Eisenia sp.</i>	26
B) Reproduction.....	27
4.3. Les bactéries et les champignons impliqués dans le vermicompostage.....	27
4.3.1. Modification de la flore microbienne pendant le vermicompostage des bios déchets.....	28
4.3.2. Action sur les bactéries pathogènes	29
4.3.3. Interaction Le rôle des vers de terre / microorganisme	30
4.4. Les type de déchets utilisés en vermicompostage sur fertilité du sol	31
4.4.1 .Fumier de bovin solide	31
4.4.2. Le fumier de cheval.....	31
4.4.3. La fiente de volaille.....	31
4.4.4. Déchets de pommes de terre.....	32
4.4.5. Déchets alimentaires ou de restaurants.....	32
4.4.6. Matière solide de pâte à papier.....	32
4.4.7. Déchets de jardinage.....	32
5. Aspect technique du vermicompostage.....	32
5.1. Systèmes en andains..	33
5.2.Système à flux continuant.....	33
5.3. Plateau ou systèmes d'empilage.....	33

Chapitre 2

MATERIELS ET METHODES

2.1. Plan expérimental.....	34
2.2. Montage du lombricompostage.....	36
2.2.1. Choix des boites.....	36
2.2.2. Choix des litières.....	36
2.2.3. Mise en place des vers de terre.....	36
2.2.4. Choix des déchets.....	36
2.3. Les paramètres mesurés au cours du vermicompostage	37
2.3.1. Les Paramètres physicochimiques	37
1) Le pH	37
2) La Conductivité électrique.....	37
3) L'Humidité relative : H%.....	38
4) Le Carbone dissous organique (DOC).....	38
5) Taux du carbone total.....	38
6) Taux d'azote total.....	39
7) L'azote inorganique :	39
a) N-NH ₄	39
b) N-NO ₃	39
2.3.2. Les Paramètres biologiques.....	39
A. Etudes de la flore microbienne.....	39
a) L'étude de l'activité respiratoire de la flore microbienne (SIR).....	39
b) Le profile métabolique de la flore microbienne (Biolog ecoplaque).....	39
B. Evaluation des populations des vers de terre	42
C.. Test de phytotoxicité.....	42
2.4. Analyse statistique.....	43

Chapitre 3

RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. Paramètres physicochimiques.....	44
3.1.1. Le pH.....	44
3.1.2. La Conductivité électrique.....	47
3.1.3. L'Humidité relative : H%.....	49
3.1.4. Le Carbone dissous organique (DOC).....	50
3.1.5. Le taux du carbone tota.....	52
3.1.6. L'azote total.....	55
3.1.7. Rapport C/N.....	57
3.1.6. L'azote inorganique :	59
1). N-NH ₄	59
2) N-NO ₃	61
3.2. Paramètres biologiques	63
3.2.1. Etude de la flore microbienne.....	63
a) L'étude de l'activité respiratoire de la flore microbienne (SIR).....	63
b) Le profile métaboliques (Biolog Ecoplaque).....	67
1) Evolution des AWCD durant 5 jours.....	67
2) L'analyse du profil physiologique au sein de la communauté microbienne (CLPP).....	68
-Les polymères.....	69
-Les Acides aminés.....	71
-Les Amines.....	71
-Les composés cycliques.....	72
-Les sucres simples.....	72
- Les acides carboxyliques	74
3.2.2. Evaluation des populations des vers de terre <i>Eisenia fetida</i>	77
A. Les adultes et les sub adultes.....	77

B. Les juvéniles.....	79
C. Les vermisseaux.....	79
D. Les cocons.....	79
3.2.3. Test de phytotoxicité.....	81
4. CONCLUSION.....	87
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.	90

Annexes

Glossaire

%C : Taux en carbone total

%N : Taux en azote total

N-NO₃ : Azote inorganique, issu de nitrate

n-nh₃ : azote inorganique, issu de nitrate

DOC : carbone organique dissous (dissolved organic carbon)

H% : taux de l'humidite relative

MO : matiere organique

SOM : soil organic matter :

CE : conductivite electrique

C_{MIC} : carbone biomasse microbienne

SIR : substrate induced respiration

AWCD : average well color developement

DO : densité optique

ANOVA : analyse de variance

MANOVA : multi analyse de variance

RSG : relative seed growth

RRG : relative root growth

IG : index de germination

E fetida eisenia fetida

l terrestris Lombricus terrestris

V : vermilculite

F : feuilles

VC : vermicomposte

S : sol

Index des figures

Figure 1.1 : la diversité morphologique des bactéries du sol (Giri et al.,2005).....	8
Figure 1.2 : Deux molécules de glucose liées par une liaison β -1,4 glycosidique; (Albrecht 2007).....	11
Figure 1.3 : clivage de 2 chaînes de la cellulose (Metzler, 2004).....	14
Figure 1.4 : structure de la lignine Metzler (2004)	14
Figure 1.5 : processus simplifié d'ammonification de composé azoté.....	15
Figure 1.6 : Aspect externe d'un lombric (Heusser et Dupuy,2008)	17
Figure 1.7 : Vue dorsale interne d'un lombric (Heusser et Dupuy, 2008).....	17
Figure 1.8 : Les échanges gazeux chez un ver de terre (William et al., 1982).....	17
Figure 1.9 : <i>Dendrodrilus rubidus</i> , (Bohlen et al., 2004).....	18
Figure 1.10 : <i>Octolasion tyrtaeum</i> , (Bohlen et al., 2004).....	20
Figure 1.11 : <i>Lumbricus terrestris</i> (Bohlen et al., 2004).....	21
Figure 1.12 : <i>Eisenia fetida</i> (Soto ,19...).....	21
Figure 1.13 : La reproduction d' <i>Eisenia fetida</i> (Soto, 19..).....	26
Figure 1.14 : système en andain (Anonyme1).....	34
Figure 2.1 : Plan d'expérience.....	34
Figure 2.2 : Microplaque utilisée en Biolog.....	43
Figure 3.1 : Variation du pH pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage	45
Figure 3.2 : Comparaison du pH en fin du processus entre les traitements C et E par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes \pm SE (n=5).....	45
Figure 3.3 : Variation de la conductivité électrique (μ s /cm) pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage	47

Figure 3.4 : Comparaison du CE $\mu\text{S}/\text{cm}$ en fin du processus entre les traitements C et E par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes $\pm\text{SE}$ (n=5).	48
Figure 3.5 : Variation de % H dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.	49
Figure 3.6 : Comparaison du % H en fin du processus entre les traitements C et E par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes $\pm\text{SE}$ (n=5).	50
Figure 3.7 : Variation de DOC ($\mu\text{g}/\text{g}$) dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.	51
Figure 3.8 : Comparaison du DOC ($\mu\text{g}/\text{g}$) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées, par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes $\pm\text{SE}$ (n=5).	52
Figure 3.9 : Variation de % C dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.	53
Figure 3.10 : Comparaison de % C en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes $\pm\text{SE}$ (n=5).	54
Figure 3.11 : Variation de % N dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.	55
Figure 3.12 : Comparaison du % N en fin du processus entre les traitements C et E et les différentes litières par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes $\pm\text{SE}$ (n=5).	56
Figure 3.13 : Variation de C/N dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.	57
Figure 3.14 : Comparaison du C/N en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées, par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes $\pm\text{SE}$ (n=5).	59

Figure 3.15 : Variation du $N-NH_4^+$ mg/Kg dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) et dans les différentes litières utilisées, au cours du lombricompostage.....	60
Figure 3.16: Comparaison du $N-NH_4^+$ (mg/kg) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées, par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes $\pm SE$ (n=5).....	61
Figure 3.17 : Variation du $N-NO_3$ dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) dans les différentes litières utilisées, au cours du lombricompostage.....	62
Figure 3.18 : Comparaison du $N-NO_3^-$ mg/kg en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) et dans les différentes litières utilisées, par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes $\pm SE$ (n=5).....	63
Figure 3.19 : Evolution du CO_2 (mg/h/ g du poids sec) pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) dans les différentes litières au cours du lombricompostage.....	65
Figure 3.20 : Comparaison du SIR (mg/h/g de poids sec) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées. , par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes $\pm SE$ (n=5).....	65
Figure 3.21: Comparaison du C_{mic} (mg/g de poids sec) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées.....	66
Figure 3.22 : Evolution des AWCD (DO) pour C (absence de vers de terre), E (présence de vers de terre) et RU (déchets brutes) dans les différentes litières au cours du vermicompostage.....	67

Figure 3.23: Les changements d'utilisation des polymères dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage.....	69
Figure 3.24 : Les changements d'utilisation des acides aminés dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage.	71
Figure 3.25 : Les changements d'utilisation des amines dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage.....	72
Figure 3.26: Les changements d'utilisation des composés cycliques dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage	73
Figure 3.27: Les changements d'utilisation des sucres simples dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage	73
Figure 3.28: Les changements d'utilisation des acides carboxyliques dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage	74
Figure 3.29: Histogrammes des individus adultes et sub-adultes dans F, S, V et VC en fin de l'expérience.	75
Figure 3.30: Histogrammes des juvéniles d' <i>E. Fetida</i> dans les différentes litières F, S V et VC en fin d'expérience.....	78
Figure 3.31: Histogrammes des vermisseaux d' <i>E. Fetida</i> dans les différentes litières F, S V et VC en fin d'expérience.	79
Figure 3.32: Production de cocons dans F, S, V et VC en fin du vermicompostage.....	80
Figure 3.33: Variation des moyennes % RSG pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) et dans les différentes litières étudiées, au cours du lombricompostage.	81

Figure 3.34 : Moyennes % RRG pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.	83
Figure 3.35 : Moyennes % IG pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.	84
Figure 3.36 : Moyennes % IG pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.....	85

Index des tableaux

Tableau 1.1 : Impact sur l'environnement des différentes techniques de gestion des déchets solides municipaux, (Anonyme, 2003, Giusti et <i>al.</i> , 2009).....	4
Tableau 1.2 : Classification des microorganismes selon la source de carbone.....	9
Tableau 1.3 : la diversité microbienne des principaux groupes.....	10
Tableau 1.4 : les principaux champignons du sol (Giri et <i>al.</i> ,2005).....	12
Tableau 1.5 : Les conditions optimales pour l'élevage d' <i>E. Fetida</i>	23
Tableau 1.6 : Propriétés physicochimiques du vermicompost (Singh <i>al.</i> ,2011)	26
Tableau 1.7: La biodiversité bactérienne du vermicompost produit par différents vers de terre et ses effets bénéfiques.....	30
Tableau 2.1: Composition des milieux étudiés.....	35
Tableau 2.2 : Mesures initiales des paramètres physico-chimiques des déchets de cuisine du RU utilisés.....	37
Tableau 2.3 : Catégories biochimiques des 31 substrats utilisés en Biologie ecoplaque.....	41
Tableau 3.1 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs pour la variable pH.....	44
Tableau 3.2 : Moyennes \pm ES des variables pH,CE μ S/cm, %H, %C, %N, C/N, N-NH ₄ ⁺ mg/Kg, N-NO ₃ ⁻ mg/Kg et COD μ g/g.....	46
Tableau 3.3 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs pour la variable CE μ S/cm.....	48
Tableau 3.4 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs pour la variable %H.....	49
Tableau 3.5 : Analyse d'ANOVA à deux facteurs sur la variable DOC (μ g/g du poids sec).....	51
Tableau 3.6: Analyse d'ANOVA à deux facteurs sur le % C.....	53
Tableau 3.7 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs sur l'Azote totale.....	56
Tableau 3.8: Analyse de l'ANOVA à deux facteurs sur la variable C/N.....	58
Tableau 3.9: Analyse de l'ANOVA à deux facteurs sur N-NO ₃ ⁻ (mg/kg du poids sec).....	60

Tableau 3.10: Analyse de l'ANOVA à deux facteurs sur N-NO_3^- (mg/kg du poids sec).....	62
Tableau 3.11 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs pour la variable SIR.....	64
Tableau 3.12 : Analyse de l'ANOVA à 3 facteurs pour la variable AWCD.....	67
Tableau 3.13 : Moyennes \pm ES, intervalles de confiance à 95%, des variables. Polymères, Sucres simples, Acides carboxylique, Acides aminé, Amines, Composés cycliques.....	70
Tableau 3.14 : Paired T-TEST les caractères en gras indique la différence significative (p) entre chaque 2 substrats comparés à $\alpha < 0,05$	75
Tableau 3.15 : Comparaison des stades de développement <i>d'E. fetida</i> selon le type de litière.....	78
Tableau 3.16 : Moyennes \pm intervalles de confiance à 95% de % RSG, %RRG et % IG étudiés et leurs valeurs extrêmes entre parenthèse.....	82
Tableau 3.17 : L'analyse de la Manova pour le % RSG, %RRG et % IG.....	83

Introduction générale

Introduction générale

La problématique environnementale résulte d'une prise de conscience du caractère limité de l'écosphère à la suite de problèmes environnementaux variés saisis à différents niveaux.

L'accumulation des déchets solides (ordures, déchets industriels,...) et liquides (effluents d'élevages, eaux d'égouts,...) constituent un problème qui a été longtemps sous-estimé, puis occulté, mais est, au moins partiellement, de plus en plus pris en compte.

L'accroissement de la population d'une part, le développement des techniques agricoles et industrielles de production rendent accessibles au plus grand nombre les produits agricoles et manufacturés d'autre part, ont eu pour effet de générer des quantités de déchets toujours plus importantes. Les déchets produits en faibles quantités que la nature pouvait dégrader à l'origine, sont devenus des masses colossales qu'il a fallu progressivement réglementer tant au niveau de la collecte que du traitement.

Le problème de l'élimination et de la gestion efficace des déchets solides organiques sont devenus plus rigoureux due à l'augmentation rapide de la population, de l'agriculture et de l'industrialisation intensive, sur les dernières années. Les différents types de problèmes de l'environnement et l'élimination, causé par la production de grandes quantités de déchets organiques dans le monde entier nécessitent une approche durable d'une manière rentable, ce qui devenu une question très importante pour maintenir un environnement sain (Wani et al.,2013).

L'Algérie produit chaque année 10,3 millions de tonnes de déchets domestiques. Ce qui équivaut à 278 kg par an et par Algérien. Renversant ! Le problème des déchets est, en Algérie, celui qui se pose probablement avec le plus d'acuité, au regard aux impératifs de santé publique et de protection de l'environnement.

En effet, ces dernières années l'Algérie connaît une dynamique d'investissement et de consommation jamais égalée au par avant.

L'enfouissement des déchets ménagers et assimilés en Algérie reste la méthode la plus privilégiée à cause du taux excessif d'humidité qu'ils recèlent et le non maîtrise d'autres filières comme l'incinération ou le compostage.

La dimension de l'enfouissement technique a augmenté en raison des grandes quantités de la production de déchets et réduction de disponibilité des sites des décharges et les risques Environnementaux, de même, l'incinération est un processus coûteux en entraîne la pollution de l'air, mais l'épandage des déchets organiques est inapproprié pour le sol en raison de leur composition inconnue des agents pathogènes, des composés toxiques, les graines de mauvaise herbes, les métaux lourds, les mauvaises odeurs (Ahmed et al., 2007).

Ainsi la recherche de solutions possibles aux problèmes de gestion des déchets urbains par la production d'engrais de compost à partir des déchets biodégradables pourraient réduire les problèmes environnementaux et constitue une étape rentable vers un système de gestion des déchets plus efficace. Les composts peuvent servir à la fertilisation en plein champ (Ros et al., 2006) comme ils peuvent réduire certains agents phytopathogènes d'origine tellurique (Hoitink et al., 2005, Termorshizen et al., 2006).

Certains activateurs peuvent être ajoutés à la matière organique pour accélérer le processus, il s'agit de lombriciens. L'une des familles de lombriciens est Lumbricidae, un de ses membres, *Eisenia fetida*, peuvent être utilisés pour stabiliser les déchets organiques par le processus appelé « lombricompostage ou vermicompostage ».

Aristote a nommé vers de terre « intestin de la terre » mais 22 siècles plus tard, Charles Darwin a estimé que 10 à 18 tonnes de sol sec passe par les intestins de vers de terre chaque année dans les terres agricoles (Pirsaheb et al., 2013).

Les vers de terre fragmentent les substrats des déchets et accélèrent la vitesse de décomposition de la matière organique, ce qui conduit à un effet de compostage de la matière organique qui devient une matière stable, le vermicompost a des nutriments plus disponibles que de substrat à partir duquel est produit. L'activité biologique des vers de terre fournit un vermicompost riche en nutriments pour la croissance des plantes et facilitant le transfert d'éléments nutritifs pour les plantes (Atiyeh et al. 2000, Wani et al., 2013).

Cependant le temps et la qualité du produit final du traitement varient en fonction de la composition du mélange initial en cours de traitement.

Les différents déchets industriels qui ont déjà été vermicompostés et transformés en engrais riches en nutriments comprennent les déchets de papiers, les boues agro-industrielles, boues d'épuration.

Sans perdre de vue les faits ci-dessus, notre objectif est de proposer une méthode de gestion et de valorisation des déchets biodégradables. Ainsi, nous nous sommes intéressés à une des lombrotechniques le vermicompostage ou lombricompostage. Nous nous sommes focalisés d'une part sur différents types de litières pour accueillir les lombriciens et d'autre part sur les différentes interactions qui peuvent exister entre déchets-lombriciens-microorganismes au cours du processus. ce travail comporte une revue de littérature, sur l'écologie et la biologie des vers de terre et la microflore de la décomposition ,aussi sur le processus de vermicompostage, une deuxième partie, expérimentale sur la valorisation des déchets organiques par évaluation des paramètres biologique et physicochimique impliquées.

Chapitre 1

Synthèse bibliographique

1. Les déchets :

1.1. Problème des déchets :

En raison de l'augmentation de la population humaine, il ya une augmentation de la production de divers types de déchets organiques tels que des déchets domestiques, agricoles, industriels et municipaux. Ces déchets provoquent une grave menace pour l'homme et son environnement de plusieurs façons. Deux grandes approches sont appliquées pour gérer les déchets l'une plus commune aux activités urbaines et industrielles favorise le recyclage et le confinement, l'autre voie proche des activités rurales traditionnelles repose davantage sur l'épandage et dans la dilution des résidus et des déchets cette dernière pratique conduit à favoriser alors les produits biodégradables (Tab1.1) (NGO et Régent, 2012).

Tableau 1.1 : Impact sur l'environnement des différentes techniques de gestion des déchets solides municipaux, (Anonyme 2003, Giusti et *al.*, 2009).

		Enfouissement	Incinération	Compostage	Recyclage	Digestion Anaérobie
Pollution atmosphérique	CO2	***	***	***	***	***
	CH4	***		***		
	N2O		***		***	
	VOC	***	***	***		***
	Odeur, et poussière, bio aérosol	***		***		
pollution sonore	Bruit	***			***	***
Pollution du sol	Métaux lourds, composés toxique	***	***			***
pollution de l'eau	Lexyviat (métaux lourds, composés organique synthétique)	***	***	***	***	
	Bactéries Virus, et d'autres vecteurs		***	***	***	***

Dans ces circonstances, le vermicompostage peut être une technologie respectueuse de l'environnement et économiquement faisable pour convertir les déchets en matière organique précieuse. Le vermicompostage est une technologie de gestion des déchets biologiques dont la fraction organique de déchets est décomposée par micro-organismes et des vers de terre dans des conditions environnementales contrôlées à un niveau où il peut être manipulé, entreposé et appliqué dans le domaine agricole, sans impact négatif sur l'environnement (Yadav *et al.*, 2011).

1.2. Les type des déchets organiques :

1.2.1. Les boues de station d'épuration :

Les boues sont définies par le Comité Européen de Normalisation (CEN) comme « un Mélange d'eau et de matières solides, séparé par des procédés naturels ou artificiels des divers Types d'eau qui le contiennent » (in ALBRECHT, 2007). Les boues de station d'épuration sont issues du traitement des eaux usées domestiques ou industrielles. En effet, l'eau consommée ou utilisée par l'homme à l'échelle domestique ou industrielle génère inévitablement des déchets. Les eaux usées sont recueillies par les égouts et dirigées vers les stations d'épuration afin d'être purifiées avant leur réintroduction dans le milieu naturel.

Leur traitement dans les stations permet de séparer une eau épurée d'un résidu secondaire, les boues, bien pourvu en matière organique, azote, phosphore ainsi qu'en oligo-éléments. Le traitement des eaux usées permet d'éliminer, d'une part, la partie la plus facilement dégradable de la matière organique et, d'autre part, les différents composés dont les eaux sont chargées (débris alimentaires, graisses, fibres textiles et cellulosiques, savons, lessives et détergents) avant leur réintroduction dans le cycle de l'eau.

1.2.2. Les déchets verts :

Les déchets verts sont des déchets organiques issus de l'entretien des espaces verts, des jardins privés, des serres, des terrains de sports... On désigne par déchets verts les feuilles mortes, les tontes de gazon, les tailles de haies, d'arbustes, les résidus d'élagage, les déchets d'entretien de massifs, les déchets de jardin des particuliers collectés séparément ou par le biais des déchetteries.

1.2.3. Les déchets ménagers :

Déchets ménagers et assimilés : ce sont tous les déchets issus des ménages, des activités industrielles, commerciales, artisanales, et autres, qui sont assimilables aux déchets ménagers par leur nature et leur composition, tel que, déchets de cuisine, emballages (in Djemaci, 2012). Ces déchets peuvent être séparés en deux sous catégories :

- La fraction résiduelle des déchets ménagers obtenue après séparation des papiers, cartons, verres et emballages. Elle est également désignée par le terme « ordures ménagères grises » du fait de la couleur des utilisée des bacs par les collectivités qui pratiquent ce type de collecte sélective (in ALBRECHT, 2007).
- La fraction fermentescible (putrescible) des ordures ménagères : déchets organiques biodégradables, ou bio déchets (déchets de cuisine, fleurs, etc.), récupérés lors de collecte sélectives visant à les isoler des autres composés non putrescibles. Les déchets verts des jardins des particuliers sont souvent collectés avec cette fraction ainsi que les déchets de marchés (in ALBRECHT, 2007).

2. Le mécanisme de dégradation de la matière organique dans l'écosystème terrestre :

La matière organique est la plus importante constitution des sols après la phase minérale. Traditionnellement, la matière organique est subdivisée en substances humiques et non humique. La première englobe tous les matériaux faiblement ou pas altérées, ces matériaux sont encore morphologiquement identifiables et sont composés de biomolécules définies. En revanche, les substances humiques sont fortement altérées et n'ont pas une structure macroscopiquement identifiable. Le processus qui conduit à la formation de substances humiques est appelé humification.

2.1. Les ressources de la matière organique du sol

La matière organique du sol est constituée de résidus méconnaissables partiellement pourri des plantes, micro-organismes du sol, de la faune du sol, et des sous-produits de la décomposition qui conduisent à la production de substances humiques. Ce processus est appelé humification. La formation de substances humiques est le résultats d'événements d'oxydation et d'hydrolyse qui crée de la matière avec un contenu de C et H inférieur à celui d'origine animal, microbien, végétal. Un facteur critique dans la dégradation enzymatique est que la plupart des micro-organismes ne sont pas en mesure de transporter les molécules de taille supérieure à environ 600 Da à travers leurs parois cellulaires. Par conséquent, ils doivent

être clivés en des molécules plus petites à l'extérieur de la cellule par des exo-enzymes. Néanmoins les glucides et protéines sont dégradés rapidement, sont partiellement minéralisés et en parties utilisés pour la formation de la biomasse microbienne. Les constituants monomères de lignine, même s'ils sont structurés en anneau aromatique, sont également minéralisés assez rapidement (Horwath, 2007).

2 .2. Les facteurs biotiques influençant la décomposition de la matière organique du sol

La décomposition des déchets organiques est un processus progressif de démantèlement, des composés organiques, qui définit la minéralisation. La décomposition est induite principalement par la flore microbienne du sol pour dériver l'énergie et les nutriments (Fig.1.1).

La décomposition de la matière organique est fortement influencée par des facteurs environnementaux tels que l'eau, l'approvisionnement en oxygène, la température, le pH, l'approvisionnement en éléments nutritif et la qualité de la ressource organique. Généralement ces facteurs sont liés et ils ne peuvent pas être séparés des organismes décomposeurs, la faune du sol, et les microorganismes. Les trois facteurs : environnementaux, la qualité des ressources organiques, les décomposeurs, non seulement déterminent le taux de décomposition et la minéralisation mais aussi le produit final de la décomposition. (Gregorich et Janzen, 2000).

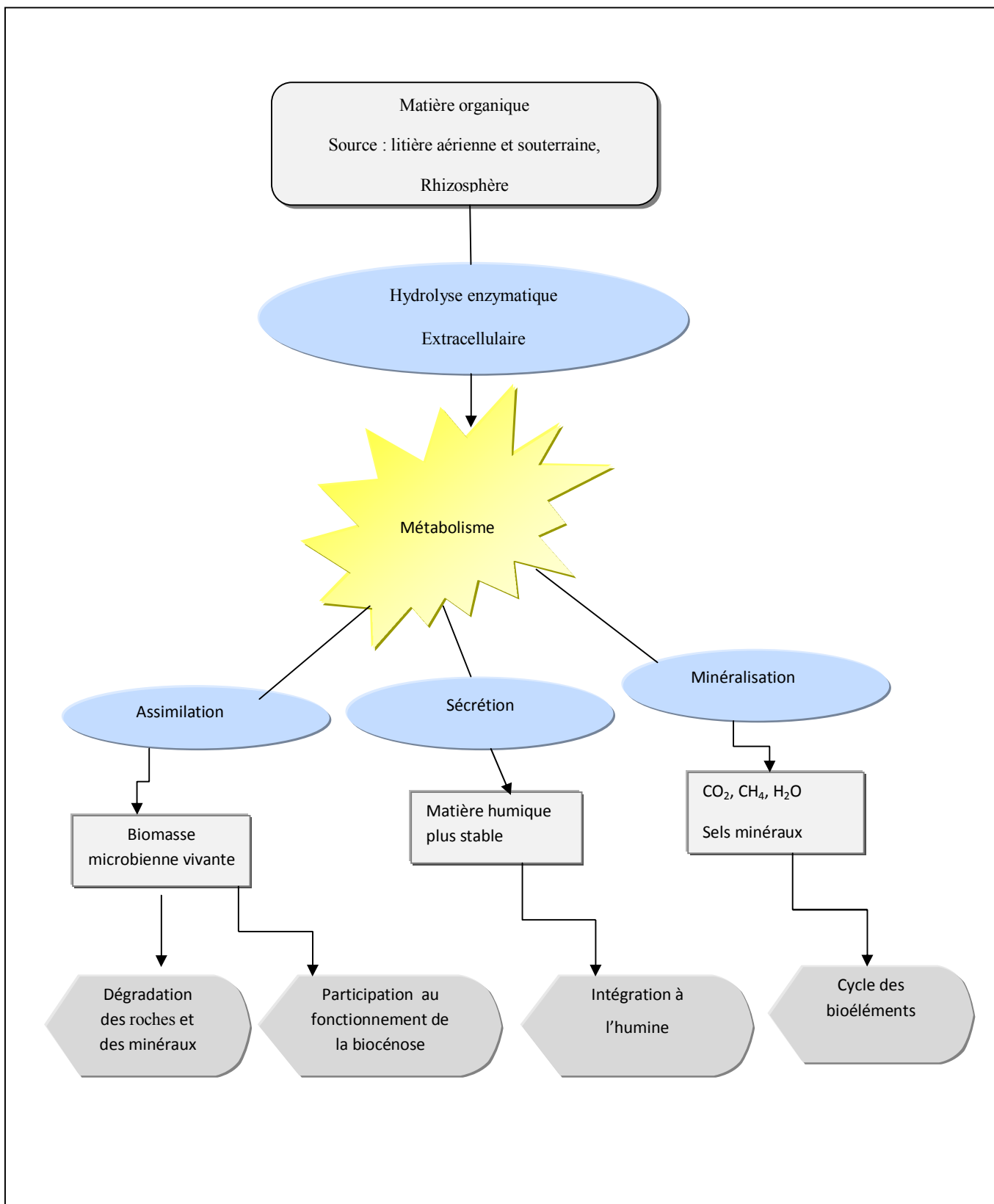


Figure 1.1 : Aspects fonctionnels de la microflore du sol (Gobat *et al.*, 2003).

3. Les organismes décomposeurs du sol :

3.1 Les microorganismes :

3.1.1. La microflore de la décomposition des résidus organiques du sol :

Par à apport à la source d'énergie, lumineuse ou chimique, on peut reconnaître deux grandes classes de bactéries, les phototrophes, et les chimiotrophes (Tab.1.2).

La photosynthèse est le mode de vie caractéristiques des végétaux, algues bleu-vert, et quelques espèces bactérienne, dans chaque cas grâce à l'énergie lumineuse, le processus conduit à la synthèse d'ATP au dépend d'ADP et de phosphate inorganique. Les bactéries chimiotrophes puisent leur énergie à partir de composés minéraux ou organique. Elles font appel pour cela, à des composés "donneurs d'électrons" si le donneur d'électron est un composé minéral on parlera de chimio-lithotrophes, s'il est organique de chimio-organotrophes (Leclerc et *al.*, 1995).

Dans un écosystème terrestre tel que le sol la croissance microbienne la plus importante intervient sur les surfaces des particules du sol, habituellement au niveau de la rhizosphère, un petit agrégat du sol peut compter divers micro-organismes (Madigan et Martinko, 2007). Les microorganismes du sol entretiennent des relations favorables ou défavorables avec les autres organismes du sol tel que la transformation des déchets végétaux et animaux, l'oxydation, la réduction, la précipitation et la solubilisation des ions minéraux ; la fixation de l'azote moléculaire ; le contrôle du cycle des bioéléments en particulier du carbone, de l'azote, du soufre, du fer. Etc.

Tableau 1.2 : Classification des microorganismes selon la source de carbone.

Type trophique	Source d'énergie	Source de carbone	Exemples
Phototrophes	Lumière	CO ₂	Bactéries photosynthétiques Cyanobactéries Halophiles extrêmes
Photo hétérotrophe	Lumière	Composés organique	Bactérie pourpre non sulfureuse Bactérie verte non sulfureuse
Chimio- lithotrophes	Composés inorganiques	CO ₂	<i>Nitrosomonas, Nitrobacter</i>
Chimio-litho-hétérotrophes	Composés organique	Composés organique	La plus part des bactéries, et champignons,

La décomposition biochimique de la matière organique morte qui est essentiellement le fait des microorganismes bactéries et champignons, cette décomposition est assurée s'il s'agit de macromolécules en leur constituant

Mono ou dimériques, par le biais d'enzymes extracellulaires, selon les conditions d'aérobiose ou d'anaérobiose, les molécules simples sont soit oxydées complètement par la respiration ou fermentées en d'autres métabolites intermédiaires. (Gobat *et al.*, 2003).

3.1.2. Les principaux groupes

Le sol est pour les microorganismes, une succession discontinue de microenvironnement, plus ou moins hétérogènes, dont la nature est variable et liée à ses propriétés ponctuelles de structure et de porosité et à leur répartition verticale et horizontale.

Ces éléments ont une dynamique d'évolution continue dans le temps et dans l'espace, sous les contraintes des conditions changeantes du milieu. La structure et la composition hétérogène des sols engendrent une succession de microenvironnement, définis comme la situation physicochimique, dans laquelle une cellule, une population, ou une communauté microbienne sont considérés en un temps et dans un espace donné (Bousseboua, 2005).

La nature des microbiotes autochtones dépendent du type de sol, ils sont formés de bactéries, d'archaebactéries, de champignons (levures et moisissures), d'algues et de protozoaires. A partir d'un échantillon de sol, on estime environ que, moins de 10% ont pu être cultivés et identifiés (Tab.1.3) (Bousseboua, 2005).

Tableau 1.3 : la diversité microbienne dans le sol des principaux groupes (Giri *et al.*, 2005.)

Principaux groupe	Le nombre d'espèce microbienne			Espèce cultivés	
	Espèces décrites	Espèces estimées	Total %	Nombre	Total estimé %
Bactérie	3000	30000	10	2300	7
Champignons	69000	15000000	5	115000	0,8
Algues	40000	60000	67	16000	2,5

A. Les bactéries :

Au sens large, le terme bactéries regroupe les organismes unicellulaire à organisation de type procaryote, d'une taille proche du micromètre, la cellule bactérienne est en moyenne 10 ou 1000 fois plus petite que celle d'un eucaryote (Fig. 1.2), en revanche le rapport entre la surface cellulaire active et le volume y est beaucoup plus élevé, conduisant à une activité métabolique potentielle presque inimaginable. Sur le plan quantitatif, la biomasse bactérienne

est estimée de 10^9 germes vivant par gramme de sol, soit une biomasse plutôt modeste de moins de $500\mu\text{g/g}$, mais la surface active est de 50 cm^2 (Gobat *et al.*, 2003).

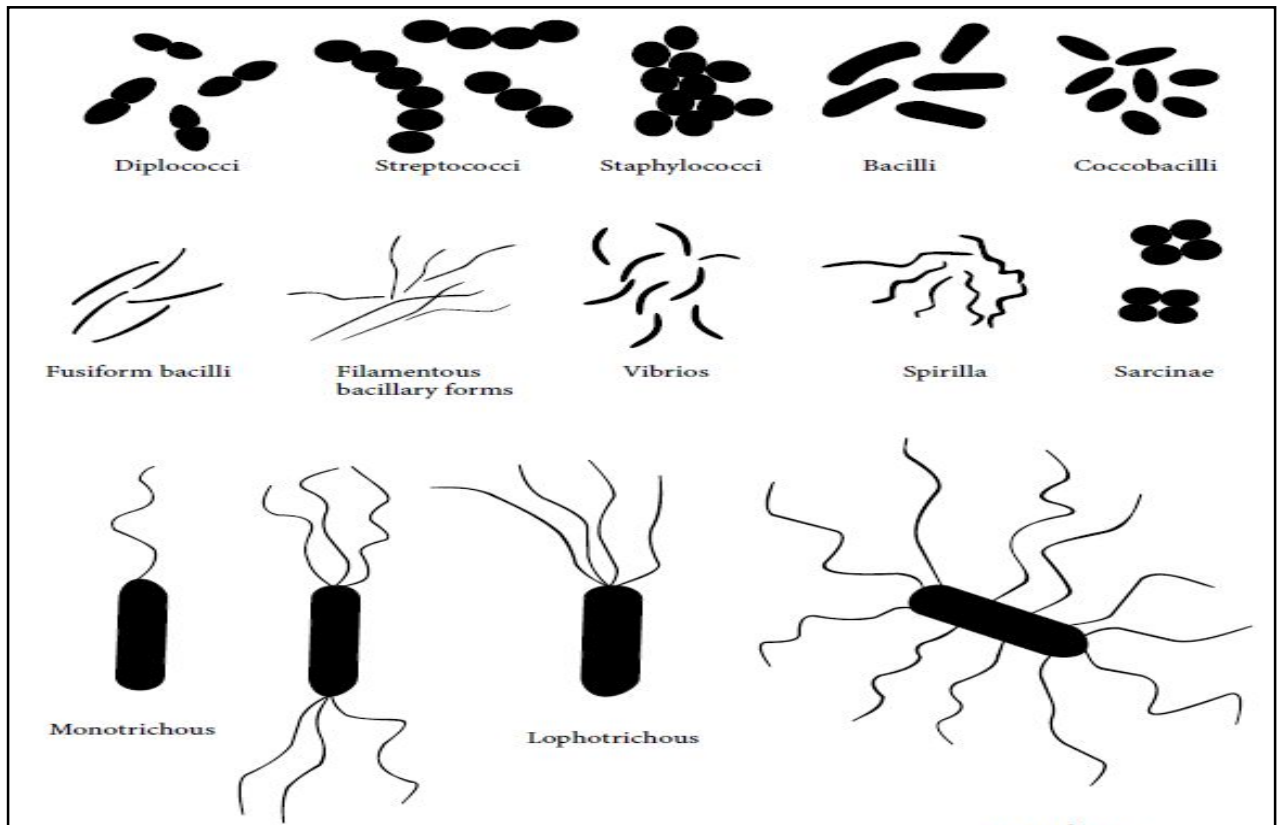


Figure 1.2 : la diversité morphologique des bactéries du sol (Giri *et al.*, 2005).

B. Les actinomycètes :

Les actinomycètes sont un peu intermédiaires entre les champignons et les bactéries. Par exemple, les Actinoplanes et les Actinosynema se rencontrent dans les sols cultivés ; les Streptosporangium à la surface des sols forestiers ; les Microbispora et les Actinomadura dans les sols de prairies et les sols cultivés. Ils se joignent aux autres bactéries et aux champignons comme nettoyeurs de la nature.

C. Les champignons :

Les champignons présentent une relative uniformité métabolique : ce sont tous des eucaryotes hétérotrophes aérobies à digestion extracellulaire. Ils appartiennent pourtant à des groupes taxonomiques très différents (Tab.1.4). leur rôle sont variés ; par sa taille et structure il est transporter activement des quantités importantes d'eau et des substances d'un endroit à l'autres du sol (Gobat *et al.*, 2003).

Tableau 1.4 : les principaux champignons du sol (Giri *et al.*, 2005)

Group and representative members	Distinguishing characteristics	Asexual reproduction	Sexual reproduction
Zygomycetes <i>Rhizopus stolonifer</i> (black bread mold)	Multicellular, coenocytic mycelia	Asexual spores develop in sporangia on the tips of aerial hyphae	Sexual spores known as zygospores can remain dominant in adverse environment
Basidiomycetes <i>Agaricus campestris</i> (meadow mushroom), <i>Cryptococcus neoformans</i>	Multicellular, uninucleated mycelia. group includes mushrooms, smuts, rusts that affect the food supply	Commonly absent	Produce basidiospores that are born on club-shaped structures at the tips of the hyphae
Ascomycetes <i>Neurospora</i> , <i>Saccharomyces cerevisiae</i> (baker's yeast)	Unicellular and multicellular with septate hyphae	Common by budding, conidiphores	Involves the formation of an ascus on specialized hyphae
Deuteromycetes (Fungi Imperfecti) <i>Penicillium</i> , <i>Aspergillus</i>	A number of these are human pathogens	Budding	Absent or unknown

D. Les algues :

Les algues n'existent qu'en surface du sol, car elles ont besoin de soleil pour leur photosynthèse. Leur activité est limitée pendant les périodes où le sol est humide. Elles ont un rôle important comme sources de matière organique et comme fixatrices d'azote en symbiose avec des algues bleues, Trois groupes des algues sont représenté dont le sol: les algues vertes : *chlorophycées* : *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Pleurococcus* les algues jaunes-vertes : *Xanthophycées* : *Heterococcus*, *Vaucheria*, et les algues bleues : *Cyanophycées* (Gobat *et al.*, 2010).

3.1.2. La minéralisation des composés organiques par les microorganismes :

La majorité des intrants du sol sont d'origine végétale comme les polymères, la cellulose, les hydrocarbures comme la lignine. Les constituants cytoplasmique comme les sucres, composés aminés, les acides organiques constituent plus de 10 % des résidus végétales. Les protéines comprennent la majorité de l'azote de tissu végétale.

A. Les protéines :

Les protéines et les peptides sont hydrolysés par des protéases et les peptidase respectivement, en acides aminés au cours de la décomposition. Cette source labile de l'azote et de carbone constitue une source d'énergie et de nutriment primaire pour commencer la décomposition. Les

protéines contiennent aussi un taux de soufre en forme de cystine et de méthionine. Les enzymes photosynthétiques, la rubulose bi-phosphatase peut contenir environ 70% d'azote totale dans le tissu (Howarth 2005).

B. Les polymères osidiques :

La cellulose et l'hémicellulose sont les composés majeurs de la paroi cellulaire soit de 10 à 70 % des résidus organiques végétales, la lignine présente de 5 à 30%, c'est l'unique hydrocarbure végétale qui fournit un exo squelette rigide, et moyen de défense contre les maladies. La présence de la lignine peut altérer la dynamique de minéralisation du carbone et de l'azote.

- Les pectinases : inclus 3 phases de la dégradation, la dégradation de l'hémicellulose et la pectine est similaire à celle de la cellulose à l'exception que plus d'enzymes sont impliqués, le découplage de l'hémicellulose et la pectine liés au glycanes est pour faciliter l'accès aux autres constituants de la paroi, et en fin la libération des oligogalactoturonides et les sucres simples, ce qui provoque l'inhibition des enzymes. Parmi les bactéries pectinolytiques on cite : *Erwinia* ; *Arthrobacter* ; *Pseudomonas* et *Bacillus*, parmi les champignons, comme *Aspergillus*, *Rhizopus*, *Fusarium*, *Sclerotina*, et *Penicillium*. Les levures comme *Conida* et *Kluyveromyces* ont aussi une activité pectinolytique.
- Les cellulases : comme les cellobiases, ont un rôle différent dans le clivage des liaisons à l'intérieur des structures microfibrillaires, ce qui induit à l'altération de la structure cristalline suivis par une dépolymérisation, en courte chaîne d'unités glucosidiques.
- L'endoglucanase agit aléatoirement les chaînes solubles et insolubles du glucose, par le clivage de la liaison osidique β (1-4) libérant ainsi le glucose et oligosaccharides, comme cellobiose (dimères) et cellotriose (trimères).
- La β -glucosidase hydrolyse les chaînes glucosées en glucose, la dégradation des sous unités du glucose s'effectue rapidement, le produit de la dégradation peut inhiber l'activité cellulolytique (Howarth 2005).

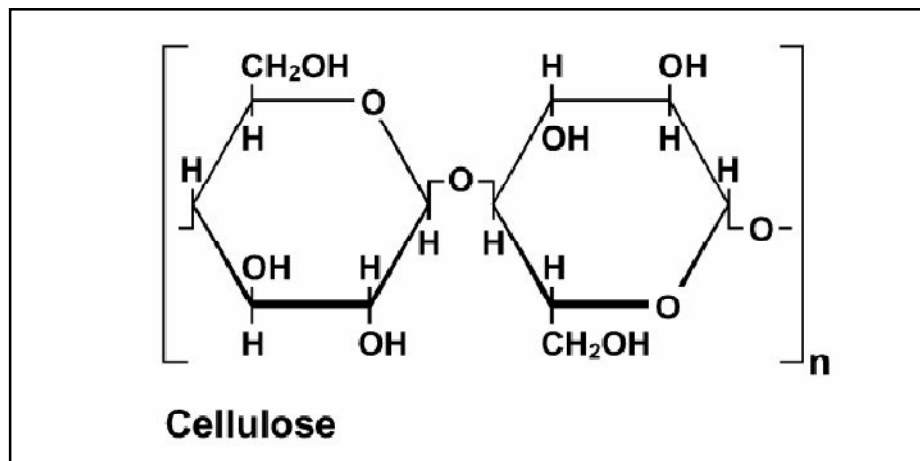


Figure 1.3 : Deux molécules de glucose liées par une liaison β -1,4 glycosidique;
(In Albrecht 2007).

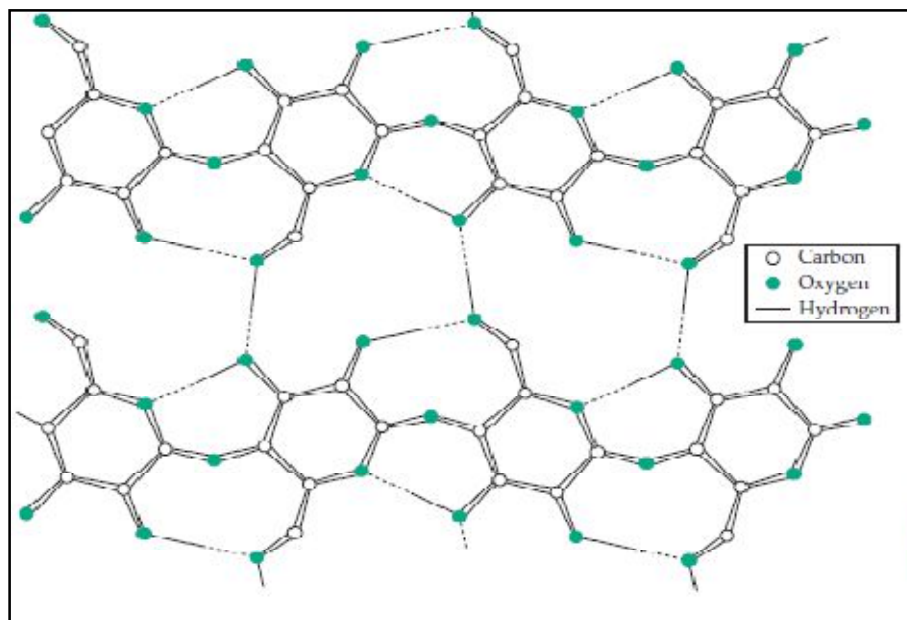


Figure 1.4 : clivage de 2 chaines de la cellulose (Metzler *et al.*, 2004).

Une grande partie des microorganismes peuvent dégrader la cellulose, mais une minorité a la capacité de compléter la dépolymérisation et l'hydrolyse *in vitro*. La cellulase issu de *Trichoderma* a été largement étudiée et a montré une grande production de l'endo- β -glucanases et exo- β -glucanases, mais peut de β -glucosidase. Au contraire à *Aspergillus*, qui produit une grande quantité de l' l'endo- β -glucanases et β -glucosidase, mais peu d'exo- β -glucanases.

C. La lignine :

C'est le composant le plus abondant après la cellulose de la production primaire, un complexe dense de la paroi végétale. La structure élémentaire de la lignine, est constituée de

phényle propanoïde de forme de cycle aromatique lié à une chaîne latérale à 3-C. Sa structure dense lui confère une nature hydrophobe et difficile à dégrader par les enzymes. Certaines bactéries gram- aérobies peuvent dégrader la lignine, tels *Pseudomonas*, *Azotobacter*, *Neisseria*, aussi les actinomycètes comme *Nocardia* et *Streptomyces* peuvent dégrader la lignine, mais pas aussi bien que les champignons (Howarth, 2007).

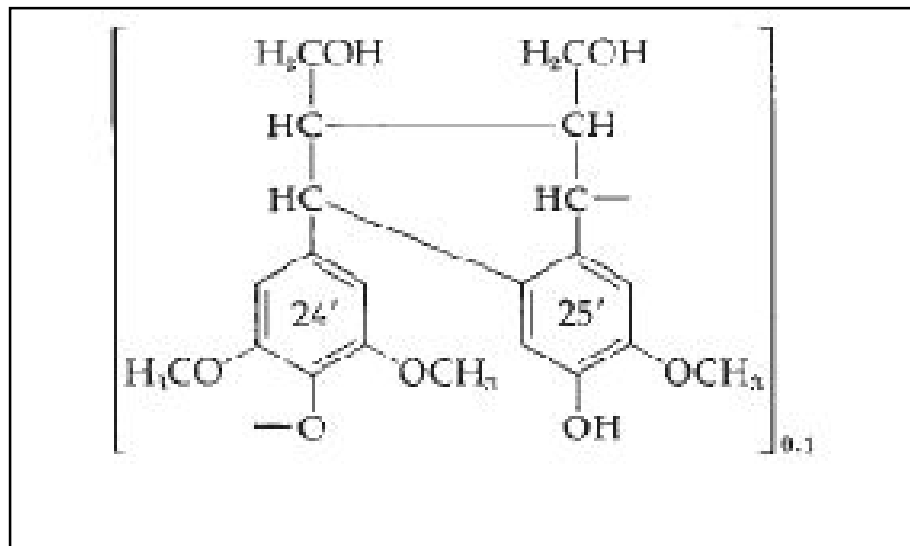


Figure 1.5 : structure de la lignine Metzler (2004)

D. La minéralisation de l'azote organique:

La minéralisation de l'azote c'est la conversion de l'azote organique en formes inorganiques. La source principale d'azote organique du sol fournit par les acides aminés issus de la décomposition des protéines par les microorganismes, en particulier des champignons et des bactéries. Les acides aminés sont à leur tour dégradés en leurs acides organiques correspondant et l'ammoniac, ce dernier résulte également des glucides aminés et des bases purique et pyrimidique, la production d'ammoniac (Fig. 1.6) à partir de composés organiques azotés s'appelle l'ammonification (Robertson et Groffman, 2005).

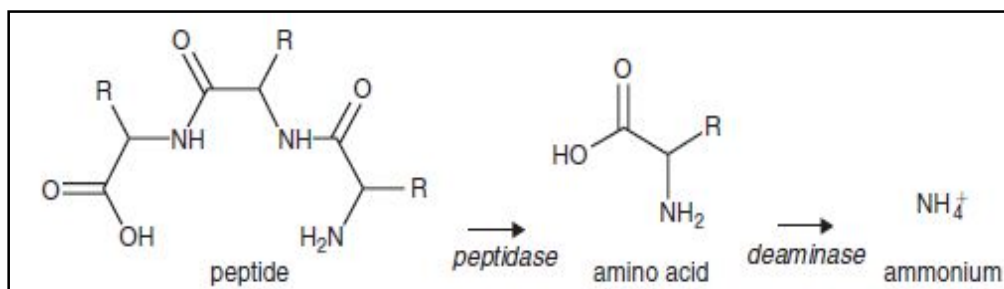


Figure 1.6 : processus simplifié d'ammonification de composés azotés

L'immobilisation de l'azote c'est l'assimilation des formes inorganiques, par les microorganismes. Ce phénomène est appelé la nitrification, qui est la conversion de l'ammonium en nitrite et nitrate, tandis que la dénitrification c'est la conversion des nitrates en N₂O et N₂. Cette conversion est assurée par des microorganismes, les uns qui suivent la voie dissimilatrice, appartiennent au groupe des dénitrifiants, sont des aérobies strictes, les espèces les plus étudiés, *Pseudomonas aerogenosa*, *Pseudomonas denitrificans*, *Paracoccus denitrificans*, *Thiobacillus denitrificans*, *Bacillus lecheniformis*. En présence de donneurs d'électrons, le composé azoté est porté à un niveau d'oxydation plus en plus faible.



D'autres bactéries qui suivent la voie assimilatrice sont rencontrées en particulier dans la famille entérobactériaceae comme *Klebsiella pneumoniae*, *Enterobacter aerogenes*, *E coli* (Leclerc, 1995)



3.2. Les lombriciens:

Les vers de terre sont une composante majeure de nombreux écosystèmes terrestres dans les sols non acides, ils dominent habituellement la biomasse des invertébrés et comme ingénieurs d'écosystème par la structuration de l'environnement et de la communauté de décomposition afin qu'ils contribuent à la dynamique de la matière organique à travers le cycle des éléments nutritifs. Les vers de terre appartiennent à l'embranchement des Annélides regroupe un ensemble d'animaux dont les milieux et le mode de vie variées :

Aquatique et libre, dulçaquicoles et parasites (Sangués), terrestres et libre (lombric).

3.2.1 Présentation des lombriciens

A. Aspect externe d'un lombric

Le corps vermiforme présente une annélation (Fig.1.7) externe à l'origine du nom de l'embranchement. Il est divisé en une région antérieure portant la bouche, formée du prostomium (lobe pré-oral) et du péristomium (premier segment), un tronc composé de segments morphologiquement semblables à l'exception des segments 9 à 15 constituant la région génitale et des segments 32 à 37 développant le clitellum, une région postérieure portant l'anus et correspondant au pygidium (lobe anal). Chaque segment du tronc est caractérisé par la présence de quatre paires de soies. Il porte également deux pores urinaires ventraux.

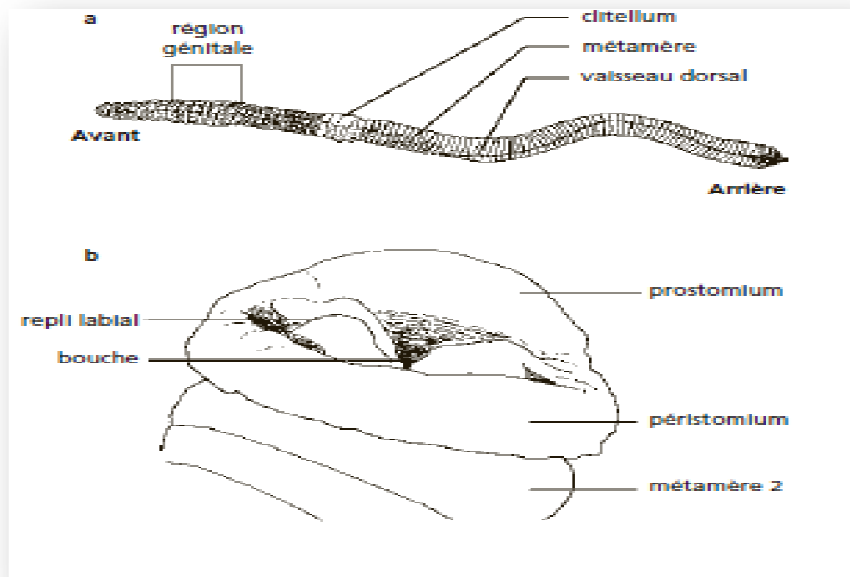


Figure 1.7 : Aspect externe d'un lombric (Heusser et Dupuy, 2008)

B) Vue dorsale interne

La dissection de la région antérieure de l'animal (Fig.1.8) montre que l'annélation externe se superpose à une segmentation interne de l'organisme : les segments ou métamères, sont séparés les uns des autres par des cloisons, les dissépiments (paroi postérieure du segment antérieur et paroi antérieure du segment postérieur).

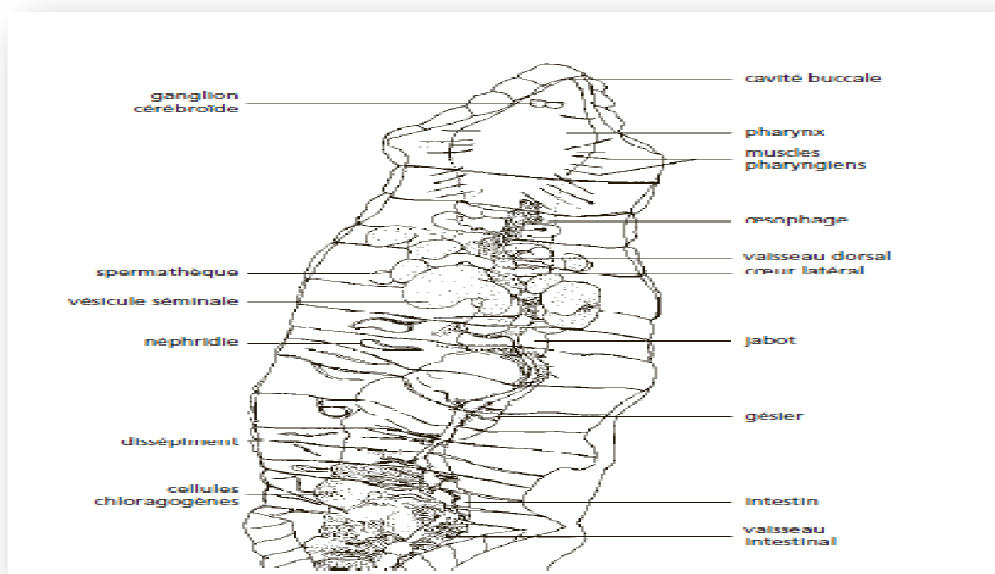


Figure 1.8 : Vue dorsale interne d'un lombric (Heusser et Dupuy, 2008)

3.2.2. Biologie et écologie des vers de terre

A. Biologie

* Respiration

Il n'y a pas d'organes respiratoires spécialisés. La respiration se fait par simple diffusion à travers le tégument. Le sang lui-même contient toutefois un pigment respiratoire, l'hémoglobine, qui aide au transport de l'oxygène (Huesser et Dupuy, 2008). Les échanges gazeux chez un Ver de terre se font au travers de sa peau. La peau humide sert de surface d'échanges gazeux. Le sang transporte l'oxygène partout dans le corps et ramène le CO₂ à la surface pour sortir du sang.

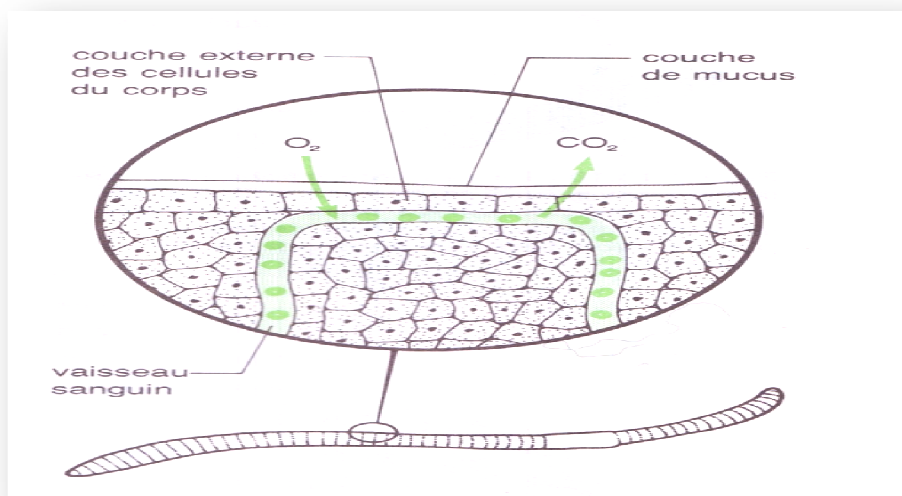


Figure 1.9: Les échanges gazeux chez un ver de terre (William et *al.*, 1982).

* Nutrition

Les vers des terre se nourrissent essentiellement à partir des débris végétaux plus ou moins décomposé, qu'ils ingèrent, 350 avant J.C., Aristote les appelait « les intestin de la terre ». Cette ingestion de terre par les vers varie d'importance selon les espèces, mais aussi les sols, les saisons et la nature des matériaux végétaux (Bachelier 1978).

L'ingestion de terre devient plus facile chez les fousseurs quand ils ont achevés leurs réseaux de galeries. *Lombricus terrestris*, par exemple, quand il ne fuit pas, il se nourrit par les feuilles. De nombreux enzymes ont été trouvés dans le tube digestif des vers : protéase, amylase, saccharase, lipase.

Le taux d'assimilation de la matière organique ingérés est voisin de 10%, le plus souvent terre et débris végétaux sont intimement mélangés dans le gésier des vers, chargés en

sécrétions protéiniques muqueuses et minérales. Les résultats de cette digestion est un terreau plus foncé que le sol ingéré, pH plus alcalin et une microflore sélectionnée mais plus active. (Bachelier, 1978).

*** Reproduction**

L'un des aspects les plus intéressants de vers de terre est leur sexualité. Les vers de terre sont hermaphrodites simultanés, ce qui signifie que les vers ont deux organes reproducteurs mâles et femelles, au cours de des rapports sexuels parmi les vers de terre, les deux ensembles d'organes sexuels sont utilisés par les deux vers. Si tout va bien, les œufs de deux copains deviennent fécondés.

Pour s'accoupler, deux vers alignent un contre l'autre des directions opposées tête-bêche. Dans cette position, les deux vers excrètent autant de muqueuse, que ce qu'on appelle un tube de boue formé autour de leur corps. Chaque ver éjacule du sperme à partir de ses organes sexuels s'installent dans ce tube slime et il est ensuite déposé dans le réceptacle des spermatozoïdes de l'autre vers sans fin de l'autre. L'acte de reproduction est terminée, mais le processus de reproduction se poursuit comme chaque ver va son chemin séparé.

Dans environ deux à trois semaines, les vers nouveau-nés vont éclore et sortir du cocon dans le sol. Ce cycle de reproduction peut se produire chaque semaine à 10 jours, une autre raison pour laquelle les populations de lombrics peuvent se développer si rapidement.

B. Ecologie

*** La bioturbation**

Les invertébrés du sol déposent leur matière fécale dans un endroit différent à lequel l'ingéré. L'ingestion et la défécation conduisent au transport horizontal et vertical de la matière organique et des minéraux de sol, ce processus est appelé « Bioturbation », est particulièrement décrite chez les lombriciens. Les vers anéciques forment des monticules contenant des feuilles. La plus part des galeries créées par les vers sont de 1,6 à 12 m²/ m² dans les zones tempérées. La couche formée par les turricules dans la forêt tropicale peut être de 2 à 5 cm d'épaisseur. L'enterrement de la litière a montré l'augmentation de son taux de décomposition, à cause que la litière est dans un environnement favorable pour l'activité microbienne (Wolters, 2000).

*** Effet sur la composition chimique du sol**

Les vers de terre affectent la composition chimique des sols et aussi, sont responsables de la distribution des éléments nutritifs végétaux et leur transport, à cause de la consommation

d'une grande quantité de la litière et matière organique en surface, les vers libèrent aussi de la matière azotée, comme l'ammoniac dans les excréments, ce qui peut causer une augmentation du pH, aussi ils libèrent d'importantes quantités de minéraux tel que le Ca et le K (Lee, 1985).

- **Effet sur la microflore du sol**

Les vers de terre influencent les communautés microbiennes et leur activité, ce qui conduit à une augmentation de la décomposition et la minéralisation de la litière par les microorganismes, les champignons, les microorganismes fixateurs d'azote, ce qui est bénéfique pour les plantes (Winding *et al.*, 1997)

3.2.3 Classification écologique des vers de terre

Bouché en 1977 a proposé une classification basée sur certains caractères morphologiques, et leur régime alimentaire et à leur fonction supposée dans le sol en : vers épigés, anéciques, et endogés.

A. Les vers de terres épigés

Sont de petites tailles, avec un corps uniformément pigmentés, cycle de vie court, le taux de reproduction élevé et de régénération. Ils habitent dans le sol superficiel dans la litière, se nourrissent de la litière de surface et la minéralisent, ils sont phytophages et ingèrent rarement du sol. Elles comportent un actif gésier qui aide à la conversion rapide de la matière organique dans, en plus les vers de terre épigés sont des bio-dégradeurs efficaces et libérateurs de nutriments, tolérants aux perturbations, aident dans la litière de la litière et de la décomposition précoce et donc peuvent être efficacement utilisés pour le lombricompostage.

Les épigés comme *E. fetida*, *Dendrobaena. byblica*, *Allolobophora chlorotica* et *Eiseniella tetraedras*, ont été recensés dans l'est algérien (Bazri *et al.*; 2013).



Figure 1.10 : *Dendrodriilus rubidus*, (Bohlen *et al.*, 2004)

B. Les vers de terre endogés

Sont des vers de terre de tailles grandes, avec le corps faiblement pigmentée, cycle de vie de moyenne durée, modérément tolérants aux perturbations, forment de vastes terriers horizontaux et ils sont géophages se nourrissent sur la matière organique particulaire et du sol. Ils apportent des changements prononcés dans la structure physique du sol et peuvent tirer efficacement l'énergie à partir du sol pauvre, peuvent donc être utilisé pour l'amélioration des sols.



Figure 1.11 : *Octolasion tyrraeum*, (Bohlen *et al.*, 2004)

C. les vers de terre Anéciques

Sont de grandes tailles, à dorsal pigmenté, avec un taux de reproduction faible , sensibles aux perturbations , nocturnes, phytophages , enterrement la litière de surface forment des amas et de vastes galeries verticales profondes , permanentes dont ils vivent.



Figure 1.12 : *Lumbricus terrestris* (Bohlen *al.*, 2004)

La formation des galeries verticales affecte l'interface de l'eau / l'air et le mouvement des couches profondes vers la surface, contribue à un mélange efficace des éléments nutritifs (Pathma et Sakthivel , 2012).

Une autre classification (Lee ,1992) sont groupées en détériorées qui se nourrissent à ou près de la surface du sol, principalement sur les débris végétaux, la matière organique ou sur le fumier des mammifères. Ces vers sont classés comme formateur d'humus et comprennent des formes épigées et anéciques. Les Géophages se nourrissent profondément sous la surface, l'ingestion de grandes quantités de sol riche en matière organique. Les vers de terre ont généralement appelés comme mangeurs d'humus et comprennent les endogées.

3.3. Les autres organismes décomposeurs

3.3.1. La microfaune

Constitué d'animaux d'une longueur < à 0,2 mm et regroupe tous les protozoaires, les amibes les flagellés, ciliés elle comprend aussi les rotifères, les tardigrades et les plus petits des nématodes (Gobat et *al.*, 2003), ils ont une action indirecte sur la structure par leur influence sur les bactéries et les champignons (Calvet, 2013)

3.3.2 La méso faune

Dont la longueur varie entre 0,2 et 4 mm, comprend la majorité des nématodes, les acariens, les collemboles, etc. (Gobat et *al.*, 2003) leur effet est indirecte sur les bactéries et les champignons, et la formation des pores et la production de la matière fécale (Gobat et al, 2003).

3.3.3. La macrofaune :

Se rapporte à des animaux d'une longueur de 4 à 80 mm représenté principalement par les annélides, les mollusques, les arthropodes, sont impliqués dans le mélange de la matière organique et des minéraux, et son transport, aussi dans la formation de pores et de la production de la matière fécale. (Gobat et *al.*, 2003)

4. Le vermicompostage

4.1. Définition du vermicompostage

Est un processus de bio-oxydation qui engage les vers de terre et les microorganismes ces dernier sont aussi bien au niveau du tube digestives des vers de terre que dans les déchets, Le vermicompostage est une oxydation biologique non thermophile, processus dans lequel la matière organique sont convertis en lombricompost (Tab.1.5) , présentant une grande porosité, l'aération, le drainage, la capacité de rétention d'eau et une activité microbiennes riches (Edwards, 1998. Atiyeh et *al.*, 2000; Arancon et *al.*, 2004), à travers les interactions entre les vers de terre et les microbes associés. La lombriculture est un outil rentable pour la gestion écologiquement rationnelle des

déchets (Banu et *al.*, 2001, Asha et *al.*, 2008). Lombriciens sont les moteurs essentiels du processus, car ils aèrent, et fragmentent le substrat la flore microbienne (Fornes et *al.*, 2012).

Tableau 1.5 : Propriétés physicochimiques du vermicompost (Singh *al.*, 2011)

paramètre	Condition
pH	6,8-7,5
C- organique	25,4-27,5%
Azote	15-18
P Disponible	0,3-0,5%
K disponible	0,6-0,7%
Ca	4,2-6,7%
Mg	0,2-0,3%
Sulfures	0,4-0,5%

4.1.1. Action du vermicompost sur la Fertilité des sols :

Les vermicomposts peuvent influencer de manière significative la croissance et la productivité des plantes (Sinha et *al.* 2009) en raison de leur micro- et macro-éléments, des vitamines, des enzymes et des hormones (Makulec 2002). Lombricomposts contiennent des éléments nutritifs tels que les nitrates, le phosphore échangeable, potassium solubles potassium, calcium, et de magnésium disponible pour la plante (Orozco et *al.* 1996; Edwards 1998). En plus de fournir des éléments nutritifs minéraux, le lombricomposts contribuent également à la fertilité biologique par addition des microbes bénéfiques dans le sol. Mucus, excrété par le lombric, stimule l'antagonisme et la concurrence entre les populations microbiennes diverses par la production de certains antibiotiques, et biochimiques semblables aux hormones, en stimulant la croissance des plantes (Edwards et Bohlen, 1996).

Sous les serres les lombricomposts sont utilisés comme de terreau en raison de leur faible coût, et leur excellent état nutritionnel et physicochimique. Des améliorations considérables dans la croissance des plantes ont été enregistrées après la modification des sols avec le lombricomposts, ont été attribuée à la qualité physico-chimique et biologique des lombricomposts.

4.1.2. Action sur la croissance des plantes

L'utilisation de lombricompost comme biofertilisants a augmenté récemment en raison de son statut nutritif extraordinaire, activité microbiologique et antagoniste. Le lombricompost produit à partir des matériaux différents tel que les déchets alimentaires, le fumier de bovins, fumier de porc, etc., lorsque utilisé comme suppléments de milieu, la croissance des semis est

renforcée, le développement, la productivité d'une large variété de cultures est augmenté (Edwards, 1998; Atiyeh et al. 2000). Beaucoup de chercheurs ont documenté la présence de régulateurs de croissance des plantes telles que les auxines, gibbérellines, cytokinines d'origine microbienne (Tomati et al. 1988; Muscolo et al. 1999) et humiques acides (Senesi et al. 1992; Masciandaro et al. 2000; Atiyeh et al. 2002.).

Des niveaux élevés d'humus ont été signalés dans les lombricomposts provenant de déchets alimentaires, le fumier, les eaux usées et les boues de papeterie (Atiyeh et al., 2002; Canellas et al. 2002; Arancon et al. 2003). L'acide humique et fulvique dans l'humus dissous les minéraux insolubles dans la matière l'organique et les rend facilement accessibles aux plantes et en plus ils aident également les plantes à surmonter le stress et stimule la croissance des plantes (Sinha et al., 2010). Etant donné que les vers de terre augmentent l'activité microbienne, ils sont considérés comme des agents importants qui améliorent la production des régulateurs de la croissance végétale (Subler et Edwards, 1998).

Les stimulants de la croissance d'origine microbienne ont été isolés à partir de tissus d'*Aporectodea longa*, *L. terrestris* et *Dendrobaena rubidus* et indole comme substances ont été détectées des extraits de tissus de *A. caliginosa*, *L. rubellus* et *E. fetida* qui a augmenté la croissance des pois (Nielson, 1965).

Amendement du Sol avec 20% de lombricompost était plus adéquat pour la production de tomate (Valenzuela et al., 1997). De même jusqu'à 50%, dans le milieu a entraîné une croissance accrue de *Chamaecyparis lawsoniana*, *Juniperus communis* et *pungens Elaeagnus* (Bachman et Davice 2000). Le rendement des fraises à 32,7% (Singh et al., 2008).

4.2. Les espèces des vers de terres utilisées en lombricompostage :

Beaucoup d'espèces de vers de terre ont un potentiel pour une utilisation dans le traitement des déchets organiques. Les espèces les plus couramment utilisées inclure *Eisenia fetida* et *Eisenia andrei*, *Eudrilus eugeniae*, *L. rubellus* (ver rouge), *Dendrobaena veneta*, *Perionyx excavatus*, et *Perionyx hawayana*. La croissance de *E. fetida*, *E. eugeniae*, *P. excavatus*, et *P. hawayana* dans les boues d'épuration a été étudiée, toutes ces espèces ont une gamme de températures optimales entre 15 et 25 ° C pour la croissance dans les boues d'épuration, et les quatre espèces produisent la plupart des cocons à 25 ° C. Sur une période de 20 semaines, *P. excavatus* avait le plus lent taux d'augmentation de poids, et *E. fetida* a augmenté légèrement plus lent. Tant *P. hawayana* et *E. eugeniae* atteignent leur apogée dans la

biomasse d'environ 10 à 12 semaines, et *E. eugeniae*, qui a augmenté beaucoup plus rapidement, a commencé à perdre du poids après 14 semaines.

D. Veneta a augmenté le plus de poids et a pris 16 semaines pour atteindre le poids maximum. *P. excavatus* produit le plus grand nombre de cocons, et *D. Veneta*, qui a produit le plus petit nombre de cocons, n'a pas commencé la production de cocons pour 10 semaines. Les trois autres espèces, *E. fetida*, *E. eugeniae*, et *P. hawayana*, toutes produites le même nombre de cocons, avec le pic de production de cocon survenant après 10 semaines. Il est également important d'évaluer le nombre de jeunes vers de terre vivants qui se dégagent.

des cocons de chaque espèce. Les Cocons des cinq espèces de vers de terre, *D. veneta*, *E. fetida*, *E. eugeniae*, *P. excavatus*, et *P. hawayana*, ont été recueillis et ont permis l'éclosion. Des Cocons individuels ont été conservés dans les déchets organiques dans des conditions non stressés à 25 ° C, pour *E. fetida* 6 cocons de vers de terre par semaine (19 jeunes vers de terre), *D. Veneta* produit 5 cocons de vers de terre (19 jeunes), *E. eugeniae* produit 11 cocons de vers de terre (20 jeunes), *P. creuse* produit 24 cocons (13 jeunes) et *P. hawayana* produit 10 cocons (9,5 jeunes) par ver de terre (Edwards et Arancon 2004).

Chacune des quatre espèces de vers de terre diffèrent considérablement en termes de réponse et de la tolérance de différentes températures. La température optimale pour la croissance d'*E.fetida* est de 25 ° C, avec une tolérance de température de 0 à 35°C. *D Veneta* a une température inférieure optimale et était moins tolérant de températures extrêmes. Les températures optimales pour *E. eugeniae*. Et *P. excavates* étaient également environ 25°C, mais ils sont morts à des températures inférieures à 9°C et supérieures à 30°C. L'optimum Ces quatre espèces diffèrent également dans leurs exigences d'humidité optimales de celles de *E. fetida*, de façon optimale était assez étroite, avec une croissance optimale de 80 à 55% d'humidité, avec des diminutions considérables de croissance à des teneurs en humidité de 70 et 90%. Cependant, *D. Veneta* a été capable de résister à un éventail beaucoup plus large de teneurs en humidité que les autres espèces, comme *P. xcavatus*.

Tous les quatre espèces de vers de terre sont très sensibles à l'ammoniac et n'ont pas survécu longtemps dans les déchets organiques contenant d'ammoniac (par exemple, la litière de volaille fraîche). Toutefois, les déchets organiques qui ont trop d'ammoniac sont devenus acceptable après l'ammoniac a été éliminé par une période de compostage ou lorsque à la fois l'ammoniac et les sels ont été délavés des déchets. Les vers de terre ont été relativement tolérante en ce qui concerne le pH, mais lorsqu'ils ont le choix dans un gradient de pH, ils se

sont déplacés vers le matériau plus acide, avec un pH apparent de préférence 5,0. (Edwards et Arancon 2004).

Tableau 1.6 : Les conditions optimales pour l'élevage d'*E. Fetida*

Paramètre	Condition
Température	15-20°C (limites : 4-30°C)
Humidité	80-90% (limites : 60-90%)
Oxygène	Aérobiose
Taux d'ammoniac dans le déchet	< 0.5mg /g
Salinité	< 0.5%
pH	>5.5 et < 9.0

4.2.1. Les vers de terreau : *Eisenia fetida* et *Eisenia andrei*.

A. Présentation du vers de Terreau *Eisenia sp*

Les vers de terreau les plus couramment utilisés en lombricompostage sont :

- *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) ou ver rouge du fumier, de pigmentation rouge veineux uniforme, de 50 à 90 mm de long,
- *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) ou ver zébré du fumier (Fig.1.13), de pigmentation rouge violacée zébrée, de 50 à 120 mm de long.

Ce sont deux espèces jumelles, en effet, leur croisement ne donne que des hybrides stériles (Kniper., 1985 in Ouahrani, 2003). Bouché (1972) in Ouahrani (2003) les définit comme des épigés corticoles. On les dit corticoles car vivants initialement sous les écorces. Aujourd'hui, forme anthropophile, ce sont des hôtes familiers du fumier, excellents digesteurs des composts et d'un grand intérêt pour le traitement des déchets.



Figure 1.13: *Eisenia fetida* (Soto ,1999)

B. Reproduction

Ils se reproduisent rapidement, et peuvent dans des conditions favorables, avoir une durée de vie au moins égale à 600 jours (Venter *et al*, 1988 in Ouahrani , 2003). Pouvant atteindre sa maturité sexuelle observable au développement du clitellium, en 4 à 6 semaines après l'éclosion (Fayolle ,1982).



Figure 1.14: La reproduction d'*Eisenia fetida* (Soto, 1999).

La reproduction des cocons (Fig.1.14) par *Eisenia fetida* est maximale les trois premières mois de la vie adulte, et peut se poursuivre pendant au moins 500 jours après accouplement, le cocon se forme en 2 à 4 jour. Chaque lombric adulte peut produire jusqu'à 3 cocons par semaine et on peut compter entre 1 et 4 vermisseaux par cocons. Ainsi, la population de lombric peut doubler chaque jour. Les vermisseaux prennent 3 semaines avant de sortir du cocon et 6 semaines avant de devenir adultes. La fécondité dépend de l'alimentation, de la température, d'une humidité abondante et une bonne aération (Bouché, 1974)

4.3. Les bactéries et les champignons impliqués dans le vermicompostage

Les bactéries sont toujours présentes et largement dominantes en qualité et en quantité au cours du compostage, elle sont typiquement unicellulaire avec une taille de 0,1 à 3µm. Par leur petite taille, les bactéries ont un rapport surface /volume très élevé leur permettant des transferts rapides de substrats solubles à l'intérieur de la cellule, ce qui assure leur prédominance sur les microorganismes de dimensions plus grande tels que les champignons (Tuomela *et al.*, 2000).

Pour ces derniers, leur croissance est affectée par des facteurs tels que la température, le pH, la source de carbone et de l'azote. Un niveau modérément élevée d'azote est nécessaire pour la croissance fongique, bien que les champignons dit la pourriture blanche, se développent à des taux d'azotes bas (Dix et Webster, 1995).

Les bactérie et les champignons sont les premiers qui colonisent les substrats organiques en décomposition, mais ils ne sont pas en mesure de dégrader les composés les plus complexes comme la lignine, chitine , kératine, ainsi après la dégradation des substance simples solubles facilement assimilables, un processus de succession de microorganismes se déroule, la décomposition se poursuit à un rythme plus lent et plus spécialisé en microorganismes capables de dégrader la cellulose ; lignine, et protéines complexe (Begon et al ,1990 in Monroy Martinez, 2006).

4.3.1.Modification de la flore microbienne pendant le vermicompostage des bio- déchets

Le processus de lombricompostage modifie la communauté microbienne originale des déchets d'une manière diversifiée. Les *Actinobactéries* et *Gammaproteobacteries* sont abondants dans le lombricompost, tandis que le compost classique contient plus d'*Alphaproteobacteria* et *Bacteroidetes*, groupes phylogénétiques typique de compost non mature (Vivas et al., 2009). Le nombre total de bactéries dépasse 10^{10} / g de vermicompost et elles comprennent *Nitrobacter*, *Azotobacter*, *Rhizobium*, et actinomycètes (Suhane, 2007). Des analyses moléculaires culturelles de la communauté bactérienne de lombricompost a montré la présence d'*α-Protéobactéries*, *β-Protéobactéries*, *γ-Proteobacteria*, *Actinobactéries*, *Planctomycètes*, *Firmicutes* et *Bacteroidetes* (Yasir et al., 2009a)

La caractérisation et la quantification de l'activité enzymatique a une corrélation directe avec le type et la population de microbes, et reflète la dynamique du processus de vermicompostage en termes de la décomposition de la matière organique et d'azote, et fournit des informations sur la maturité du compost (Tiquia, 2005).

Les turricules contiennent des activités plus élevées de cellulase, amylase, invertase, une protéase, une peroxydase, l'uréase, la phosphatase et déshydrogénase (Edwards et Bohlen 1996). La Déshydrogénase est une enzyme intracellulaire en rapport avec le processus de phosphorylation oxydative (Trevors,1984) et est un indicateur de l'activité microbienne dans le sol et autres écosystèmes biologiques (Garcia et al., 1997). Les activités maximales des enzymes (cellulase, une amylase, invertase protéase et uréase) ont été observées pendant 21-35 jours en lombricompostage et 42-49 jours en compostage. Aussi, le nombre de

microorganismes et leurs profils enzymatiques extracellulaires sont plus abondants dans lombricomposte. issus de pulpe de fruits, de déchets végétaux, de brou d'arachide et de bouse de vache par rapport au compost issu de déchets de la même origine parentale (Haritha Devi et al., 2009).

Pseudomonas, *Paenibacillus*, *Azoarcus*, *Burkholderia*, *spiropasme*, *Acaligenes* et *Acidobacterium*, dégradeurs de plusieurs catégories de produits organiques sont associés à l'intestin et au turricules du lombricien (Singleton et al., 2003). *Firmicutes*, *Bacillus benzoovorans*, *B. cereus*, *B. licheniformis*, *B. megaterium*, *B.pumilus*, *B. subtilis*, *B. macroides*; *Actinobactéries* nomée *Cellulosimicrobium cellulans*, *Microbacterium spp.*, *M. oxydans*; *Proteobacteria* tels que *Pseudomonas spp.*, *P.libaniensis*; génotypes dissociées *Sphingomonas sp.*, *Kocuria palustris*, *Geotrichum spp.* et *Williopsis californica* ont été signalés à partir de lombricomposts (Vaz-Moreira et al., 2008).

4.3.2. Action sur les bactéries pathogènes

Les biosolides contiennent également un tableau de micro-organismes pathogènes (Hassen et al., 2001). Le compostage des déchets entraîne la transformation biologique et la stabilisation de la matière organique et efficacement réduit les risques potentiels d'agents pathogènes (Burge et al., 1987; Gliotti et al., 1997; Masciandaro et al., 2000). Le lombricompostage ne comporte pas une phase thermophile qui pourrait augmenter le risque d'utiliser cette technologie pour la gestion des déchets infectieux, mais le lombricompostage a montré une réduction sensible du indicateurs de pathogènes tels que les coliformes fécaux, *Salmonella sp.*, virus entériques et ovules d'helminthes dans les biosolides (Eastman 1999; Sidhu et al., 2001). Ainsi, le lombricompostage de biosolides a donné lieu, à la réduction des coliformes fécaux et *Salmonella sp.*, de 39.000 NPP / g à 0 NPP / g et <3 NPP/g à < 1NPP / g respectivement (Dominguez et Edwards 2004). Le Lombricompostage des boues d'épuration municipales avec *L. mauritii* élimine *Salmonella* et *Escherichia sp.* et l'analyse de l'intestin de lombriciens a également prouvé que le nombre *Salmonella sp.* est entre $15-17 \times 10^3$ UFC / g et *Escherichia sp.* est $10-14 \times 10^2$ UFC / g ont été complètement éliminé dans l'intestin après 70 jours de lombricompostage (Ganesh Kumar et Sekaran 2005).

Le lombricompostage convertit les déchets biomédicaux infectés contenant divers agents pathogènes à savoir *Staphylococcus aureus*, *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas pyocyaneae* et *Escherichia coli*, en produits contenant des commensaux comme *Citrobactor freundii*, habituellement trouvé dans le sol et le canal digestif des vers de terre (Umesh et al., 2006).

Cette réduction directe, du nombre microbiens après passage intestinal pourrait être due aux enzymes digestives et au broyage mécanique, tandis que l'élimination de l'agent pathogène pourrait être due aussi à la promotion des conditions aérobies ce qui pourrait faire baisser la charge de coliformes (Monroy *et al.*, 2009 ; Edwards ,2011 ; Aira *et al.*, 2011).

4.3.3. Interaction des vers de terre / microorganismes

Les vers de terre peuvent assimiler mieux les formes de carbone des fractions organiques récemment déposées, composée principalement de substances facilement dégradables. Le processus de dégradation entraîne des pertes de carbone par minéralisation , ce qui conduit à une diminution de la quantité de carbone organique total contenu dans la fraction organique du produit à dégrader , également les vers de terre améliore la minéralisation de l'azote donc la teneur en azote organique diminue, de sorte que la plupart de l'azote minéral est conservé sous forme de nitrates

(Dominguez *et al.*, 2004) .

Tableau 1.7: La biodiversité bactérienne du vermicompost produit par différents vers de terre et ses effets bénéfiques.

Ver de terre	Bactérie	bénéfices	référence
<i>Aprrectodia trapezoids</i> <i>A rosea</i>	<i>P corrugata</i> 214OR	Suppression de <i>Gaeumannomyces graminis</i> var. Trit du blé	Stephens <i>et al.</i> , 1994
<i>Aprrectodia trapezoids</i>	<i>R. meloloti</i> L5-3OR	Augmente la fixation d'azote des légumes	Doube <i>et al.</i> , 1994
<i>E. fetida</i>	<i>Bacillus spp.</i> , <i>B. megaterium</i> , <i>B. pumilus</i> , <i>B. subtilis</i>	Activité antagoniste <i>Enterococcus faecalis</i> DSM 2570, <i>Staphylococcus aureus</i> DSM 1104	Vaz-Moreira <i>et al.</i> , 2008
<i>L terrestris</i>	Actinomycetes Pseudomonades fluorécents	Suppression de <i>Fusarium spp.</i> , chez la tomate et les asperges	Elmer, 2009
<i>Eudrilus sp</i>	<i>Azospirillum</i> <i>Azotobacter</i> Nitrozomonas <i>Nitrobacter</i>	Nitrification, solubilisation de phosphate, suppression des phyto maladies	Gopal <i>et al.</i> ,
Non spécifié	<i>Eiseniicola composti</i>	Activité antagoniste contre <i>F. moliniforme</i>	Yasir <i>et al.</i> , 2009a
<i>E fetida</i>		Activité antagoniste vers <i>R. solani</i>	Yasir <i>et al.</i> , 2009b

Ghosh *et al.*, (1999) ont observé que le processus de lombricompostage tend à réduire la fixation du phosphore insoluble et aide également à minéraliser le phosphore organique en formes inorganiques. Une importance majeure peut être accordée à la présence de très fortes concentrations de bactéries qui solubilisent du phosphate dans les turricules.

Singh (2011) a signalé un meilleur N, P, K contenu dans le lombricompost peuvent être dus à l'activité enzymatique microbienne en passant par le tube digestif des vers de terre.

Le lombricompost est un processus respectueux de l'environnement car elle conduit à la destruction des agents pathogènes (Singh *et al.*, 2011) et diminue différentes maladies dans les cultures, réduisant ainsi la nécessité de l'application de pesticides (Chattopadhyay, 2012) et également à promouvoir la croissance et la productivité des plantes (Pathma et Sakthivel , 2012) .

4.4. Les type de déchets utilisés en vermicompostage:

La plupart des déchets organiques peuvent être décomposés par ces espèces de vers de terre, mais certains organiques déchets doivent être prétraités de diverses façons pour les rendre acceptables pour les vers de terre, et pas tous les déchets organiques ne permettent la croissance optimale vers de terre. Les caractéristiques des différents déchets qui ont été testés

Sont les suivants:

4.4.1 .Fumier de bovin solide :

Sont les plus faciles des déchets animaux dans lequel se multiplient les vers de terre avec succès. Sauf quand ils sont très frais, ils contiennent généralement, de matières défavorables. Pour la croissance de vers de terre, les solides peuvent être utilisés, mais il est beaucoup plus facile de produire du bon lombricomposts dans les solides séparés mécaniquement à partir des boues de fumiers de bovins, qui sont riches en nutriments pour la croissance des plantes ; En outre, les liquides peuvent être rajoutés à des solides à un stade ultérieur dans la production de lombricompost.

4.4.2. Fumier de cheval

Est un excellent matériau pour les vers de terre, a besoins très peu de modification autre que le maintien de bonnes facteurs environnementaux dans les déchets. Cependant, les vers de terre ne poussent pas aussi rapidement dans le fumier de cheval comme dans de porcs ou de bovins déchets.

4.4.3. Fiente de volaille

Y compris le poulet, le canard, et les engrais de dinde, contenir des quantités importantes sels de minéraux, de l'urée et de l'ammoniac, qui peut tuer les vers de terre dans les déchets fraîchement déposés. Toutefois, après l'enlèvement de ces matériaux par le compostage, le lavage, ou le vieillissement, les vers de terre poussent bien en eux, et les lombricomposts

produits sont riches en nutriments pour la croissance des plantes de serre ou sur le terrain.

4.4.4. Déchets de pommes de terre

Généralement sous la forme d'écorce de la pomme de terre transformés et des industries de pommes de terre surgelés, font un milieu de croissance idéal pour les vers de terre et ont besoin de quelques modifications en termes de teneur en humidité ou d'autres types de prétraitement.

4.4.5. Déchets alimentaires ou de restaurant

Sont des déchets facilement disponibles, qui sont coûteux à éliminer dans les décharges ou ailleurs et de fournir un bon substrat pour les vers de terre si mélangés avec d'autres matériaux tels que les déchets de papier ou de compost pour réduire les teneurs en humidité.

4.4.6. Matières solides de pâte à papier

Sont produits par séparation mécanique, le pressage, la sédimentation des matières solides ou des liquides de lavage de la production. Ces solides sont vraiment excellent matériaux pour toute la croissance des vers de terre, et il n'y a pas besoin de prétraitement ou additifs.

4.4.7. Déchets de jardinage

Y compris les coupures d'herbe et les feuilles des arbres, sont bons milieux de croissance pour les vers de terre, en particulier quand ils sont d'abord macérer et bien mélangés avant utilisation. Cependant, leur production et leur disponibilité tend à être saisonnière, ce qui rend la production d'un lombricompost de toute l'année, difficile. Il a été rapporté que la perte de carbone sous forme de CO₂ lors de la respiration microbienne et l'addition de matériaux d'excrétion riche en azote contribue à diminuer le rapport C / N du substrat (Singh et al, 2011).

5. Aspects techniques du vermicompostage

5.1. Systèmes en andains

Les andains sont la méthode traditionnelle pour le lombricompostage à grande échelle. Pour la méthode de l'andain, les matières organiques sont placées sur le sol jusqu'à 50 cm en profondeur dans de longues rangées (Fig.1.15) et les vers sont introduits dans le matériau. Les Systèmes en andains sur le surface du sol sont relativement inefficaces et généralement aboutit à un lombricompost de basse qualité, car les nutriments sont perdus par volatilisation et le lessivage.



Figure 1.14 : système en andain (Anonyme)

5.2. Système à flux continue

la technologie du système de vermicompostage à flux continu a été développée et testée en 1981 à la Station Rothamstead Experimental Research, Silsoe, Royaume-uni réacteur à écoulement continu de la haute technologie des systèmes de vermicompostage, mais il y a des conceptions low-tech ainsi. Il peut être conçu pour un fonctionnement manuel ou automatique pour l'alimentation et de la collecte.

5.3. Plateau ou systèmes d'empilage

Plateau, ou l'empilage, les systèmes de lombricompostage sont une autre méthode populaire. Un système de plateau consiste à empiler plusieurs plateaux (généralement jusqu'à trois 150 mm de profondeur) sur le dessus les uns des autres. Les charges d'alimentation sont appliquées sur le plateau plus bas lorsque le bac est rempli de lombricompost le plateau suivant est ajouté et les matières premières sont appliquées au plateau de côté supérieur pour encourager les vers de se déplacer sur le plateau inférieur et de consommer les aliments frais. Lorsque le bac suivant est plein de lombricompost un troisième plateau est ajouté et le premier plateau devrait être relativement libre de vers permettant la récolte de produit.

Chapitre 2

Matériel et Méthodes

2. MATERIELS ET METHODES

L'objectif de ce travail est de proposer une méthode de gestion et de valorisation des déchets biodégradables. Ainsi, nous nous sommes intéressés à une des lombrotechniques le vermicompostage ou lombricompostage (Cf. Chap. I). Nous nous sommes focalisés d'une part sur différents types de litières pour accueillir les lombriciens et d'autre part sur les différentes interactions qui peuvent exister entre déchets-lombriciens-microorganismes au cours du processus.

Cette expérimentation a été menée au laboratoire (département d'écologie et biologie animal à l'Université de Vigo, Espagne).

Nous présentons successivement, le plan d'expérience (Cf. Chap.2.1), les différentes étapes du montage (Cf. chap. 2.2), les paramètres biologiques et physicochimiques déterminés (Cf. Chap. 2.4) et les méthodes statistiques utilisées (Cf. Chap. 2.5).

2.1. Plan expérimental

Dans cet essai des déchets biodégradables de cuisine ont été utilisés en absence et en présence de vers de terre. La figure 2.1, indique 2 blocs soit le bloc contrôle (absence de vers de terre= C) et le bloc essai (présence de vers de terre= E). Dans chaque compartiment nous avons 4 types de litières (la Vermiculite = **V**), (le Vermicompost = **VC**), (les Feuilles d'arbre= **F**), (le Sol = **S**). En outre pour chaque observation, il a été fait 5 répétitions (Fig.2.1) et (Tab.2.1.).

Sans Vers de terre = contrôle (C)				Avec Vers de terre = Essai			
V1C	VC1C	S1C	F1C	V1	VC1	S1	F1
V2C	VC2C	S2C	F2C	V2	VC2	S2	F2
V3C	VC3C	S3C	F3C	V3	VC3	S3	F3
V4C	VC4C	S4C	F4C	V4	VC4	S4	F4
V5C	VC5C	S5C	F5C	V5	VC5	S5	F5

Figure 2.1 : Plan d'expérience.

Tableau 2.1: Composition des milieux étudiés.

Vermiréacteurs		Composition	Symboles
Traitements	Litières		
Contrôle (C) <i>Absence d'E. fetida</i>	Vermiculite (V)	2,5 L de vermiculite + 1500g de déchets organique de cuisine.	V1C, V2C, V3C, V4C, V5C.
	Vermicompost (VC)	2,5 L de vermicompost + 1500g de déchets organique de cuisine.	VC1C, VC2C, VC3C, VC4C, VC5C.
	Feuilles (F)	2,5 L de feuilles + 1500 g de déchets organique de cuisine.	F1C, F2C, F3C, F4C, F5C
	Sol (S)	2,5 L de sol + 1500 g de déchets organique de cuisine	S1C, S2C, S3C, S4C, S5C
Essai (E) <i>Présence d'E. fetida</i>	Vermiculite (V)	2,5 L de vermiculite + 1500g de déchets organique de cuisine + 76 Adultes <i>E. fetida</i>	V1, V2, V3, V4, V5.
	Vermicompost (VC)	2,5 L de vermicompost + 1500 g de déchets organique de cuisine + 76 Adultes <i>E. fetida</i>	VC1, VC2, VC3, VC4, VC5.
	Feuilles (F)	2,5 L de feuilles + 1500 g de déchets organique de cuisine + 76 Adultes <i>E. fetida</i>	F1, F2, F3, F4, F5
	Sol (S)	2,5 L de sol + 1500g de déchets organique de cuisine + 76 Adultes <i>E. fetida</i>	S1, S2, S3, S4, S5

2.2. Montage du lombricompostage

2.2.1. Choix des boîtes

Nous avons utilisé 40 boîtes en plastique de couleur sombre, de 14 l. Leurs dimensions sont de 18 x 26 cm. Elles sont trouées en dessous et au-dessus afin d'assurer une bonne l'aération. Ces boites préparés sont appelées **vermiréacteurs** (Cf. annexe1).

2.2.2. Choix des litières

Pour choisir des litières qui vont abriter les vers de terre (Vermibed). Il a été d'abord fait un test de survie avec des vers de terre adultes (*E. Fetida*) pendant 5 jours d'incubation (25°C et 70% Humidité) et sur 6 types de litières du sol, des feuilles mortes, de la sciure, du vermicompost commercial, de la vermiculite et compost commercial). Ainsi, ce test nous a permis de choisir les 4 litières favorables pour le vermicompostage : la Vermiculite (V), le Vermicompost (VC), les Feuilles mortes (F) et du Sol (S).

2.2.3. Mise en place des vers de terre

A) Choix de l'espèce : les vers de terre utilisés appartiennent à l'espèce *Eisenia fetida*. C'est un ver de terre épigé connu pour son affinité pour la matière organique fraîche en décomposition (Bouché, 1977). Ils sont appelés les digesteurs (Soto, 1999).

B) Elevage : nous avons effectué un élevage d'*E. fetida* pour d'obtenir une densité suffisante d'adultes, afin de les utiliser dans notre expérimentation. Il a été réalisé dans des grandes boites en plastiques (25 à 30 L). Ces boites d'élevage ont été maintenues dans une salle sombre, à température ambiante (Cf. Annexe I).

C) Nombre d'individus : pour chaque vermiréacteur de l'E (Fig. 2.1, Tab 2.1.), il a été introduit 76 individus adultes.

2.2.4. Choix des déchets

Dans notre essai, nous nous sommes intéressés aux déchets de cuisine (biodégradables) (Tab.2.2.), issus du resto du campus universitaire (RU). Le contenu des ordures ménagère est composé approximativement de 70 % de déchets de pomme de terre, de tomates, de carottes, de Maïs, de laitue, de marc de café, de féculant, de petit pois, et de sauce pour salade et de 30% de fèves, de brocoli et de citron. Par ailleurs, le tableau 2.2 donne la composition initiale des paramètres physicochimiques (pH, conductivité, % H, % C, % MO, % N, C/N, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ et COD) des déchets utilisés. Dans chaque vermiréacteur, 1500 g de déchets organiques de cuisine du RU ont été mis (Tab.2.2.)

Tableau 2.2 : Mesures initiales des paramètres physico-chimiques des déchets de cuisine du RU utilisés.

Paramètres	Valeurs \pm ES
pH	[4,88 \pm 0,13]
CE (μ S/cm)	[1254,50 \pm 20,50]
%H	[75,39 \pm 0,30]
% C	[48,3750 \pm 0,21]
%MO	[82,90 \pm 4,31]
%N	[3,6022 \pm 0,16257]
C/N	22,4600 \pm ,47810]
N-NH ₄ ⁺ mg/Kg	[395,80 \pm 21,59]
N-NO ₃ ⁻ mg/Kg	[35,98 \pm 7,20]
COD μ g/g	[17189,90 \pm 1732,22]

2.3. Paramètres mesurés au cours du vermicompostage

2.3.1. Paramètres physico-chimiques

1) pH

Le pH affecte de nombreux facteurs dans le vermicompost, y compris la disponibilité des nutriments, ainsi que l'activité et la structure des populations microbiennes.

Principe de mesure : La mesure consiste à ajouter, dans un flacon de 100 ml, l'échantillon avec de l'eau distillée en proportion 1/10 (typiquement, 10 g de l'échantillon avec 100 ml d'eau distillée). L'échantillon est agité pendant 1 heure, filtré sous vide, puis le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre calibré type Micro pH 2000 CRISON.

2) Conductivité électrique (μ S/cm) : Nous effectuons la mesure de La conductivité électrique (CE μ S/cm), dans la même suspension utilisée pour la mesure du pH, à l'aide d'un conductivimètre type CM35 CRISON.

3) L'humidité relative (% H)

C'est le pourcentage d'eau contenue dans le sol, le fumier, compost, l'humidité est déterminée par le procédé de séchage à l'étuve à 105°C, jusqu'à l'obtention d'un poids constant.

Le calcul du taux d'humidité est effectué selon l'équation ci-dessous :

$$\%H = 100 - \text{solide totale}$$

$$\text{Solide totale} = (PB+MS) / (PB+MF) * 100$$

PB : poids du creuset

MS : masse de la matière sèche

MF : masse de la matière fraîche

4) Le carbone organique dissous (DOC)

Dans la matière organique la fraction soluble est la principale forme. Cette fraction est appelée carbone organique dissous (DOC). Il a une grande capacité de se lier aux micronutriments (Fe, Zn, Mn, et le Cu), et ou aux métaux toxiques (Hg, Cd, Ni, Pb...etc.). Cette fraction soluble est d'une grande importance, pour sa disponibilité pour les plantes et les microorganismes. En outre, le carbone organique dissous issu du compost révèle d'importantes informations sur les transformations qui se produisent dans la matière organique lors de la décomposition (Chen *et al.*, 2006).

Principe de mesure: l'analyse s'effectue par une extraction au sulfate de potassium suivi d'une filtration. Le filtrat est mis à la digestion par le Chromate dipotassique et d'acide sulfurique, à une température 160°C, suivi d'une précipitation au chlorure de Baryum. Le surnageant est transféré dans des cellules photo colorimétrique en utilisant la longueur d'onde 595 nm (Tate *et al.*, 1988) (Cf. Annexe 2).

5) Taux du Carbone total (% C)

C'est l'ensemble des formes organique et inorganique du carbone. Pour cette analyse nous avons utilisé un analyseur type LECO CN-2000. Cette détermination nécessite la combustion échantillon dans un four à 1000 ° C. Les gaz sont entraînés à l'hélium à travers un mélange réactif réduisant le nombre d'éléments gazeux présents dans le mélange résultant de la combustion. Les formes gazeuses sont détectées par un détecteur de chromatographie en phase gazeuse à conductivité thermique (TCD) permettant la mesure du carbone et de l'azote (C.A.C.T.I.).

6) Taux de l'azote totale (%Nt)

C'est le même procédé que le carbone total.

7) Azote inorganique

a) Ammonium (N-NH₄⁺) : ce sont des nutriments qui représentent les formes solubles de l'azote. Le dosage de cet élément se fait sans passer par une digestion, mais directement par une distillation de la matière fraîche (Keeney et Nelson, 1982). (Cf. Annexe 2)

b) Les nitrates (N-NO₃⁻) : le dosage des nitrates s'effectue simultanément que l'ammonium sur le même échantillon (Cf. Annexe 2).

2.3.2. Paramètres biologiques

A. Etude de la flore microbienne

a) Etude de l'activité respiratoire microbienne (SIR) : cette étude comprend la mesure de **l'activité microbienne** par une technique appelée **SIR** (Substrate Induced Respiration). C'est une méthode respirométrique basée sur la mesure de la quantité de CO₂ libérée par les microorganismes après addition du glucose aux échantillons étudiés. Cette méthode permet aussi l'évaluation de la stabilité de la matière organique au cours du vermicompostage. Le SIR a été mesuré par la méthode modifiée de Bailly *et al.*, 2008 par Aira *et al.*, 2010. (Cf. Annexes 2). La SIR permet de déterminer :

* C_{mic} : à partir de la SIR la biomasse microbienne C est calculée selon la formule suivante :

$$\text{SIR} = 25,97 + 0,04 (C_{\text{mic}}) \text{ (Aira et al., 2010.)}$$

Selon cette équation 1mg de C_{mic} libère 66µg de CO₂ par heure

b) Etude du profil métabolique de la flore microbienne : Les profils métaboliques ont été étudiés par **biolog écoplaque** (Fig 2.2.). Le biolog écoplaque permet d'une part de mesurer le potentiel métabolique des communautés microbiennes hétérotrophes colonisant un substrat donné. Et d'autre part de suivre l'évolution dans le temps du profil métabolique de ces microorganismes. Le biolog écoplaque est exploité souvent dans des applications environnementales (Preston-Mafham *et al.*, 2002).

Ainsi, le bioblog écoplaque (Fig 2.2.) est constitué de microplaques comprenant 31 puits. Chaque puit contient un substrat spécifique dont un blanc (Tab 2.3) et un indicateur redox (le tétrazolium violet). Les 30 substrats spécifiques appartiennent à 6 catégories biochimiques. Le rôle de l'indicateur est de révéler la croissance bactérienne par virage au pourpre (tétrazolium violet réduit en formatant), mais il n'est pas réduit par la croissance des champignons (Grove *et al.*, 2004).

Méthode de mesure :

A partir de l'échantillon, Il est préparé des dilutions de 10^{-4} dans une solution saline (0,85% NaCl). Un volume de 150 μ l est nécessaire pour inoculer les 31 puits des microplaques (Fig. et Tab.). Elles sont mises dans une chambre d'incubation à 20°C. Puis, les densités optiques (DO) sont mesurées à l'aide d'un micropalque reader à 595 nm après 24, 48, 96 et 120 heures. Les DO mesurées sont utilisées pour le calcul des AWCD (Average well color development) (Garland *et al.*, 1991 , Garland 1997 et Groupe *et al.*, 97) selon l'équation (1) :

$$\text{AWCD} = 1/31 \sum (\text{DO}_{\text{substrat}} - \text{DO}_{\text{blanc}}) \quad (1)$$

Les DO de chaque substrat doivent être corrigés par la division de chaque DO par AWCD globale de la microplaque pour chaque temps d'incubation selon l'équation (2) :

$$\text{DO (corrigée)} = (\text{DO}_{\text{substrat}} - \text{DO}_{\text{blanc}}) / \text{AWCD} \quad (2)$$

Les valeurs négatives des DO sont ainsi codées zéro. Pour chaque catégorie biochimique du substrat spécifique contenu dans un puit donné (Tab 2.3. et Fig 2.2), le temps d'incubation qui donne le maximum de réponse, est retenu pour le calcul de la moyenne des DO (Glim *et al.*, 1997, Groupe *et al.*, 2004).

Tableau 2.3 : Catégories biochimiques des 31 substrats utilisés en Biolog Ecoplaque.

Monosaccharides	Polymères	Carboxylique acides	Amines acides	Amines	Cyclic compounds
Mannitol	Tween40	Pyruvic acid Methyl ester	L-Argenine	Phenylethyl-amine	4-Hdroxy benzoic acid
N-Acetyl-D-glucoseamine	Tween80	D-galactonic acid	L-asparagine	Putriscine	2-Hydroxybenzoic acid
D-Xylose	α -Cyclodextrine	D-galacturonic acid	L-phenylalanine		
i-Erithritol	Glycogen	γ -hydroxybutyric acid	L-serine		
β -Methyl-D-glucoside		Itaconic acid	L-threonine		
D-Cellobiose		α -Ketobutyric acid			
A-D-Lactose		D-Malic acid			
Glucose-1-phosphate		Glycyl-L-Glutamic acid			
D,L-Glycerol phosphate		D-glucosaminic acid			

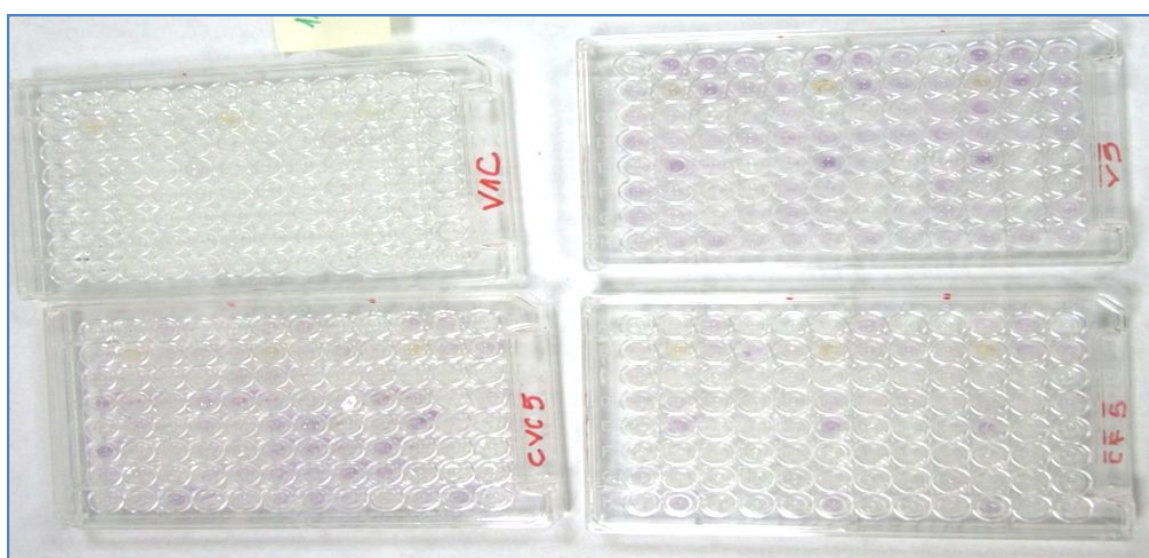


Figure 2.2 : Microplaque utilisée en biologie

Ainsi cette méthode de **biologie écoplaque**, nous a permis de déterminer la capacité des microorganismes colonisant les différents traitements étudiés (Tab1.1), à utiliser différentes sources carbonées du biologie suivantes :

- Utilisation des polymères
- Utilisation des acides aminés

- Utilisation des amines,
- Utilisation des composés cycliques,
- Utilisation des sucres simples,
- Utilisation des acides carboxyliques

B. Evaluation des populations des vers de terres : *Eisenia fetida*

En fin d'expérimentation, nous avons dénombré les différents stades de développement d'*Eisenia fetida* : les adultes, les subadultes, les juvéniles, les vermisseaux et les cocons.

C. Test de phytotoxicité

A la fin de l'expérimentation, nous avons fait un test de phytotoxicité sur les bio engrais obtenu dans les 40 vermiréacteurs (Fig. 2.1). Ainsi, le cresson (*Lepidum sativum*) est utilisé pour réaliser ce test, qui est très sensible à la présence des substances phytotoxiques (Gehringer *et al.*, 2003). La détermination de la phytotoxicité s'effectue selon protocole de Zucconi et de Bertoldi (1987) :

- 1) Préparation de l'extrait aqueux des échantillons à analyser 1/5 ;
- 2) Agitation pendant 1 heure ;
- 3) Centrifugation à 10000 rpm pendant 15 min pour séparer les phases ;
- 4) Filtration le surnageant à l'aide d'un papier filtre, puis diluer à 30% qui sera utilisé comme milieu de germination ;
- 5) Pour chaque échantillon 10 boîtes de Pétri stériles sont utilisées. Chaque boîte est munie d'un papier Whatman #1. Il est imbibé avec 2ml de l'extrait dilué à 30% ;
- 6) 10 graines de cresson sont utilisées dans chaque boîte de Pétri. Par ailleurs, 10 boîtes de Pétri sont préparées comme témoin, avec de l'eau distillée ;
- 7) Les boîtes sont incubées pendant 48h à l'obscurité à 20-25°C ;
- 8) Après les 48h la germination est inhibée avec 1ml l'éthanol ;
- 9) Le nombre de graines germées qui ont développé une racine de longueur minimale de 1cm sont prises en compte.
- 10) Les résultats nous de ce test nous permet de calculer de :
 - a) La germination relative des graines (% RSG) (Hoekstra *et al.*, 2002) :

$$RSG = \frac{\text{Nombre total de graine germées de l'échantillon}}{\text{Nombre total de graine germés du témoin}} \times 100$$

b) La croissance relative des racines (% RRG) (Hoekstra et *al.*, 2002) :

$$RRG = \frac{\text{Moyenne de la longueur des racines de l'échantillon}}{\text{Moyenne de la longueur des racines du témoin}} \times 100$$

c) L'index de germination (%IG) (Zuconi et de Bertoldi, 1987) :

$$IG = \frac{\text{moyenne des graines germées (échantillon)} \times \text{moyenne de la longueur de la racine (échantillon)}}{\text{moyenne des graines germées (témoins)} \times \text{moyennes de la longueur de la racine (témoins)}} \times 100$$

2.4. Analyses statistiques utilisés

SPSS version 17.0 a été employé pour effectuer l'analyse statistique sur les résultats obtenus. Nous avons utilisé des tests paramétriques tels que l'ANOVA, le test LSD (Least square difference) et le paired t-test.

L'ANOVA ou analyse de variance, consiste à étudier la variation d'un ou plusieurs facteurs mesurés sur des échantillons provenant de la réalisation d'un plan expérimental préétabli. Les observations obtenues sont alors modélisées en conséquence et les résultats des analyses statistiques sont souvent résumés dans une table ANOVA. Ces résultats décrivent la source de variation des facteurs et donnent la valeur du test statistique (test de Fisher, F_{obs}) associé. La règle de décision consiste alors à comparer le F_{obs} à la valeur F_t pour un niveau du test donné et à conclure.

Le test LSD (Least square difference) est utilisé en complément de l'ANOVA lorsque l'on cherche à expliquer des différences non prévues lors de la conception du protocole (démarche post-hoc). On utilise le test t classique, en calculant la variance commune (erreur-type au dénominateur) à partir de l'ensemble des échantillons.

Le test t de l'échantillon apparié (paired t-test), appelé parfois le test t de l'échantillon dépendant, est une procédure statistique utilisée pour déterminer si la différence moyenne entre deux ensembles d'observations est nulle. Dans un test t échantillonné apparié, chaque sujet ou entité est mesuré deux fois, ce qui donne des paires d'observations (Dythan 2003).

Chapitre 3

Résultats et discussion

3. Résultats et discussion

3.1. Paramètres physico-chimiques

Le tableau 3.2, donne les résultats obtenus pour les variables physicochimiques au cours du lombricompostage.

3.1.1. Le pH

Le tableau 3.1 donne les résultats pour la variable pH. Ainsi, les moyennes obtenues pour le contrôle (C) sont $[6,60 \pm 0,20]$; $[6,68 \pm 0,08]$ (6,20-7,27) ; $[6,99 \pm 0,13]$ et $[6,38 \pm 0,10]$ respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Par contre pour l'essai (E) les moyennes obtenues sont $[6,88 \pm 0,21]$; $[6,81 \pm 0,091]$; $[7,30 \pm 0,20]$ et $[6,45 \pm 0,10]$ respectivement pour V, F, VC et S. Le tableau 4 montre effet temps très significativement au cours du temps ($p < 0.000$) quel que soit le traitement et la litière S ($F_{\text{obs}} = 1198,632$; $p < 0.000$), V ($F_{\text{obs}} = 22,772$; $p < 0.000$), F ($F_{\text{obs}} = 424,210$; $p < 0.000$) et S ($F_{\text{obs}} = 53,658$; $p < 0.000$). La présence des vers de terre a une influence significative sur le pH uniquement pour F ($F_{\text{obs}} = 424,210$; $p < 0.021$) et VC ($F_{\text{obs}} = 53,658$; $p < 0,031$) (Tab.3.1). Ainsi, la figure (Fig.3.1) montre l'augmentation du pH quelque soit le traitement et la litière utilisée.

Tableau 3.1 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs pour la variable pH

Litière	Temps		<i>E. fetida</i>		Temps x <i>E. fetida</i>	
	F	P	F	P	F	P
S	1198,632	0	0,004	0,949	0,454	0,769
V	22,772	0	1,294	0,263	0,156	0,959
F	424,21	0	7,084	0,012	1,768	0,157
VC	53,658	0	5,018	0,031	0,989	0,428

La figure 3.2 montre la comparaison entre les traitements C et E en fin de l'expérimentation. Il est à observer que d'une part que les déchets RU ont un pH très acide ($4,88 \pm 1,84$) (Tableau 4.) et d'autre part il y a eu une augmentation significative du pH en fin du vermicompostage. En effet, le pH (Fig.3.1) devient supérieur à 6,78, quelque soit le traitement. Par ailleurs, il est à noter que les valeurs de pH en sein des différents traitements sont variables (Fig. 3.2). D'une part, il n'y a pas une différence significative entre E et C pour les vermiréacteurs S, V et F. Sauf pour le vermiréacteur VC où le traitement en présence des vers de terre est supérieur à celui du contrôle ($p < 0,017$).

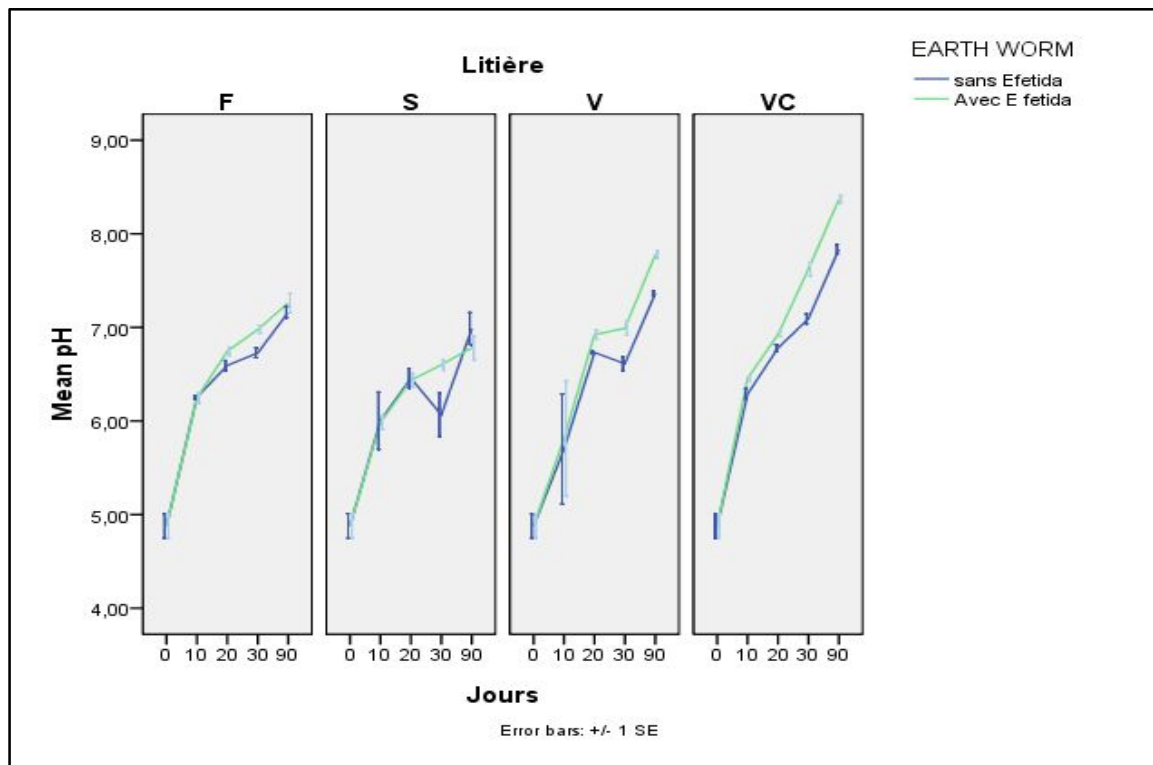


Figure 3.1 : Variation du pH pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage

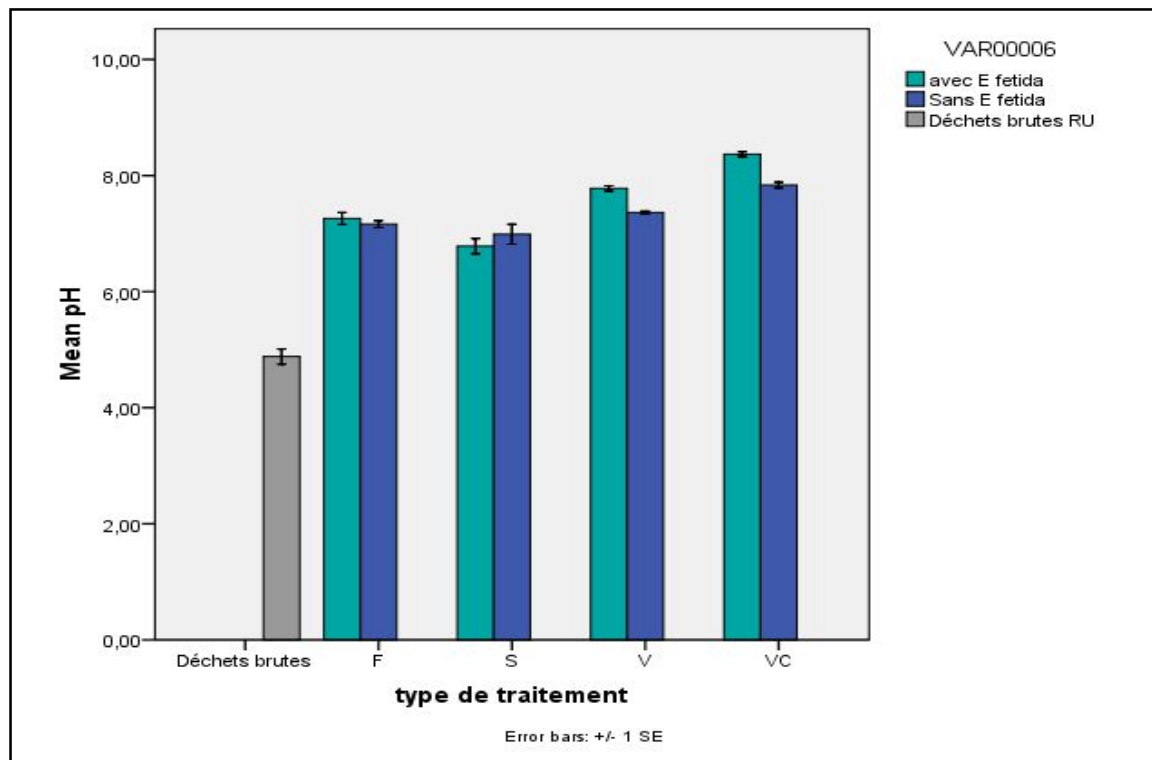


Figure 3.2: Comparaison du pH en fin du processus entre les traitements C et E par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes \pm SE (n=5).

Tableau 3.2: Moyennes \pm ES des variables pH, CE $\mu\text{S/cm}$, %H, %C, %N, C/N, N-NH₄⁺ mg/Kg, N-NO₃⁻ mg/Kg et COD $\mu\text{g/g}$.

Traitements	Litières	pH	CE $\mu\text{S/cm}$	%H	%C	%N	C/N	N-NH ₄ ⁺ mg/Kg	N-NO ₃ ⁻ mg/Kg	COD $\mu\text{g/g}$
Contrôle	VC	[6,60 \pm 0,20] (3,36-7,41)	[971,15 \pm 61,39] (536,00-1320,00)	[75,3506 \pm 1,4531] (67,07-91,29)	[35,24 \pm 4,46] (2,98-47,97)	[2,19 \pm 0,24] (0,49-3,67)	[14,46 \pm 1,32] (6,02-21,98)	[215,70 \pm 35,95] (64,60-530,70)	[50,23 \pm 8,36] (10,77-136,11)	[28978,50 \pm 4747,74] (5694,06-60502,86)
	FC	[6,68 \pm 0,08] (6,20-7,27)	[1300,50 \pm 42,62] (929,00-1757,00)	[76,3676 \pm 0,7372] (69,74-81,80)	[48,64 \pm 0,32] (44,98-51,50)	[3,40 \pm 0,19] (2,16-5,23)	[15,18 \pm 0,87] (8,94-22,24)	[652,86 \pm 114,256] (89,74-2127,00)	[73,99 \pm 6,79] 38,46-135,70	[276773,41 \pm 4173,57] 3778,73-64851,72
	VCC	[6,99 \pm 0,13] (6,15-7,93)	[1266,80 \pm 44,57] (957,00-1608,00)	[77,2905 \pm 1,0335] (64,55-82,58)	[41,37 \pm 1,58] (25,61-47,75)	[2,70 \pm 0,10] (2,19-3,70)	[15,64 \pm 0,81] (11,64-21,27)	[730,78 \pm 233,044] (93,59-3939,46)	[76,33 \pm 9,62] 1(3,37-212,94)	[20005,44 \pm 3230,57] (3251,33-76931,13)
	SC	[6,38 \pm 0,10] (4,80-7,51)	[854,30 \pm 66,72] (426,00-1455,00)	[73,8462 \pm 0,7141] (66,77-80,74)	[38,37 \pm 2,36] (5,28-47,78)	[2,48 \pm 0,13] (0,49-3,20)	[15,34 \pm 0,64] (10,43-20,29)	[614,78 \pm 114,72] (73,221-1829,34)	[64,76 \pm 10,20] (10,99-142,71)	[21112,25 \pm 2788,85] (2891,84-44434,93)
Essai	V	[6,88 \pm 0,21] (3,36-7,93)	[968,35 \pm 77,97] (399,00-1532,00)	[74,1830 \pm 0,8668] (66,76-83,86)	[44,76 \pm 1,00] (29,09-48,04)	[3,10 \pm 0,18] (2,06-4,65)	[15,64 \pm 1,10] (7,88-22,83)	[152,21 \pm 19,15] (48,39-377,89)	[51,99 \pm 8,38] (12,098-159,06)	[25286,33 \pm 3928,62] (3458,77-51050,154)
	F	[6,81 \pm ,091] (6,15-7,53)	[1270,79 \pm 549,67] (837,00-1662,00)	[78,0641 \pm 0,9225] (,55-85,31)	[47,30 \pm 0,19] (46,21-48,92)	[3,10 \pm 0,14] (2,13-4,40)	[15,97 \pm 0,76] (11,38-21,88)	[761,86 \pm 140,144] (52,31-2192,00)	[70,29 \pm 12,55] (12,75-210,55)	[17247,26 \pm 2442,03] (4245,176-35852,25)
	VC	[7,30 \pm 0,20] (6,38-8,49)	[1117,650 \pm 68,05] (,00-1563,00)	[75,9366 \pm ,09789] (61,37-81,19)	[45,55 \pm 0,66] (36,08-48,15)	[3,45 \pm 0,25] (2,01-5,23)	[14,70 \pm 1,15] (8,14-22,79)	[152,98 \pm 26,78] (36,24-566,78)	[42,022 \pm 5,56] (9,06-96,19)	[10577,89 \pm 1097,26] (3027,142-19268,96)
	S	[6,45 \pm 0,10] (5,69-7,06)	[857,95 \pm 86,77] (9,96-1523,00)	[69,5414 \pm 2,4194] (43,00-78,96)	[45,38 \pm 0,80] (37,33-49,19)	[2,97 \pm 0,13] (2,13-4,01)	[15,96 \pm 0,89] (9,83-22,06)	[786,78 \pm 224,045] (77,055-3613,32)	[54,20 \pm 7,62] (11,07-137,97)	[15683,06 \pm 2580,16] (438,650-44471,120)

Ainsi, le vermiréacteur VC représente la valeur du pH la plus élevée ($8,37\pm 0,09$) tandis que le vermiréacteur S a la valeur la plus basse ($6,78\pm 0,291$).

Ces changements en pH peuvent être expliqués par l'activité des vers par libération de l' NH_4^+ des excréments (Pang *et al.*, 2012 ; Hanc *et al.*, 2013, Ghiti *et al.* , 2016.), mais aussi par l'action de la microflore décomposant la matière organique (Gomèz-Brondon, 2006). Le pH est l'un des indicateurs de maturité des composts. En effet, selon Avnimelech *et al* (2006) les pH acides sont caractéristiques des composts immatures, alors que les composts mûrs ont des pH compris entre 7 et 9.

3.1.2. La conductivité électrique (CE $\mu\text{S}/\text{cm}$)

Pour C les moyennes mesurées (Tableau 6.) sont de $[971,15\pm 61,39]$ $[1300,50\pm 42,62]$; $[1266,80\pm 44,57]$ et $[854,30\pm 66,72]$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Et pour E les moyennes (Tab.3.2.) Sont de $[968,35\pm 77,97]$ $[1270,79\pm 549,67]$ $[1117,650\pm 68,05]$ et $[857,95\pm 86,77]$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement pour V, F, VC et S. La figure 3.3 montre que la CE $\mu\text{S}/\text{cm}$ diminue très significativement au cours du temps, quelque soit le traitement et la litière S ($F_{\text{obs}}=1198,632$; $p<0.000$), V ($F_{\text{obs}}=2958,876$; $p<0.000$), F ($F_{\text{obs}}=1337,950$; $p<0.000$) et S ($F_{\text{obs}}=53,658$; $p<0.000$). La présence des vers de terre a une influence significative sur la CE $\mu\text{S}/\text{cm}$ uniquement pour S ($F_{\text{obs}}=0,949$; $p<0,004$).

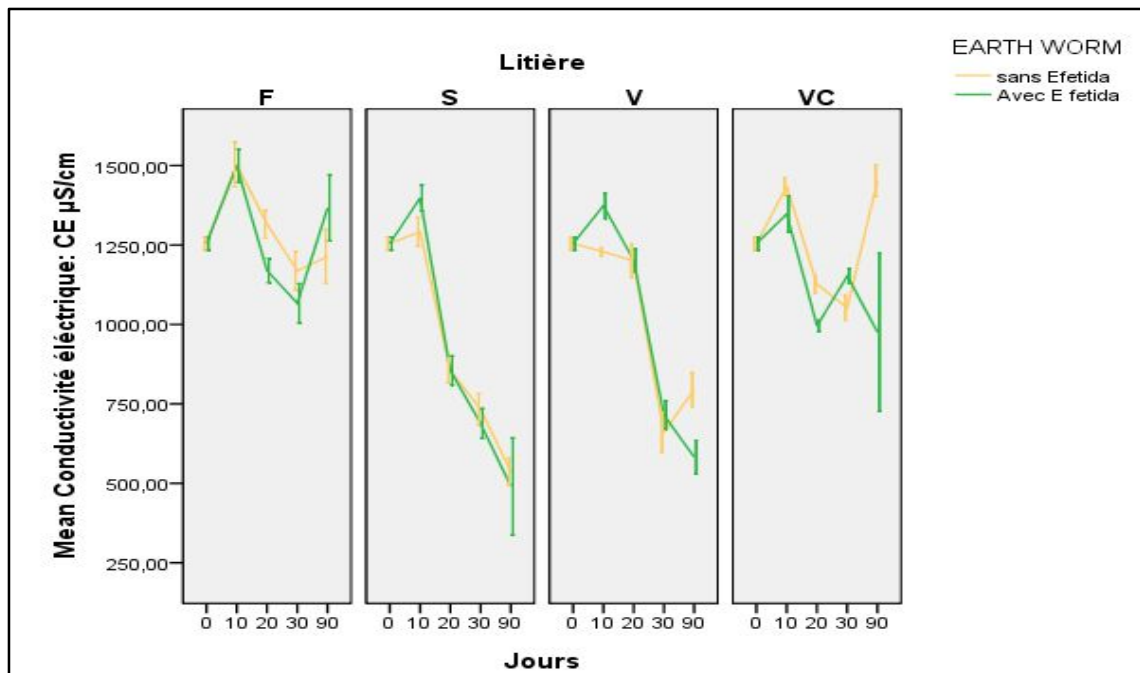


Figure3. 3 : Variation de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.

La figure 3.4, donne la comparaison entre les traitements en fin de l'expérimentation. Il est à noter que la conductivité électrique des déchets RU à l'état initial est de $[1254,5 \pm 28,99]$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tab.), et en fin du processus elle diminue dans certains vermifrérateurs. En effet, la diminution de la CE $\mu\text{S}/\text{cm}$ est très significative ($p < 0,000$) au niveau de V $[582,80 \pm 53,16]$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ et de S $[490,19 \pm 341,11]$ $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tableau 3.3 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs pour la variable CE $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Litières	Temps		<i>E. fetida</i>		Temps x <i>E fetida</i>	
	F	P	F	P	F	P
S	1198,632	0	0,949	0,004	0,769	0,454
V	2958,876	0	0,006	0,941	4,394	0,005
F	1337,95	0	0,232	0,633	1,677	0,177
VC	602,328	0	2,948	0,095	2,255	0,082

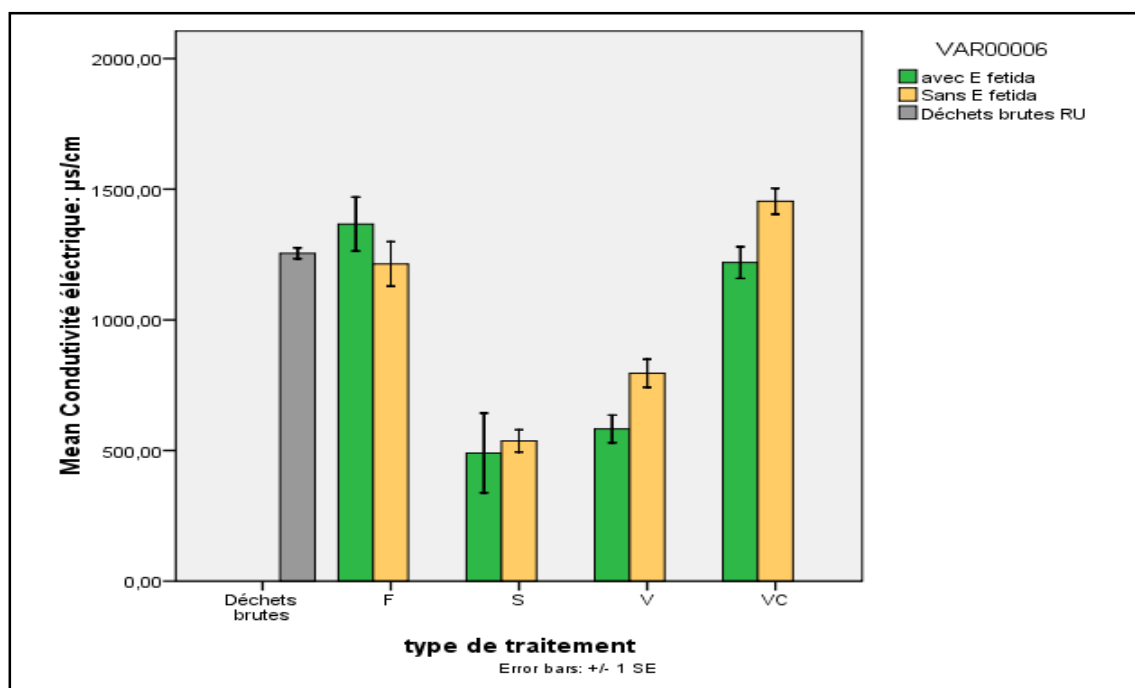


Figure 3.4: Comparaison du CE $\mu\text{S}/\text{cm}$ en fin du processus entre les traitements C et E par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes $\pm\text{SE}$ ($n=5$).

La conductivité électrique reflète le taux de salinité du compost. Ce paramètre augmente après la libération des sels solubles tels que l'ammonium et les phosphates issus de la dégradation de la matière organique labile (Goméz-Brondon *et al.*, 2006). Par ailleurs, le contenu en sels inorganiques est essentiel pour la survie des vers de terre. En effet, des niveaux inférieurs à 0,5% sont considérés acceptables pour le système du vermicompostage

(Gomèz-Brondon *et al.*, 2013) .

3.1.3. L'Humidité relative :% H

Le tableau donne les résultats pour la variable % H. Les moyennes obtenues pour le contrôle (C) sont [75,35±1,45], [76,36±0,73], [77,29±1,03], et [73,84±0,71] respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Néanmoins, pour l'essai (E) les moyennes sont [74,18±0,86], [78,06±0,92], [75,94±,098], et [69,54±2,42] respectivement pour V, F, VC et S. La figure X montre que le % H augmente très significativement au cours du temps ($p < 0.000$) uniquement pour V ($F_{\text{obs}}=8,205$; $p < 0.000$), F ($F_{\text{obs}}= 19,681$; $p < 0.000$) et VC ($F_{\text{obs}} =15 ,832$; $p < 0.000$). La présence des vers de terre a une influence significative sur le % H seulement pour F ($F_{\text{obs}}= 4,590$; $p < 0,039$) (Tab.3.4).

Tableau 3.4 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs pour la variable %H.

Litières	Temps		<i>E fetida</i>		Temps x <i>E fetida</i>	
	F	P	F	P	F	P
S	2,598	0,052	2,859	0,1	2,136	0,096
V	8,205	0	0,678	0,416	2,025	0,112
F	19,681	0	4,59	0,039	2,469	0,062
VC	15,832	0	1,594	0,215	1,199	0,328

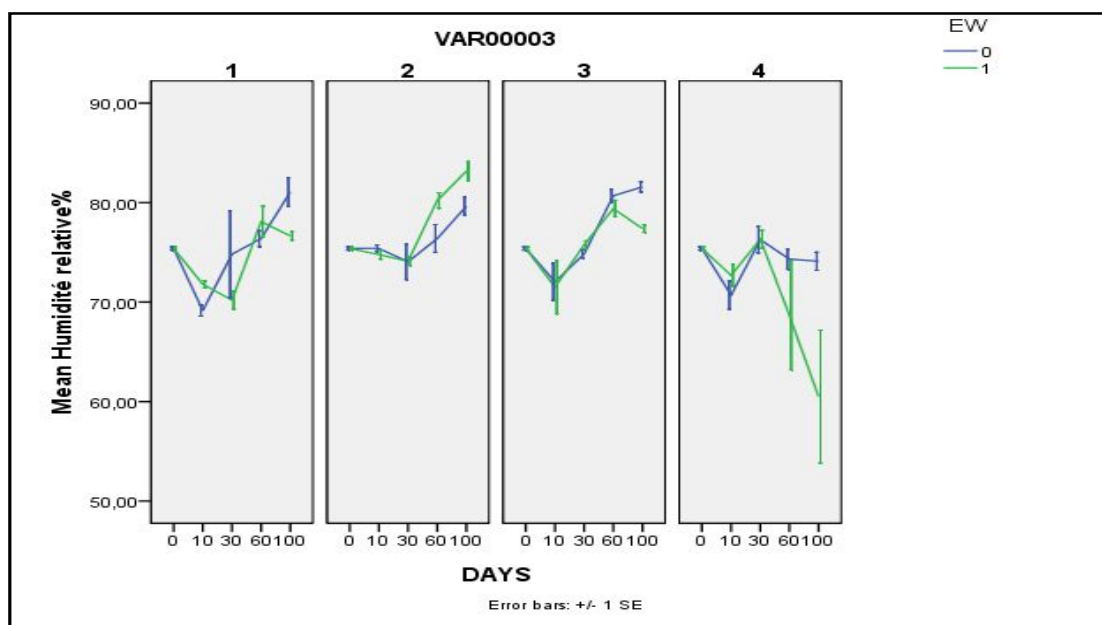


Figure 3.5 : Variation de % H dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.

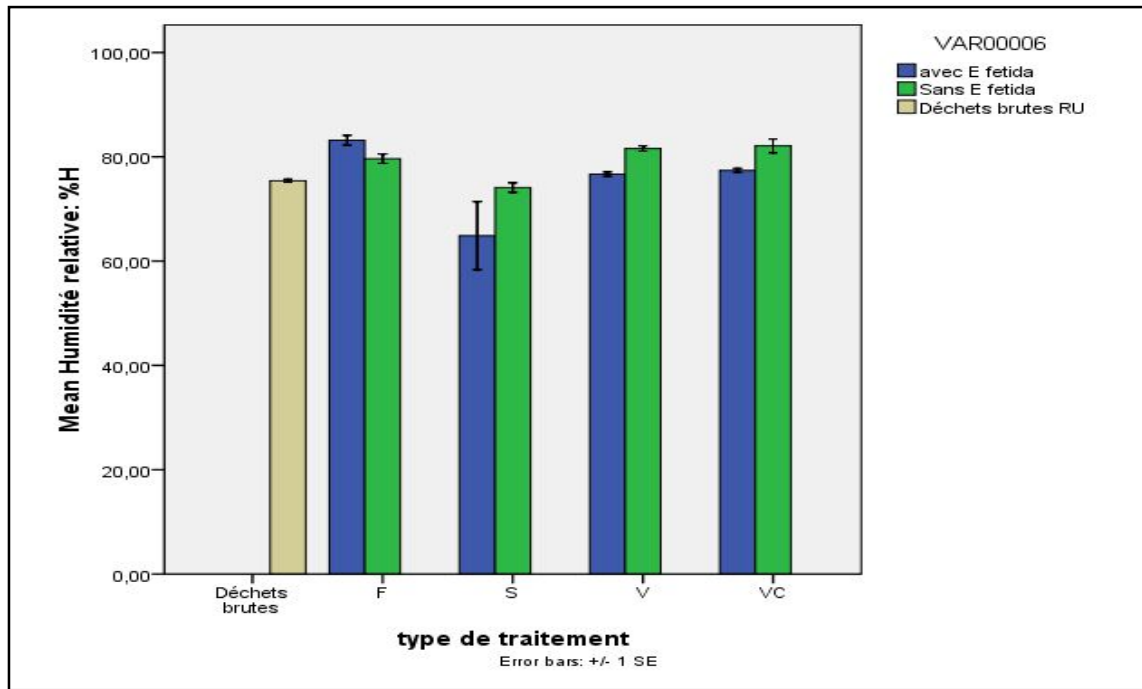


Figure 3.6 : Comparaison du % H en fin du processus entre les traitements C et E par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes \pm SE (n=5).

La comparaison statistique à l'aide du test LSD à $p < 0,05$ niveau de signification, a montré que %H seulement pour S est inférieure SC ([74,11 \pm 2,03 %] pour $p < 0,000$).

Ainsi, Dominguez *et al.*, (2001) a rapporté que le taux d'humidité pour *E fetida*, est compris entre 60 et 90 % H, avec une croissance plus rapide à des taux compris entre 80 et 90 % H. Toutefois, les taux inférieurs à 60% H peuvent affecter le développement sexuel, car il a été trouvé que les vers de terre développent le clitellium dans des durées différentes pour des taux d'humidité différents (Dominguez *et al.*, 2001).

3.1.4. Carbone organique dissous DOC ($\mu\text{g/g}$ du poids sec)

Le tableau 3.2 donne les résultats pour la variable **DOC**. Ainsi, les moyennes calculées pour le contrôle (C) sont [28978,50 \pm 4747,74], [276773,41 \pm 4173,57], [20005,44 \pm 3230,57] et [21112,25 \pm 2788,85] $\mu\text{g/g}$ du poids sec respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Par contre pour l'essai (E) les moyennes sont [25286,33 \pm 3928,62] [17247,26 \pm 2442,03] [10577,89 \pm 1097,26] [3027,142-19268,96] et [15683,06 \pm 2580,16] $\mu\text{g/g}$ du poids sec respectivement pour V, F, VC et S.

Le tableau 3.5 montre qu'il y a un effet temps très significativement dans toutes les litières F ($F_{\text{obs}} = 64,781$; $p < 0,000$) et VC ($F_{\text{obs}} = 14,683$; $p < 0,000$) V ($F_{\text{obs}} = 105,044$; $p < 0,000$) S

($F_{obs} = 15,993$; $p < 0,000$). La présence des vers de terre a aussi une influence très significative sur le **DOC** pour VC ($F_{obs} = 18,771$; $p < 0,000$) et F ($F_{obs} = 27,18$; $p < 0,000$) et significatif pour S ($F_{obs} = 4,459$; $p < 0,043$) (Tableau 9). Ainsi la figure 8 montre d'une part que la moyenne du **DOC** augmente au cours du temps, et d'autre part nous observons (Fig.3.7) que les concentrations du DOC sont plus élevées dans les Sc, Fc et Vcc.

Tableau 3.5 : Analyse d'ANOVA à deux facteurs sur la variable DOC ($\mu\text{g/g}$ du poids sec)

Litières	Temps		<i>E fetida</i>		Temps x <i>E fetida</i>	
	F	P	F	P	F	P
S	4,459	0,043	15,993	0	1,001	0,405
V	1,798	0,19	105,044	0	3,022	0,044
F	27,18	0	64,781	0	5,725	0,003
VC	18,771	0	14,683	0	8,585	0

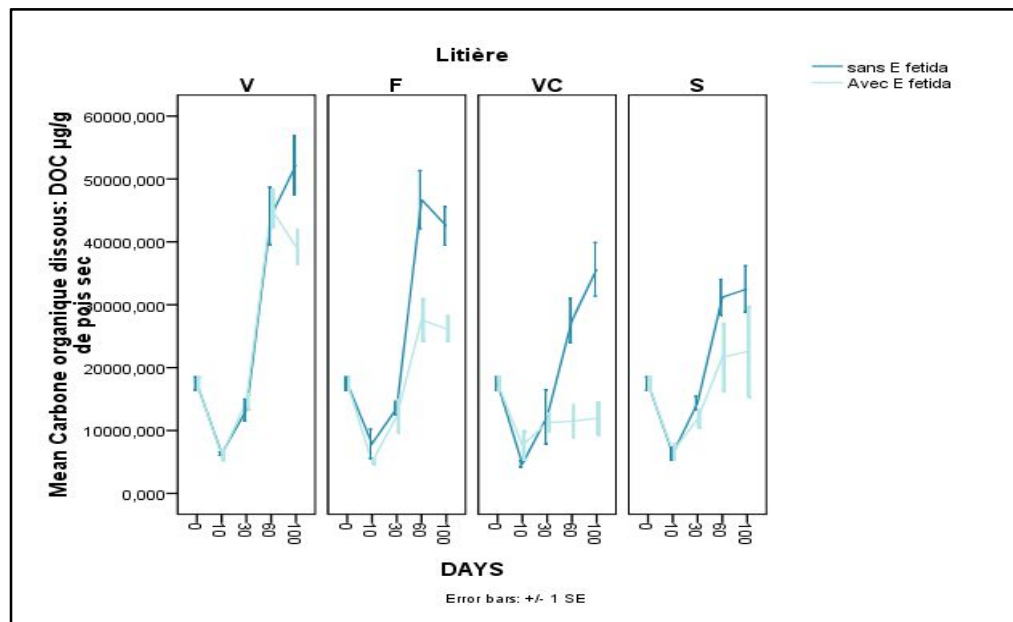


Figure 3.7: Variation du DOC ($\mu\text{g/g}$ du poids sec) dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) dans les différentes litières utilisées, au cours du lombricompostage.

La comparaison du DOC ($\mu\text{g/g}$ du poids sec) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) et les différentes litières utilisées montre (Fig.3.7.) que la DOC augmente par rapport aux déchets RU utilisés [$17470,82 \pm 1038,80$] $\mu\text{g/g}$ du poids sec. Nous remarquons (Figure 8) que le DOC est significativement plus élevé en absence de vers de terre qu'en leur présence dans Fc ([$42530,38 \pm 3083,10$], $p < 0,006$), Vc ([$52207,98 \pm$

4698,74] , $p < 0,025$) et VCc ([35649,91± 4254,81] , $p < 0,000$) (Cf. Annexe III).

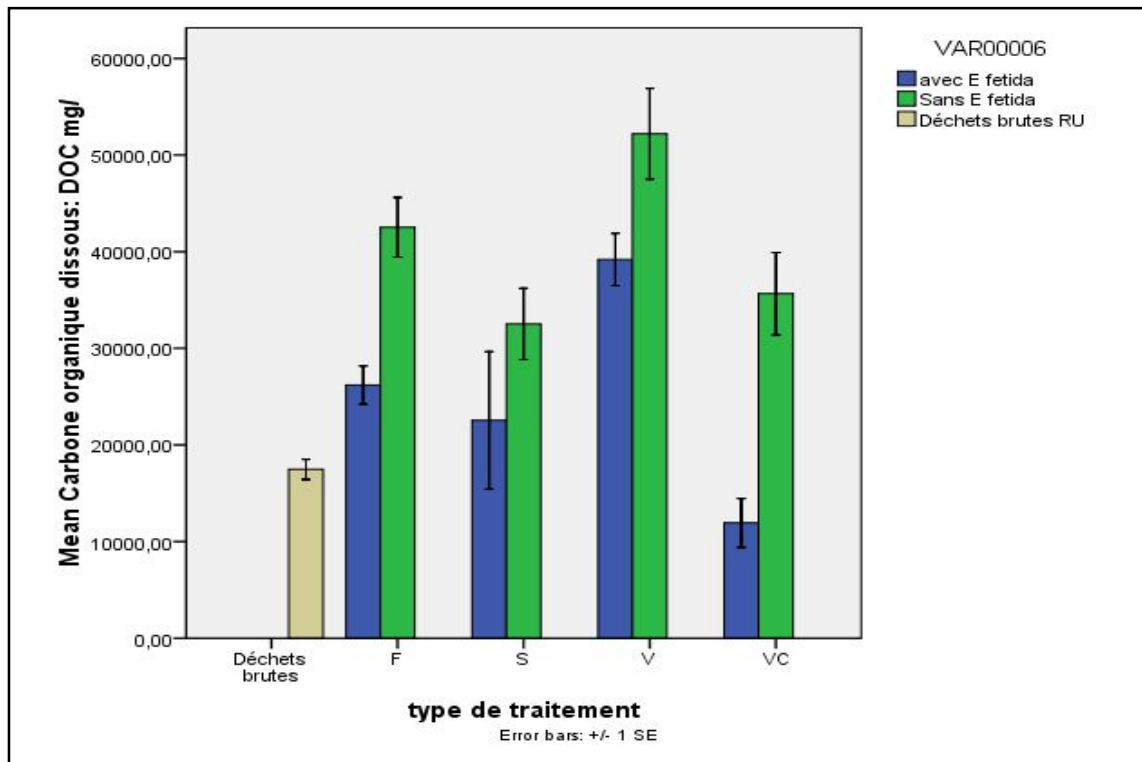


Figure 3.8: Comparaison du DOC ($\mu\text{g/g}$) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées, par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes \pm SE (n=5).

Aira *et al.*, (2008), ont trouvé que *E fetida* augmente à court terme le taux du DOC avec une densité élevée en vers de terre plus qu'en leur absence ou à faible densité d' *E fetida*. En effet, la densité élevée des vers de terre augmente leur capacité enzymatique à obtenir de l'énergie à partir du carbone et de l'azote soluble (Aira *et al.*, 2006). Par ailleurs, la variation en DOC est due aussi à la flore microbienne qui utilise le carbone labile dans la respiration. En outre, la présence des vers de terre stimule cette activité respiratoire ce qui accélère la minéralisation du carbone organique (Pang *et al.*, 2012).

3.1.5. Le taux du carbone total (% C)

Pour C les moyennes mesurées pour %C (Tableau 3.2) sont [35,24±4,46], [48,64±0,32], [41,37±1,58] et [38,37±2,36] %C respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Néanmoins, pour l'essai (E) les moyennes sont [44,76±1,00],[47,30±0,19], [45,55±0,66]et[45,38±0,80] % C respectivement pour V, F, VC et S. La figure 10 montre que le % C diminue très significativement au cours du temps ($p < 0.01$) pour V ($F_{\text{obs}}=203,404$; p

<0.000), et VC ($F_{obs} = 36,564$; $p < 0.000$) et significativement ($p < 0,05$) pour S ($F_{obs} = 5,162$; $p < 0,005$) (Tab.) .Ainsi, il y a un effet vers de terre très significatif pour tous les traitements (Tab), V ($F_{obs} = 106,637$; $p < 0.000$), F ($F_{obs} = 12,851$; $p < 0.000$), VC ($F_{obs} = 28,020$; $p < 0.000$) et S ($F_{obs} = 16,322$; $p < 0.000$) (Tab.3.6.)

Tableau 3.6: Analyse d'ANOVA à deux facteurs sur le % C.

Litières	Temps		<i>E fetida</i>		<i>Temps x E fetida</i>	
	F		F	P	F	P
S	16,322		5,162	0,005	9,216	0
V	106,637		203,404	0	111,198	0
F	12,851		1,097	0,365	1,291	0,294
VC	28,020		36,564	0	12,359	0

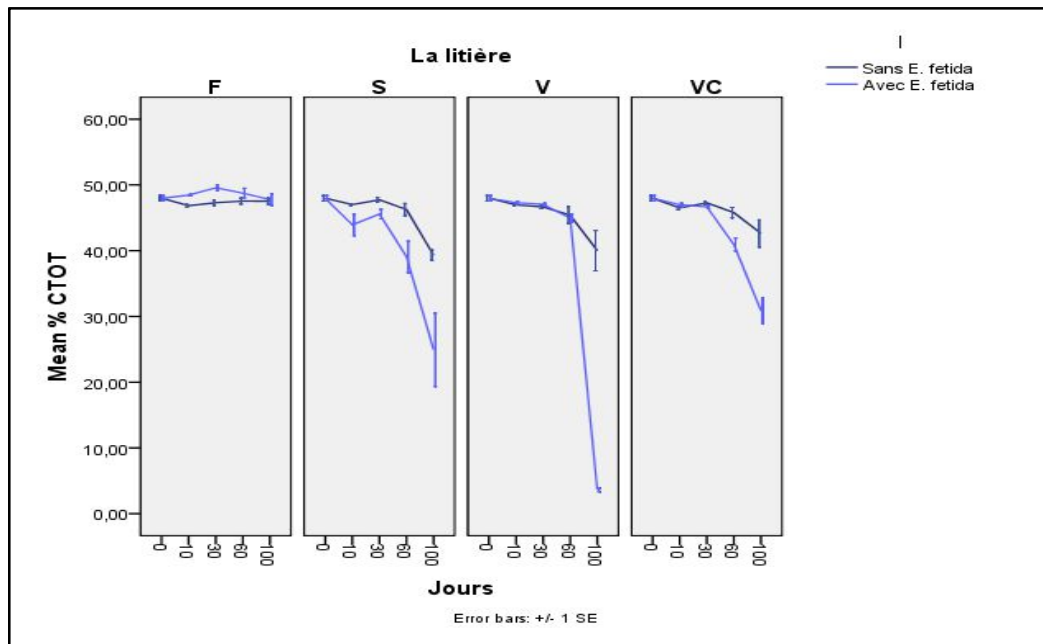


Figure 3.9 : Variation de % C dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.

La figure 3.10, compare les traitements C et E avec les différentes litières utilisées en fin de l'expérimentation. Il est à noter qu'il y a eu une diminution du % C par rapport à la valeur initiale des déchets utilisés $[48,38 \pm 0,29] \%C$. En effet, il y a une déplétion du % C significative dans S $[24,93 \pm 5,56] \%C$; $\alpha = 0,00$), V $[3,63 \pm 0,63] \%C$; $p < 0,00$) et VC $[30,86 \pm 4,39] \alpha = 0,01$). Par ailleurs, le taux le plus faible est observé dans V $[3,632\% \pm 0,626]$ et la plus élevé dans F $[47,78 \pm 2,00] \% C$ (Fig.3.10).

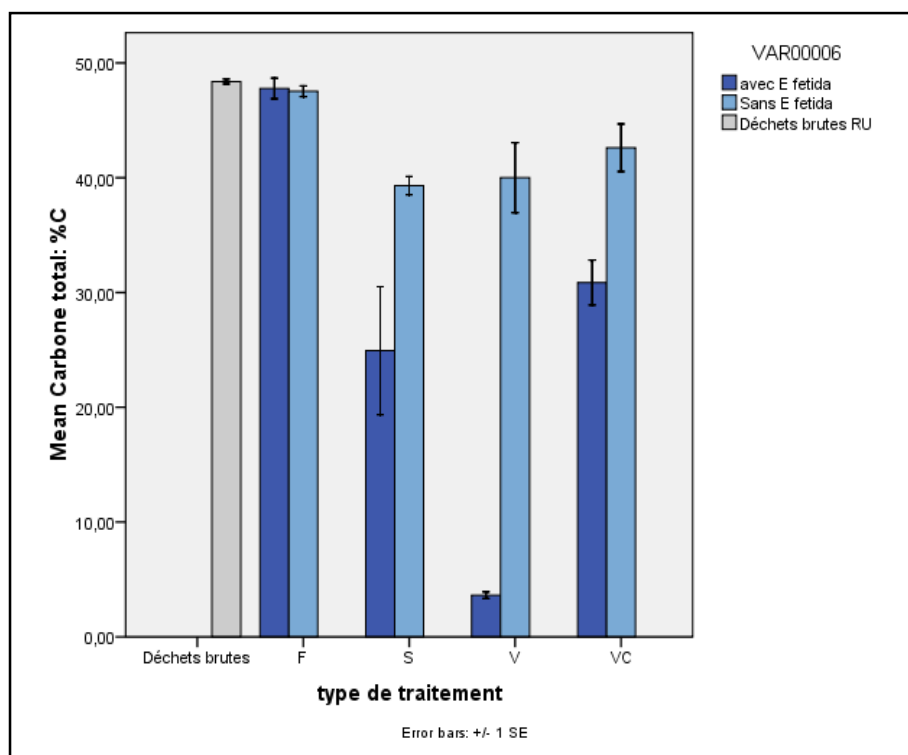


Figure 3.10 : Comparaison du % C en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes \pm SE (n=5).

Au cours du vermicompostage des déchets organiques, il existe plusieurs facteurs qui gouvernent la perte en carbone totale (%C). En effet, durant ce processus les vers de terre fragmentent et homogénéisent les matériaux ingérés à travers la musculature de tube digestif. En outre, le mucus et les enzymes digestives des lombriciens participent à la décomposition et en plus ils augmentent la surface de contact des déchets, ce qui facilite l'action des microorganismes à les attaquer (Edwards et Fletcher, 1988).

Cependant, les microorganismes impliqués dans le vermicompostage sont initialement responsables de la libération des enzymes extracellulaires nécessaires pour la minéralisation de la matière organique (Edwards et Fletcher, 1988).

Par ailleurs, plusieurs auteurs ont rapporté l'effet des vers de terre sur la diminution du carbone totale. Pang *et al.*, (2012), affirme que le carbone total diminue au cours de la décomposition des différents types de substrats organiques par les vers de terre. Paramnik (2010), a noté aussi qu'au cours du vermicompostage, les vers de terre consomment les substrats organiques et réduisent ainsi le rapport C/N et qui a pour conséquence une augmentation relative de l'azote total.

3.1.6 Azote totale (%Nt) :

Le tableau 3.2 donne les résultats pour la variable %N. Ainsi, les moyennes obtenues pour le contrôle (C) sont $[2,19\pm 0,24]$, $[3,40\pm 0,19]$, $[2,70\pm 0,10]$ et $[2,48\pm 0,13]$ respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Par contre pour l'essai (E) les moyennes obtenues sont $[3,10\pm 0,18]$, $[3,10\pm 0,14]$, $[3,45\pm 0,25]$ et $[2,97\pm 0,13]$ respectivement pour V, F, VC et S. Il y a un effet temps très significatif (Tab.3.7).

La figure 3.11 montre que la moyenne de %N tend à augmenter très significativement au cours du temps, quel que soit le traitement et la litière F ($F_{\text{obs}}=62,821$; $p<0.000$), S ($F_{\text{obs}}=5,162$; $p<0.005$), V ($F_{\text{obs}}=53,689$; $p<0.000$) et VC ($F_{\text{obs}}=53,812$; $p<0.000$). L'effet vers de terre est aussi très significatif F ($F_{\text{obs}}=7,305$; $p<0.001$), S ($F_{\text{obs}}=15,867$; $p<0.000$), V ($F_{\text{obs}}=9,536$; $p<0.004$) et VC ($F_{\text{obs}}=60,013$; $p<0.000$) (Tab.3.7).

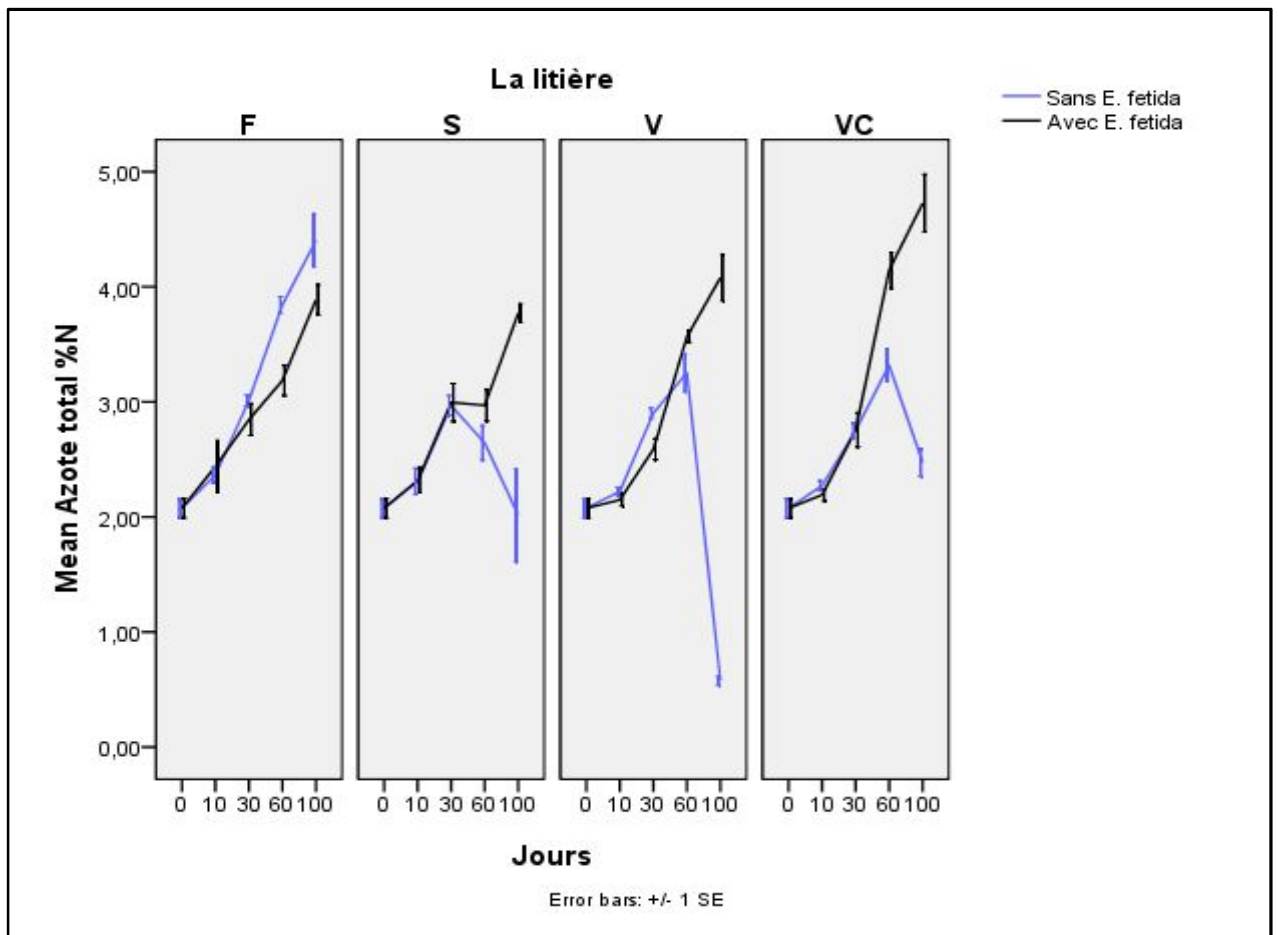


Figure 3.11 : Evolution de % N dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.

Tableau 3.7 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs sur l'Azote totale.

Litières	Temps		<i>E. fetida</i>		Temps x <i>E. fetida</i>	
	F	P	F	P	F	P
S	15,867	0	5,162	0,005	9,216	0
V	9,536	0,004	53,689	0	2,627	0,067
F	7,305	0,001	62,821	0	2,502	0
VC	60,013	0	53,812	0	31,084	0

La figure 3.11, compare les traitements C et E avec les différentes litières utilisées en fin de l'expérimentation. (Tab.). Il est à noter qu'il y a eu une variation du % N par rapport à la valeur initiale des déchets utilisés [2,16±0,11] % N. En effet, il y a une élévation significative du % N en présence de vers de terre dans F ([4,40±0,23] %N ; $\alpha=0,00$) et V ([4,08±0,20] % N ; $\alpha=0,00$), par contre pas de changement significatif dans S et VC (Fig.). Il est à remarquer (Figure 13) que (V_C absence de vers de terre) il y a eu une grande déperdition d'azote.

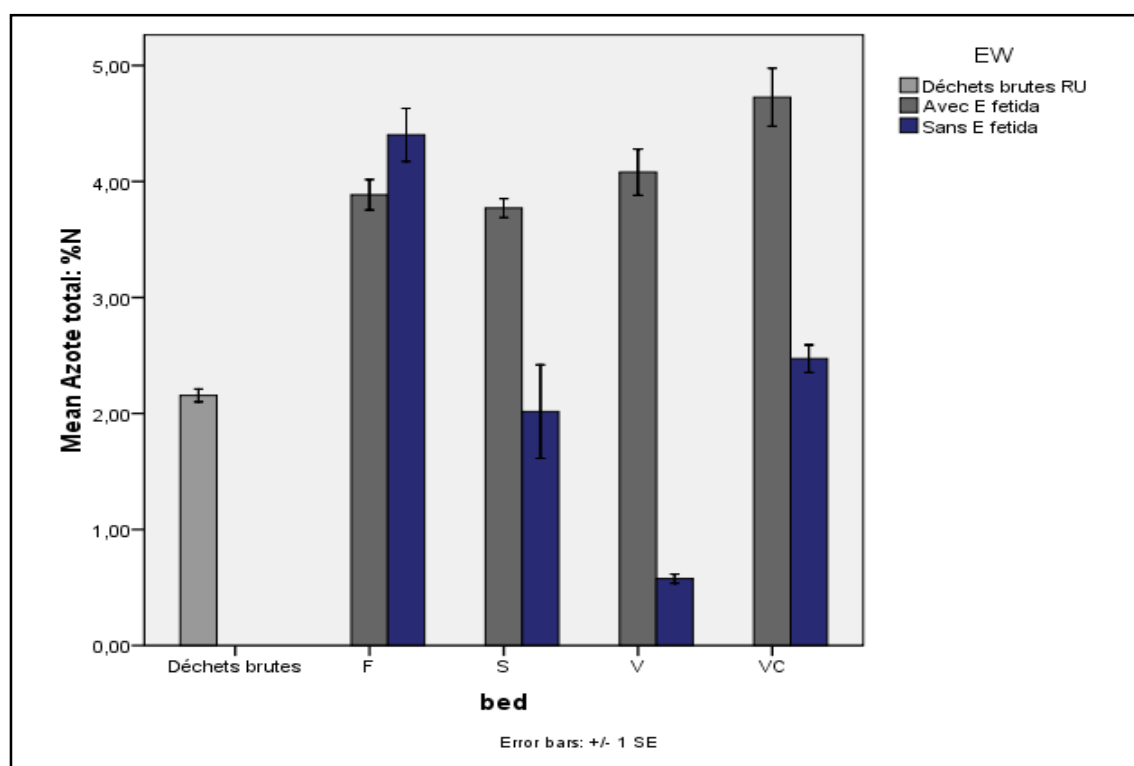


Figure 3.12 : Comparaison du % N en fin du processus entre les traitements C et E et les différentes litières par le test LSD ($\alpha < 0,05$), les moyennes \pm SE (n=5).

Plusieurs auteurs, ont rapporté l'augmentation de l'azote total dans le vermicompostage.

Ainsi, Wani *et al.*, (2013) et Yadav *et al.*, (2013) expliquent cette augmentation par le mucus libéré par les vers de terre et les turricules (excréments) riches en azote. Par ailleurs, Hanc *et al.*, (2013) expliquent l'augmentation %N par la dégradation des corps des vers de terre morts. L'activité des vers de terre au cours du vermicompostage joue un rôle dans l'augmentation du %N, à cause de la libération de l'ammoniac, comme l'un des composés excrétoires et par la présence des bactéries fixatrices d'azote qui peuvent être présentes dans les déchets organiques utilisés (Plaza *et al.*, 2008).

3.1.7 Rapport C/N :

Le tableau 3.2 donne les résultats pour le rapport C/N. Ainsi, les moyennes obtenues pour le contrôle (C) sont [14,46±1,32], [15,18±0,87], [15,64±0,81] et [15,34±0,64] C/N respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Par contre pour l'essai (E) les moyennes obtenues sont [15,64±1,10], [15,97±0,76], [14,70±1,15] et [15,96±0,89] C/N respectivement pour V, F, VC et S.

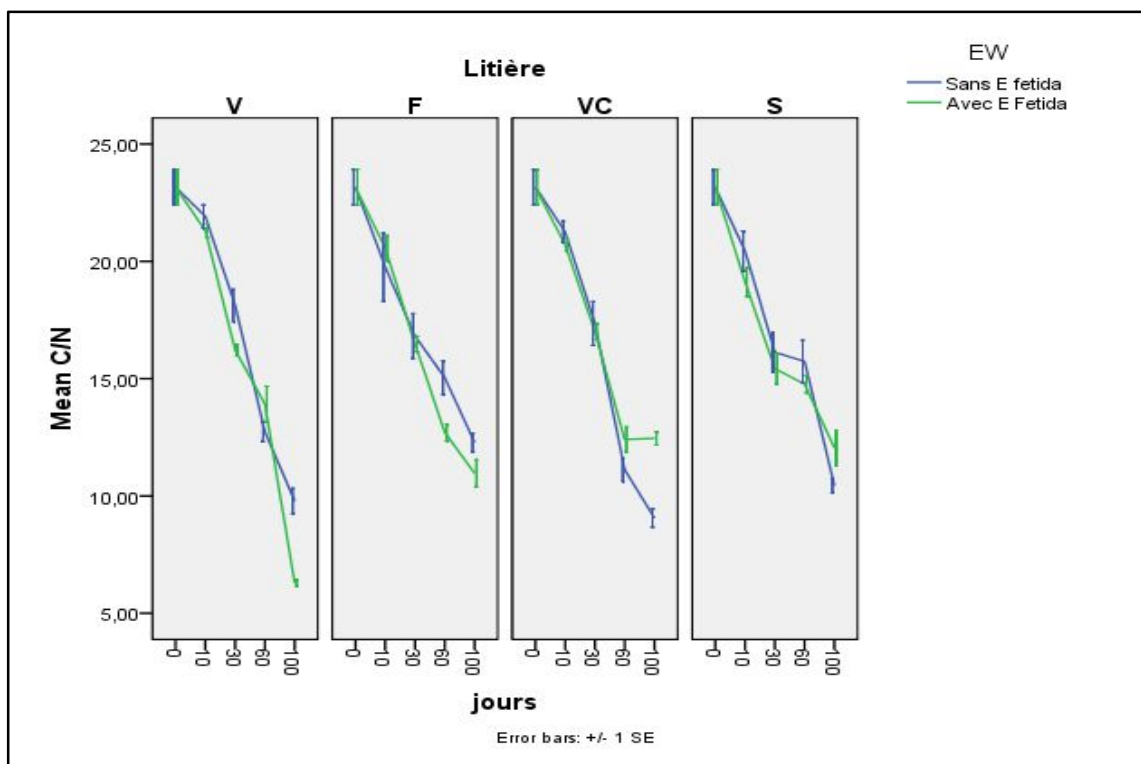


Figure 3.13: Variation du C/N dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) des différentes litières utilisées, au cours du lombricompostage.

La figure 3.14 montre que la moyenne du C/N diminue très significativement au cours du temps et quel que soit le traitement et la litière pour S ($F_{obs} = 66,916$; $p < 0,00$), V (F_{obs}

=287,610 et $p < 0,00$), ($F_{obs} = 64,975$; $p < 0,00$) et ($F_{obs} = 194,404$; $p < 0,00$) (Tab.). L'effet vers de terre est significatif que pour V ($F_{obs} = 4,815$; $p < 0,035$), et VC ($F_{obs} = 4,815$; $p < 0,035$) Tab.3.7).

Tableau 3.8 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs sur la variable C/N.

Litières	Temps		E fetida		Temps x E fetida	
	F	P	F	P	F	P
S	66,916	0,000	0,343	0,562	1,294	0,291
V	287,61	0	4,815	0,035	5,004	0,003
F	64,975	0	1,628	0,21	1,321	0,281
VC	194,404	0	4,815	0,035	5,004	0,003

La figure 3.14, compare les traitements C et E avec les différentes litières utilisées en fin de l'expérimentation. Il est à noter qu'il y a eu une diminution du C/N par rapport à la valeur initiale des déchets utilisés $[22,46 \pm 0,48]$ C/N. En effet, il y a une baisse du C/N significative en présence de vers de terre, dans F ($[10,96 \pm 0,58]$ C/N et $p < 0,00$), S ($[12,05 \pm 0,75]$ C/N et $p < 0,00$), V ($[0,90 \pm 0,08]$ C/N et $p < 0,00$) et VC ($[12,45 \pm 0,62]$ C/N ; $p < 0,00$) (Cf .Annexe3, Tab.III.13) Il en est de même en absence de vers de terre FC ($[12,28 \pm 0,39]$ C/N et $p < 0,00$), SC ($[10,44 \pm 0,30]$ C/N et $p < 0,00$), V_C ($[9,78 \pm 0,53]$ C/N et $p < 0,00$) et VC_C ($[9,06 \pm 0,39]$ C/N et $p < 0,00$) ((Cf .Annexe3, Tab.III.13). Ainsi, les rapports C/N varient de 9 à 13.

Ainsi, les rapports C/N obtenus dans notre étude, varient de 9 à 13. Ainsi, le C/N est couramment utilisé pour évaluer la stabilité et la maturité des composts ou des vermicomposts. Iglisias-Jemenez et Garcia, (1989), suggèrent un rapport entre 15 et 20. Quant à Bouché *et al.*, (1979), rapportent qu'une matière organique bien évoluée et stable présente un rapport C/N entre 9 et 13. Par contre, Charny, (2005), le C/N du lombricompost est comparé à celui du sol humique proche de 10.

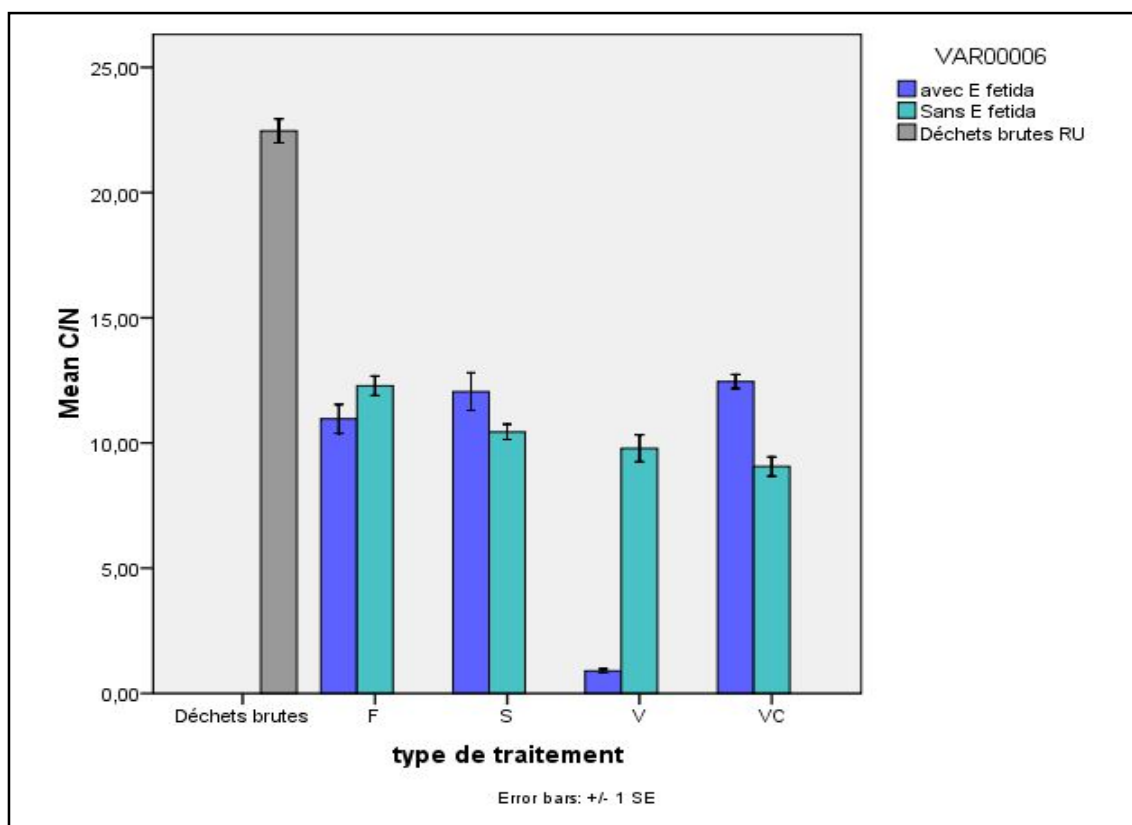


Figure 3.14 : Comparaison du C/N en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées, par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes \pm SE (n=5).

3.1.8. Azote inorganiques : ($N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$)

1) $N-NH_4^+$

Le tableau 3.2, donne les résultats pour la variable $N-NH_4^+$. Ainsi, les moyennes obtenues pour le contrôle (C) sont de $[215,70 \pm 35,95]$, $[652,86 \pm 114,256]$, $[730,78 \pm 233,044]$, et $[614,78 \pm 114,72]$ mg/g $N-NH_4^+$ respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Par contre pour l'essai (E), les moyennes obtenues sont de $[152,21 \pm 19,15]$, $[761,86 \pm 140,144]$, $[152,98 \pm 26,78]$ et $[786,78 \pm 224,045]$ mg/g $N-NH_4^+$ respectivement pour V, F, VC et S. La figure X montre que la moyenne du $N-NH_4^+$ augmente très significativement au cours du temps dans les litières F ($F_{obs} = 10,341$; $p < 0,000$) et VC ($F_{obs} = 13,631$; $p < 0,000$). La présence des vers de terre a une influence significative sur le $N-NH_4^+$ uniquement pour VC ($F_{obs} = 18,411$; $p < 0,000$) (Tableau 13).

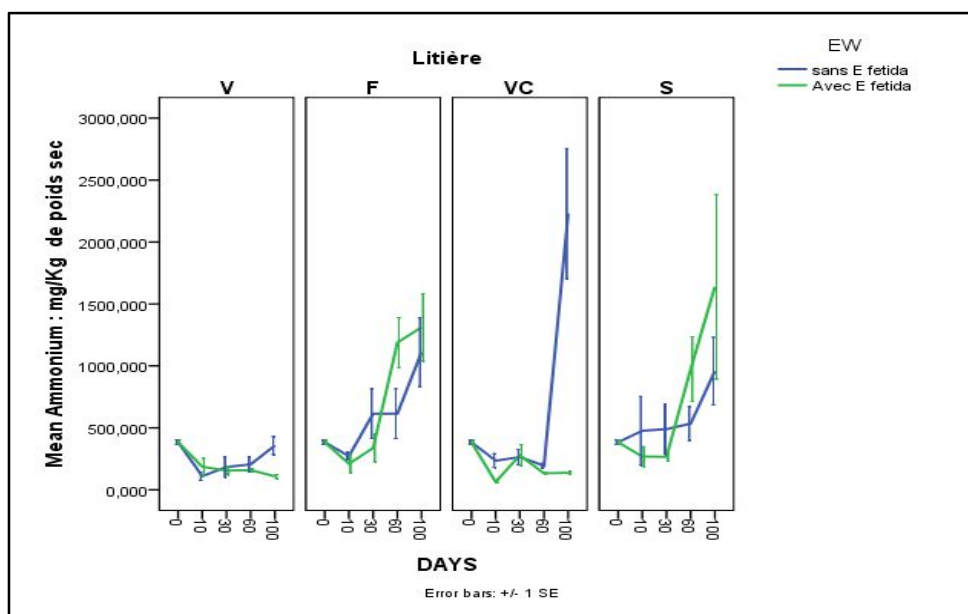


Figure 3.15 : Variation du $N-NH_4^+$ mg/Kg dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) et dans les différentes litières utilisées, au cours du lombricompostage.

Tableau 3.9: Analyse de l'ANOVA à deux facteurs sur la variable $N-NH_4^+$ mg/Kg.

Litières	Temps		<i>E. fetida</i>		Temps x <i>E. fetida</i>	
	F	P	F	P	F	P
S	0,665	0,458	3,642	0,023	1,005	0,403
V	2,845	0,101	0,983	0,413	3,535	0,026
F	0,656	0,424	10,341	0	1,85	0,158
VC	18,411	0	13,631	0	14,141	0

À la fin du processus, les concentrations les plus élevées de $N-NH_4^+$ ont été mesurées dans F [$1311,81 \pm 604,751$] mg / kg de poids sec et la plus faible concentration était au niveau de dans V [$108,31 \pm 35,43$] mg / kg du poids sec (Fig.3.16)

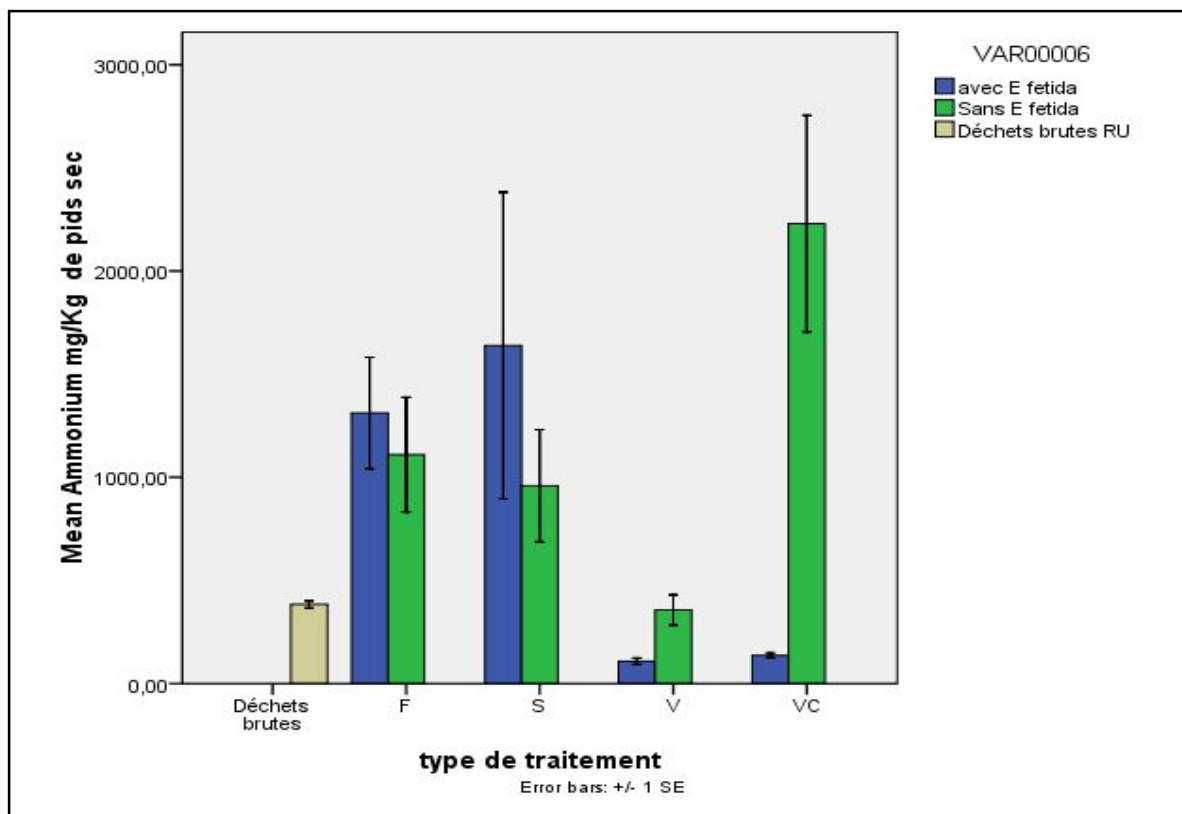


Figure 3.16: Comparaison du $N-NH_4^+$ (mg/kg) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées, par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes \pm SE (n=5).

Les vers de terre ont un effet sur l' $N-NH_4^+$ au cours du vermicompostage à cause des substances excrétés riches en azote facilement dégradables par les microorganismes en composés minérales (Pang et al 2012).

Aussi la putréfaction des vers de terre est une source importante d' $N-NH_4^+$ (Hanc *et al.*, 2013), ce qui explique le taux élevé d' $N-NH_4^+$ relevé dans S (Sol) et F (Feuilles) (Fig.3.29) où il y a eu une grande mortalité d'adultes d' *Eisenia fetida*.

2) $N-NO_3^-$:

Le tableau 3.2 donne les résultats pour variable $N-NO_3^-$ mg/kg. Ainsi, les moyennes obtenues pour le contrôle (C) sont de [50,23 \pm 8,36] [73,99 \pm 6,79], [76,33 \pm 9,62] et [64,76 \pm 10,20] mg/kg $N-NO_3^-$ du poids sec respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Et pour l'essai (E) les moyennes obtenues sont de [51,99 \pm 8,38],[70,29 \pm 12,55],[42,022 \pm 5,56] et [54,20 \pm 7,62] mg/kg $N-NO_3^-$ du poids sec respectivement pour V, F, VC et S. La figure X montre que la moyenne du $N-NO_3^-$ augmente significativement au cours du temps dans les

litières F ($F_{obs}= 4,399$; $p < 0,011$) et VC ($F_{obs}=4,450$; $p < 0,009$) et très significativement dans la litière V ($F_{obs}=20,218$; $p < 0,000$). La présence des vers de terre a une influence significative sur le $N-NO_3^-$ uniquement pour VC ($F_{obs}= 49,73$; $p < 0,002$) (Tab.3.10).

Tableau 3.10: Analyse de l'ANOVA à deux facteurs sur $N-NO_3^-$

Litières	Temps		E fetida		Temps x E fetida	
	F	P	F	P	F	P
S	0,81	0,375	2,773	0,058	2,752	0,059
V	0,203	0,655	20,811	0	0,033	0,992
F	0,9	0,766	4,399	0,011	1,899	0,15
VC	49,73	0,002	4,45	0,009	1,715	0,184

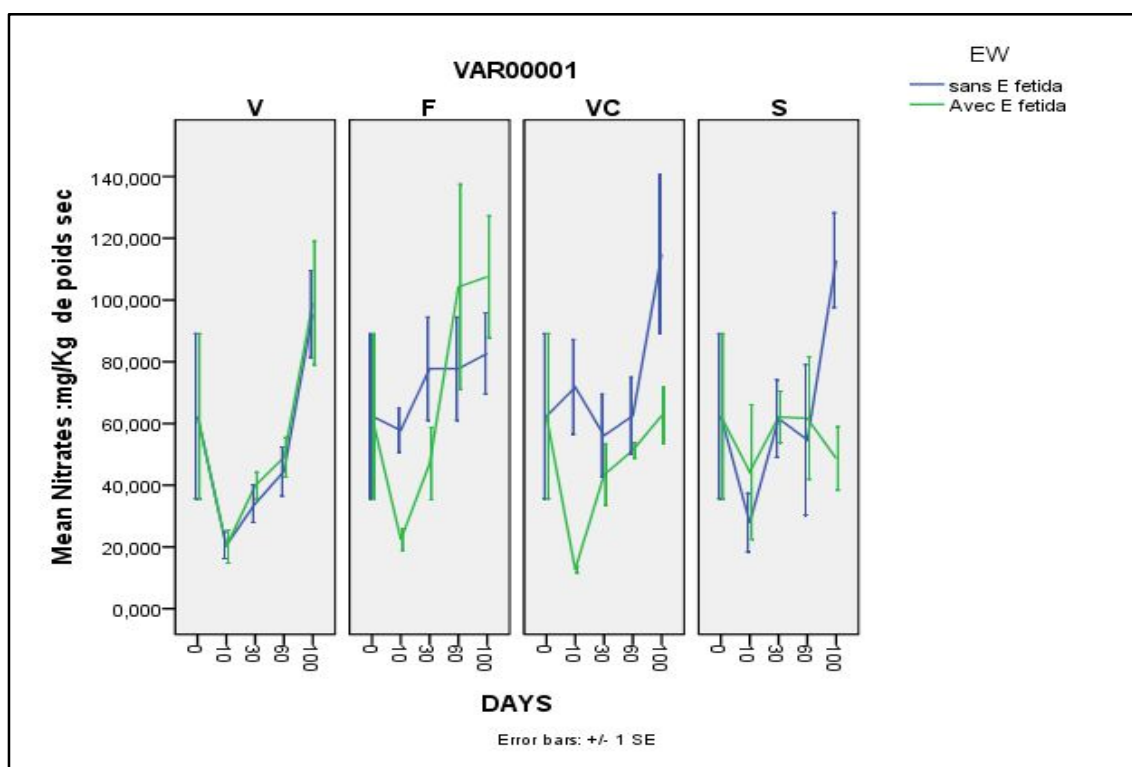


Figure 3.17 : Variation du $N-NO_3^-$ dans C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) dans les différentes litières utilisées, au cours du lombricompostage.

Il est à noter (Fig. 3.18.) que la teneur en $N-NO_3^-$ a également augmenté dans la plupart des traitements et des litières étudiées par rapport à la teneur initiale des déchets RU utilisés [$62,37 \pm 26,71$] mg/kg $N-NO_3^-$. Nous observons (Figure 18.), que la teneur de $N-NO_3^-$ la plus faible est en présence des vers de terre dans S ($[48,62 \pm 22,85]$ mg/kg du poids sec et $p < 0,012$) et VC ($[62,56 \pm 20,48]$ mg/kg du poids sec avec $p < 0,037$). En effet (Figure 18.), la

teneur la plus élevée est en absence des vers de terre dans S_C (112,88 ± 34,25] mg/kg du poids sec et VC_C ([114,92 ± 57,46] mg/kg de poids sec.

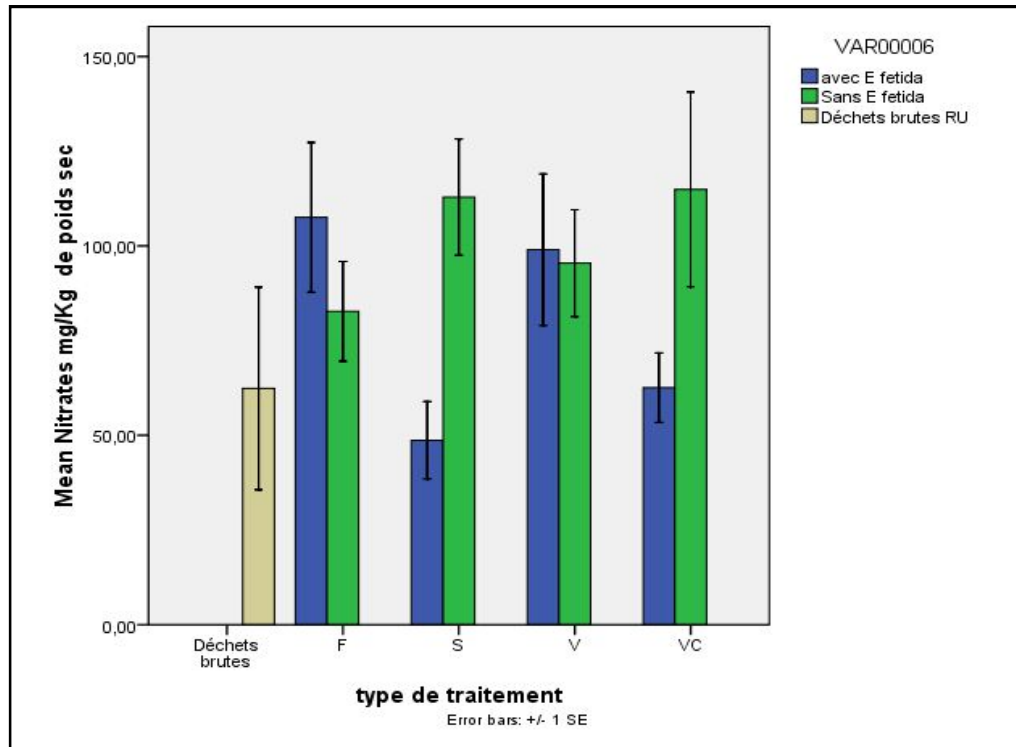


Figure 3. 18 : Comparaison du N-NO₃⁻ mg/kg en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) et dans les différentes litières utilisées, par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes \pm SE (n=5).

L'augmentation peut être expliquée par la conversion de N-NH₄⁺ en N-NO₃⁻ par des bactéries nitrifiantes (Plaza et al 2008). Cette conversion peut être influencée aussi par les activités des vers de terre, qui peut augmenter la nitrification (Pang *et al.*, 2013, Hanc, 2013 et Wani *et al.*, 2013).

3.2. Paramètres biologiques:

3.2.1. Etude de la flore microbienne :

A) Etude de l'activité respiratoire microbienne (SIR) :

La respiration induite par le substrat (=SIR) consiste à mesurer la respiration microbienne après avoir ajouté dans le milieu une source nutritif (le glucose), afin

d'augmenter l'activité des microorganismes préexistants. Ainsi, la réponse respiratoire maximale, est reliée à la taille de la population microbienne (Aira et *al.*, 2010).

Le tableau 3.11 montre qu'il y a un effet temps très significatif dans S (Fobs =19,902 et $p < 0,000$), V (Fobs =40,389 et $p < 0,000$), F (Fobs =6,994 et $p < 0,001$) et VC (Fobs =30,210 et $p < 0,000$).. Il ya un effet vers de terre très significatif pour S (Fobs =9,794 et $p < 0,004$), et

V (Fobs =18,504 et $p < 0,000$) et significatif pour VC (Fobs = 4,378 et $p < 0,044$). Ainsi la figure 19 montre une diminution du CO₂ dans le temps et le SIR est plus prononcé en présence de vers de terre.

Tableau 3.11 : Analyse de l'ANOVA à deux facteurs pour la variable SIR.

Litières	Temps		<i>E fetida</i>		Temps x <i>E fetida</i>	
	F	P	F	P	F	P
S	19,902	0	9,794	0,004	0,26	0,854
V	40,389	0	18,504	0	2,694	0,062
F	6,994	0,001	0,068	0,795	1,501	0,233
VC	30,21	0	4,378	0,044	1,842	0,159

La comparaison du SIR (mg/h/g de poids sec) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) et les différentes litières utilisées montre (Fig.3.19.) que la SIR diminue par rapport aux déchets RU initialement utilisés [$2,62 \pm 0,29$] mg/h/ g du poids sec. Nous remarquons (Fig.3.19) que la SIR est significativement plus faible en présence de vers de terre dans V([$0,55 \pm 0,03$]mg/h/g de poids sec , $p < 0,001$) ,VC ([$0,57 \pm 0,01$] mg/h/g de poids sec, $p < 0,00$) et S([$0,46 \pm 0,006$]mg/h/g de poids sec , $p < 0,000$), par contre elle est plus élevée en présence de vers de terre dans F ([$1,30 \pm 0,1$]mg/h/g de poids sec , $p < 0,000$) .

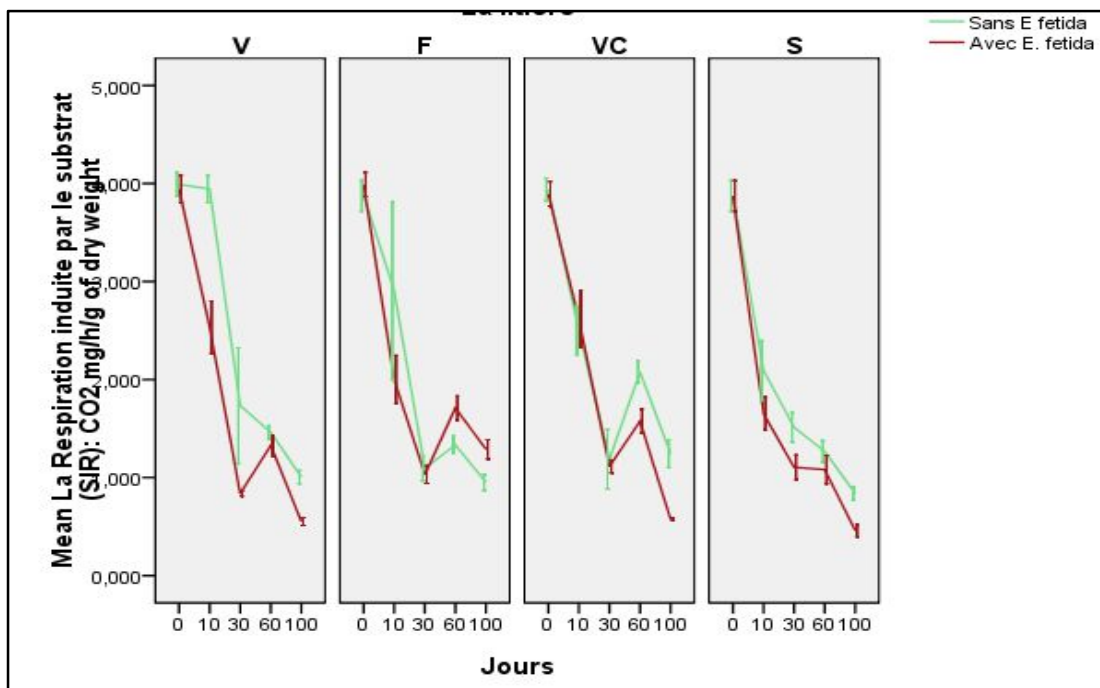


Figure 3.19 : Variation: Evolution du CO₂ (mg/h/ g du poids sec) pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) dans les différentes litières au cours du lombricompostage.

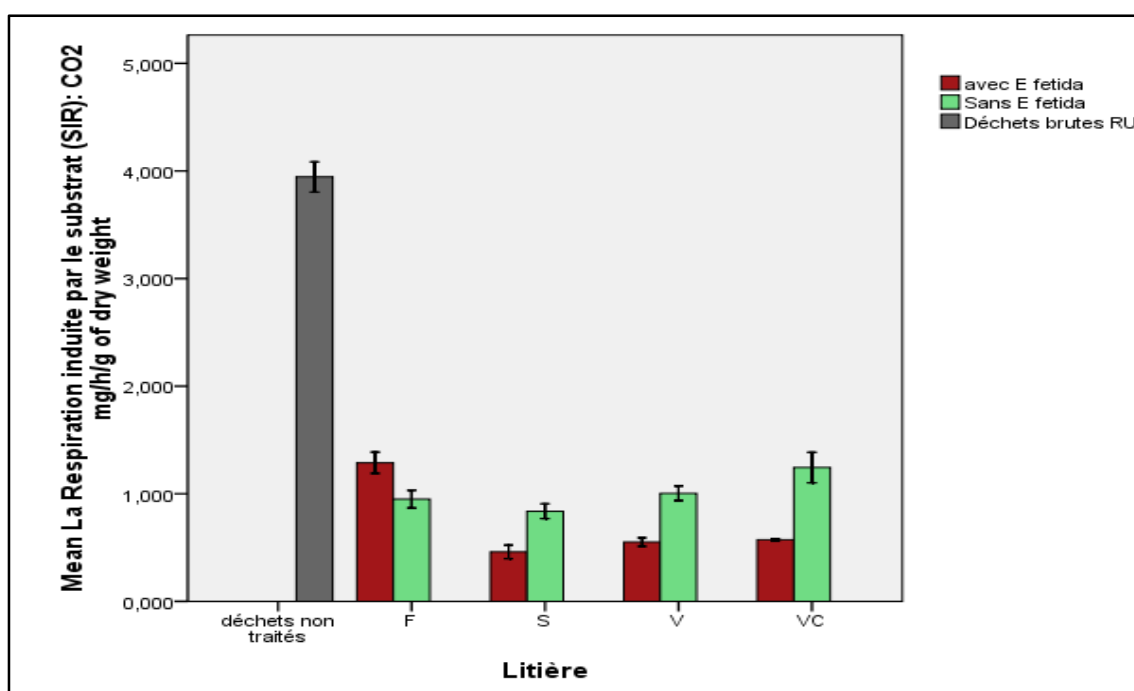


Figure 3. 20 : Comparaison du SIR (mg/h/g de poids sec) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées. , par le test LSD ($\alpha < 0,05$), moyennes \pm SE (n=5).

- **La biomasse microbienne-C : C_{mic}**

C_{mic} est calculée à partir de la SIR du dernier jour de vermicompostage.

La comparaison du C_{mic} ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) en fin du processus entre les traitements

C (Contrôle) et E (Essai) et les différentes litières utilisées montre (Fig 3.21.) que la C_{mic} diminue par rapport aux déchets RU initialement utilisés [$60,68 \pm 2,15$] $\mu\text{g/g}$ du poids sec. Nous remarquons (Fig 3.21.) que la C_{mic} est significativement plus faible en présence de vers de terre dans V([$8,47 \pm 0,608$] mg/g de poids sec , $p < 0,001$) ,VC ([$8,81 \pm 0,163$] mg/g de poids sec, $p < 0,000$) et S([$7,064 \pm 0,974$] mg/g de poids sec , $p < 0,005$), par contre elle est plus élevée en présence de vers de terre dans F ([$19,81 \pm 0,1514$] mg/g de poids sec , $p < 0,011$) (Cf. Annexe 4, Tab. IV.3).

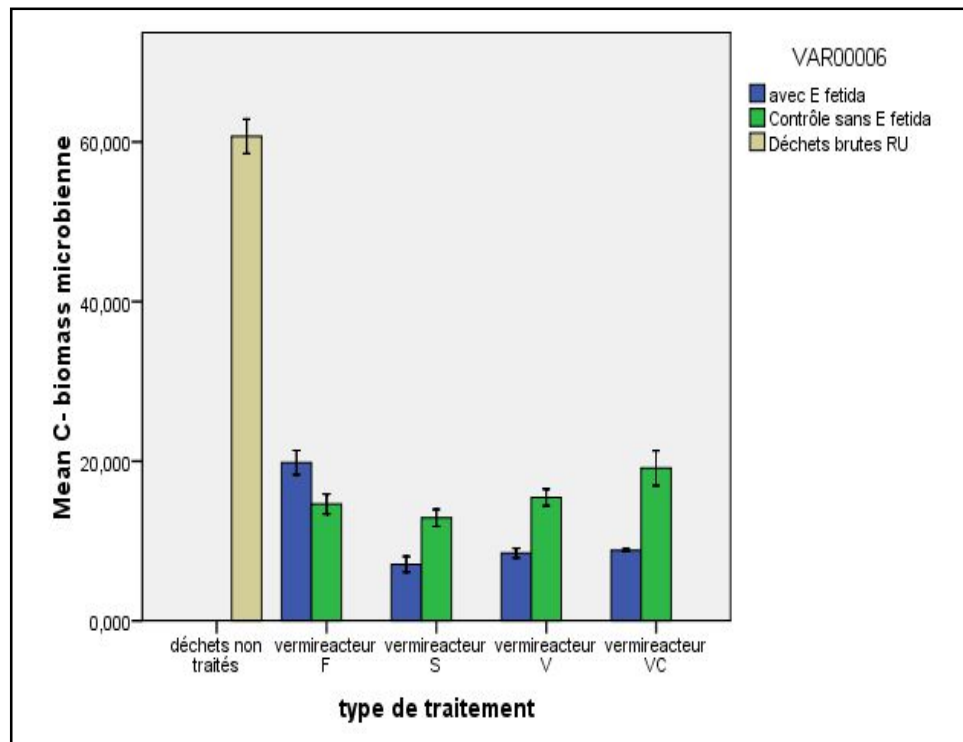


Figure 3.21: Comparaison du C_{mic} (mg/g de poids sec) en fin du processus entre les traitements C (Contrôle) et E (Essai) des différentes litières utilisées.

La réduction de la respiration induite par le substrat (SIR), durant la décomposition, est due à l'épuisement des substances nutritives, par l'action des vers de terre. Aira *et al.*, (2002) ont constaté que les micro-organismes, sont également une source de nourriture pour les lombriciens, ce qui explique la diminution de la SIR mesurée dans les différents traitements en présence d'*Eisenia fetida* (Fig. 19). Selon, Huang *et al.*, (2013), au cours de la

décomposition des déchets végétaux, la biomasse microbienne diminue en présence des vers de terre. Par ailleurs, selon d'autres études, la diminution dépend de l'espèce lombricienne, de leur densité et aussi de la nature des déchets utilisés (Aira *et al.*, 2006 et Aira *et al.*, 2009). Sheehan *et al.*, (2008), expliquent qu'au cours de la décomposition du fumier dans le sol, la biomasse microbienne diminue lorsque la densité des vers de terre augmente. Cela peut expliquer les valeurs plus élevées de la SIR et C_{mic} mesurées dans F (Fig. 3.21), en effet nous avons le plus faible effectif d'*E. fetida* dans ce vermicréacteur (Fig. 3.21 et Tab.3.15).

B) Le profil métabolique : Biolog Ecoplaque.

Les champignons et les bactéries dans l'écosystème terrestre forment plus de 90% de la biomasse microbienne du sol, et sont les premiers décomposeurs de la litière, mais leur activité est fortement influencée par les autres organismes du sol (Wardle *et al.*, 2006). Durant le processus du compostage et vermicompostage, les microorganismes jouent un rôle clef dans la transformation de la matière organique, donc le suivi des microorganismes au cours de ce processus apparaît donc essentiel, le faible nombre détecté par les méthodes de culture sur milieux spécifiques ne permet pas d'expliquer l'ensemble des successions microbiennes.

Cependant, une autre approche est de déterminer quelles sortes d'activités métaboliques sont exprimées dont le but d'avoir une vision sur la diversité physiologique des microbes au sein du vermicompostage. Le Biolog nous permet de réaliser cette étude sur le profil métabolique sur les communautés microbienne, basée sur leur capacité d'utiliser différents substrats, fournissant ainsi des informations sur leur biodiversité fonctionnelle (Preston-Mafham *et al.*, 2002).

1) Evolution des AWCD durant 5 jours :

Le Tableau 3.12, montre qu'il ya un effet très significatif du temps des AWCD ($F_{obs}=84,912$ et $p<0,000$) et un effet très significatif de la litière ($F_{obs}=13,926$ et $p<0,000$). La figure 3.22, montre que les AWCD augmentent au cours du temps quelque soit le traitement. Toutefois, le maximum des AWCD est atteint au 5^{ème} jour (120h) figure 3.22. Ainsi, pour l'interprétation des résultats obtenus au biolog ecoplaque, il a été utilisé les données du 5^{ème} jour. En effet, ce maximum d'AWCD (Fig.3.22), permet d'expliquer l'utilisation des DO pour les différentes sources carbonées, mesurées à 120 h d'incubation (Tab.3.12).

Tableau.3.12: Analyse de l'ANOVA à 3 facteurs pour la variable AWCD

variable	d l	F	p
Temps	3	84,912	0,000
<i>E. fetida</i>	1	0,056	0,814
Litière (vermibed)	4	13,926	0,000
Temps × <i>E. fetida</i>	3	0,141	0,935
Temps × Litière (vermibed)	1	1,693	0,076
Litière (vermibed) × <i>E. fetida</i>	2	0,715	0,545
Temps × Litière (vermibed × <i>E. fetida</i>)	3	0,434	0,914
	9		

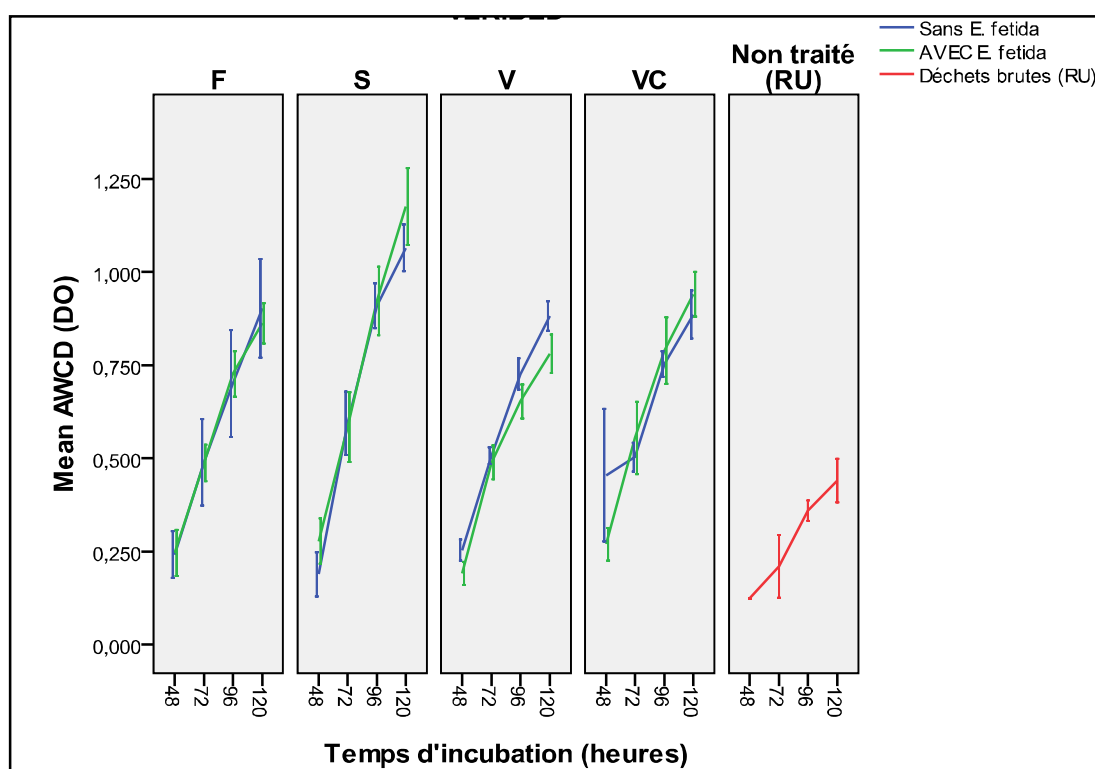


Figure 3.22 : Evolution des AWCD (DO) pour C (absence de vers de terre), E (présence de vers de terre) et RU (déchets brutes) dans les différentes litières au cours du lombricompostage.

2) L'analyse du Profil Physiologique au sein de la Communauté microbienne (CLPP) :

Cette analyse est basée sur la capacité des microorganismes à utiliser différents substrats carbonés (Garland, 1991).

Ainsi, en fin de l'expérimentation, pour étudier le CLPP, il a été réalisé, 2 tests statistiques :

1. Le test statistique LSD à $\alpha < 0,05$ (Cf. Annexe 4, Tab. IV.6), pour comparer l'utilisation des 6 groupes de substrats au cours du lombricompostage.
2. Le test, paired T-test (Tab.3.14), pour connaître la source carbonée la plus dégradée (Tab.3.14) au cours du lombricompostage.

1. **La comparaison des 6 groupes de substrats utilisés par les microorganismes au cours du lombricompostage :**

Le Tableau 3.13 donne les résultats obtenus pour les 6 groupes de substrats utilisés:

- Pour les polymères :

Le test statistique LSD à $\alpha < 0,05$ (Tab. 3.13) a montré que la DO des polymères augmente (Fig.3.23.) par rapport aux déchets RU initialement utilisés [$0,373 \pm 0,107$] (Tab. 3.13). Néanmoins, il n'y a pas de différence significative de la DO des polymères (Fig.3.23) entre tous les traitements.

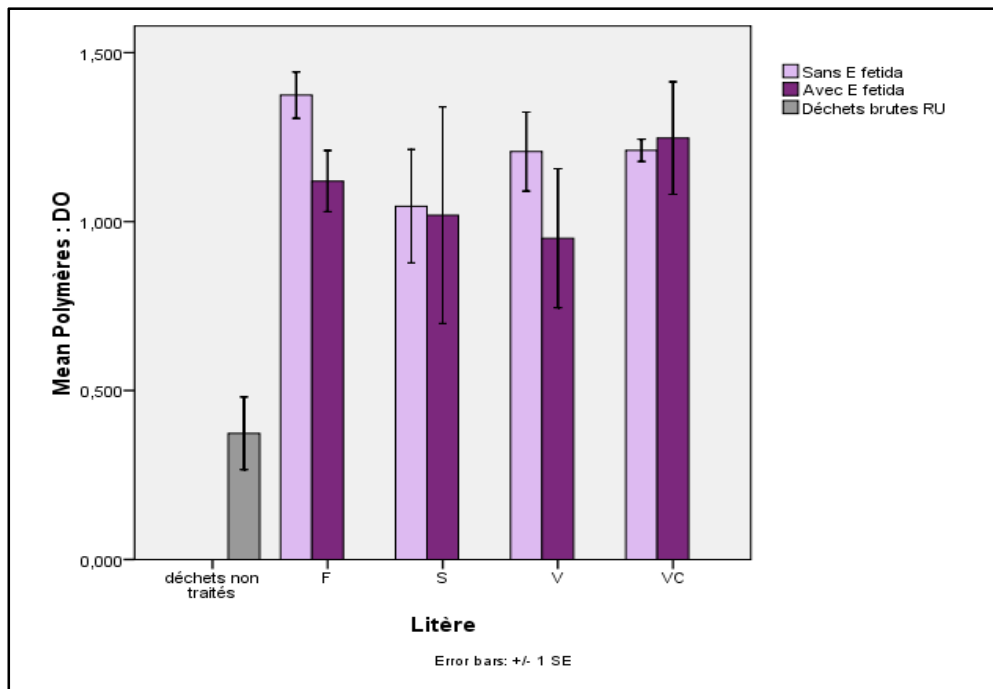


Figure 3. 23: Les changements d'utilisation des polymères dans les bios déchets après 120 jours de vermicompostage.

Tableau 3.13 : Moyennes \pm ES, intervalles de confiance à 95%, des variables. Polymères, Sucres simples Acides carboxylique, Acides aminé, Amines, Composés cycliques.

Traitements	Litières	Polymères	Sucre simples	Acides carboxylique	Acides aminés	Amines	Composés cycliques
Contrôle	VC	[1,207 \pm 0,117]	[1,101 \pm 0,089]	[0,7840 \pm 0,470]	[0,859 \pm 0,015]	[0,567 \pm 0,017]	[0,426 \pm 0,107]
	FC	[1,374 \pm 0,068]	[1,225 \pm ,0129]	[0,808 \pm 0,120]	[0,833 \pm 0,115]	[0,768 \pm 0,222]	[0,643 \pm 0,203]
	VCC	[1,210 \pm 0,032]	[1,176 \pm 0,060]	[0,826 \pm 0,0773]	[0,854 \pm 0,070]	[0,756 \pm 0,130]	[0,496 \pm 0,055]
	SC	[1,045 \pm 0,167]	[1,401 \pm 0,064]	[0,943 \pm 0,059]	[1,053 \pm 0,055]	[0,880 \pm 0,061]	[0,739 \pm 0,068]
Essai	V	[0,950 \pm 0,203]	[1,007 \pm 0,089]	[0,681 \pm 0,140]	[0,676 \pm 0,113]	[0,481 \pm 0,084]	[0,536 \pm 0,167]
	F	[1,119 \pm 0,905]	[1,107 \pm 0,126]	[0,888 \pm 0,085]	[0,758 \pm 0,037]	[0,607 \pm 0,050]	[0,520 \pm 0,097]
	VC	[1,247 \pm 0,166]	[1,297 \pm 0,039]	[0,908 \pm 0,503]	[0,885 \pm 0,071]	[0,824 \pm 0,116]	[0,669 \pm 0,076]
	S	[1,018 \pm 0,320]	[1,304 \pm 0,285]	[0,954 \pm 0,199]	[0,817 \pm 0,267]	[0,969 \pm 0,277]	[0,581 \pm 0,201]
Déchetstes	RU	[0,373 \pm 0,107]	[0,549 \pm 0,121]	[0,287 \pm 0,0689]	[0,283 \pm 0,083]	[0,322 \pm 0,079]	[0,245 \pm 0,078]

- Pour des Acides aminés:

Le test statistique LSD à $\alpha < 0,05$ (Tab. 3.13) montre que la DO Des acides aminés augmente par rapport aux déchets RU initialement utilisés $[0,283 \pm 0,083]$ (Tab.3.13 ; Fig.3.24). En revanche, il n'y a pas de différence significative de la DO pour tous les traitements. Et le minimum s'observe en présence *d'E fétida* en V $[0,676 \pm 0,113]$ (Tab.3.13 et Fig. 3.24).

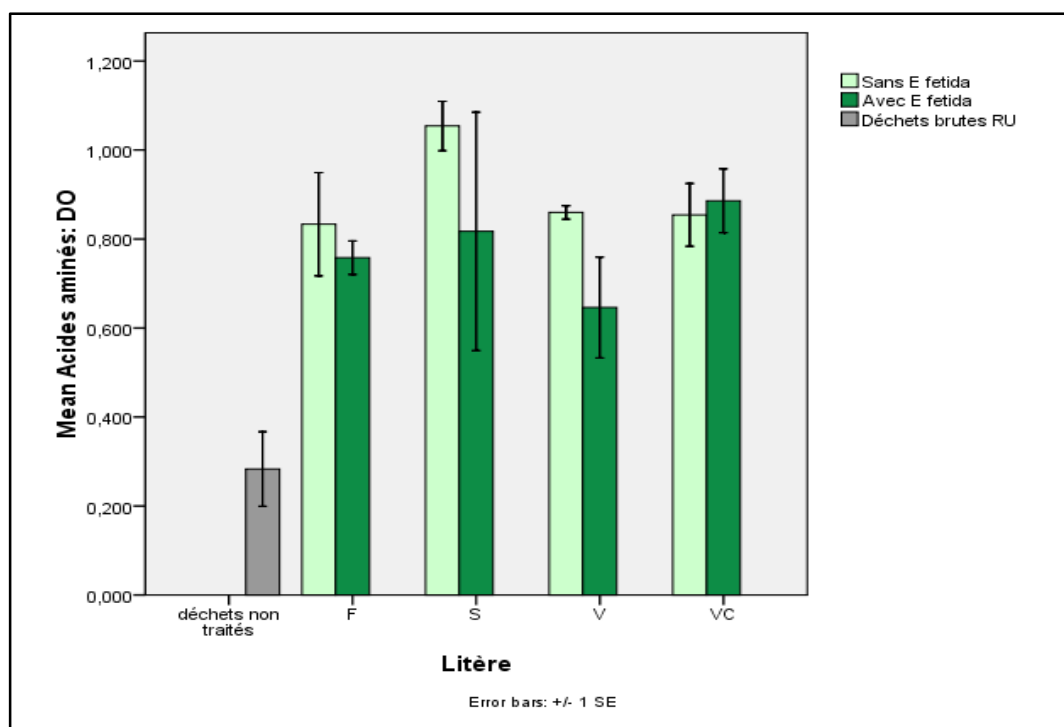


Figure 3.24 : Les changements d'utilisation des acides aminés dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage.

- Pour les amines:

Le test statistique LSD à $\alpha < 0,05$ (Tab. 3.13) indique que la DO des amines augmente par rapport aux déchets RU initialement utilisés $[0,322 \pm 0,079]$ (Tab.3.13). Cette augmentation est significative en VC $([0,824 \pm 0,116]$; $p < 0,005$), VCc $([0,756 \pm 0,130]$; $p < 0,014$), S $([0,969 \pm 0,277]$; $p < 0,000$) et Sc $([0,880 \pm 0,061]$; $p < 0,002$). Par ailleurs, il y a une différence significative ($p < 0,026$; Tab.IV.x) entre S $[0,969 \pm 0,277]$ et V $[0,481 \pm 0,010]$.

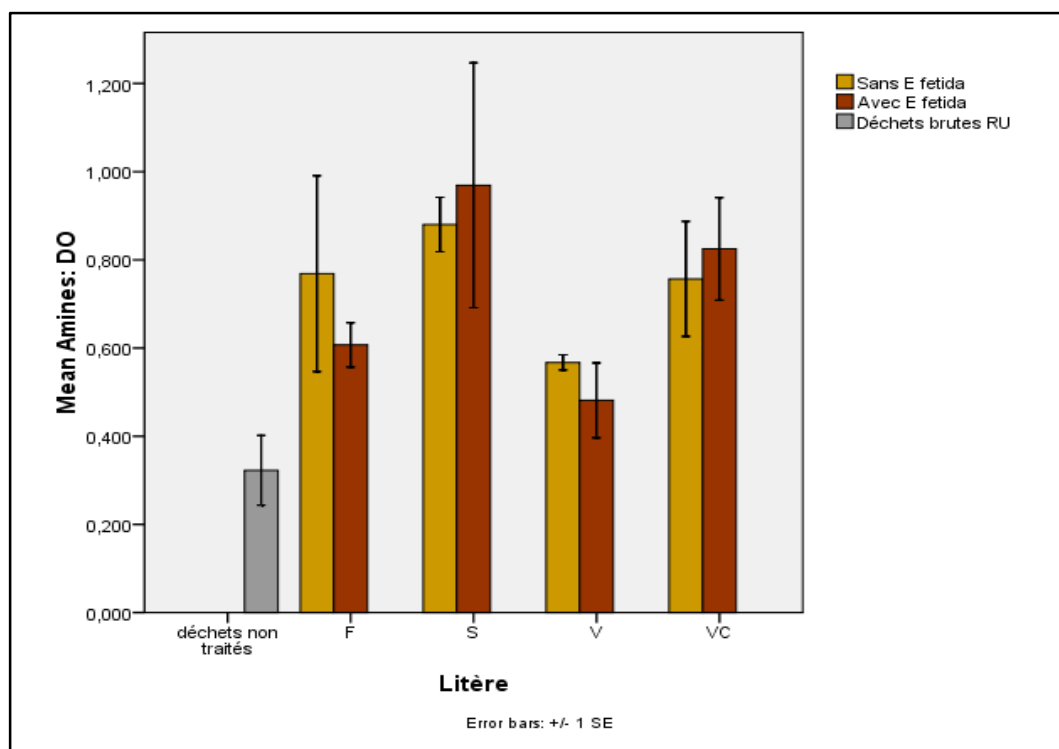


Figure 3.25 : Les changements d'utilisation des amines dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage.

- Pour les composés cycliques:

Le test statistique LSD à $\alpha < 0,05$ (Tab. 3.13 ; Cf. Annexe 4 ; Tab. IV.6) indique aussi une élévation de la DO des composés cycliques par rapport aux déchets RU initialement utilisés [0,245±0,078]. Cette augmentation d'utilisation des composés cycliques est significative pour VC ([0,669±0,076] ; $p < 0,006$), S ([0,581±0,201] ; $p < 0,027$), Sc ([0,739±0,068] ; $p < 0,001$) et Fc ([0,643±0,203] ; $p < 0,014$) (Fig. 3.26).

- Pour les sucres simples

Le test statistique LSD à $\alpha < 0,05$ (Tab. 3.13, Cf. Annexe 4 ; Tab. IV.6) montre que la DO (Fig.3.27) des sucres simples augmente significativement par rapport aux déchets RU initialement utilisés [0,549±0,121] (Fig.3. 27). Cependant, il n'y a pas de différence significative des DO entre les traitements.

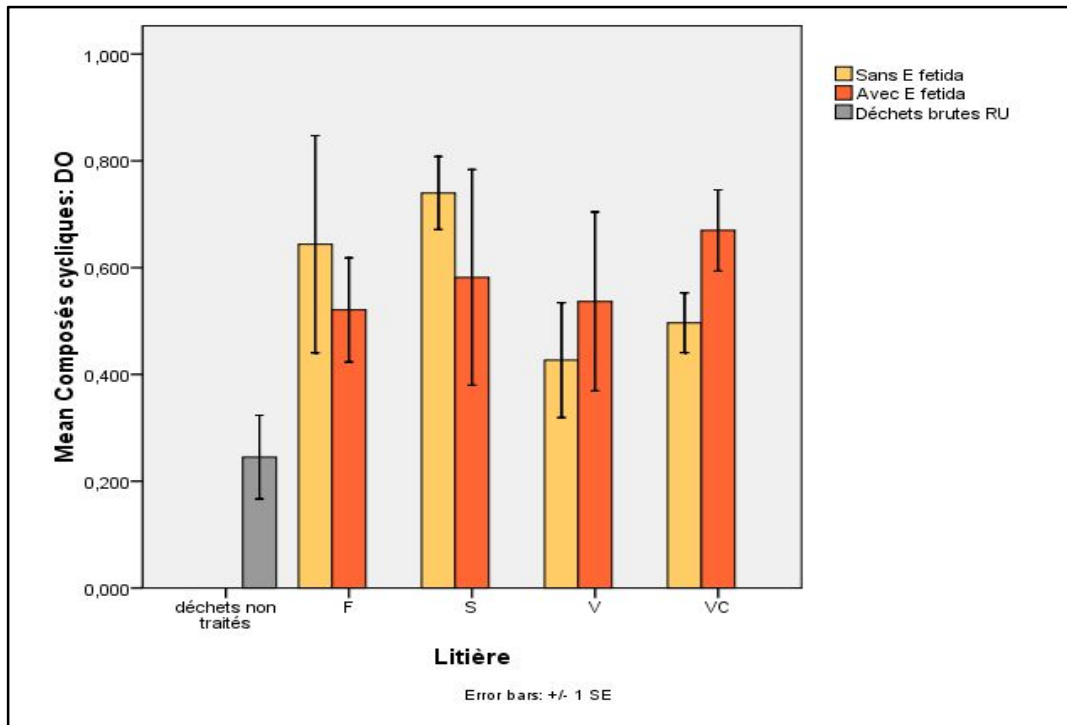


Figure 3.26: Les changements d'utilisation des composés cycliques dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage

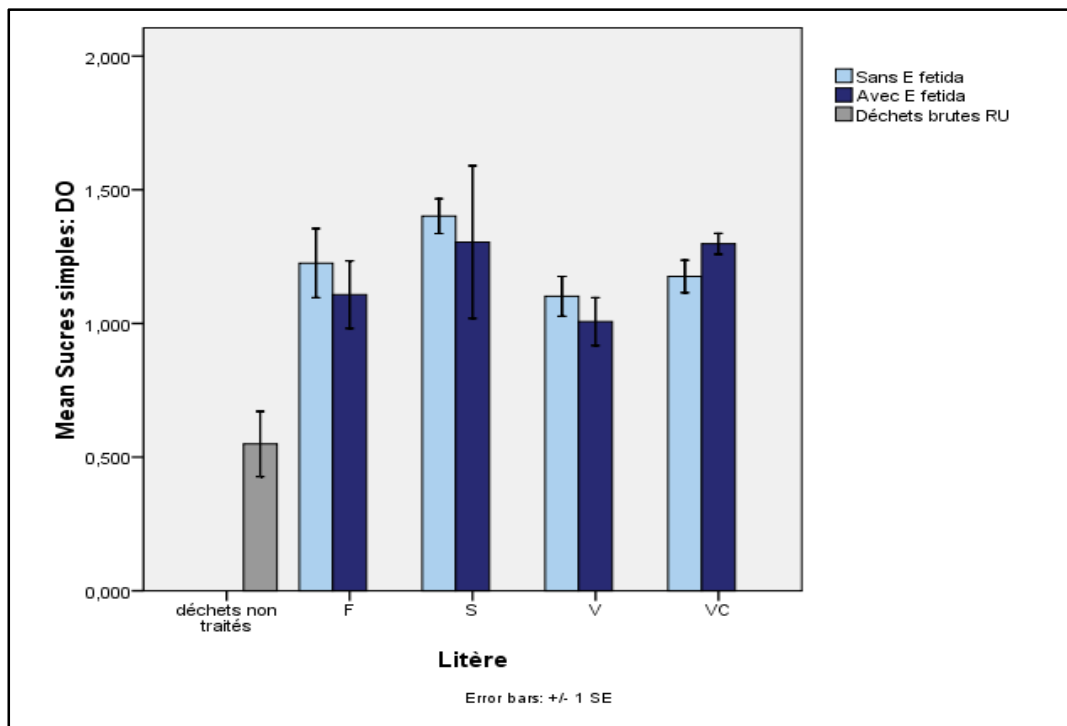


Figure 3.27: Les changements d'utilisation des sucres simples dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage

- Pour les acides carboxyliques :

Le test statistique LSD à $\alpha < 0,05$ (Tab. 3.13) indique que la DO (Fig.3.28.) augmente significativement (Cf. Tab. IV.6) par rapport aux déchets RU initialement utilisés $[0,287 \pm 0,0689]$ (Tab.3.13) (Fig.3. 28). Cependant, il y a une différence significative ($p < 0,06$; Cf. Tab. IV.6) entre V $[0,681 \pm 0,140]$ et S $[0,954 \pm 0,199]$.

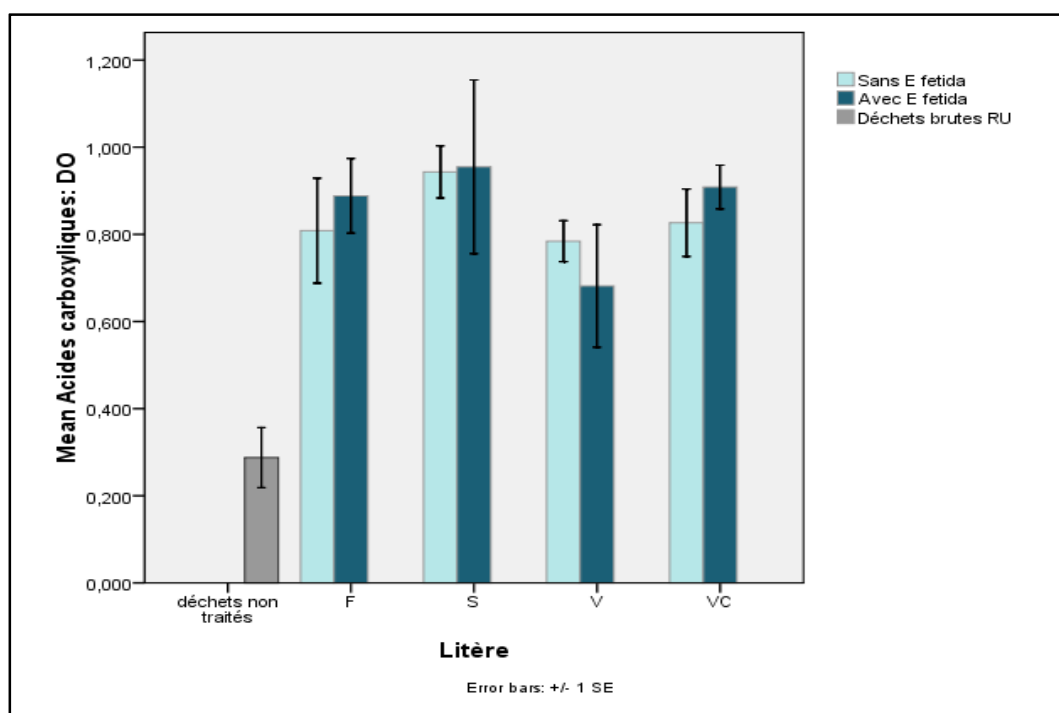


Figure 3.28: Les changements d'utilisation des acides carboxyliques dans les biodéchets après 120 jours de vermicompostage

2. La Source de carbone la plus utilisée par les microorganismes au cours du vermicompostage :

Les résultats (Tab.3.14 ; Fig. 3.29) indiquent une différence significative d'utilisation des polymères par les microorganismes, au niveau de V par rapport aux autres sources carbonées. En effet, la DO des polymères $[0,950 \pm 0,203]$ est supérieure à celle des composés cycliques $([0,520 \pm 0,097] ; p < 0,037)$. En outre en Vc les polymères sont significativement plus élevés que les acides carboxyliques $([0,681 \pm 0,140] ; p < 0,029)$, que les amines $([0,567 \pm 0,017] ; p < 0,041)$, et que les composés cycliques $([0,426 \pm 0,107] ; p < 0,005)$ (Tab.3.14 ; Fig. 3.29).

Tableau 3.14 : Paired T-Test les caractères en gras indique la différence significative (p) entre deux chaque substrats comparés à $\alpha < 0.05$

Traitement	Déchets brutes	Contrôles				Essai							
		RU	VC	C	F	CC	V	SC	V	F	C	V	S
polymères – sucres simples :	0,154	0,254	0,253		0,409		0,084	0,835	0,936	0,807		0,263	
polymères - acides carboxylique	0,408	0,029	0,017		0,615		0,546	0,465	0,096	0,145		0,741	
polymères - acides aminés	0,418	0,09	0,018		0,527		0,951	0,091	0,021	0,049		0,34	
polymères – Amines	0,511	0,041	0,058		0,386		0,292	0,079	0,006	0,103		0,686	
polymères – composés cyclique	0,247	0,005	0,024		0,616		0,09	0,037	0,01	0,036		0,059	
sucres simples - acides carboxylique	0,014	0,01	0,003		0,024		0	0,036	0,151	0,004	0,046		
sucres simples - acides aminés	0,023	0,061	0,016		0,989		0,003	0,068	0,035	0,015		0,07	
sucres simples - composés cyclique	0,021	0,003	0,013		0	0,002		0,07	0,014	0,018		0,153	
acides carboxylique -acides aminés	0,021	0,196	0,622		0,569		0,001	0,873	0,275	0,001	0,02		
acides carboxylique - Amines	0,945	0,076	0,759		0,601		0,065	0,311	0,026	0,761		0,283	
acides carboxylique - composés cyclique	0,477	0,029	0,223		0,016		0,252	0,59	0	0,354		0,913	
acides aminés - Amines	0,255	0,008	0,591		0,346		0,041	0,096	0,011	0,032	0,012		
acides aminés - composés cyclique	0,293	0,046	0,15		0,925		0,008	0,156	0,105	0,53		0,282	
Amines - composés cyclique	0,598	0,371	0,071		0,045		0,001	0,678	0,416	0,043		0,109	
sucres simples - Amines	0,207	0,027	0,042		0,54		0,022	0,006	0,004	0,117	0,009		

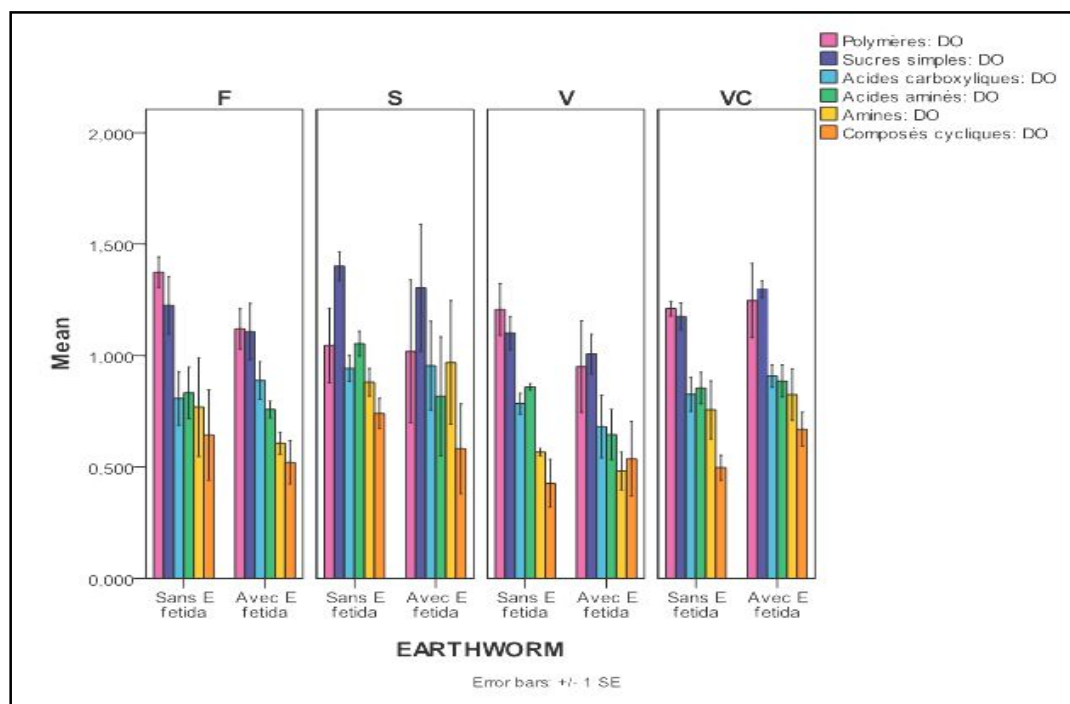


Figure 3.29 : Les DO des 6 groupes des sources carbonés.

Au niveau de VC l'utilisation (Tab.3.14 ; Fig. 3.29) des acides aminés $[0,859\pm 0,015]$ par les microorganismes est inférieure aux sucres simples ($[1,297\pm 0,039]$; $p<0,015$), aux acides carboxyliques ($[0,908\pm 0,503]$; $p<0,001$). Toutefois, elle est supérieure aux amines ($[0,824\pm 0,116]$; $p<0,032$). Par contre en S, la DO des acides aminés $[0,817\pm 0,267]$ est inférieure à celles des acides carboxyliques ($[0,954\pm 0,199]$; $p<0,020$). Par ailleurs, en Sc la DO des acides aminés ($[1,053\pm 0,055]$) est supérieure aux composés cycliques ($[0,739\pm 0,068]$; $p<0,008$) et aux acides carboxyliques ($[0,943\pm 0,059]$; $p<0,001$) (Tab.3.14 ; Fig. 3.29). En revanche, la dégradation des acides aminés en F $[0,758\pm 0,037]$, Fc $[0,833\pm 0,115]$, est inférieure aux sucres simples ($[1,107\pm 0,126]$; $p<0,016$) et ($[1,225\pm 0,0129]$; $p<0,016$) respectivement en F et Fc .

Concernant, les amines (Tab.3.14 ; Fig. 3.29), ils sont moins utilisés que les sucres simples comme source de carbone dans tous les vermifréacteurs (Tab 3.13, Tab.3.14). Toutefois, en VC, il n'y a pas de différence significative (Tab.3.14 et Fig. 3.29). Cependant les amines sont préférés comme source de carbone dans VC $[0,824\pm 0,116]$, VCc $[0,756\pm 0,130]$ par rapport aux composés cycliques ($[0,669\pm 0,076]$; $p<0,043$), ($[0,496\pm 0,055]$ ($p<0,045$) respectivement en VC, VCc. Aussi en Sc la DO des amines $[0,880\pm 0,061]$ est significativement supérieure à la DO des composés cycliques ($[0,739\pm 0,068]$; $p<0,001$) (Tab.3.14 et Fig. 3.29).

En F, les amines $[0,607\pm 0,050]$ sont moins utilisés que les acides carboxyliques ($[0,888\pm 0,085]$; $p<0,000$) (Tab.3.14 ; Fig. 3.29).

Concernant, les composés cycliques (Tab.3.14 ; Fig. 3.29), ils sont moins dégradés que les sucres simples, dans tous les vermifréacteurs étudiés. Toutefois, la comparaison de la DO en fin du processus, montre (Tab.3.14 et Fig. 3.29) que les composés cycliques en VC $[0,669\pm 0,076]$ et en VCc $[0,496\pm 0,055]$ sont inférieures aux DO des acides carboxyliques en VC et VCc respectivement de ($[0,908 \pm 0,503]$; $p<0,043$) et ($[0,826\pm 0,0773]$; $p<0,045$) (Tab.3.14 et Fig. 3.29).

En effet, les micro-organismes sont impliqués dans la dégradation de la matière organique, mais les vers de terre sont connus pour diminuer le taux de matière organique pendant la décomposition (Yadav *et al.*, 2013) ce qui peut conduire à la concurrence entre les vers de terre et des micro-organismes pour certains composés organiques nécessaires aux besoins en énergie et en croissance.

Par ailleurs, dans d'autres études, il a été constaté que les vers de terre sont associées au développement des populations microbiennes avec la capacité d'utiliser les polymères et les acides aminés (Brown *et al.*, 2000 et Gomèz-Brondon *et al.*, 2010.). Toutefois, nos résultats montrent que l'utilisation potentielle des polymères et des sucres et des acides carboxyliques a augmenté (Fig.3. 28), en présence de vers de terre (E) et en absence de vers de terre (C).

Par ailleurs, l'utilisation des acides aminés par des micro-organismes a diminué dans V (en présence d'*E. fetida*) par rapport au contrôle (Fig.3.28). Cette diminution peut être expliquée par la densité élevée des cocons et des vermisseaux dans V (Tab.3.15). En effet, l'utilisation des acides aminés tel que l'asparagine est nécessaire à la croissance et au développement des vers de terre (Ghiti *et al.*, 2014).

Le biographe a montré, que la microflore impliquée dans la dégradation des résidus organiques utilisés dans le vermicompostage, sont principalement des catabolyseurs de polymères et de monosaccharides, puis des acides carboxyliques et des acides aminés, et en derniers des amines et des composés cycliques.

Cette diversité métabolique peut être expliquée par la nature des résidus utilisés essentiellement d'origine agroalimentaire et par la présence d'une flore préexistante.

3.2.2. Evaluation des populations des vers de terres : *Eisenia fetida*

A la fin du vermicompostage, un comptage a été fait pour les différents stades de développement d'*E. fetida* (Adultes, sub-adultes, juvéniles, vermisseaux et cocons).

a) Les adultes et les sub-adultes :

Concernant les adultes, la moyenne est de $[13,40 \pm 4,51]$; $[21,40 \pm 8,70]$ $[30,40 \pm 2,50]$ et $[38,8 \pm 2,74]$ individus adultes respectivement dans F, S, V et VC. La différence entre les moyennes des adultes est significative ($F_{obs} = 4,631$; $p < 0,005$) (Cf. Annexe 4 ; Tab. IV.7). Ainsi il y a un effet litière. En outre, le tableau 6, indique une différence (Fig.3.29) significative entre VC $[38,8 \pm 2,75]$ adultes et F $[13,40 \pm 4,51]$ adultes avec $p < 0,02$

Tableau 3.15 : Comparaison des stades de développement d'*E. fetida* selon le type de litières

Traitement	adultes	cocons	Vermiseaux (Hatchlings)	Juveniles	Sub-adultes±
F	13,40±4,512	86,00±31,643	45,60±38,979	10,4±8,286	34,20±9,932
S	21,40±8,708	151,40±100,353	39,6±25,268	29,00±5,518	10,00±3,326
V	30,40±2,502	203,6±38,570	614,80±83,376	58,60±8,801	23,8±6,492
VC	38,8±2,746	334,8±98,786	13,059±56,80	56,80±1,960	22,6±2,249

Pour les sub- adultes (Fig.3.29) (ou adultes non clitelés, les moyennes sont [34,20± 9,93] ; [10,00± 3,29] [23,80± 6,49] et [22,6± 2,25] individus sub-adultes respectivement dans F, S, V et VC. Le Test LSD à $\alpha < 0,05$, indique qu'il y a une différence entre les sub-adultes de F [34,20 ±9,93] et de S [10,00 ±3,29] avec $p < 0,015$.

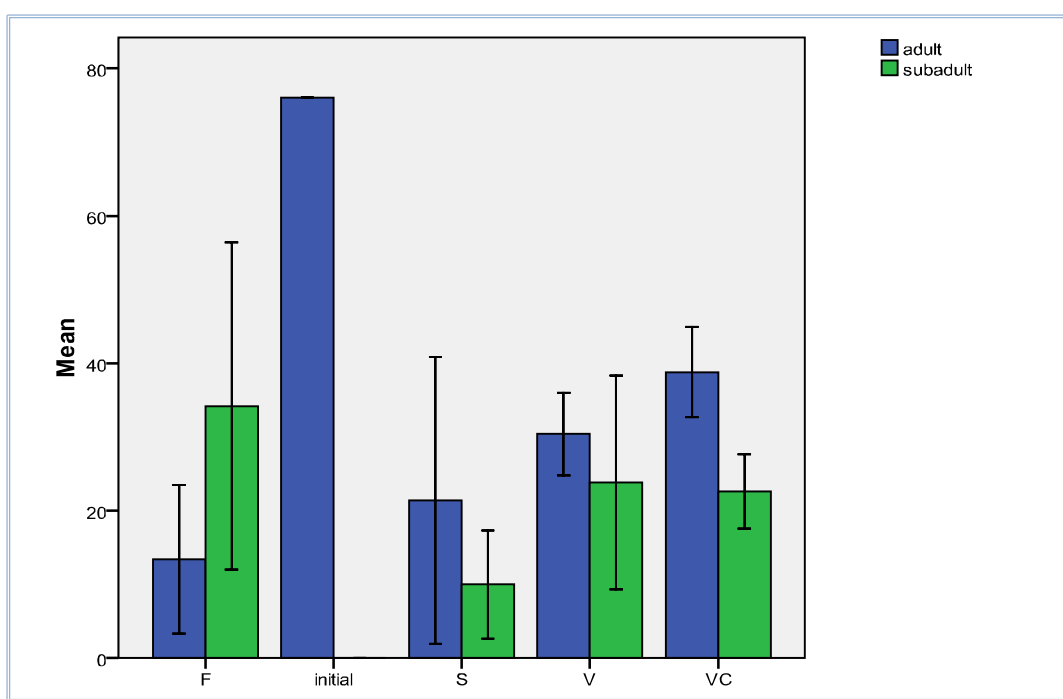


Figure 3.30 : Histogrammes des individus adultes et sub-adultes dans F, S, V et VC en fin de l'expérience.

B. Les juvéniles

Concernant les juvéniles la moyenne est de $[10,40 \pm 8,29]$ $[29,00 \pm 5,52]$; $[58,60 \pm 8,80]$ et $[56,8 \pm 1,96]$ juvéniles respectivement dans F, S, V et VC. La différence entre les moyennes des juvéniles est significative ($F_{\text{obs}} = 4,070$; $p < 0,025$) (Cf. Annexe 4 ; Tab. IV.7). Ainsi, il y a un effet litière. Par ailleurs, le tableau 6, indique une différence significative entre d'une part V $[58,60 \pm 8,80]$ juvéniles et F $[10,40 \pm 8,29]$ juvéniles avec $p < 0,009$ et d'autre part entre F $[10,40 \pm 8,29]$ et VC $[56,8 \pm 1,96]$ juvéniles avec $p < 0,0012$ (Fig. 3.31).

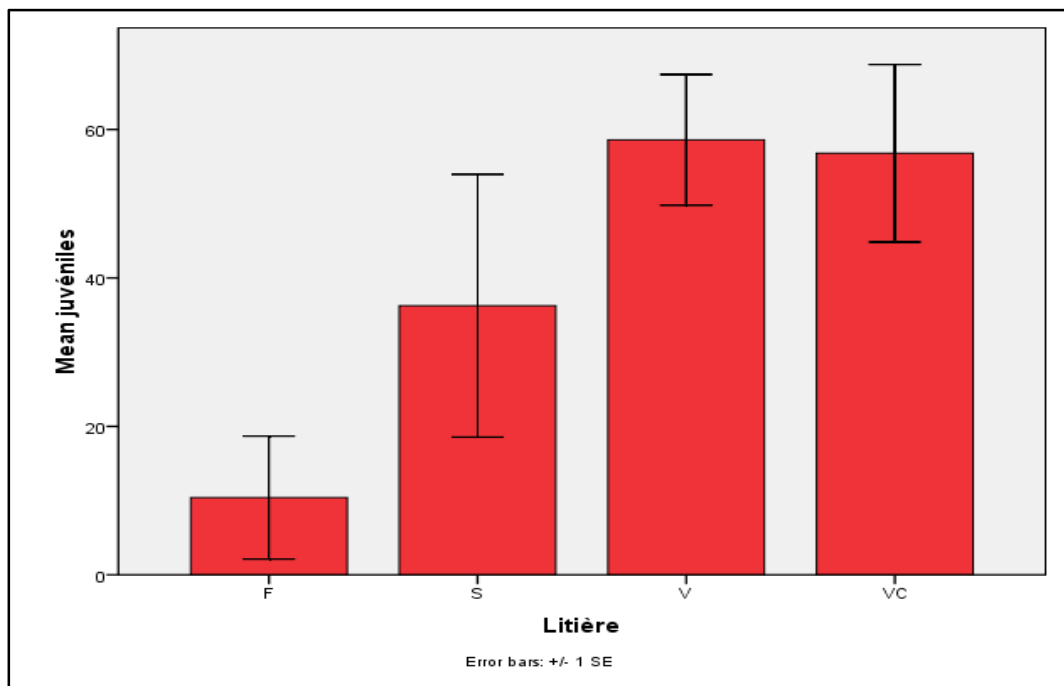


Figure 3.31: Histogrammes des juvéniles d'*E. Fetida* dans les différentes litières F, S V et VC en fin d'expérience.

C. Les Vermisseaux (Hachlings) :

Pour vermisseaux, les moyennes sont $[45,60 \pm 38,98]$; $[39,60 \pm 25,27]$; $[614,80 \pm 83,38]$ et $[13,06 \pm 56,80]$ vermisseaux respectivement dans F, S, V et VC. La différence entre les moyennes des vermisseaux est très significative ($F_{\text{obs}} = 7,272$; $p < 0,001$). Le Test LSD à $\alpha < 0,05$, indique qu'il y a une différence très significative entre V et les autres litières avec ($p < 0,000$). En effet, la vermiculite $[614,80 \pm 83,38]$ vermisseaux s'avère être la meilleure litière pour l'éclosion par rapport à F, S et VC (Fig. 3.32).

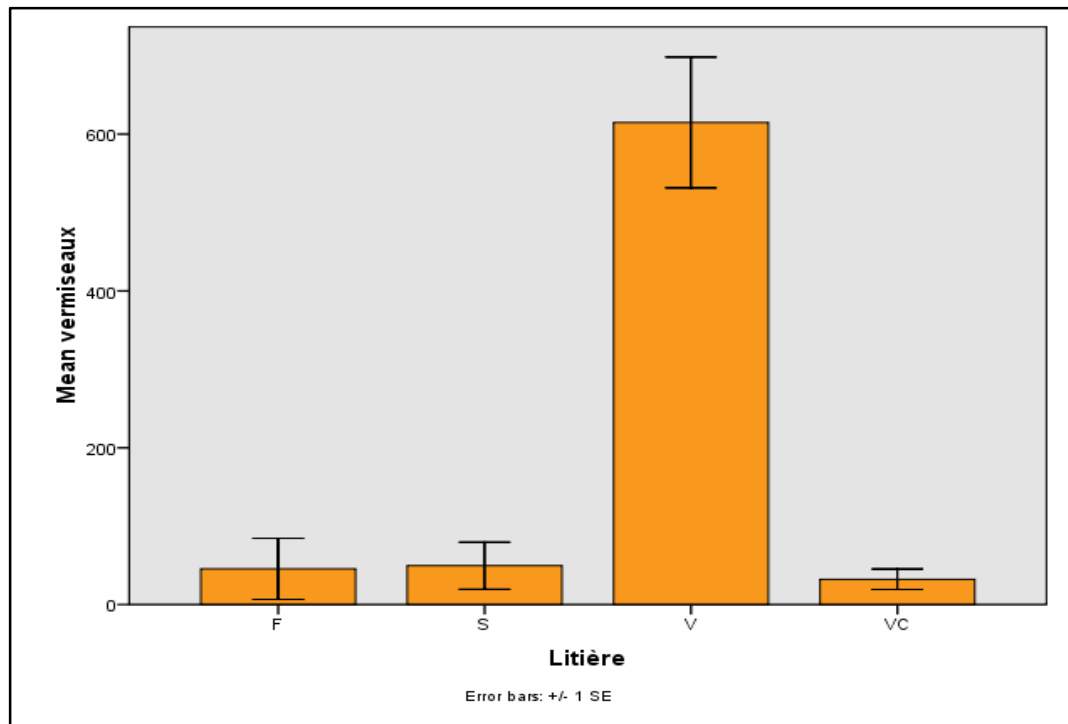


Figure 3. 32: Histogrammes des vermisseaux d'*E. Fetida* dans les différentes litières F, S V et VC en fin d'expérience.

D. Les cocons :

Pour les cocons, les moyennes sont $[86,00 \pm 31,64]$; $[151,40 \pm 100,35]$; $[203,60 \pm 38,57]$ et $[334,34 \pm 98,78]$ cocons respectivement dans F, S, V et VC. La différence entre les moyennes des cocons est significative ($F_{obs} = 5,541$; $p < 0,003$). Il existe ainsi un effet litière. Le test LSD à $\alpha < 0,05$, montre une différence très significative entre VC et les autres litières $p < 0,000$. Ainsi, le vermicompost $[334,34 \pm 98,78]$ cocons est la meilleure litière pour la production de cocons (Fig. 3.32).

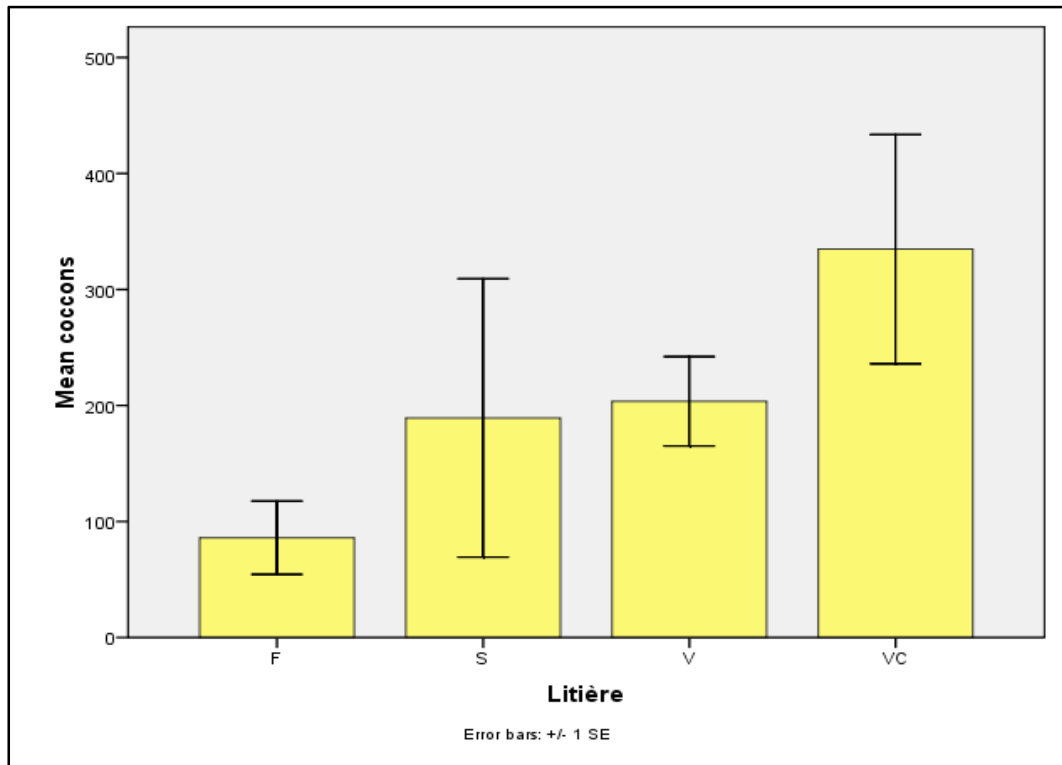


Figure 3. 33: Production de cocons dans F, S, V et VC en fin du vermicompostage.

Au cours du vermicompostage des déchets organiques de cuisine, l'utilisation de différents types de litières F (Feuilles), S (Sol), V (Vermiculite) et VC (Vermicompost) a donné des conséquences différentes sur la fécondité et la croissance d'*Eisenia fetida* (Ghiti *et al.*, 2014). En effet, la vermicompost (VC) s'avère une excellente litière pour la production de cocon et par contre la vermiculite est une meilleure litière pour l'éclosion et la croissance du ver de terreau (Ghiti *et al.*, 2014).

Ainsi, dans de la sciure de bois bien humidifiée comme litière et avec des ordures ménagères frais et coupés, il a été dénombré une moyenne de $[30,2 \pm 6,2]$ individus *Eisenia fetida* (Ouahrani *et al.*, 2009). Par contre, dans du carton bien humidifié et des déchets de grignon d'olive, il a été compté une moyenne de $[151 \pm 69]$ individus *Eisenia fetida* (Ouahrani *et al.*, 2012).

3.2.3. Test de phytotoxicité :

Le Tableau 3.16 présente les statistiques élémentaires pour % RSG, %RRG et % IG.a) La germination relative des graines (% RSG) : Pour C les moyennes calculées (Fig.3.33.) sont de $[103,74 \pm 1,54]$, $[96,67 \pm 1,21]$, $[97,77 \pm 0,75]$ et $[102,88 \pm 2,78]$ %, respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Et pour E les moyennes (Tab.3.16.) sont

de [98,92±1,78], [100,82±1,37], [96,33±0,43] et [98,074±81,68] respectivement

pour V, F, VC et S. (Fig.3.33).Le tableau de la MANOVA, montre un effet significatif de la litière ($F_{obs}=2,950$, $p<0,048$) et de l'interaction entre lombriciens et litière ($F_{obs}=3,377$, $p<0,031$).Cela signifie que d'une part% RSG, diffère d'une litière à l'autre, et d'autre part il est influencé par l'interaction des vers de terre et de la litière.Par ailleurs,la comparaison par le test LSD $\alpha< 0,05$ entre les traitements, montre que le % RSG est plus grand en absence des vers de terre dans V_C ([103,74±1,54] et $p< 0,038$) et S_C ([102,88±2,78] et $p< 0,038$) (Fig.3.33).

Tableau 3.16 : Moyennes ± ES à 95% de% RSG, %RRG et % IG étudiés

Traitements	Litières	% RSG	%RRG	% IG
Contrôle C	V_C	[103,74±1,54]	[113,36±4,98]	[117,61±5,61]
		[97,8-106,59]	[97,71-127,4]	[97,80-106,59]
	F_C	[96,67±1,21]	[81,529±6,15]	[79,00±6,776]
		[92,71-100]	[70,51-105,58]	[67,57-105,58]
	VC_C	[97,77±0,75]	[100,37±4,38]	[98,22±4,92]
		[95,92-100]	[91,67114,8]	[88,03-113,63]
		[102,88±2,78]	[109,83±9,289]	[113,78±12,375]
	SC	[95,6-109,89]	[96,28-146]	[94,04-160,66]
Essai E	V	[98,92±1,78]	[130,29±2,35]	[129,02±4,28]
		[94,68-103,19]	[124,2-136,36]	[117,59-140,71]
	F	[100,82±1,37]	[102,09±5,319]	[103,02±5,97]
		[97,8-104,4]	[92,43-117,18]	[90,4-118,46]
	VC	[96,33±0,43]	[88,15±11,044]	[85,03±10,86]
		[95,92-97,96]	[66,78-117,11]	[64,112,32]
	S	[98,074±81,68]	[90,06±14,56]	[88,99±15,308]
		[94,68-103,19]	[46,85-122,94]	[44,36-126,86]

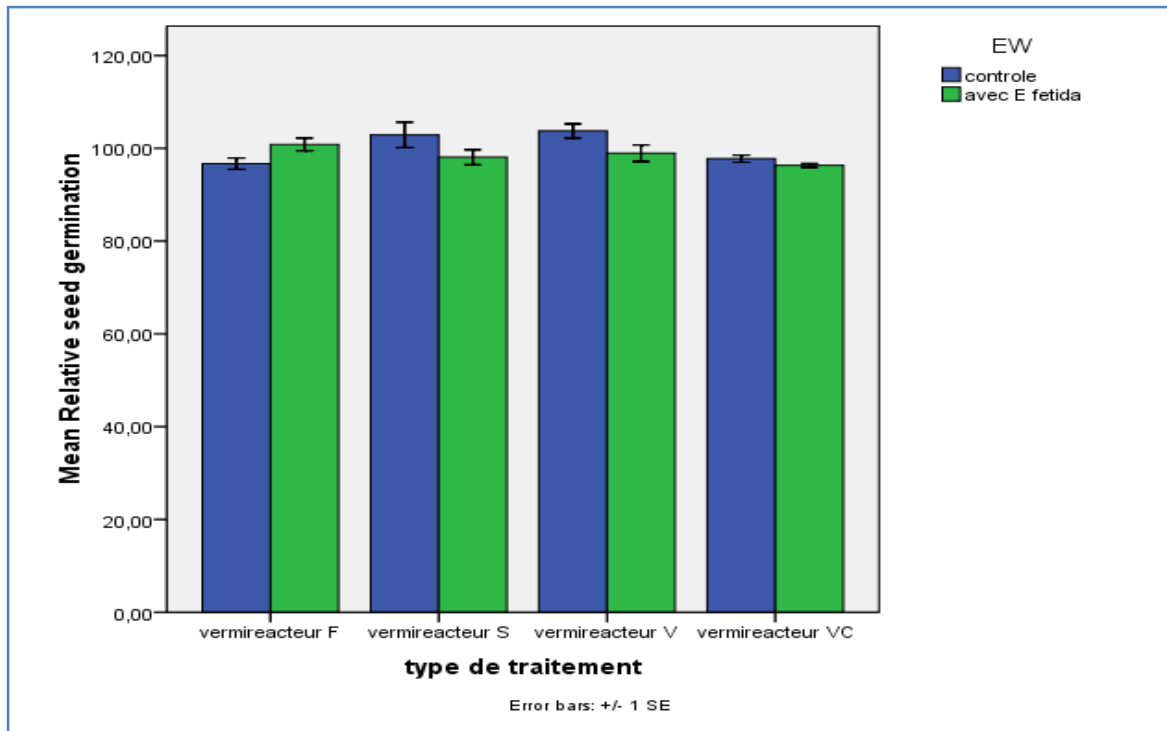


Figure 3.34: Variation des moyennes % RSG pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) et dans les différentes litières étudiées, au cours du lombricompostage.

Tableau 3.17 : L'analyse de la Manova pour le % RSG, %RRG et % IG.

	Variables	F	p
<i>E.fetida</i>	RSG	2,339	0,136
	RRG	0,054	0,817
	IG	,010	0,922
Litière	RSG	2,950	0,048
	RRG	5,408	0,004
	IG	5,348	0,004
<i>E. fetida</i> *Litière	RSG	3,377	0,031
	RRG	2,953	0,048
	IG	2,843	0,054

a) La croissance relative des racines (% RRG) : Pour C les moyennes calculées (Tableau20.) sont de [113,36±4,98], [81,529±6,15], [100,37±4,38] et [109,83±9,289] %, respectivement pour VC, FC, VCC et SC. Concernant, E les moyennes (Tab.3.16) sont de [130,29±2,34], [102,09±5,32], [88,15±11,04] et [90,06±14,56] % respectivement pour V, F, VC et S. Le tableau 3.17 de la MANOVA, montre un effet très significatif de la litière ($F_{obs}=5,408$, $p<0,004$) et de l'interaction entre *E fetida* et la litière ($F_{obs}=2,953$, $p<0,048$). Cela signifie que d'une part la longueur des racines diffère d'une litière à l'autre et d'autre part l'interaction vers de terre litière ont une influence positive sur la croissance des racines. Par ailleurs, la comparaison par le test LSD $\alpha < 0,05$ entre les traitements, montre que le % RRG dans V est significativement plus grand (Fig.3.34.) par rapport aux autres traitements.

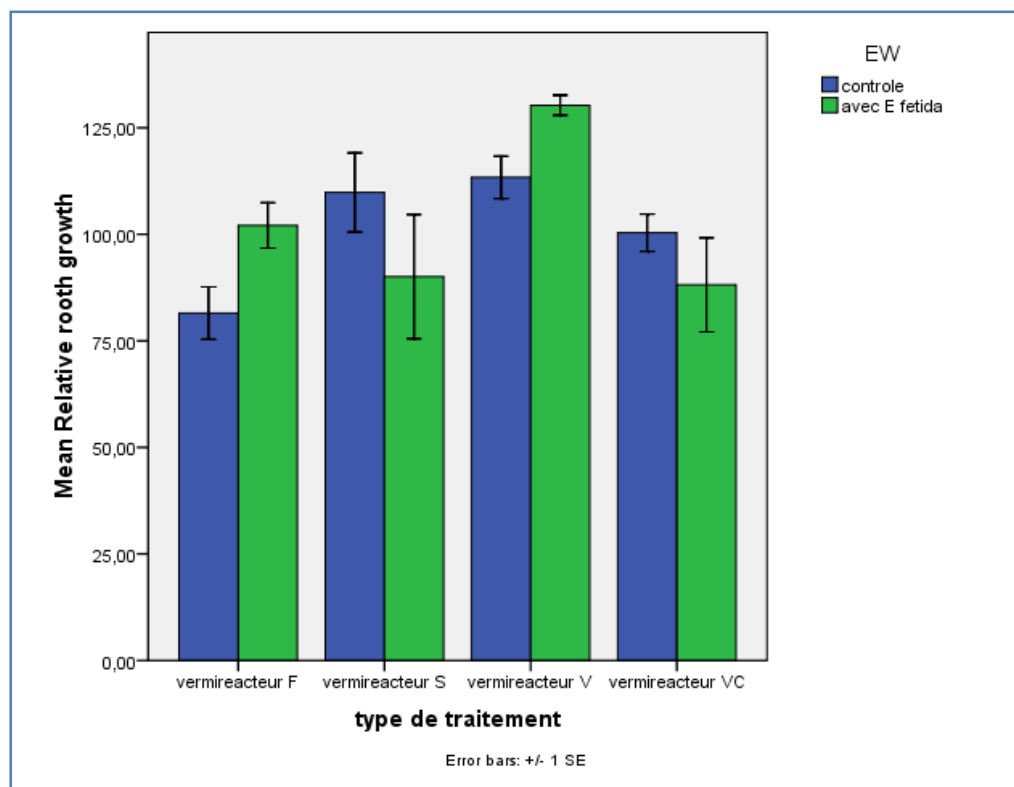


Figure 3.35 : Moyennes % RRG pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.

b) L'index de germination (% IG) : Concernant, C les moyennes obtenues (Tableau 20.) sont de [117,61±5,61], [79,00±6,776], [98,22±4,92] et [113,78±12,375] % IG respectivement pour V_C, F_C, VC_C et S_C. Et pour E les moyennes (Tableau20.) sont de [129,02±4,28], [103,02±5,97], [85,03±10,86] et de [88,99±15,308] % IG respectivement pour V, F, VC et S.

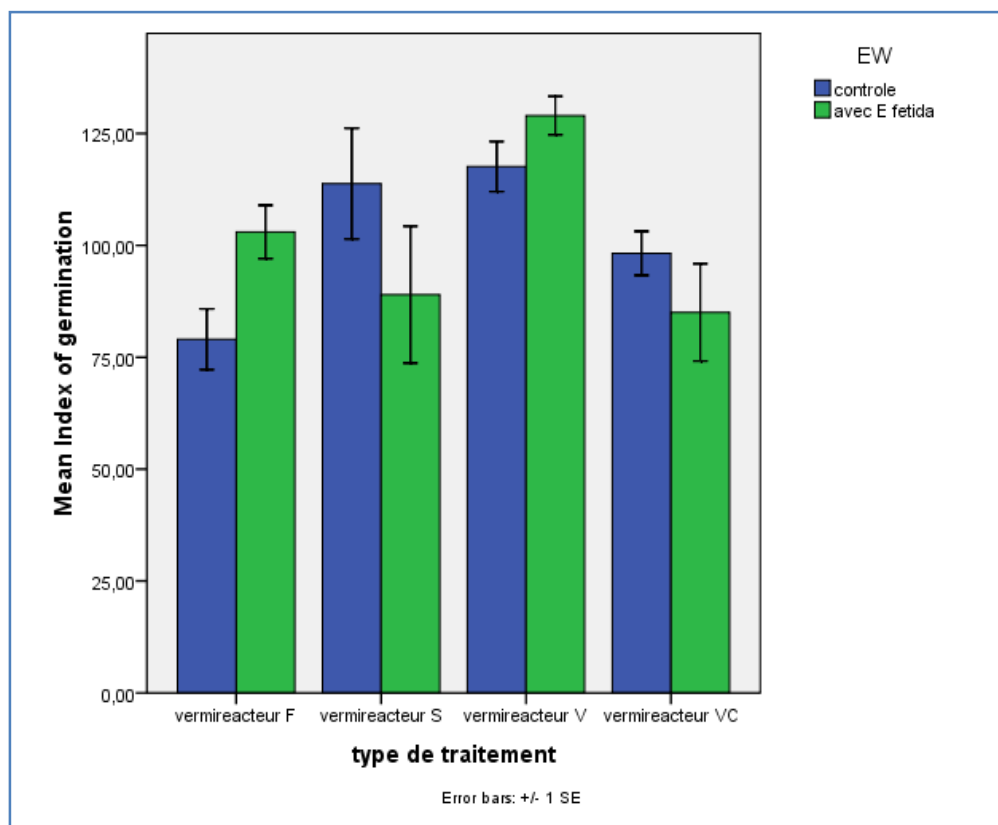


Figure 3.36 : Moyennes % IG pour C (absence de vers de terre) et E (présence de vers de terre) au cours du lombricompostage.

Le tableau 3.17 de la MANOVA, montre un effet très significatif de la litière ($F_{obs}=5,348p<0,004$). Cela signifie que % IG est différent d'une litière à l'autre. Par ailleurs, la comparaison par le test LSD $\alpha < 0,05$ entre les traitements, montre que le % IG dans V est significativement plus grand (Fig. 3.36) par rapport aux autres traitements.

Pour classer le compost non toxique, le test de germination doit être supérieur à 60% (Cunha-Queda et al., 2007). Nos résultats (Tab.3.16) montrent que % RSG est supérieur à cette valeur pour toutes les litières (V, F, VC et S), nous pouvons conclure que le compost obtenu en fin de vermicompostage n'est pas phytotoxique.

Par ailleurs, selon, Abad *et al.*, (2001) et Hoekstra *et al.*, (2002), l'effet du produit final (compost) est stimulant sur la croissance racinaire et ceci est due aux caractéristiques physico-chimiques du substrat final. Ainsi le % RRG dans certain traitement comme V (Tab. 3.16) dépasse 100 %. Donc le substrat final obtenu lors du lombricompostage sur les ordures ménagères du RU a un effet positif sur la croissance racinaire.

En outre, pour Majlessi *et al.*, (2012), le NH_4^+ , le pH et la conductivité électrique peuvent jouer un effet sur la croissance et la germination de la plante. Une concentration d' NH_4^+ de 13mmol a prouvé son effet toxique sur la plante (Bennet et Adams, 1970). La salinité a un effet déprimant sur la germination et la croissance, surtout sur les premières phases de la germination (Hoekstra *et al.*, 2002). Un pH supérieur à 6,0-6,5 peut diminuer la disponibilité des micronutriments (Cunha-Queda *et al.*, 2007). La qualité physico-chimique (Tab.3.2.) du produit final (compost) obtenu avec les ordures ménagères du RU par lombricompostage peut être exploitée comme bio engrais dans la fertilisation des sols.

Conclusion

4. Conclusion

Le vermicompostage est le résultat de l'action de plusieurs mécanismes chimiques et biologiques (microorganismes, vers de terre, collemboles ...etc.) qui interviennent dans le changement de la composition de la matière organique fraîche non stable en matière mature et stable ou lombricompost

Notre travail s'est focalisé sur l'étude du processus de minéralisation et de l'humification de la matière organique et de l'interaction entre les paramètres chimiques et biologiques au cours du vermicompostage des déchets organiques.

Pour cela nous avons réalisé un plan expérimental comportant 40 vermiréacteurs en présence de 76 adultes de vers de terreau *Eisenia Fetida* et avec différentes litières soit de la Vermiculite (V) soit Vermicompost (VC), ou Sol (S) ou encore la litière est constituée de Feuilles (F)). Par ailleurs dans chaque vermiréacteur, il a été mis 1500 g de déchets décomposables.

Nos objectifs portent sur l'effet *E. fetida* et des microorganismes sur la dégradation des composés organiques au cours de vermicompostage. Des paramètres physico-chimiques ont été déterminées comme le : pH, la CE, % Carbone total, % azote total, carbone organique labile ($\mu\text{g}/\text{mg}$ poids sec), l'azote inorganique (nitrate et ammonium en mg/Kg du poids sec) et biologiques dont la relation d'*E. fetida* avec les communautés microbiennes a été évaluée, par la mesure de **l'activité microbienne** par une technique appelée **SIR**, par **le profil physiologique** des microorganismes est étudiée par le **Biolog écoplaque**. Nous avons aussi dénombré manuellement les adultes, juvéniles et cocons, peuplant des différents vermiréacteurs et enfin un test de phytotoxicité du vermicompost obtenu est effectué sur *Lepidum sativum*.

Ainsi nos résultats montrent :

Le pH: augmente après le traitement des déchets, quelque soit le type de réacteurs, la présence d'*E. fetida* induit l'alcalinisation du milieu.

La Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$): diminue au cours du processus à cause du lessivage, influencée par la nature de la litière.

L'humidité relative (%H) augmente dans la plupart des vermiréacteurs, dépassant 70%, idéale pour la croissance d'*E fetida*.

Le carbone organique dissous (DOC µg/mg), la minéralisation du C organique a augmenté, par la libération du carbone labile, le taux est élevé dans le contrôle.

Le carbone total (%Ctot) diminue dans les déchets traité par *E fetida*, favorisant la minéralisation de la MO.

L'Azote total (%Ntot) augmente dans les déchets traité par *E fetida*, à cause de la libération d' NH_3^+ dans les turricules, mucus.

Le rapport C/N, est idéale pour la plupart des vermiréacteurs, ne dépassant pas 10, ce qui indique la maturité et la stabilité de la MO.

Les nitrates dépendent de la capacité de la flore microbienne a nitrifié, soit la présence d'*E fetida* peut favoriser le phénomène.

SIR ou la respiration induite par le substrat diminue après traitement, en présence d'*E fetida*, ce qui indique, la stabilité de la MO.

Le Biolog ecoplaque montre la capacité métabolique des microorganismes présents à dégrader les différentes Source carbonés augmentent après le traitement, les polymères les sucres simples et les acides aminés, sont la cible préféré. Des microorganismes.

La croissance et la fécondité d'*E fetida*, tous les vermiréacteurs ont permis la croissance et la multiplication d'*E fetida*, certains s'avère plus favorable telle la vermiculite(729 individus soit une augmentation de 9 fois plus que le nombre initial).

Le Test de phytotoxicité: % RSG, % RRG et % IG indique que le produit obtenu n'est pas toxique. En effet la germination et la croissance dépassent les 100%pour la vermiculite (%RRG=[130,29±2,35] et %IG=[129,02±4,28].

Dans cette étude, nous avons démontré le potentiel d'*Eisenia fetida* de convertir les biodéchets en produits de valeurs. Le vermicompost obtenus dans l'étude, est riche en éléments nutritifs à faible Rapport C/N. Ainsi le lombricompost peut être un bon restaurateur du sol et une source d'éléments nutritifs pour les plantes dans l'agriculture.

Le vermicompostage des déchets organiques est un procédé approprié pour la gestion des déchets solides. En effet, le plus grand avantage du lombricompostage est la réduction importante du poids des ordures. Ce sont ainsi autant de déchets détournés de la collecte et du traitement des ordures ménagères (incinération ou enfouissement) qui coûtent énormément aux collectivités. Une manière pour ces dernières de maîtriser les coûts de gestion de ces déchets qui augmentent chaque année.

Egalement, il permet de valoriser nos déchets alimentaires en les intégrant de nouveau dans le cycle naturel de la matière organique. Les déchets organiques retournent alors à la terre au lieu d'être enfouis ou incinérés). Enfin, il permet la production d'un engrais 100% naturel et totalement gratuit pour les plantes d'intérieurs, les jardinières ou encore le jardin.

En résumé, Le lombricompostage, tout comme l'éco-consommation et le recyclage, est un moyen efficace de diminuer la quantité totale de déchets enfouis ou incinérés. Des objectifs difficilement atteignables sans une sensibilisation des citoyens à ces différents éléments de prévention.

Références Bibliographiques

- **Ahmed R., Jilani G., Arshad M., Zahir Z.A. , Khaled A., 2007.** Bioconversion of organics for their recycling in agriculture : an review of perspectives an prospects. *Annals of microbiology*, vol.57, 4: 471-479.
- **Aira M, Gómez-Brandón M, González-Porto P, Domínguez J., 2011.** Selective reduction of the pathogenic load of cow manure in an industrial-scale continuous-feeding vermireactor. *Bioresource Technol.* Vol.10 : 9633–9637.
- **Aira M., Dominguez J., 2010.** Substrate induced respiration as a measure of microbial biomass in vermicoddmposting studies. *Bioresource. Technology.* Vol 101, pp. 7173-7176.
- **Aira M., Monroy F., Dominguez J., 2006.** C to N ratio strongly affects population structure of *Eisenia fetida* in vermicomposting systems.” *European journal of soil biology*, vol. 42, pp. 127-131.
- **Aira M., Sanpedro L., monroy F., Dominguez J., 2008** Detritivorus earthworms directly modify the structure, thus altering the functioning of micro decomposer food web. *Soil biology and biochemistry*, vol. 40,10 : pp. 2511-2516.
- **Albrecht R., 2007.** Co-compostage de boue de station d’épuration et de déchets verts : nouvelle méthodologie de suivi des transformations de la matière organique. Thèse de Doc.Université Paul Cezanne Aix-Marseille III.
- **Anonyme, 2003.** Municipal solid waste and its role in sustainability. A position paper prepared by *IEA*.<http://www.ieabioenergy.com>.
- **Ales H., and Pliva P., 2013.** Vermicomposting technology as a tool for nutrient recovery from kitchen biowaste. *In: ICWMT*, pp. 431-439.
- **Arancon NQ., Edwards CA., Atiyeh R., Metzger JD., 2004.** Effects of vermicomposts produced from food waste on the growth and yields of greenhouse peppers. *Bioresour Technol.* Vol. 93, pp. 139–144.
- **Arancon NQ., Edwards CA., Bierman P, Metzger JD., Lee S, Welch C., 2003** Effects Of vermicomposts to tomatoes and peppers grown in the field and strawberries under high plastic tunnels. *Pedobiologia.* Vol.47, pp. 731–735.
- **Atiyeh RM., Lee S., Edwards CA., Arancon NQ., Metzger JD., 2002.** The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. *Bioresour Technol.* Vol 84, pp. 7–14.

- **Atiyeh M., Shuster W., Edwards C.A., Bachman J.D., Metzger J.D., 2000.**Effect of vermicompost and compost on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia*, vol. 44, pp. 579-590.
- **Asha A., Tripathi AK., Soni P., 2008.** Vermicomposting: A Better Option for Organic Solid Waste Management. *J Hum Ecol.*Vol 24, pp. 59–64.
- **Bachelier B., 1978.** La faune des sols, son écologie et son action, IDT n°38 ORSTOM. PARIS, pp. 129-178.
- **Bachman GR, Edgar Dvice W., 2000.** Growth of *Magnolia virginiana* liners in vermicompost-amended media. Proceeding of SNA Research Conference, Southern Nursery Association, Atlanta, pp 65–67.
- **Bailly VL., Bolton H., Smith JL.,2008.** Substrate –induced respiration and selective inhibition as measures of microbial biomass in soils.In soil sampling and methods of analysis. Carter M.R., Gregorich EG. Eds. CRC Press, Boca Raton, pp. 515-526.
- **Bazri K., Ouahrani G., Gheribi-Aoulmi Z. et Diaz Cosin D., 2013.** La diversité des lombriciens dans l’ Est algérien depuis la côte jusqu’ au désert. *ecologia mediterranea*. Vol. 39
- **Bennet AC.,Adams F.,1970.**Concentration of NH₃(aq) required for incipient NH₃ toxicity to seedlings. *Soil science*.vol.34, pp. 259-263.
- **Bohlen P. J., Scheu S., Hale C. M., McLean M.A., Migge S., Groffman P.M., and Banu JR, Logakanthi S., Vijayalakshmi GS., 2000.** Biomanagement of paper mill sludge using an indigenous (*Lampito mauritii*) and two exotic (*Eudrilus eugineae* and *Eisenia foetida*) earthworms. *J Environ Biol*. vol.22, pp. 181–185.
- **Bouché M.B., 1977.**Strategies lombriciennes. In: LOHM, U., PERSSON, T. (Eds.).Soil organisms as components of ecosystems Ecological Bulletin, vol. 25, Stockholm, pp.122-132.
- **Bouché, M.B., 1972.** Lombriciens de France. Ecologie et systématique. Ed. I.N.R.A., Paris, 671 pp.
- **Bouché, M.B., 1984.** Les vers de terre. *La Recherche*, vol.15, 156, pp.796 – 804.
- **Bousseboua.H., 2005.** Elément de microbiologie.2Ed. Campus club.
- **Brown G.G., Doube B.M., 2000.** Interaction between earthworms, microorganisms, organic matter and plants. In *Earthworm Ecology*, 2ed.

- **Burge WD., Enkiri NK., Hussong D.,** 1987. Salmonella regrowth in compost as influenced by substrate. *Microbial Ecol* .vol.14, pp. 243–253.
- **C.A.C.T.I.** Centro de Apoyo Científico - Tecnológico a la Investigación, Universidad de Vigo. *www.uvigo.es*.
- **Canellas LP., Olivares FL., Okorokova FAR.,** 2002. Humic acids isolated from earthworm compost enhance root elongation, lateral root emergence and plasma membrane H⁺- ATPase activity in maize roots. *Plant Physiol*.Vol 130, pp1.951–1957.
- **Clavet R.,** 2013. *Le Sol*.2.ed.éditions France.agricole.
- **Chattopadhyay G.N.,** 2012. Use of vermicomposting biotechnology for recycling organic wastes in agriculture. *International journal of recycling organic waste in agriculture*.1-8.
- **Chen Y., Gat P., Frimmel F.H. and Abbt-Braun G.,** 2006. Metal binding by humic substances and dissolved organic matter derived from compost.In I. Twardowska et al. (eds.),and *Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*, 3–23.Springer.
- **Djemaci b.,** 2012. La gestion des déchets municipaux en Algérie *Analyse prospective et éléments d'efficacité*. Thèse de doc. Université de Rouen.
- **Doube BM, Stephens PM, Davorena CW, Ryderb MH.,** 1994 .Interactions between earthworms, beneficial soil microorganisms and root pathogens. *Applied Soil Ecololy*.Vol.1, pp. 3–10.
- **Dominguez J.,** 2004.State of the art and new perspectives on vermicomposting research. In *Earthworm Ecology*. chap 18. Edwards C.A. ed, 401, p.
- **Dix, N. J. & Webster J.,** 1995. *Fungal Ecology*, Chapman & Hall eds, Cambridge.549 p.
- **Dytham.C.,** 2003. *Choosing and using statistics.A b A biologist guide*. 2 Ed. Blackwell Publishing.
- **Fornes F., Mendoza-Hernandez D., Garcia-dela-Fuente R., Abad M., Belda R.M.,** 2012. Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution trough straight and combined processes. *Bioresource Technology*. Vol.118, pp. 296-305.
- **Edwards C.A.,** 2011.Human pathogen reduction during vermicomposting. In: Edwards C.A, Arancon NQ, Sherman R (eds) *Vermiculture technology: earthworms, organic wastes and environmental management*. CRC Press, Boca Raton, pp .249–261.
- **Edwards CA., Aroncon N.Q.** 2004.the use of earthworms in the breakdown of organic waste to produce vermicomposts and animal feed protein. In *earthworm ecology*. chap 18. Edwards C.A. ed.354, p

- **Edwards C.A., Bohlen P.J., 1996** .Biology and Ecology of earthworms. Chapman and Hall, London,426,p
- **Edwards CA., Dominguez J., Arancon NQ., 2004**.The influence of vermicomposts on pest and diseases. In: Shakir Hanna SH, Mikhail WZA (eds) Soil Zoology for Sustainable Development in the 21st centouary., Cairo, pp. 397–418.
- **Eastman B.R., 1999**. Achieving pathogen stabilization using vermicomposting. *BioCycle* Vol.40, pp. 62–64.
- **Elmer WH., 2009** .Influence of earthworm activity on soil microbes and soilborne diseases of vegetables. *Plant Disease*.vol. 93, pp.175–179.
- **Fayolle L., 1982**. Etude de l'évolution du système déchets –lombricien-microorganismes : perspectives appliquées. Thèse Doctorat. Université Claude Bernard Lyon, p.129.
- **Ganesh k.A., Sekaran G.,2005**. Enteric pathogen modification by anaecic earthworm, *Lampito Mauriti*. *J Appl Sci Environ Mgt*.Vol. 9: pp, 15–17.
- **Garcia C., Hernandez T., Costa F.,1997**. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun Soil Sci Plant Anal* 28:123–134.
- **Garg V.K., Suthar S., Yadav A., 2012**. Management of food industry, waste employing vermicomposting technology. *Bioresource technology*.Vol .126, pp. 437-443.
- **Garland JL., 1997**. Analysis and interpretation of community level physiological profiles in microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology Vol. 24*, pp, 289-300.
- **Garland JL., Mills AL., 1991**. Classification and characterization of heterophic microbial microbial communities on the basis of patterns of community level sole–carbon-source utilization. *Applied and Environmental Micrpbiology*.Vol.57, pp. 2351-2359.
- **Ghosh M., Chattopadhyay G.N., Baral K., 1999**. Transformation of phosphorus through vermicomposting. *Bioresource Technology*.Vol.69, pp. 149-154.
- **Ghiti H., Ouahrani G., Salutiano M., 2014**. Evaluation of microbial catabolic patterns and substrate induced respiration in various vermicomposting designs of organic waste by *Eisenia fetida*. *Annals of Biological Research*, vol. 5, 4: pp .52-57.
- **Ghiti H., Domingo P., Salutiano M., Ouahrani G., 2016**. Effects of Epigeic Earthworms, *Eisenia fetida* on Carbon and Nitrogen during Vermicomposting of Fresh Bio-waste.International Journal of Sciences: Basic and Applied Research , vol. 27, 2: pp. 148-157.
- **Giri B., Giang P.H., Kumari R., Prasad R, Varma A.,2005**. Microorganismes in soils :Role in genesis and function. *In Soil biology* .Vol3, pp.36-49.

- **Glimm E., Huer H., Engelen B., Smalla K., Bachhaus H., 1997.** Statistical comparisons of community catabolic profiles. *Journal of Microbiological. Methods.* Vol.30, pp.71-80.
- **Gliotti C., Giusquiani PL., Businelli D., Machioni A., 1997 .**Composition changes of dissolved organic matter in a soil amended with municipal waste compost.*Soil Sci.*Vol. 162, pp. 919–926.
- **Gobat J.M., Matthey W., 2003.** Le sol Vivant, base de pédologie et biologie du sol, 2ed.presse polytechnique et universitaire romandes.Lausane.
- **Gopal M., Gupta A., Sunil E., Thomas VG, .2009 .**Amplification of plant beneficialmicrobial communities during conversion of coconut leaf substrate to vermicompost by Eudrilus sp. *Current Microbiology.* Vol. 59, pp.15–20
- **Gomèz-Brondon M., Vela M., Victoria M., Tolido M., Insam H., Dominguez G., 2015.** Effect of compost and vermicompost teas as organic fertilizers. In Advances in fertilizer technology: Synthesis, Voll.S.Sinha K. K.pant, S.Bajpai .Ed.Studium press, LLC, USA, pp. 300-118
- **Gregorich et Janzen, 2000.** Soil conservation and biodiversity, in The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture, D. L. Hawksworth, Ed.,CAB International, Wallingford, UK, pp. 89–103
- **Groupe JA., Kautola H., Javadpour S., Moo-young M., Anderson W.A., 2004.** Assesment of changes in microorganism community in a biofilter.Biochemistry. Engineering Journal. Vol.18, pp.111-114.
- **Guisti I., 2009.** A review of waste management practices and their impact on human health.Waste management.Vol. 29, 8 : pp, 2227-2239.
- **Hait S., Tare V., 2011.**Vermistabilisation of primary sewage sludge. *Bioresource technology*, vol. 102, pp. 2812-2820.
- **Haritha Devi S., Vijayalakshmi K., Pavana Jyotsna K., Shaheen SK., Jyothi K., Surekha Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif A., Cherif M., Boudabous A., 2001.** Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresour Technol.* Vol.80, pp. 217–225.
- **Hassen A, Belguith K, Jedidi N., Cherif A., Cherif M., Boudabous A., 2001**
Microbial
characterization during composting of municipal solid waste. *BioresourTechnol*
80:217–
225.

- **Heusser S., Dupuy HG., 2008.** Atlas de biologie animale.3ed. Dunod.
- **Hoitink H.A.J., Boehm. M.J., 1999.** Biocontrol within the context of soil microbial communities. Substrate dependent phenomena”. *Annual review of phytopathology*. Vol. 37, 1: pp. 424-446, 1999.
- **Horwath W., 2007.** Carbon cycling and formation of soil organic matter. In soil Microbiology, Ecology and Biochemistry. 3ed. Aldor A. Paul, Academic press, p329.
- **Kaur A., J. Sing, Vig A.P., Dhalwal S.S, Rup P.J.,2010.** Cocomposting with and without *Eisenia fetida* for conversion toxic paper mill sludge into soil conditioner. *Bioresource technology*, vol. 101, pp. 8191-8198.
- **Keeney D.R. and Nelson D.W., 1982.** Nitrogen - inorganic forms.” In Methods of soil analysis, part 2, 2nd ed. A.L. Page. Ed. Madison, WI: ASA and SSSA, pp. 643-698.
- **Knipler, T., 1985 .** Approche des différents paramètres du lombricompostage conjoint. Ordures ménagères Boue d'épuration. DEA. Académie de Montpellier. UST du Languedoc.
- **Leclerc H., Gaillard J-L., 1995.** Microbiologie générale, la bactérie et le monde bactérien. Ed Doins, pp.117-118.
- **Lee. KE.,1985.** Earthworms their ecology and relationships with soil and land use. Academic press, Sydney,pp 411.
- **Lee. KE., et Pankurt C.E., 1992.**Soil organisms and sustainable roductivity.*Australian journal of soil research*.Vol. 30,6 :pp. 855-892.
- **Makulec G., 2000.** The role of *Lumbricus rubellus* Hoffm. In determining biotic and abiotic properties of peat soils. *Pol J Ecol*. Vol.50, pp. 301–339
- **Madigan M., Martinko J., 2007.** Brock, Biologie des microorganismes. 11ed, Pearson.
- **Masciandaro G., Ceccanti B., Gracia C., 2000 .**In situ' vermicomposting of biological sludges and impacts on soil quality. *Soil Biol Biochem*.Vol. 32, pp.1015–1024.
- **Mezler D., 2004.** BIOCHEMISTRY.The chemical reactions of living cell. 2ed. Vol 2, pp.1973.
- **Monroy F, Aira M., Domínguez J., 2009.** Reduction of total coliforms numbers during vermicomposting is caused by short-term direct effects of earthworms on microorganisms and depends on the dose of application of pig slurry. *Sci Tot Environ*. Vol 405, pp. 411–5416.
- **Monroy Martínez F., 2006.** Efecto das miñocas (clase oligochaeta) sobre a comunidade descompoñedora durante o proceso de vermicompostaxe. Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal. Universidade de Vigo.

- **Muscolo A., Bovalo F., Gionfriddo F., Nardi S., 1999.** Earthworm humic matter produces auxin-like effect on *Daucus carota* cell growth and nitrate metabolism. *Soil Biol Biochem* . vol.31, pp.1303–1311.
- **NGO C. et Régent A., 2012.** Déchets, Effluent et Pollution, impact sur la santé.3Ed, Dunod.
- **Nielson RL., 1965.** Presence of plant growth substances in earthworms demonstrated by paper chromatography and the Went pea test. *Nature*, vol. 208, pp.1113–1114.
- **Noble M., Coventry E., 2005.**Suppression of soil-borne plant diseases with composts: A review”. *Biocontrol science and technology*, vol. 15,1 : pp. 3-20.
- **Orozco FH., Cegarra J., Trujillo LM., Roig A., 1996.**Vermicomposting of coffee pulp using the earthworm *Eisenia fetida*: effects on C and N contents and the availability of nutrients. *Biol Fertil Soils*. Vol. 22, pp. 162–166.
- **Ouahrani G., 2003.** Lombritechnique appliquée aux évaluations et aux solutions environnementales. Thèse de Doc. Etat.Université Mentouri .
- **Ouahrani G., Gheribi-Aoulmi Z., Chenouf S.,2009.** VALORIZATION OF ORGANIC WASTE BY EARTHWORMS. Colloque ResMO2009 25 au 28 janvier Ste Maxime (France).
- **Ouahrani G., Benziane A., Chetoune A., Gheribi-Aoulmi Z., 2012.** Les lombriciens au service de l’agriculture ? Valorisation des déchets d’olive par compostage et lombricompostage. Colloque AdebioTech / ARD / IAR / VEOLIA Bioraffinerie des sous-produits de l’industrie et de l’environnementLe 27 mars 2012. Biocitech, PARIS – ROMAINVILLE.
-
- **Pang J.Z., Qiao Y.H., Sun Z.J., Zhang S.X., Zhang R.Q., 2012.** Effect of epigeic earthworms on decomposition of wheat straw and nutrient cycling in agricultural soils in reclaimed salinity area: A microcosm study. *Pedosphere*.Vol. 22, pp. 726-735.
- **Parkinson D., 2004.** Non-native invasive earthworms as agent of change in northern temperate forests . *Front Ecol Environ*. Vol.2, 8: pp. 427–435.
- **Pramanik P., 2012.**Changes in microbial properties and nutrient dynamics in bagas and coir during vermicomposting: quantification of fungal biomass through ergosterol estimation in vermicompost. *Waste management*, vol. 30, pp. 787-791.

- **Pirsaheb M., Khorsavi T. , Sharafi K., 2013.**Domestic scale vermicomposting for solid waste Management”. *International journal of recycling of organic waste in agriculture.* Vol. 2, (4), pp. 1-5.
- **Plaza, R. Nogales, N .Senesi, F. Benitez, A. Polo. 2008.** Organic matter humification by vermicomposting of cattle manures alone and mixed with two-phase olive pomace. *Bioresource technology.*Vol. 99, pp. 5085-5089.
- **Pathma J., Saktivel N., 2012.**Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. *Springer plus*, 1-25.
- **Parmelee W., P. J. Bohlen P. J., and Blair J. M., 1998.** Earthworms and nutrient cycling processes: integrating across the ecological hierarchy. in *Earthworm Ecology*, C. Edwards, Ed., St. Lucie Press, Boca Raton, Fla, USA, pp. 179–211.
- **Preston-Mafham J., Boddy L., Randersson PF., 2002.** Analysis of microbial community functional diversity using sole –carbon-source utilization profiles a critique. *FEMS Microbiology and Ecology.* Vol. 42, pp.1-14.
- **Rani M., 2009.** Comparative assessment in enzyme activities and microbial populations during normal and vermicomposting. *J Environ Biol.* Vol. 30, pp.1013–1017.
- **Robertson G. P., Groffman. M.,2007.**Nitrogen transformations. In *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry.* Editor Eldor A. Paul, 3 eds.
- **Ros M., Klammer S., Knapp B., Aichberger K., Insam H., 2006.** Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil use and management*, vol. 22, pp. 209-218.
- **Scheu S., 2003.** Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectives, *Pedobiologia*, vol. 47, no. 5-6, pp. 846–856.
- **Senesi N., Saiz-Jimenez C., Miano TM., .1992.**Spectroscopic characterization of metal-humic acid-like complexes of earthworm-composted organic wastes. *Sci Total Environ* 117–118:111–120.
- **Sidhu J., Gibbs RA., Ho GE., Unkovich I., 2001.**The role of indigenous microorganisms in suppression of Salmonella regrowth in composted biosolids. *Water Res.*Vol 35, pp.913–920.
- **Singh R., Sharma RR., Kumar S., Gupta RK., Patil RT.,2008.** Vermicompostsubstitution influences growth, physiological disorders, fruit yield and quality of strawberry (*Fragaria x ananassa* Duch.). *Bioresour Technol.* Vol. 99, pp. 8507–8511.

- **Singh R.P., Aranjó S.F., Ibrahim H. M., Soullaiman. O., 2011.** Management of urban solid waste: Vermicomposting a sustainable option. *Resource Conservation and Recycling*. Vol.55, pp.719-729.
- **Singh J., Kaur A., Vig A.P., Rup P.J. 2010.** Role of *Eisenia fetida* in rapid recycling of nutrients from bio sludge of beverage industry. *Ecotoxicology Environment and safety*. Vol. 73, pp. 430-435,
- **Singleton DR., Hendrix PF., Coleman DC., Whitman WB., 2003** Identification of uncultured bacteria tightly associated with the intestine of the earthworm *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae; Oligochaeta). *Soil Biol Biochem*. Vol 35, pp. 1547–1555.
- **Sinha RK., Agarwal S., Chauhan K., Valani D., 2010.** The wonders of earthworms and its vermicompost in farm production: Charles Darwin’s ‘friends of farmers’, with potential to replace destructive chemical fertilizers from agriculture. *Agricultural sciences*. Vol 1, pp. 76–94.

Sinha RK., Bharambe G., Chaudhari U., 2008. Sewage treatment by vermifiltration

with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *The Environmentalist*.

Vol. 28pp, 409–420.

- **SOTO P., 1999.** Le rôle des lombriciens dans le sol. Rapport intermédiaire N°1. Laboratoire ZES (INRA- Agro Montpellier). pp. 25-31.
- **Stephens PM., Davoren CW., Ryder MH., Doube BM.,1994.** Influence of the earthworm *Aporrectodea trapezoides* (Lumbricidae) on the colonization of alfalfa (*Medicago sativa* L.) roots by *Rhizobium meliloti* strain LS-30R and the survival of LS-30R in soil. *Biological and Fertility of Soils*. Vol.18, pp. 63–70.
- **Subler S., Edwards CA., Metzger PJ., 1998.** Comparing vermicomposts and composts. *Biocycle*. Vol 39, pp. 63–66.
- **Suhane RK.,2007.Vermicompost.** Publication of Rajendra Agriculture. University,Pusa, p88.
- **Suthar S., 2006.** Recycling of agro-industrial sludge through Vermitechnologie. *Ecological engineering*. Vol. 36, pp. 1028-1036, 2006.

- **Tate K.R., Ross D.J., Feltham C.W., 1988.** A direct extraction method to estimate soil microbial C: effects of experimental variables and some different calibration procedures. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 20, pp. 329–335,
- **Termorshuizen A.J., Rijn E.Van., Van Der Gaag D.j., Alabouvette C., Chen Y., Lagerlöf J., Paplomatas A.A., and et al. ,2006.** Supressiveness of 18 composts against 7 soil borne plant pathogens. *Soil biology and biochemistry*. Vol. 33, pp. 2461-2477.
- **Tiquia SM.,2005** .Microbiological parameters as indicators of compost maturity.*J Appl Microbiol*.Vol. 99, pp. 816–828.
- **Trevors J.T., 1984.** Dehydrogenase activity in soil. A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol Biochem* 16:673–674.
- **Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A. & Itavaara, M. 2000.** Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*.Vol. 72, pp. 169-183.
- **Umesh B, Mathur LK, Verma JN, Srivastava .2006.** Effects of vermicomposting on microbiological flora of infected biomedical waste. *ISHWM Journal*.Vol. 5, pp. 28–33
- **Vaz-Moreira I., Maria E., Silva CM., Manaia Olga C., Nunes , 2008.** Diversity of Bacterial Isolates from Commercial and Homemade Composts. *Microbial Ecology*.Vol.55, pp.714–722.
- **Venter, J.M. & Reinecke A.J. ,1988.** The life- cycle of the compost worm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *South African Journal of Zoology*, Vol.23, pp. 161-165.
- **Vivas A., Moreno B., Garcia-Rodriguez S., Benitez E., .2009.**Assessing the Impact of composting and vermicomposting on bacterial community size and structure, and functional diversity of an olive-mill waste. *Bioresour Technol* Vol.100, pp.1319–1326.
- **Wolters V., 2000.**Invertbrate control of soil organic matter stability. *Biofert Fertil Soils*.Vol. 31, pp.1-19.
- **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 journal of biological sciences*.Vol. 20, pp. 149-154.
- **Winding A., Ronn, Hendriksen NB., .1997.** Bacteria and protozoa in microhabitat as affected by earthworms. *Biol Fertil Soils*.
- **Yadav A., Garg V.K., 2011.** Recycling of organic waste by employing *E fetida*. *Bioresource technology*.Vol.102 , pp. 2874-2880.

- **Yadav A., Garg V.K., 2013.** Nutrient recycling from industrial solid wastes and weeds by vermicomposting using earthworms”. *Pedosphere*, vol. 23, 5 : pp.668-677.
- **Yasir M., Aslam Z., Kim SW., Lee SW., Jeon CO., Chung YR., 2009a.**
Community composition and chitinase gene diversity of vermicompost With antifungal Activity. *Bioresource Technology*. 100, 4396–4403
- **Yasir M., Aslam Z., Song GC., Jeon CO., Chung YR.,2009b.** *Eiseniicola composti* gen. nov., sp. nov., with antifungal activity against plant pathogenic fungi. *Intrnational Journal Sysematic Evolutionary Microbiology*.Vol. 60, p268.
- **Zuconi F., De Bertoldi M., 1987.** Compost specification for production and caractérisation of compost from minicipal solid waste. In de Bertoldi M., Ferranti M.P., Hermite., P.L., Zuconi F., (eds).Elsevier applied science publishers Barking, pp. 30-50.

Annexe1



Salle d'élevage des vers de terre (université de Vigo)



Montage des 40 vermifréateurs

Annexe2

Protocoles de mesure des paramètres physicochimiques

Ammoniac et le nitrate

- **Principe**

Introduire 2 g d'échantillon, dans la colonne de distillation ; additionné de 10 ml KCl 2N, d'autre nous avons déjà pesé 0,1 g de MgO, qui sera ajouté avant de mettre la colonne au distillateur BÜCHI, parce que la réaction commence immédiatement.



Le KCl agit comme un agent d'extraction, et le MgO est un catalyseur de la réaction

Tous les échantillons doivent être analysés en triple pour chaque traitement afin d'obtenir des données suffisantes pour l'analyse statistique.

- **La titration :**

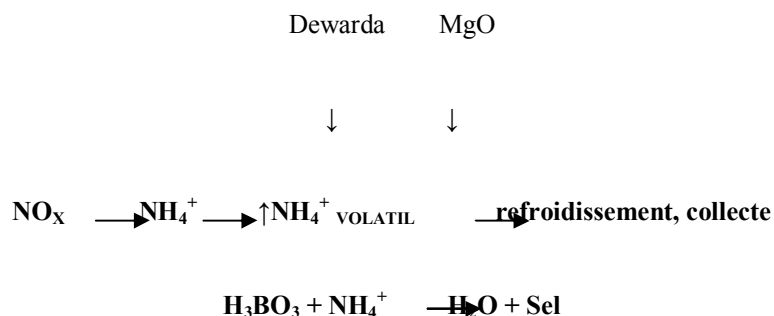
Dans une erlenmeyer de 250 ml on pipete 5 ml d'acide borique 1% puis on ajoute 2 à 3 goutte d'indicateur mixte (Tashiro) placer l'ensemble sous le support de distillation (BÜCHI), pour récupérer le distillat de couleur verte. Le distillat est titré par une solution de 0,01 N d'HCl avec une burette de 10 ml, le point d'équilibre est indiqué par le virage de couleur verte vers une couleur légèrement grisâtre.

Le calcul des concentrations est selon l'équation au dessous :

$$\text{Concentration N-NH}_4^+ \text{ (ppm)} = \text{ml HCl} * 14 * \text{N HCl} * 1000 / \text{g du poids sec}$$

Après la titration de l'ammonium, on utilise la colonne en y rajoute 0,2 d'alliage de Devarda puis en refais la distillation et titration de la même méthode que l'ammonium

La réaction est décrite dans l'équation si dessous :



L'alliage de Devarda réduit le nitrate en ammonium.

Concentration N-NO₃⁻ (ppm) = ml HCl* 14*N HCl* 1000/g du poids sec

La matière organique

- masse de 5g d'échantillon (sol, fumier, vermicompost) dans des creusés, et à l'aide d'un four à moufle on les incubée dans celui-ci pendant 16h à température de 300°C. (ref)
- La teneur en cendre est obtenue par calcination de l'échantillon dans le four à moufle, Puis on a pesé le poids final. Le taux de la matière est d'abord calculé en pourcentage par la formule suivante :

- **Les cendres(%) = (Ptf - P0) / (Pti - P0) x 100**

- P0 : poids de creuset.
- Ptf : poids total final de l'échantillon après l'incinération.
- Pti : poids total initial de l'échantillon (5g + P0)

Matière organique (%) = 100% - cendres(%)

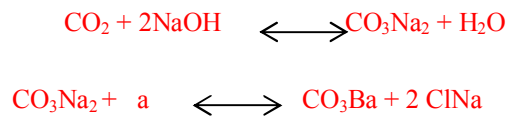
La respiration induite par le substrat (SIR)

La méthode consiste à mettre dans des boites en verres de 100 ml 5 mg de l'échantillon frais additionné de 0,75ml d'une solution de glucose de concentration 80mg/100ml, avec un récipient contenant 20 ml de NaOH 60 mmol. L'incubation à température ambiante pendant 5h à l'obscurité, le control est réalisée en absence de l'échantillon.

• **La titration :**

Après 5 h d'incubation nous titrons avec une solution de HCl de 30mmol 5 ml de la solution NaOH avec 1ml BaCl₂ 3N et 1ml de la phénolphtaléine jusqu'au virage du rose vers le blanc.

Le calcul de concentration du CO₂ libéré, est selon l'équation suivante :



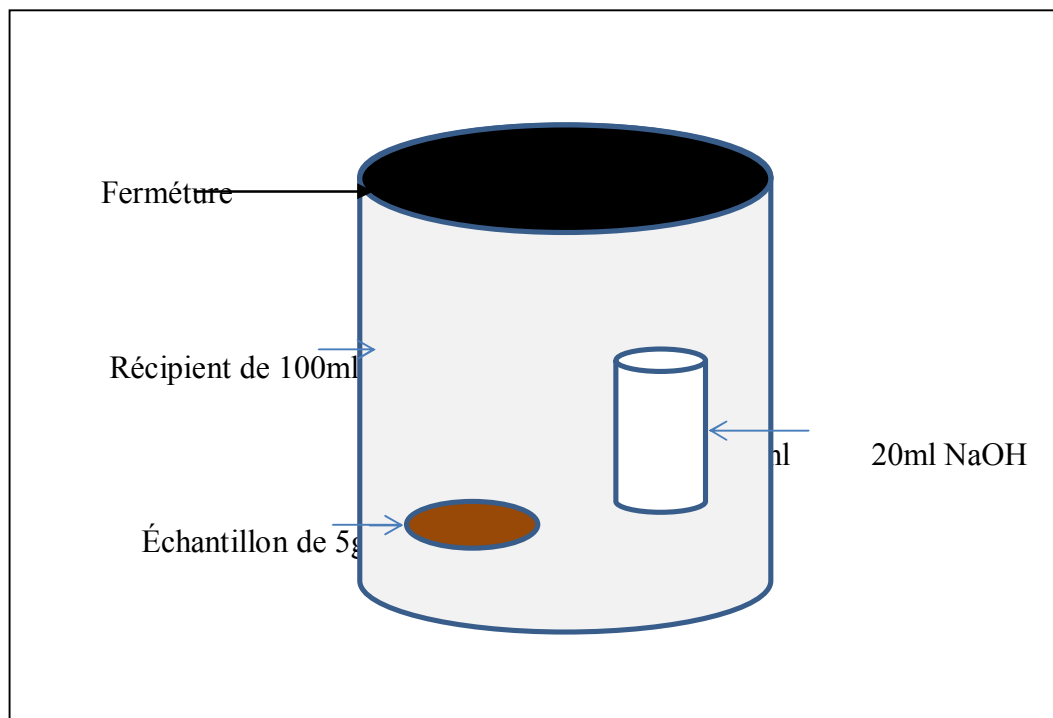
mg CO₂ = (V_{blanc} - V_{essai}) X [HCl] X 22 X 4

22: Poids moléculaire du CO₂

4: facteur de dilution

V: volume d'HCl titrant

[HCl] : molarité d'HCl



Dispositif de mesure de la respiration (SIR)

Le Carbone organique dissous (DOC)

Tableau des Concentrations rétrogrades en ppm de carbone

Concentration en C ppm	0,2 50	0,1 50	0,125	0,100	0,050	0,025
Concentration de glucose mg/ml	100 0	60 0	500	400	200	100

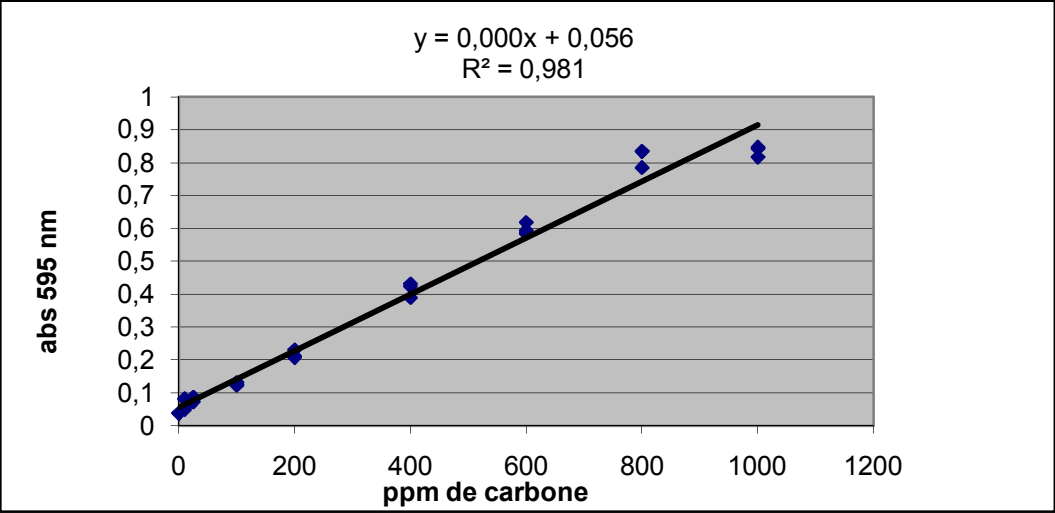
• **Procédure de d'analyse :**

- Peser 1à 2g d'échantillon frais et mettre dans une solution de $K_2Cr_2O_7$ de concentration 0,5mol, on met le mélange dans des erlenmeyers de 100ml, puis on couvre au parafilm et on agite à l'aide d'un agitateur pendant 1 heure à 200tous/min, on laisse décanter pendant 15à 30 min.
- Filtrer à travers papier Wattman n°42

- Dans des tubes de 100x12cm on met 2 ml de l'extrait, 1ml de $K_2Cr_2O_7$ 1N à l'aide d'une multi pipette, sous l'hôte on ajoute 2ml d'acide sulfurique concentré. on place à l'étuve à 160°C pendant 15 à 30 min, on laisse refroidir et on ajoute 1 ml de Cl_2Ba 6%, afin de précipiter l'excès de sulfates
- De chaque tube on prend 250 μ l, en microplaques pour la mesure des absorbance à 590nm.

Courbe d'étalonnage DOC (Carbone organique dissous)

Absorbance	ppm (carbone)
0,049	10
0,055	10
0,082	10
0,074	25
0,084	25
0,087	25
0,132	100
0,123	100
0,126	100
0,208	200
0,212	200
0,231	200
0,424	400
0,432	400
0,39	400
0,585	600
0,594	600
0,619	600
0,835	800
0,785	800



الملخص :

دراستنا، تهتم في معالجة النفايات العضوية عن طريق الفيرمي كومبوستاج بحضور الدوده الحمراء *Eisenia fetida* وبالإضافة إلى ذلك استعملنا أربعة أنواع الدعامة: أوراق شجرة (F)، الفيرميكوليت (V) والتربة (S) ، وفيرمكومبوست التجاري (VC).

خلال هذه التجربة، تابعنا التغييرات *Biolog Ecoplaque* والتنفس الناجم عن الكائنات الحية الدقيقة (SIR)، أيضا عدد افراد الدوده الحمراء في مراحل مختلفة من التطور. تم أخذ عينات للتحليل الكيميائي من إجمالي الكربون والنيتروجين الكلي، الأمونيوم ونترات، والكربون العضوي المذاب. وجدنا أن الدوده الحمراء يقلل بدرجة كبيرة من التنفس الناجم عن (SIR) الكائنات الحية الدقيقة في جميع أنواع الدعامة المستخدمة، أظهر *Biolog Ecoplate* بزيادة أنماط استخدام الركائز، إلا الأحماض الأمينية والأمينات تم خفض استخدامها في الفيرميكوليت. النمو وخصوبة الديدان كانت أعلى في القمامة مع الفيرميكوليت والفيرمي كومبوست. وقد أظهر الفيرمي كومبوستاج زيادة، الأمونيوم ونترات، الكربون العضوي المذاب، استنزاف الكربون الاجمالي وزيادة النيتروجين الكلي.

تأثير ديدان الأرض على المواد المغذية كبير، وهو ما يعني تأثير الدعامة المستخدمة في عملية التحلل من طرف ديدان الأرض.

الكلمات المفتاحية: الفيرمي كومبوستاج, *Eisenia fetida*, الكائنات الحية الدقيقة , النفايات العضوية , إعادة

تدوير.

Résumé

Notre étude, s'intéresse au traitement des déchets organiques par lombricompostage en présence d'*Eisenia fetida*. En outre, nous avons utilisé 4 types de litières pour les vers de terre: des feuilles d'arbres (F), vermiculite (V), le sol (S), et lombricomposte commercial (VC).

Au cours de cette expérience, nous avons suivi les changements de la capacité catabolique (biolog ecoplaque) et la respiration induite par le substrat (SIR) de la microflore, nous avons également fait le comptage de population d'*Eisenia fetida*. Des différents stades de développement. Des échantillons ont été prélevés pour l'analyse chimique du carbone total, azote total, ammonium, nitrate, et le carbone organique dissous. Nous avons constaté que *Eisenia fetida* diminue fortement le substrat induite par la respiration (SIR) dans tous les types de litières utilisés, le profil catabolique a montré une augmentation de l'utilisation des substrats, la croissance et la fécondité des vers de terre étaient plus élevés dans litière avec de la vermiculite et lombricomposte.

Les résultats au cours de 100 jours de lombricompostage ont montré une augmentation de, ammonium, nitrate, et des teneurs en carbone organique dissous, un appauvrissement du carbone total et une augmentation de l'azote total. L'effet des vers de terre sur les éléments nutritifs est significatif, ce qui implique l'effet de la litière utilisé sur le processus de décomposition par les vers de terre.

Mots clé: Lombricompostage, *Eisenia fetida*, microorganismes, déchets organiques, valorisation

Abstract

In our study we focused our work on the treatment of food waste by vermicomposting in the presence of *Eisenia fetida*. Furthermore, we have used 4 types of beddings for earthworms: dead chestnut leaves, vermiculite, soil, and commercial vermicompost. During this experiment we followed changes of catabolic capacity (biolog ecoplate) and biomass (SIR) of microflora we have also made the counting of the number of individuals of *Eisenia fetida*, from different stages of maturation. We found that the *Eisenia fetida* decreases strongly the substrate induced respiration (SIR) in all types of vermibeds used, moreover the biolog ecoplate showed an increase of substrates utilization patterns, except in amino acids and amines utilization in treatment which we used vermiculite, the growth and fecundity of earthworms were higher in microcosms with vermiculite and vermicompost. Samples were taken for chemical analysis of total carbon, total nitrogen, ammonium, nitrate, and dissolved organic carbon contents. The results during 100 days of vermicomposting showed an increase of, ammonium, nitrate, and dissolved organic carbon contents, a depletion of total carbon and an increase of total nitrogen.

The effect of earthworms on nutrients was significant in some reactors and not significant in others, which implies the effect of vermibed used on the process of decomposition by earthworms.

Key words: Vermicomposting, *Eisenia fetida*, microorganisms, organic wastes, valorization.

Doctorat en Sciences 2016-2017 Option : Ecotoxicologie	Nom : Ghiti Prénom Hassina
Thème : Apport des lombriciens-microorganismes dans la valorisation des déchets organiques par lombrotechniques	
Résumé	
<p>Notre étude, s'intéresse au traitement des déchets organiques par lombricompostage en présence d'<i>Eisenia fetida</i>. En outre, nous avons utilisé 4 types de litières pour les vers de terre: des feuilles d'arbres (F), vermiculite (V), le sol (S), et lombricompost commercial (VC).</p> <p>Au cours de cette expérience, nous avons suivi l'évolution des paramètres de la décomposition et de maturité de la matière organique : comme %C, %N, ammonium, nitrate, carbone organique dissous, pH, CE, H%, ainsi que les changements de la capacité catabolique (CLPP, AWCD) et la respiration induite par le substrat (SIR) de la microflore au cours de processus de vermicompostage nous avons également fait le comptage de population d'<i>Eisenia fetida</i> à de différents stades de développement.</p> <p>Nos résultats montrent une augmentation de, ammonium, nitrate, et des teneurs en carbone organique dissous, un appauvrissement du carbone total et en C/N, une augmentation de l'azote total. L'effet des vers de terre sur les éléments nutritifs est significatif. Par ailleurs, <i>Eisenia fetida</i> diminue fortement SIR et C_{mic} dans tous les types de litières utilisés, le profil catabolique a montré une augmentation de l'utilisation de différentes source carbonées par les microorganismes. La croissance et la fécondité des vers de terre étaient plus élevés dans litière avec de la vermiculite et le lombricompost.</p>	
Mots clés : Lombricompostage, <i>Eisenia fetida</i> , microorganismes, déchets organiques, valorisation.	
Structure de recherche : laboratoire d'écologie, université de Constantine, Algérie Département SNV , Université de Biskra Laboratoire de biotechnologie environnemental, université de Vigo, Espagne	
le jury :	
Président :	Pr Alatou Djamel Université des frères Mentouri -Constantine
Directrice de thèse:	Pr Ouahrani Ghania Université des frères Mentouri -Constatine
Examineur :	Dr Bazri Azadine Université des frères Mentouri- Constatine
Examineur :	Dr BENSACI Ettayib Université de M'sila
Examineur :	Pr BELHAMRA Mohamed Université Med Khider Biskra
Examineur :	Pr SAHEB Menouar Université Larbi BenM'hidi Oum El- Bouaghi