

Faculté des Sciences et Techniques
Settat

THÈSE DE DOCTORAT

Pour l'obtention de grade de Docteur en Sciences et Techniques

Formation Doctorale: Chimie Appliquée et Environnement

Spécialité: Chimie Appliquée et Environnement

UNIVERSITÉ HASSAN 1^{ER}

Sous le thème

Contribution à la valorisation des fumiers par co-compostage et évaluation du potentiel antifongique et fertilisant

Présentée par :

Naoual BENEJAR

Soutenue le: 01 décembre 2022

A la Faculté des Sciences et Techniques de Settat devant le jury composé de :

Pr. Jamal NAJA	PES	FSTS	Président
Pr. Nadia IOUNES	PES	FS . Ben'Msik	Rapporteur
Pr. Saloua JEMJAMI	PES	FSTS	Rapporteur
Pr. Abdeslam LAMIRI	PES	FSTS	Rapporteur
Pr. Khadija MOUSTAÏD	PES	FSTS	Examineur
Dr. Sanae KRIMI BENCHEQROUN	ICP	INRA-CRRA Settat	Co-Directeur de thèse
Pr. Sanae KHOLTEI	PES	FSTS	Directeur de thèse

Année Universitaire: 2022/2023

DEDICACE

A l'âme de ma mère et de mon père

Vous m'avez apporté toute la tendresse et toute l'affection dont j'ai besoin. Vous m'avez donné les plus grandes leçons de courage, de dignité et de respect. Aucune dédicace ne serait à sa juste valeur, mon profond amour et ma profonde reconnaissance pour tous les sacrifices et tous les efforts que vous avez consenti pour assurer mon avenir. Merci d'être ma mère et Merci d'être mon père.

وَقُلْ رَبِّ اَرْحَمُهُمَا كَمَا رَبَّبْتَانِي صَغِيرًا

A mon très cher mari Abdellatif

Que ce travail et cette dédicace soient le reflet de mon attachement et le témoignage de mon profond amour. Ton soutien moral, ta générosité et ta patience m'ont beaucoup aidé pour la réalisation de ce travail.

A mes frères, sœurs, nièces, neveux, beaux frères, belles sœurs

Particulièrement ma sœur Zahia, mon frère Si Mohamed, mon oncle Chegdali, mes nièces Nadia, Yasmina, mon neveu Tariq qui n'ont cessé de me soutenir et de m'encourager et pour m'avoir plus d'une fois remonté le moral, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde reconnaissance et le témoignage de mon amour.

A ma belle mère et à l'âme de mon beau père

A la famille Nejjar, Bakhakh, El Asri, Radouan, Jalil, El Harim, OuZahra, El Bahraoui, Bakir, ElJazouli, Slimani, Oukani.

A mes très chères amies

Khadija Kh., Bouchra, Khadija A., Nezha, Ibtissam, Siham, Doha, Hayat, Manal, Latifa, Aicha, Ilham, Zineb, Souad, Noura, Rokaya, Saadia, Safaa, Zahia, Hajar.

A tous ceux que j'aime et ceux qui m'aiment.

REMERCIEMENTS

J'exprime d'abord mes profonds remerciements à mon Dieu qui m'a donné le courage et la volonté d'achever ce travail, la patience et la force qui m'a inspiré durant toutes les années de mes études.

Je tiens à exprimer mes vifs remerciements au Pr. Jamal NAJA, le Doyen de la Faculté des Sciences et Techniques pour ses efforts colossaux afin d'assurer les meilleures conditions de formation aux étudiants inscrits au sein de cet honorable établissement dont je fais partie et sans oublier sa disponibilité et sa serviabilité. J'espère que ce travail soit à la hauteur de ses attentes. Qu'il trouve ici ma profonde gratitude pour la sympathie qu'il a toujours manifestée à mon égard et d'avoir accepté d'être président de jury.

Qu'il me soit permis d'exprimer ma profonde reconnaissance et mes remerciements les plus sincères à Mme Sanae KHOLTEI, ma Directrice de thèse et Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Settat, pour la confiance qu'elle m'a conférée. Ses critiques constructives et sa rigueur scientifique m'ont été très utiles pour mener à bien ce travail. Je suis aussi reconnaissante pour sa constante disponibilité, son profond dévouement, ses orientations, son assistance moral et matérielle n'ont jamais fait défaut surtout aux moments difficiles. Je salue en elle ses qualités humaines très développées. Merci de m'avoir soutenu très fortement tout au long de ces années de travail. Fière d'être son étudiante, j'espère que ce travail soit à la hauteur de ses souhaits.

Je remercie très vivement ma co-directrice Dr. Sanae Krimi Bencheqroun, Chercheur Phytopathologiste à l'Institut National de la Recherche Agronomique-Centre Régionale de la Recherche Agronomique de Settat (INRA-CRRA), qui m'a acceptée dans son laboratoire et m'a intégrée au sein de son équipe. Son aide, sa patience, sa disponibilité et ses conseils théoriques et pratiques avec les longues sessions de manipulation et de mise en place des expériences m'ont beaucoup aidé à réaliser ce travail. Qu'elle trouve ici l'expression de ma reconnaissance pour le soutien continu et sans faille qu'elle n'a cessé de m'apporter.

Je tiens également à remercier et à exprimer ma sincère gratitude à Dr. Fatima GABOUN, de l'Unité de Recherche de Biotechnologie à l'INRA-CRRA de Rabat pour sa patience lors des longues conversations en statistique. Je remercie également Mme Hafsa HOUMAIRI, Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Settat, pour ses conseils et ses encouragements.

Je tiens aussi à remercier Dr. Abdelmajid JOURAIPHY pour son soutien logistique et pour la mise à disposition de la plateforme de compostage danssa ferme pédagogique pour mener à bien nos expérimentations.

Je remercie aussi Dr. Mohamed EL GHAROUS, ex-Directeur de recherches à l'INRA-CRRA Settat, consultant scientifique principal de l'Institut Africain de Nutrition des Plantes (APNI) et directeur du Centre d'Innovation Agricole et de Transfert de Technologie (AITTC), pour son aide, son soutien, ses conseils qui ont permis de me faciliter le travail.

Je tiens à remercier Dr. Mounia SIBAOUEIH et Dr. Zhor ABAIL chercheuses à l'Institut National de la Recherche Agronomique, pour leur aide lors de la réalisation de ce travail.

Je suis très reconnaissante envers les membres du jury, Mme Nadia IOUNES, Professeur à la Faculté des Sciences Ben'Msik à Casablanca, Mme Saloua JEMJAMI, Mr Abdeslam LAMIRI, Professeurs à la Faculté des Sciences et Techniques de Settat et Mme Khadija MOUSTAÏD, Directrice de notre Laboratoires de Chimie Appliquée et Environnement et Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Settat. Je suis très sensible à l'honneur que vous me faites en acceptant d'évaluer, examiner et juger ce travail de thèse.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Mme Aïcha QARI, Mlle Naïma RHARIB, Mme Saadia ZAHID, Mme Fatna AJOUAD et Mr Youssef MOULTAMIS; personnels de l'Institut National de la Recherche Agronomique à Settat qui m'ont très chaleureusement accueillis au sein de leurs laboratoires. Je félicite leur esprit d'équipe, leur compétence, leur serviabilité et leur gentillesse. Un grand merci à Mlle Salwa GABBASSI pour ses coups de mains.

Mes remerciements vont également à Mme Nadia KOMYA pour la révision anglaise et à Mme Hanae OUADDARI, Ingénieur au Centre National pour la Recherche Scientifique et Technique (CNRST), pour son aide et son professionnalisme.

J'exprime mes reconnaissances à tous mes enseignants et mes professeurs ainsi qu'aux administrateurs.

AVANT PROPOS

Nom et prénom de l'auteur : Naoual BENEJAR

Intitulé du travail :

Contribution à la Valorisation des Fumiers par co-compostage et évaluation du potentiel antifongique et fertilisant

Nom et prénom de la Directrice des travaux de recherche : Pr. Kholtei Sanae, PES à la Faculté des Sciences et Techniques Settat. Laboratoire de Chimie Appliquée et Environnement.

Co-directrice : Dr. Krimi Bencheqroun Sanae, ICP à l'INRA, Centre Régionale de la Recherche Agronomique. Settat.

Laboratoires où les travaux ont été réalisés :

- Laboratoire de Chimie Appliquée et Environnement, Faculté des Sciences et Techniques. Settat. Université Hassan 1^{er}. Maroc.
- Laboratoire de Phytopathologie, INRA-CRRA. Settat. Maroc.
- Laboratoire de Sol et Fertilité, Centre d'Arido-Culture. INRA-CRRA Settat. Maroc.

Publications :

- 1- **N. Benejar**, S. Kholtei, A. Jouraiphy, S. Krimi Bencheqroun, H. Houmairi. Valorization of cow manures and poultry manure in composting: Comparative studies. 2018. Journal of Materials and Environmental Sciences (JMES) (9, 2926-2931).
- 2- Evolution des caractéristiques physico-chimiques et biologiques d'un mélange de fumier de volaille et de paille de blé durant le processus de compostage. 2015. ScienceLib Editions Mersenne Volume 7, N ° 150407.
- 3- Antifungal activity of composts against chickpea Fusarium wilt (soumis).

Communications :

- 1- **Benejar N.**, Krimi Bencheqroun S. Nouri A., Gaboun F., Houmairi H. & Kholtei S. Fungicidal activity of composts against *Fusarium oxysporum* f. sp. *ciceri*. International Agricultural, Biological & Life Science Conference, 2-5 Septembere 2018, Edirne, Turkey.

- 2- **N. Benejar**, S. Kholtei, S. Krimi Bencheqroun & H. Houmairi. Heavy metal speciation during co-composting process of poultry manure mixture. The 2nd Edition of the International Congress on Water and Environment studies. 14 - 15 November 2019, Nador, Maroc.
- 3- **Benejar** Naoual, Krimi Bencheqroun Sanae, Jouraiphy Abdelmajid and Kholtei Sanae. Effect of four composts amendments on chickpea growth. International Conference on Pulses (ICP 2016). 18-20 Avril 2016, Marrakech, Maroc.
- 4- **Benejar** Naoual, Jouraiphy Abdelmajid, Krimi Bencheqroun Sanae, Houmairi Hafsa et Kholtei Sanae. Evolution de la speciation des elements traces metalliques du melange des fumiers de bovin, de la paille et des dechets de fruits et legumes lors de sa transformation en compost. II^{ème} Congrès international de Biotechnologie et valorisation des Bio-Ressources, 21-24 Mars 2014, Tabarka, Tunisie.
- 5- **N. Benejar**, A. Jouraiphy, S. Krimi Bencheqroun, H. Houmairi et S. Kholtei. Evaluation des paramètres de maturité et de stabilité de deux composts : les fumiers de bovin et les fientes de volaille. 4^{ème} édition du congrès international : Eau, Déchets et Environnement (EDE4). 18- 20 Décembre 2013, Agadir, Maroc.
- 6- **Benejar** Naoual, Kholtei Sanae Jouraiphy Abdelmajid, Krimi Bencheqroun Sanae et Houmairi Hafsa. Etude du processus de compostage du mélange des fumiers de bovin, de la paille et des déchets de fruits et légumes. 2^{ème} édition Journée Doctorant. 14 Février 2014, Settat, Maroc.
- 7- **Benejar** Naoual, Jouraiphy Abdelmajid, Krimi Bencheqroun Sanae, Houmairi Hafsa et Kholtei Sanae. Extraction séquentielle et séparation des éléments traces métalliques dans le compostage des fumiers de bovin et des fientes de volaille. 7^{ème} Journée internationale des géosciences de l'environnement (Jige7). 13- 15 Novembre 2013 à Beni Mellal, Maroc.
- 8- **Benejar** N, Jouraiphy A, Krimi Bencheqroun S, Houmairi H, Baatti A et Kholtei S. Valorisation des fumiers de bovins et des fientes de volailles par Compostage : Etude comparative. IX^{ème} symposium international « Environnement, Catalyse et Génie des Procédés» (ECGP9). 13- 14 Avril 2010 à Settat, Maroc.
- 9- **Benejar** Naoual, Jouraiphy Abdelmajid, Krimi Bencheqroun Sanae, Houmairi Hafsa et Kholtei Sanae. Etude de l'évolution des substances humiques de deux composts : fumiers de bovin et fientes de volaille. 6^{ème} Journée internationale des géosciences de l'environnement (Jige6). 21- 23 juin 2011, Oujda, Maroc.

- 10- Benejar N., Jouraiphy A., Krimi Bencheqroun S., Houmairi H. et Kholtei S.** Etude de l'évolution microbienne de deux composts : fumiers de bovin et fientes de volaille. 3^{ème} édition du congrès international « Amélioration de la production agricole » (APA3). 17- 18 Mars 2011, Settlat, Maroc.
- 11- Benejar Naoual, Jouraiphy Abdelmajid, Krimi Bencheqroun Sanae, Houmairi Hafsa et Kholtei Sanae.** Etude de la phytotoxicité de deux composts : *fumier de bovins et fientes de volaille*. Journée scientifique de l'Environnement sous le thème "Protection de l'Environnement et Développement Durable" 1^{ère} édition, le 16 juin 2011, Settlat, Maroc.

RESUME

L'étude du co-compostage de 105 jours en tas de deux mélanges de fumier de bovin (MB) et de volaille (MV) mélangés chacun avec de la paille a été menée afin d'évaluer l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et biologiques durant le processus de compostage. Les résultats obtenus ont mis en évidence une bonne évolution de la température ($> 60^{\circ}\text{C}$), une réduction notable du COT, du rapport C/N et du rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ avec une augmentation des NO_3^- aboutissant ainsi à la maturité des produits finaux confirmée par le test de germination (IG) dont l'indice est supérieur à 80%. La résistance potentielle à la biodégradation de la matière organique du compost représenté par le rapport LIG/HOL augmente avec l'âge des substrats compostés pour les deux tas, de 0,59 à 2,73 (MB) et de 0,89 à 4,46 (MV) ce qui traduit leur stabilité.

Le degré de polymérisation exprimé par le rapport des acides humiques et des acides fulviques (AH/AF) a montré une augmentation au terme du processus ce qui signifie l'augmentation de la complexité structurale des substances humiques et donc la maturité des produits finaux.

Une matrice de corrélation et une analyse en composante principale effectuées sur l'ensemble des paramètres étudiés des deux tas au fil du temps ont permis de définir deux classes opposées qui caractérisent la phase biooxydative décrite par C/N, COT, NH_4^+ , cellulose et hémicellulose correspondant à la dégradation intense de la MO et la phase de maturité liée aux paramètres d'humification et de nitrification.

Le dénombrement microbien (flore mésophile aérobie totale, flore fongique) a mis en évidence la variation des populations aux différents stades du processus où un déclin au 15^{ème} jour et une reprise au terme du 90^{ème} jour ont été observés.

La détermination des concentrations totales des éléments traces métalliques (ETM) (Cu, Ni, Pb, Zn) a montré qu'ils sont au dessous des valeurs limites recommandées régissant la qualité du compost. L'évaluation de leur stabilité et le risque environnemental qu'ils représentent ont été examinés à l'aide de trois indices : RAC, Ir et MRI à travers la spéciation par extraction séquentielle de Tessier. Les deux composts présentent un faible risque écologique ($\text{MRI} < 150$).

La présente étude a été réalisée également pour évaluer le potentiel d'activité antifongique de deux composts commerciaux (Cp1, Cp2) et de deux composts agronomiques (fumier bovin (Cp3) et fumier de volaille (Cp4)), contre *Fusarium oxysporum ciceri* in vitro et in vivo. Les résultats obtenus ont montré que tous les extraits de composts, in vitro, ont inhibé la croissance du mycélium de *F. oxysporum* de 53 à 62 %. L'isolement de 14 micro-organismes, à partir d'un

extrait d'eau de composts, a été réalisé pour identifier l'agent antagoniste efficace dans le compost contre l'agent pathogène. Le test de confrontation directe de chaque isolat a montré une inhibition variable de la croissance. Deux champignons ont présenté le meilleur effet dans le contrôle de la croissance des agents pathogènes (60 et 68 %) et des souches bactériennes (55 %). Aussi, dans un essai *in vivo* sous serre, l'effet de l'amendement du sol de différents composts sur la suppression de la maladie a été évalué en comparaison avec deux fongicides chimiques. Un effet significatif a été observé par les témoins dont les semences ont été traitées par les fongicides où l'indice de gravité de la maladie (DSI) a été réduit de 58 %. Cependant, l'effet de l'application de compost sur la suppression des maladies n'a pas été si important. L'essai agronomique sous serre a révélé des réponses différentes du pois chiche à l'apport des quatre composts à des doses croissantes (20, 30 et 40t/ha), sur la teneur des nutriments et la croissance végétative. Le compost Cp2 (commercial) a amélioré le poids frais et sec de la partie aérienne. La teneur en potassium total et le nombre de ramification de la plante ont été améliorés par le compost Cp1 (commercial). Les composts Cp2 et Cp3 (compost de fumier de bovin) ont particulièrement amélioré la teneur en azote total.

Mots clés: Compostage, Fumier, Maturité, ETM, Extraction séquentielle, Valeur agronomique, Pois chiche, *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri*.

ملخص

تم إجراء دراسة تسميد مدة 105 يوما لكومتين من خليطين لروث البقر (MB) والدواجن (MV) ممزوج كلاهما بالتين لأجل الوقوف على مدى تطور الخصائص الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية أثناء عملية المعالجة . وقد أظهرت النتائج المتحصل عليها تطورا جيدا في درجة الحرارة المثوية فاقت 60 وانخفاضا ملحوظا في كل من نسبة الكربون العضوي الكلي (COT) وحاصل الكربون على الأزوت (C/N) وحاصل الأمونيوم على النترات ($\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$) مع زيادة في تركيز النترات وفي مؤشر الإنبات (IG) الذي فاق 80 % مما يدل على نضج السماد العضوي. كما ازدادت المقاومة المحتملة للتحلل البيولوجي للمواد العضوية والمعبر عنها بحاصل الخشبين على مجموع السيليلوز والهيمسيليلوز (LIG/HOL) من 0.59 إلى 2.73 (MB) ومن 0.89 إلى 4.46 (MV) مع تقدم عمر الكومتين مما يعكس استقرارهما البيولوجي . وارتفعت درجة البلمرة المتمثلة بحاصل الأحماض الذبالية على الأحماض الفوليك (AH/AF) مع نهاية التسميد مما يدل على زيادة في التعقيد الهيكلي للمواد الذبالية وبالتالي نضج المنتجين النهائيين . كما مكنت مصفوفة الارتباط وتحليل المكونات الرئيسية التي تم إجراؤها على المعلمات المدروسة للكومتين بمرور الوقت من تحديد فئتين متقابلتين ميزتا مرحلة الأكسدة البيولوجية والمعبر عنها ب C/N , COT, NH_4^+ والسيليلوز والهيميسيليلوز والموافقة للتحلل الشديد للمادة العضوية ومرحلة النضج المرتبطة بمعايير الذبالية والنتيجة . أبرز تعداد الكائنات الحية المجهرية (الحمولة الإجمالية للميكروبات الحيوائية أليف الحرارة المعتدلة والفطريات) تباين في المراحل المختلفة لعملية التسميد حيث لوحظ انخفاض في عددها في اليوم الخامس عشر متبوع بلفتعاش في اليوم التسعين. أظهرت تراكيز الفلزات الثقيلة (Cu, Ni, Pb, Zn) في المنتجين الأخيرين أنها لم تتعدى القيم الموصى بها لمعايير جودة السماد العضوي. ومن خلال تحليل نسبة الأشكال الكيميائية بطريقة الاستخراج التسلسلي ل Tessier ، تم فحص حركة العناصر المعدنية القليلة ومخاطرها البيئية باستعمال ثلاث مؤشرات RAC و Ir و MRI والتي أبانت على أن السمادان العضويان يمثلان خطرا بيئيا منخفضا (MRI<150).

أجريت الدراسة الحالية أيضا لتقييم النشاط المحتمل لسمادين عضويين (Cp1, Cp2) واثنين من سماد الروث (روث البقر (Cp3) وروث الدواجن (Cp4)) كمضاد فطري ل *Fusarium oxysporum ciceri* في المختبر وتحت البيت الزجاجي . وقد أسفرت النتائج المخبرية أن جميع مستخلصات السماد العضوي أعاققت نمو فطريات *Fusarium oxysporum* بنسبة 53 إلى 62 % . بعدها تم عزل 14 كائنا حيا مجهريا حيث أظهر الإختبار المباشر لكل عزلة مع العامل الممرض تثبيط متفاوت للنمو بنسبة 60 و 68% لاثنان من الفطريات و 55 % . ولوحظ تأثير معنوي لمجموعة الشاهد التي عولجت بذورها بمبيدي الفطريات حيث أنخفض مؤشر شدة المرض (DSI) إلى 58% في حين أن استخدام الأسمدة العضوية لم يكن ذو تأثير ذو دلالة .

كما كشفت التجربة الزراعية تحت البيت الزجاجي لجرعات متزايدة من السماد (20 و30 و40 طن/هكتار) إستجابة مختلفة لمحتوى العناصر الغذائية والنمو النباتي للحمص حيث أن سماد (Cp2) حسن من الوزن الطازج والجاف للجزء الجوي، كما تحسن تركيز البوتاسيوم الكلي وعدد فروع الحمص بواسطة سماد (Cp1). أما الأسمدة Cp2 و Cp3 فزادت من تركيز النيتروجين الكلي بشكل خاص.

كلمات مفتاحية : تسميد ، روث ، نضج ،الفلزات الثقيلة، الاستخراج التسلسلي، القيمة الزراعية، الحمص، *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri*

ABSTRACT

The study of co-composting for 105 days in heaps of two mixtures of cattle manure (MB) and poultry manure (MV), each mixed with straw, was carried out in order to evaluate the evolution of the physico-chemical and biological characteristics during the process of composting.

The results obtained showed a good evolution of the temperature ($> 60^{\circ}\text{C}$), a notable reduction of the TOC, of the C/N ratio and of the $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratio with an increase in NO_3^- thus leading to the maturity of the final products confirmed by the germination test (GI) whose index is greater than 80%. The potential resistance to biodegradation of the organic matter of the compost represented by the LIG/HOL ratio increases with the age of the composted substrates for the two piles, from 0.59 to 2.73 (MB) and from 0.89 to 4.46 (MV) which reflects their stability. The degree of polymerization by the ratio of humic and fulvic acids (HA/FA) showed an increase at the end of the process, which means the increase in the structural complexity of the humic substances and therefore the maturity of the final products.

A correlation matrix and a principal component analysis carried out on all the studied parameters of the two heaps over time made it possible to define two opposite classes which characterize the biooxidative phase described by C/N, TOC, NH_4^+ , cellulose and hemicellulose corresponding to the intense degradation of organic matter and the phase of maturity linked to humification and nitrification parameters.

The microbial count (total aerobic mesophilic flora, fungal flora) highlighted the variation of the populations at the different stages of the process where a decline at the 15th day and a recovery at the end of the 90th day was observed.

Determination of the total concentrations of metallic trace elements (ETM) (Cu, Ni, Pb, Zn) showed that they are below the recommended limit values governing the quality of the compost. The assessment of their stability and the environmental risk they represent were examined using three indices: RAC, Ir and MRI through speciation by sequential Tessier extraction. Both composts present a low ecological risk ($\text{MRI} < 150$).

This study was also carried out to evaluate the potential for fungicidal activity of two commercial composts (Cp1, Cp2) and two agronomic composts (cattle manure (Cp3) and poultry manure (Cp4)) against *Fusarium oxysporum ceceri* *in vitro* and *in vivo* conditions. Results showed that all composts extract had inhibited the mycelium growth of *F. oxysporum in vitro* by 53 to 62 %. The isolation of 14 micro-organisms from compost water extract was

realized to identify the effective antagonistic agent in the compost against the pathogen. The individual dual test of each isolates had showed variable growth inhibition. Two fungi had presented the best effect in controlling pathogen growth by 60 and 68% and bacteria strains by 55%. In glasshouse bioassay *in vivo*, the effect of soil amendment of different composts on disease suppression was evaluated in comparison with two chemical fungicides. A significant effect of disease control was observed using seed treatment fungicides in reducing disease severity index (DSI) by 58 %. However the effect of compost application on disease suppression was not very important. The greenhouse agronomic trial revealed different responses of chickpea to the supply of the four composts at increasing doses (20, 30 and 40t/ha) on the content of nutrients and vegetative growth. Cp2 compost (commercial) improved the fresh and dry weight of the aerial part. The total potassium content and the number of branches of the plant were improved by Cp1 compost (commercial). The Cp2 and Cp3 composts (cattle manure compost) particularly improved the total nitrogen content.

Keywords: Composting, Manure, Maturity, ETM, Sequential extraction, Chickpea, Agronomic value, *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri*.

Liste des abréviations

- ACP : Analyse en Composante Principale
- ADF : fibres au détergent acide
- ADL : lignine au détergent acide
- AFNOR : Association Française de Normalisation
- BCR : Bureau de Référence des Communautés européennes
- CAF : Carbone des acides fulviques
- CAH : Carbone des acides humiques
- CEC : Capacité d'échange cationique
- Cel : Cellulose
- Cex : carbone extractible des substances humiques
- COT : Carbone organique total
- C/N : Rapport du carbone organique à l'azote total
- DII : Indice de sévérité de la maladie
- DTPA : diethylene triamine pentaacetic Acid
- EDTA : Ethylene Diaminetetraacetic Acid
- ETM : Élément Trace Métallique
- FMAT : Faune mésophile aérobie totale
- Foc : *Fusarium oxysporum ciceri*
- Hém : Hémicellulose
- ICP-AES : Spectrométrie d'Emission Atomique – Plasma à Induction Couplée
- IG : Indice de germination
- IH : Indice d'humification
- I_R : Indice de répartition réduit
- LIG/HOL : Lignine/Holocellulose
- LIG : Lignine
- MAPMDREF : Ministère de l'Agriculture, de la Pêche Maritime, du Développement Rural et des Eaux et Forêts
- MB : Mélange bovin
- MO: Matière Organique
- MS : Matière sèche
- MRI : Indice du risque écologique potentiel
- MV : Mélange volaille
- NDF : fibres au détergent neutre

PAH : Pourcentage d'acides humiques

RAC : Code d'évaluation des risques

RH : Rapport d'humification

UGB : Unité gros bétail

ufc : Unité formant colonie

Liste des figures

Figure 1: Schéma du profil de la température pendant le processus de compostage indiquant les phases de compostage et l'évolution du pH (Cité par Martínez-Blanco, 2012).....	9
Figure 2: Influence des paramètres physico-chimiques lors du compostage	12
Figure 3: Les quatre voies de l'humification (Stevenson, 1994)	22
Figure 4: Représentation schématique du sol avant (a) et après (b) ajout d'amendement organique (Lakhdar et al., 2009)	32
Figure 5: Evolution de la température au cours du co-compostage des mélange MB et MV	51
Figure 6: Evolution du pH au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	51
Figure 7: Evolution de la conductivité électrique au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	52
Figure 8: Evolution du carbone organique total au cours du co-compostage des mélange MB et MV	54
Figure 9: Evolution de l'azote total au cours du co-compostage des mélange MB et MV	54
Figure 10: Evolution du rapport C/N au cours du co-compostage des mélange MB et MV.....	55
Figure 11: Evolution de l'ammonium au cours du co-compostage des mélanges MB et MV.....	57
Figure 12: Evolution du nitrate en fonction au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	57
Figure 13: Evolution du rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	57
Figure 14: Evolution du phosphore assimilable au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	58
Figure 15: Evolution du potassium assimilable en au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	59
Figure 16: Evolution de l'indice de germination au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	62
Figure 17: Evolution de la proportion du carbone organique sous forme des substances humiques au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	64
Figure 18: Evolution du carbone organique sous forme d'acides fulviques (CAF) et d'acides humiques (CAH) au cours du co-compostage du mélange MB	65
Figure 19: Evolution du carbone organique sous forme d'acides fulviques (CAF) et d'acides humiques (CAH) au cours du co-compostage du mélange MV	65
Figure 20: Evolution du degré de polymérisation au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	67
Figure 21: Evolution du pourcentage d'acides humiques au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	67
Figure 22: Evolution du rapport d'humification au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	67
Figure 23: Evolution de l'indice d'humification au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	67
Figure 24: Carte factorielle des variables selon le plan F1*F2 du mélange de fumier de bovin	73
Figure 25: Carte factorielle des variables selon le plan F1*F2 du mélange de fumier de volaille...74	
Figure 26: Evolution de la teneur des ETM totaux (Cu, Ni, Pb et Zn) au cours du co-compostage du mélange de bovin (MB).....	76

Figure 27: Evolution de la teneur des ETM totaux (Cu, Ni, Pb et Zn) au cours du co-compostage du mélange de volaille (MV).....	76
Figure 28: Variation des formes chimiques du cuivre durant le co-compostage du mélange MB ..	78
Figure 29: Variation des formes chimiques du cuivre durant le co-compostage du mélange MV ..	78
Figure 30: Variation des formes chimiques du nickel durant le co-compostage du mélange MB ..	79
Figure 31: Variation des formes chimiques du nickel durant le co-compostage du mélange MV ..	80
Figure 32: Variation des formes chimiques du plomb durant le co-compostage du mélange MB..	81
Figure 33: Variation des formes chimiques du plomb durant le co-compostage du mélange MV ..	81
Figure 34: Variation des formes chimiques du zinc durant le co-compostage du mélange MB.....	82
Figure 35: Variation des formes chimiques du zinc durant le co-compostage du mélange MV	83
Figure 36: Variation code d'évaluation des risques durant le co-compostage du mélange MB	85
Figure 37: Variation code d'évaluation des risques durant le co-compostage du mélange MV	85
Figure 38: Effet in vitro de quatre extraits de compost sur l'inhibition de la croissance mycélienne de <i>Fusarium oxysporum</i> f. sp. <i>ciceri</i>	90
Figure 39: Effet des souches antagonistes sur l'inhibition de la croissance mycélienne de <i>Fusarium oxysporum</i> f. sp. <i>ciceri</i>.....	91
Figure 40: Illustration des résultats de l'effet des isolats microbiens des extraits de composts contre <i>F.oxysporum</i> <i>F. sp. ciceri</i> in vitro	91
Figure 41: Effet de l'amendement du sol par les quatre composts et des deux fongicides sur l'indice de sévérité de la maladie (DII) de la fusariose des plantules de pois chiche.....	92

Liste des Tableaux

Tableau 1: Estimation indirecte de la production Desfumiers de bovins, ovins, caprins, équidés et de volaille au Maroc.	7
Tableau 2: Composition moyenne et fourchette de variation des effluents bovins et avicoles (en kg/t brut) (Satege, 2013)	7
Tableau 3: Dénominations de type correspondant aux composts et aux mélanges (AFNOR, 2006)	14
Tableau 4: Critères d'évaluation de la qualité du compost	20
Tableau 5: Etudes statistiques descriptives des concentrations moyennes des ETM (mg/kg, en matière sèche) dans différents fumiers de bétail et de volaille en Chine (Liu et al., 2020)	25
Tableau 6: Comparaison de la teneur en métaux lourds des aliments pour animaux	26
Tableau 7 : Valeurs limites des ETM dans le compost destiné à l'épandage agricole	27
Tableau 8: Les différents protocoles d'extractions séquentielles les plus utilisées	29
Tableau 9: Caractéristiques initiales des substrats	37
Tableau 10: Protocole d'extractions séquentielles d'après le schéma de Tessier et al. (1979)	44
Tableau 11: Caractéristiques des quatres composts utilisés	47
Tableau 12: Evolution de la capacité d'échange cationique (CEC) et du rapport CEC/COT au cours du co-compostagedes mélanges MB et MV	60
Tableau 13: Evolution de la flore mésophile aérobie et de la flore fongique au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	61
Tableau 14: Evolution des teneurs en fibres et du rapport lignine/holocellulose au cours du co-compostage des mélanges MB et MV	63
Tableau 15: Matrice de corrélation du mélange de fumier de bovin (MB)	69
Tableau 16: Matrice de corrélation du mélange de fumier de volaille (MV)	70
Tableau 17: Valeurs limites en ETM selon les normes AFNOR (2006)	76
Tableau 18: Classification de RAC et valeurs du facteur de correction de la toxicité (Zhu et al., 2012)	84
Tableau 19: L'évolution de l'indice de répartition réduit durant le co-compostage des mélanges MB et MV	86
Tableau 20: L'évolution de l'indice potentiel du risque écologique durant le co-compostage des mélanges MB et MV	88
Tableau 21: Effet de quatre composts à différent dose sur les teneurs des éléments nutritifs de la partie aérienne et racinaire du pois chiche	95
Tableau 22: Effet de quatre composts à différent dose sur la hauteur de la plante, la longueur de la racine et le nombre de ramification du pois chiche	97
Tableau 23: Effet de quatre composts à différent dose sur le poids frais et sec de la partie aérienne et racinaire du pois chiche	98

Sommaire

DEDICACE.....	i
REMERCIEMENTS.....	ii
AVANT PROPOS.....	iv
RESUME.....	vii
ملخص.....	ix
ABSTRACT.....	xi
Liste des abréviations.....	xiii
Liste des figures.....	xv
Liste des Tableaux.....	xvii
INTRODUCTION GENERALE.....	1
Partie 1 : ANALYSE DES DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES.....	5
I - Gisement du fumier au Maroc.....	6
I.1 - Elevage animal et Estimation de la production du fumier.....	6
I.2- Composition du fumier.....	6
II- Processus de compostage.....	8
II.1- Qu'est-ce que le compostage ?.....	8
II.2- Déroulement et phases du compostage.....	8
II.2.1- La phase biooxidative.....	9
II.3- Les microorganismes du compostage.....	10
II.4- Facteurs de contrôle et de gestion du compostage.....	11
II.4.2- Taille des particules et Porosité.....	13
II.4.3- Humidité.....	15
II.4.4- Aération.....	15
II.4.5- Température.....	16
II.4.6- pH.....	17
II.5- La qualité du compost.....	17
II.5.1- Maturité et stabilité.....	18
II.5.2- Utilisation de qualité pauvre du compost.....	18
II.5.3- Stabilisation de la matière organique.....	19

II.6- Systèmes de compostage	22
II.6.1- Systèmes de compostage ouvert	23
II.6.2- Systèmes de compostage fermé	23
III- Les éléments traces métalliques.....	24
III.1- Origine des ETM dans les fumiers	24
III.2- Limites standards des teneurs en ETM totales dans le compost et leur spéciation	27
III.3- Comportement des ETM lors du compostage.....	28
IV- Considération agronomique de l'épandage du compost	31
IV.1- Effet du compost sur les propriétés du sol.....	31
IV.2- Effet du compost sur la croissance des plantes	33
IV.3- Suppression des maladies des plantes associées à l'utilisation du compost	34
Partie 2 : MATERIEL ET METHODES	36
I- Conduite de l'essai du co-compostage et échantillonnage.....	37
II-Caractérisations physico-chimiques	38
II.1- Température	38
II.2- pH et conductivité électrique (CE)	38
II.3- Carbone organique total.....	38
II.4- Azote total	39
II.5- Nitrates (NO ₃ ⁻) et Ammonium (NH ₄ ⁺)	39
II.6- Phosphore assimilable (P ₂ O ₅).....	39
II.7- Potassium assimilable (K ₂ O)	40
II.8- Capacité d'échange cationique (CEC)	40
II.9-Extractions des fractions humiques et fulviques	40
III- Analyses biologiques.....	40
III.1- Test de phytotoxicité.....	40
III.2- Analyse microbiologique.....	41
IV- Analyses biochimiques : Teneurs en hémicellulose, cellulose et lignine.....	41
V- Analyse des éléments traces métalliques	43
V.1-Analyse des ETM totaux.....	43
V.2- Extractions séquentielles des ETM.....	43
VI - Analyse statistique	44
VII- Effet des composts sur le développement du <i>Fusarium Oxysporum ciceri</i> (Foc)	44
VII.1- Isolement des agents pathogènes et préparation de l'inoculum	44
VII.2- Préparation des extraits de composts	45

VII.3- Effets de l'extrait de composts sur le contrôle du Foc <i>in vitro</i>	45
VII.4- Effets antagoniste <i>in vitro</i> des isolats microbiens issus des composts sur Foc.....	45
VII.5- Effet des sols amendés par les composts sur le contrôle de la maladie de la fusariose des plantules du pois chiche.....	46
VII.6- Analyses statistiques.....	46
VIII- Effet fertilisant des composts sur la culture du pois chiche	47
VIII.1- Installation de l'expérimentation	47
VIII.2- Paramètres évalués	47
VIII.3- Analyse statistique	48
Partie 3 : RESULTATS ET DISCUSSION.....	49
Chapitre 1 : Etude de la biotransformation et la maturité des mélanges des fumiers de bovin et de volaille au cours du co-compostage : Approche physicochimique, biologique et biochimique. ...	50
I- Analyses physico-chimiques.....	50
I.1. Evolution de la température.....	50
I.2- Evolution du pH.....	51
I.3- Evolution de la conductivité électrique.....	52
I.4- Evolution du rapport Carbone/Azote	53
I.5- Evolution de l'ammonium et du nitrate.....	56
I.6- Evolution du phosphore assimilable et du potassium assimilable.....	58
I.7- Evolution de la capacité d'échange cationique.....	59
II- Analyses biologiques	60
II.1- Evolution de la densité microbienne.....	60
II.2- Test de phytotoxicité	61
III- Caractérisation des fractions organiques	62
III.1- Evolution des fractions biochimiques	62
III.2- Evolution des fractions humiques	64
IV- Interaction des paramètres physico-chimiques.....	68
IV.1- Analyse de la matrice de corrélation.....	68
IV.2- Analyse en composante principale	72
Chapitre 2 : Devenir des éléments traces métalliques et leur spéciation durant le co-compostage	75
I- Teneurs totales des éléments traces métalliques	75
II- Spéciation des éléments traces métalliques.....	77
III- Évaluation du risque écologique potentiel des ETM durant le co-compostage	83
III.1- Code d'évaluation des risques (RAC)	84
III.2- Indice de répartition réduit (Ir)	86

III.3- Indice potentiel du risque écologique (MRI).....	87
Chapitre 3: Essai agronomique des composts : Activité antifongique contre <i>Fusarium Oxysporum ciceri</i> et effet fertilisant sur la culture du pois chiche.....	89
I- Effet des composts sur le développement du <i>Fusarium Oxysporum ciceri</i> (Foc).....	89
I.1- Effet des extraits de compost sur la croissance du <i>F. oxysporum in vitro</i>	89
I.2- Effets antagonistes des isolats microbiens des extraits de composts contre <i>Fusarium Oxysporum</i>	90
I.3- Etude de l'effet des comopsts sur le contrôle de la fusariose du pois chiche sous serre	92
II- Effet fertilisant des composts sur la culture de pois chiche.....	93
II.1- Effet des composts sur la teneur des éléments nutritifs du pois chiche	93
II.2- Effet des composts sur la croissance du pois chiche.....	96
CONCLUSION GENERALE.....	99
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	103
Annexes	128

INTRODUCTION GENERALE

Au cours de la dernière décennie, la production des déchets ne cesse d'augmenter avec l'accroissement démographique, la progression industrielle, l'intensification de l'élevage et de l'agriculture, ainsi que l'exploitation des ressources naturelles. Au Maroc, plus de 20 millions de tonnes de déchets sont produits par jour (Afilal et al., 2013). Le potentiel des déchets organiques produits chaque année à travers le Maroc, est estimé à 60 millions de tonnes, dont 92% sont d'origine agricole (Belmakki et al., 2015).

Par ailleurs, la sauvegarde de l'environnement nécessite une transition vers une économie circulaire dont l'objectif est de passer d'une société du tout jetable, basé sur une économie linéaire (extraire, fabriquer, consommer, jeter) vers un modèle économique circulaire (Donner et al., 2022 ; Peyraud et al., 2019).

Dans ce sens, la mise en place des techniques de traitement et de valorisation des déchets, telles que la digestion anaérobie, la combustion ou le compostage, se présente comme l'une des enjeux actuels de la recherche scientifique (Meyer-Kohlstock et al., 2013).

Le compostage des déchets solides pour produire des amendements organiques s'impose de plus en plus comme une alternative écologique aux utilisations d'engrais de synthèse. En d'autres termes, le recyclage par compostage contribue d'une part à une réintégration des éléments minéraux et organiques dans les sols (de Bertoldi et al., 1983 ; Jouraiphy, 2007), et d'autre part, il présente les avantages de réduire les risques environnementaux liés à la gestion des déchets organiques par la diminution de ses volumes et par la destruction des organismes pathogènes (Saebo et Ferrini, 2006). De plus, le compostage permet d'obtenir un amendement constitué d'une matière organique stable et humifiée renfermant des nutriments (Li et al., 2020 ; Akanbi, et al., 2019). Ce procédé de valorisation est l'une des biotechnologies les plus complexes qu'il soit quant à la compréhension des phénomènes impliqués, en raison des changements d'états physiques et biologiques innombrables durant le processus (Antil et Raj, 2011). Il fait intervenir différentes communautés de microorganismes qui se succèdent, en fonction de leurs potentialités métaboliques au cours des différents stades de transformation de la matière organique et de son degré de maturité (López-González et al., 2015 ; Villar et al., 2016).

Le compostage a pour objectif la production de produits stables qui peuvent être conservés sans traitements supplémentaires et être appliqués au sol sans engendrer de dommages aux cultures, mais plutôt améliorer la fertilité du sol et la santé des plantes (Neubauer et al., 2020). La diminution de la fertilité du sol suite à une agriculture intensive ou inappropriée cause une perte de la matière organique stable des sols et une sensibilité accrue

des plantes aux maladies, due au déséquilibre microbiologique des sols (Martínez-Blanco et al., 2013).

De même, l'intérêt croissant à la protection de l'environnement et de la santé humaine a incité à chercher des stratégies agronomiques avec des besoins réduits en fongicides, engrais et herbicides. De plus, les stratégies conventionnelles, telles que l'utilisation de cultivars résistants et de fongicides synthétiques, ne sont pas complètement capables de contrôler les pathogènes fongiques et oomycètes du sol, qui causent chaque année des pertes considérables dans la production agricole. Dans ce contexte, des méthodes de lutte alternatives à haute efficacité, à faible coût et à effets environnementaux limités constituent un besoin de recherche hautement prioritaire pour l'agriculture contemporaine (Mehta et al., 2014). Ainsi, les effets bénéfiques de l'application de compost sur la réduction de l'incidence des maladies des plantes ont été largement examinés par de nombreuses études (Bradley et Punja, 2010; Abdel-Kader et al., 2013). En effet, la suppression des maladies peut être attribuée à l'activité microbienne de la microflore du compost, qui est à son tour liée à l'origine et à la composition différente des matières premières organiques, ainsi qu'à leur niveau de décomposition (De Corato et al., 2018).

Le présent travail œuvre pour la détermination des conditions optimales de traitement des déchets de fumier de bovin et de volaille par co-compostage. Il contribuera également à une meilleure compréhension des phénomènes d'évolution et de transformation de la matière organique au cours du compostage. La détermination de la qualité du produit final sera abordée par différents indices physico-chimiques, biologiques et biochimique, en vue de déterminer les indices qui intègrent mieux les transformations du substrat et qui reflète la maturité du produit final. Le suivi des éléments traces métalliques (Cu, Ni, Pb, Zn) et leur répartition chimique en fonction des compartiments constituant les substrats étudiés a été effectué à différents stades de compostage afin d'évaluer leur risque écologique.

En outre, ce travail a été mené pour évaluer, d'une part, le potentiel de suppression des deux composts préparés plus deux autres composts commerciaux contre le *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri* agent pathogène du pois chiche dans des conditions *in vitro* et *in vivo*, et d'autre part, pour évaluer l'effet de ces composts sur la croissance du pois chiche (*Cicer arietinum L.*).

En rapport avec ces objectifs, la présente étude est subdivisée en trois parties :

La première partie expose une analyse des données bibliographiques abordant la problématique de la gestion des déchets de fumier au Maroc, les différents facteurs qui régissent le processus de compostage et l'effet du produit final, le compost, utilisé comme amendement sur le sol, pour la croissance et la santé des plantes. De plus, un état des lieux de

la recherche a été réalisé en matière de devenir des polluants métalliques au cours du compostage.

La deuxième partie décrit la conduite de l'essai de co-compostage, le dispositif expérimental des essais agronomiques et le matériel et la méthodologie des analyses des paramètres visés.

La troisième partie qui présente les résultats et leurs discussions est subdivisée en trois chapitres:

- ♦ Chapitre 1 : comprend le suivi de la biotransformation et la maturité des mélanges des fumiers de bovin et de volaille co-compostés: Approche physicochimique, biologique et biochimique.
- ♦ Chapitre 2 : examine le devenir des éléments traces métallique et leur spéciation durant le co-compostage avec l'introduction d'indices d'évaluation du risque écologique.
- ♦ Chapitre 3 : apprécie la valeur agronomique des composts par l'étude de leurs effet sur le développement du *Fusarium Oxysporum ciceri* (Foc) et leurs actions sur la croissance végétale et sur la nutrition du pois chiche (*Cicer arietinum L.*).

Enfin, une conclusion générale et une présentation de diverses recommandations et perspectives résument le travail.

Partie 1 :
ANALYSE DES DONNEES
BIBLIOGRAPHIQUES

I - Gisement du fumier au Maroc

I.1 - Elevage animal et Estimation de la production du fumier

La direction de la stratégie et des statistiques attachée au ministère de l'agriculture, de la pêche maritime, du développement rural et des eaux et forêts (MAPMDREF) a exposé la taille du cheptel national qui a atteint 29 millions de têtes en 2018, Avec un effectif qui s'élèvent respectivement pour les bovins, ovins et caprins à 3.4, 19.9 et 5.7 millions de têtes (MAPMDREF, 2020). De plus, le secteur avicole moderne a connu une croissance soutenue les dix dernières années entre 2008 et 2018, soit de 393 000 à 670 000 tonnes de la viande blanche produite en parallèle d'une hausse remarquable de la production d'œufs passant de 3,5 à 5,7 milliards d'unité (MAPMDREF, 2020). Cette intensification d'élevage génère par conséquent des quantités énormes de déchets, avec une quantité potentielle estimée à 70,24 millions de tonnes/an de fumier des principales espèces du cheptel national alors que le fumier provenant de l'activité avicole est estimé à près de 884 milles de tonnes/an (Morocomp, 2008 ; Rafrafi et Kabil, 2006) (Tableau 1).

En se basant sur le tableau 1 et le recensement précité par MAPMDREF (2020), la quantité du fumier de bétail en 2018 est estimée, à 76.6 millions t/an par le calcul indirect suivant : $(\sum \text{Effectif bétail} * \text{UGB}) = [(3,4 * 15) + (19,9 * 1) + (5,7 * 1)] = 76.6$ millions de tonnes/an, où UGB : unité gros bétail.

I.2- Composition du fumier

Le fumier est constitué d'un mélange de litière et de déjections ayant subi des fermentations plus ou moins poussées à l'étable ou en tas. En effet, la richesse des fumiers de bétail et de volaille en éléments nutritifs a fait qu'ils ont été souvent appliqués directement et sans traitement sur les terres agricoles (Liu et al., 2020). La composition moyenne du fumier est variable selon les animaux, la nature de la litière, la proportion de paille et de déjections, l'alimentation et le degré de décomposition du fumier (FAO, 2006) (Tableau 2).

Les fumiers sont des ressources précieuses, lorsqu'ils sont correctement gérés et utilisés. Cependant, ils peuvent constituer une menace pour la santé humaine et animale et pour la sécurité alimentaire et créer de graves problèmes de pollution de l'environnement (Al Seadi et Holm-Nielsen, 2004). Ils risquent aussi d'entraîner un effet dépressif sur les jeunes plantules et des dommages aux semis et aux cultures. Le fumier véhicule les graines de plantes adventices et les germes phytopathogènes.

Tableau 1: Estimation indirecte de la production Desfumiers de bovins, ovins, caprins, équidés et de volaille au Maroc.

Cheptel	Effectif (2003)	UGB ou Brebis	Fumier (T par UGB ou animal par an)	Quantité totale (T/an)
Bovins	2 688 600			29 210 145
Vache laitière	1 212 378	1,0	15	18 185 677
Vaches nourrice	250 271	0,7	15	2 627 846
Génisse	217 449	0,7	15	2 283 210
Taureau ou jeune mâle	262 526	0,7	15	2 756 519
Veaux et velle	745 976	0,3	15	3 356 893
Ovins	16 743 000			12 639 987
Brebis mère	9 105 848	1,0	1	9 105 848
Belier	713 051	1,0	1	713 051
Agneau	3 204 811	0,3	1	961 443
Agnelle	3 719 290	0,5	1	1 859 645
Caprins	5 208 300		1	6 770 790
Chèvre mère	2 950 856	1,0		
Bouc	296 623	1,0		
Agneau	880 453	0,3		
Agnelle	1 080 368	0,5		
Équidés	1 663 400		13	21 624 200
Chevaux	154 600			
Mulet	525 400			
Ane	983 400			
Volaille	174 571 429			883 571
Poulet de chair (2004)	164 571 429		4,5*	740 571
Poule pondeuse (2004)	10 000 000		14,3*	143 000
TOTAL				71 128 694

*Fumier (kg par tête par an), UGB : unité gros bétail

Tableau 2: Composition moyenne et fourchette de variation des effluents bovins et avicoles (en kg/t brut) (Satege, 2013)

	Fumier de bovins	Fumier de volailles
Matière sèche	260 (210 à 300)	530 (430 à 610)
Matière organique	190 (150 à 210)	380 (320 à 490)
C/N	15,5 (12,0 à 18,1)	9,3 (7,4 à 10,5)
pH	8,9 (8,7 à 9,3)	8,1 (7,7 à 8,9)
Azote total (NTK)	6,6 (5,1 à 7,4)	22,0 (17,3 à 27,5)
Azote ammoniacal (NH ₄)	0,5 (0,2 à 0,7)	3,5 (1,6 à 5,2)
Phosphore (P ₂ O ₅)	3,3 (2,3 à 4,0)	20,2 (13,8 à 25,3)
Potassium (K ₂ O)	8,8 (5,8 à 11,3)	20,8 (15,3 à 24,2)
Calcium total (CaO)	9,4 (4,8 à 11,6)	32,9 (19,8 à 39,5)
Magnésium total (MgO)	1,8 (1,2 à 2,2)	6,7 (4,7 à 7,4)

Le transfert de fumier d'une région à une autre du Maroc devient non seulement un facteur de transfert inter-régions de la fertilité des sols mais également un moyen de transport des insectes, des graines de mauvaises herbes (dont récemment la morelle jaune) et des nématodes dans les régions maraîchères. Par conséquent, l'utilisation intensive des pesticides devient imposée et le risque de contamination par des taux élevés de leurs résidus peut avoir lieu sur les produits agricoles. Souvent trop humide, le fumier ne permet pas un épandage uniforme (Morocomp, 2008). Le contrôle des pertes environnementales et de la propagation des contaminants provenant de la gestion du fumier du bétail, est fondamental pour le développement de systèmes de production durables. La spécialisation et l'intensification des systèmes d'élevage aggravent localement les problèmes de pollution, entraînant une détérioration de la qualité de l'air et de l'eau (Petersen et al., 2007). Changer la perception des déchets agricoles, de déchets à problèmes environnementaux aux déchets à ressources précieuses, consiste à trouver et à mettre en œuvre des solutions durables pour leur collecte, leur récupération, leur recyclage et leur utilisation en toute sécurité à des fins agricoles, industrielles ou énergétiques (Al Seadi et Holm-Nielsen, 2004).

II- Processus de compostage

II.1- Qu'est-ce que le compostage ?

Le compostage des déchets organiques est un processus bio-oxydatif qui entraîne la minéralisation et l'humification partielle de la matière organique solide, conduisant à un produit final stabilisé, exempt d'agents phytotoxiques et pathogènes et qui présente certaines propriétés humiques (Zuconi et de Bertoldi, 1987). Un grand nombre de micro-organismes dans un environnement humide, chaud et aéré décomposent les matières organiques en un produit final humifié, le compost (Bernal et al., 2009). Le compostage est alors un processus de décomposition biologique spontané et accéléré de matières organiques, dans un environnement principalement aérobie (Antizar-Ladislao et al., 2006).

II.2- Déroulement et phases du compostage

Le compostage est un processus d'oxydation exothermique des composés organiques solides par l'action successive de population microbienne générant de l'énergie sous forme de chaleur. L'évolution de la température lors du compostage permet d'identifier deux principales phases : une phase biooxidative et une phase de maturation (Bernal et al., 2009 ; Chennaoui et al., 2016) (Figure 1).

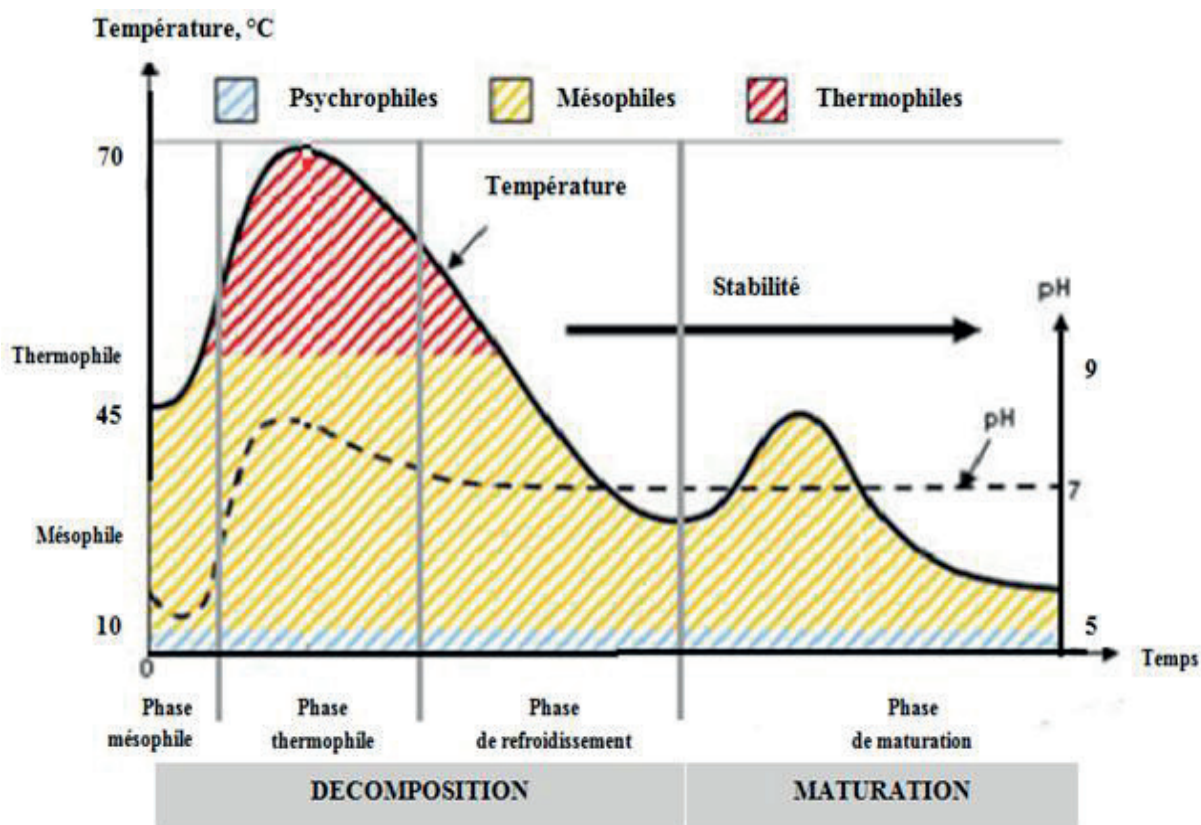


Figure 1: Schéma du profil de la température pendant le processus de compostage indiquant les phases de compostage et l'évolution du pH (Cité par Martínez-Blanco, 2012).

II.2.1- La phase biooxidative

Elle est caractérisée par une rapide décomposition de la MO facilement biodégradable (Bernal et al., 2017 ; Albrecht et al., 2010 ; Zhang et Sun, 2014a) . Elle est subdivisée en trois étapes :

♦**La phase mésophile** : se développe préférentiellement à des températures situées entre 25°C et 45°C et où la flore bactérienne et fongique mésophile, généralement appelées décomposeurs primaires, dégrade les composés organiques labiles (sucres, acides aminés) (Insam et deBertoli, 2007 ; Chroni et al., 2009) et favorise une montée rapide de la température avec une diminution du pH issue de la formation des acides organiques (Tuomela, 2000 ; Azim et al., 2017a). Cette phase peut durer quelques heures à quelques jours en fonction du substrat et du système de compostage (Ryckeboer et al. 2003a).

♦**La phase thermophile** suit lorsque la température excède 45°C. La flore microbienne mésophile est partiellement inactivée ou tuée alors que le nombre et la diversité des bactéries, des actinomycètes et des champignons thermophiles ou thermotolérants

apparaissent (Hassen et al., 2001). Ces derniers dégradent les graisses, la cellulose, l'hémicellulose et peu de lignine (Bernal et al., 2017).

Lors de cette phase, la biodégradation de la MO est au maximum produisant du dioxyde de carbone et de l'eau généralement évaporée. La décomposition des protéines entraîne la libération d'ammonium, d'où le pH augmente (Tuomela, 2000). La phase thermophile provoque la destruction des agents pathogènes et des graines de mauvaises herbes (USEPA, 2003). Mustin (1987) considère que les températures sont optimales du moment que l'effet d'hygiénisation est atteint. La durée de cette phase dépend de l'activité métabolique microbienne et des propriétés isolantes de la masse compostée (Mustin, 1987 ; Ryckeboer et al., 2003a).

♦**La phase de refroidissement** représente le ralentissement de l'activité microbienne associé à l'épuisement du substrat organique facilement dégradable, causant ainsi la baisse de la température et la recolonisation du substrat par les microorganismes mésophiles. Ces derniers sont souvent différents de ceux de la phase mésophile (Ryckeboer et al., 2003a) et dégradent ainsi les amidons, les celluloses et les hémicelluloses (Insam et deBertoli, 2007 ; Chroni et al., 2009).

II.2.2-La phase de maturation

Elle est caractérisée par le retour à la température ambiante, elle correspond à la réorganisation de la MO et à la formation de substances humiques stables (El Fels et al., 2014). Le produit final, le compost, montre une couleur brune foncée avec des particules plus petites et homogènes, sans odeur et sans moustiques (Meng et al., 2018 ; Tuomela et al., 2000).

La durée de ces différentes phases et l'amplitude des variations de températures de compostage dépend de la nature de la matière organique à composter et de l'efficacité du processus, qui est déterminé par le degré d'aération et d'agitation (Tuomela et al., 2000).

II.3- Les microorganismes du compostage

De nombreux microorganismes impliqués dans le compostage, notamment des bactéries, des actinobactéries, des champignons, des protozoaires et des algues, se développent en fonction de la température, qui est le facteur de sélection le plus important des populations microbiennes (Ryckeboer et al., 2003b). De même, la nature de la matière première des substrats organiques et du processus influent fortement la détermination de la dynamique et de la diversité microbienne lors du compostage.

Les bactéries prédominent très tôt dans le compostage et elles se développent rapidement. Ceci est dû à leur rapport surface/volume élevé, lui permettant un transfert rapide des substrats solubles dans la cellule. De plus, elles sont actives sur une large gamme de concentrations en oxygène et de températures (Ryckeboer et al., 2003a) et à un taux élevé d'humidité (60 %) (Villar et al., 2016 ; Meng et al., 2018). Pour les températures supérieures à 60°C, la décomposition de la MO est principalement réalisée par les bactéries thermophiles (Herrmann et Shann, 1997). Ces dernières peuvent survivre sous forme de spores qui sont une forme de résistance et de protection faisant face au stress causé par les températures trop élevées (> 80°C) (Chroni et al., 2009 ; Varma et al., 2017).

La plupart des actinomycètes sont principalement thermotolérants, voire thermophiles. Ils se développent mieux lorsque le substrat est humide et que l'apport en oxygène est bon (Insam et de Bertoldi, 2007). Ces conditions sont généralement acquises lorsque les substrats les plus facilement biodégradables ont été déjà consommés et lorsque les températures dépassent 45°C (Ryckeboer et al., 2003a ; Varma et al., 2017). En effet, les actinomycètes prédominent dès la phase thermophile et apparaissent pendant la phase de refroidissement et de maturation du compostage (Tuomela et al., 2000 ; Tiquia et al., 2002). En outre, ils dégradent significativement les fractions lignocellulosiques (Bernal et al., 2009 ; Varma et al., 2017).

Les champignons sont présents pendant tout le processus, mais ils sont plus répandus à des taux d'humidité inférieurs à 35% et ne sont pas actifs à de faibles concentrations en oxygène et à des températures supérieures à 60°C (Bernal et al., 2009). La communauté fongique devient particulièrement élevée au dernier stade de décomposition, elle est responsable de la dégradation des polymères complexes (Albrecht et al., 2010).

II.4- Facteurs de contrôle et de gestion du compostage

Le compostage est un processus naturel spontané de décomposition de la litière de feuilles ou du sol forestier, mais avec une durée et des modalités naturelles longues et hétérogènes et ne conviennent en aucun cas à un usage industriel (de Bertoldi et al., 1983). A cet effet, il est primordial de connaître et de contrôler les facteurs qui contribuent à créer des conditions optimales au développement microbien et donc à la dégradation accélérée de la MO à composter, à éviter les problèmes de nuisance tels que les odeurs et la poussière, ainsi qu'à obtenir un produit agricole de qualité (Bernal et al., 2009 ; Agnew and Leonard, 2003 ; Chakroune et al., 2005).

Bernal et al. (2009) subdivisent les facteurs ou les paramètres affectant le processus microbien oxydatif en deux groupes: ceux qui dépendent de la composition du mélange initial tels que le

bilan nutritif, le pH, la taille des particules, la porosité, l'aération et l'humidité ; et ceux qui dépendent des pratiques de gestion et de suivi tels que la concentration en O₂, la température et la teneur en eau. Notant que ces paramètres interviennent simultanément au cours du processus de compostage (Mustin, 1987 ; Vazquez et al., 2015). La figure 2 récapitule les relations entre les différents paramètres du compostage.

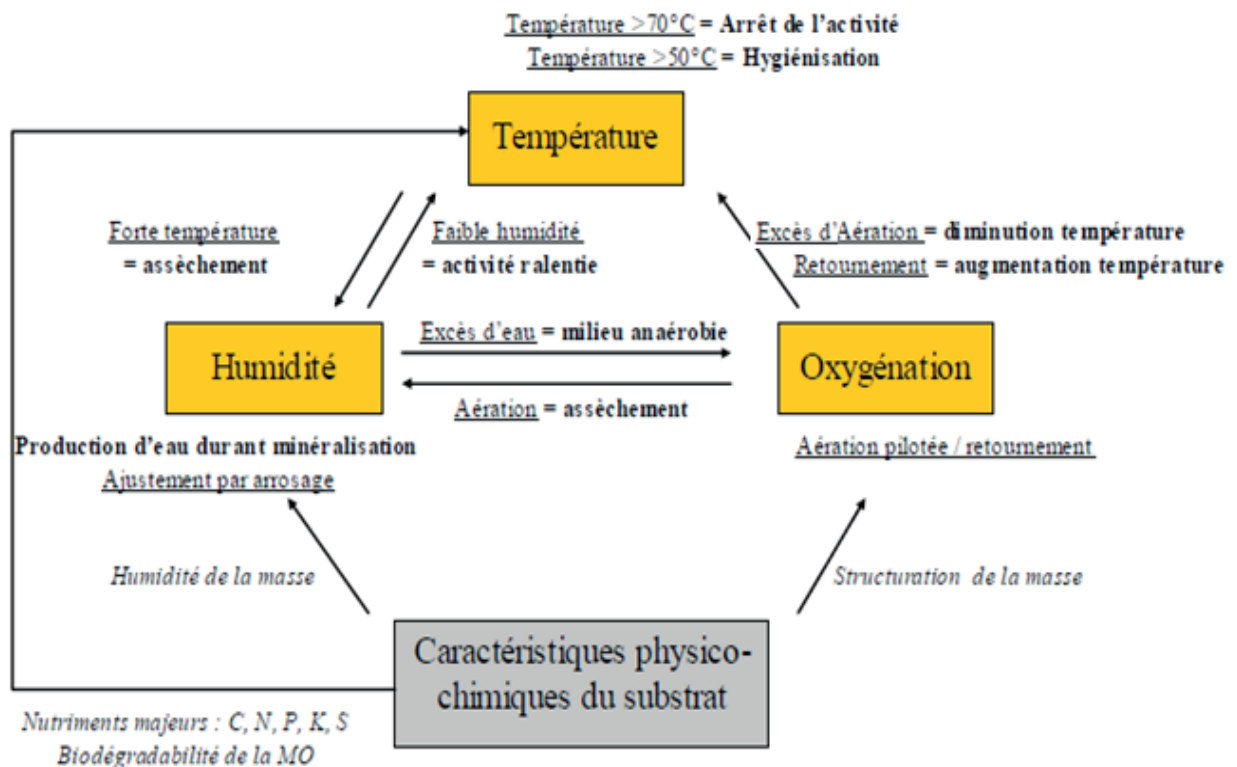


Figure 2: Influence des paramètres physico-chimiques lors du compostage (Cité par Lashermes, 2010)

II.4.1- Nature des substrats

Au cours du processus de compostage, la transformation du substrat est conditionnée par la nature et la biodégradabilité de la matière organique. Les composés organiques labiles, tels que les glucides, les lipides et les acides aminés, se dégradent rapidement au premier stade du compostage ; alors que les substrats organiques plus résistants tels que la cellulose, l'hémicellulose et la lignine sont partiellement dégradés et transformés à un taux lent (Insam et de Bertoldi, 2007 ; Bernal et al., 2009).

L'équilibre nutritif est principalement défini par le rapport du carbone organique à l'azote total (C/N) et qui est d'une importance particulière. Les micro-organismes ont besoin pour leur

croissance et leur métabolisme, d'une source d'énergie qui est le carbone organique dégradable et d'une source protéique qui est l'azote (Diaz et Savage, 2007).

Lorsque la quantité d'azote est limitante c.à.d. un rapport C/N élevé, la croissance microbienne diminue et le temps requis pour la biodégradation devient plus long puisqu'il y a un excès en carbone et les micro-organismes passent par plusieurs cycles d'oxydation pour atteindre la valeur optimale dans le compost (de Bertoldi et 1983 ; Igoni et al., 2008 ; H. Zhang et al., 2016). Alors que si la quantité d'azote dépasse les besoins de la population microbienne c.à.d. un rapport C/N faible, l'excédent d'azote se volatilise sous forme de gaz ammoniac (NH_3) ou se lessive de la masse du compost (Bernal et al., 2009).

D'où plusieurs chercheurs ont rapporté qu'une valeur du rapport C/N des intrants comprise entre 25 et 35, est considérée comme optimale pour un bon démarrage de l'activité biologique du compostage ainsi que pour réduire les pertes en azote (Soudi, 2005 ; Bernal et al., 2009 et 2017). En effet, la qualité du compost produit, dépend en grande partie du niveau de départ du rapport C/N du substrat composté (Huang et al., 2004 ; Silva et al., 2014 ; Gao et al., 2010a ; Azim et al., 2014).

Afin de satisfaire les besoins en matière première avant le compostage et d'assurer une dégradation idéale et homogène sur l'ensemble du processus et si le rapport C/N d'un déchet est trop élevé, un déchet azoté peut être ajouté. Inversement, s'il est trop bas, il peut être ajusté par l'ajout d'un substrat carboné et c'est le cas des effluents d'élevage (Mustin, 1987 ; Daiz et Savage, 2007 ; Sweeten et Auvermann, 2008 ; Chen et al., 2011 ; Guo et al., 2012).

Le déchet peut être ainsi composté seul ou en mélange avec un ou plusieurs autres déchets, on parle alors de co-compostage (Meng et al., 2016 ; Kumar et al., 2018). Les agents structurants de correction ajoutés aux matières azotées permettent évidemment d'améliorer la structure, de renforcer l'aération et d'adsorber les liquides en excès dans le but de fournir des propriétés physiques, chimiques et biologiques appropriées pour le bon fonctionnement du procédé (Haug, 1993 ; Dias al 2010). Le tableau 3 reproduit les dénominations de type correspondant aux composts et aux mélanges selon la norme NFU 44051 (AFNOR, 2006).

II.4.2- Taille des particules et Porosité

Plusieurs études ont constaté que le broyage du matériel à composter permet d'atteindre plus rapidement les températures thermophiles, alors que celui non broyé peut entraîner une perte accrue de chaleur en raison de la création des vides menant à une ventilation excessive (Raichura et McCartney, 2006 ; Roca-Pérez, 2009 ; Zhang et Sun 2014b). La taille des matières à composter est un facteur important qui détermine la vitesse de

Tableau 3: Dénominations de type correspondant aux composts et aux mélanges (AFNOR, 2006)

Dénomination du type	Mode d'obtention et matières utilisées
Fumiers	Déjections animales avec litière
Déjections animales sans litière	Déjections animales sans litière, telles que lisiers et fientes, ayant subi une transformation physique telle que séchage, centrifugation, filtre-presse etc.
Fumiers et/ou lisiers et/ou fientes compostés	Fumiers et/ou lisiers et/ou fientes, bruts ou après pré-traitement anaérobie ou physique, ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage avec ou sans ajout de matières végétales
Compost vert	Compost obtenu à partir de végétaux issus en tout ou partie de l'entretien des jardins et espaces verts (tontes, tailles, élagages, feuilles etc.), bruts ou après pré-traitement anaérobie, ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage
Compost de fermentescibles alimentaires et/ou ménagers	Compost obtenu à partir de la fraction fermentescible des déchets ménagers et assimilés et/ou des déchets alimentaires, collectée sélectivement ou obtenue par tri mécanique, brute ou après pré-traitement anaérobie, et ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage, avec ou sans les autres matières répondant aux dénominations de la présente norme
Matière végétale	Matière végétale (mono-produit) sans addition, sans transformation autre que physique, tels que marcs de raisin, pailles, tourteaux, broyats végétaux, algues etc.
Matières végétales en mélange	Mélange de matières végétales dont certaines peuvent avoir préalablement subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage
Mélange de matières végétales et de matières animales	Mélange majoritaire de matières végétales (supérieures à 50 % en masse de matière sèche à l'incorporation), contenant des matières animales (conformes à la réglementation en vigueur) telles que phanères, farine de sang, matières stercoraires, déjections animales, etc. ; ces matières animales et végétales peuvent avoir préalablement subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage
Compost végétal	Matière(s) végétale(s), seule(s) ou en mélange, à l'exclusion des végétaux issus de l'entretien des jardins et espaces verts (tontes, tailles, élagages), brute(s) ou après pré-traitement anaérobie, qui a (ont) subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage ou mélange de composts de matières végétales
Compost de matières végétales et animales	Mélange de matières végétales et animales (conformes à la réglementation en vigueur), brutes ou après pré-traitement anaérobie, ayant subi un procédé de compostage caractérisé ou de lombri-compostage
Compost de champignonnière	Mélange de compost et de terre à gobeter ayant servi à la culture des champignons

biodégradabilité et de maintien d'une porosité adéquate pour l'aération (de Bertoldi et al., 1983 ; Soudi, 2001 ; Chakroune et al., 2005 ; Haynes et al., 2015). En effet, lorsque les particules sont petites, la surface spécifique devient importante ce qui augmente la surface d'attaque par les micro-organismes. Cependant, les particules trop petites peuvent compacter la masse, réduisant ainsi la porosité au point que l'espace des pores devient insuffisant pour permettre un mouvement suffisant d'oxygène à travers le matériau et pour conserver des conditions aérobies autour des particules (Agnew et Léonard 2003).

II.4.3- Humidité

La teneur en humidité ou la teneur en eau du mélange à composter est un facteur limitant puisqu'il fournit un moyen de transport des nutriments dissous, nécessaires pour les activités métaboliques et physiologiques des micro-organismes (Liang et al., 2003 ; Kumar et al., 2010 ; Kulikowska et al., 2015).

Au cours du compostage, on assiste à la fois à la production d'eau métaboliques résultante des réactions d'oxydation de la matière organique, et à la perte d'eau par évaporation sous l'action conjuguée de la montée de la température et de l'aération. Ainsi un arrosage est souvent réalisé pour redémarrer l'activité microbienne (Sundberg et Jönsson, 2008).

La teneur en eau du substrat mis en compostage est souvent ajustée à une valeur comprise entre 50 et 60% (Soudi, 2001 ; 2005 ; Jeon et al., 2011 ; Ameen et al., 2016). Au-dessous de 40%, une déshydratation précoce du tas et un blocages du processus biologique ont lieu (deBertoldi et al., 1983 ; Campbell et al., 1990 ; Margesin et al., 2006 ; Abd El Kader et al., 2007). Alors qu'un excès d'eau (>60%) sature les espaces lacunaires et limite la circulation de l'oxygène et des gaz produits de la dégradation de la matière organique provoquant des conditions d'anaérobiose. De plus, il crée un effet refroidissant (Tiquia et al., 1996 ; Zhu, 2006 ; Petric et al., 2009 ; Makan et al., 2013).

II.4.4- Aération

La teneur en oxygène est l'un des facteurs clés affectant l'activité microbienne et la qualité du compost puisque le processus de compostage est essentiellement aérobie (Huet et al., 2012 ; Makan et al., 2014 ; Awasthi et al., 2014). Une bonne aération contrôle la température, élimine l'excès d'humidité, évacue le CO₂ et fournit de l'O₂ pour les processus biologiques. Une aération accrue se traduit par un refroidissement et un séchage de la masse, réduisant l'activité métabolique des micro-organismes et empêchant les conditions thermophiles requises pour des taux de décomposition optimaux (Ahn et al., 2008 ; Rasapoor

et al., 2009). En revanche, un apport insuffisant en oxygène (inférieur à 5%) peut conduire à des conditions anaérobies et produit des odeurs nauséabondes. Par conséquent, il est important que le taux d'aération soit géré à un niveau approprié pour mener efficacement le processus de compostage (Monson et Murugappan, 2010). D'après plusieurs auteurs, l'apport en oxygène varie au cours du processus, atteignant le taux de consommation le plus élevé (15-20%) pendant la phase thermophile en raison du développement rapide des micro-organismes (Said-Pullicino et al., 2007). Donc, Il semblerait logique d'utiliser initialement un taux d'aération élevé et de réduire l'aération lorsque le refroidissement devient apparent (Mustin, 1987 ; Campbell et al. 1990 ; Albuquerque et al., 2009).

L'approvisionnement en oxygène est généralement fourni par l'un des trois systèmes d'aération qui sont le retournement physique du matériau, l'aération passive ou l'aération forcée (Chowdhury et al., 2014 ; Rasapoor et al., 2016). Pour un compostage en tas ou en andain, l'aération est souvent effectuée par un retournement périodique, par conséquent une redistribution des particules se produit exposant de nouvelles surfaces à une attaque microbienne et accélérant ainsi le processus de compostage (Tiquia, 2005 ; Getahun et al., 2012 ; Awasthi et al., 2014).

II.4.5- Température

La température est un paramètre critique de suivi et de contrôle du processus de compostage. D'ailleurs, les températures optimales lors du compostage sont celles qui permettent de satisfaire les objectifs de chaque phase (Mustin, 1987). Une température entre 35 et 40°C améliore la diversité des micro-organismes, entre 45 et 55°C favorise un taux de biodégradation maximum et à une valeur supérieure à 55°C, elle permet l'hygiénisation des substrats par suppression des germes pathogènes (Saludes et al., 2007). Pour assurer une inactivation appropriée des agents pathogènes pendant le compostage, la réglementation de l'USEPA (2003) exige que la masse à composter doit subir une température supérieure ou égale à 55°C pendant au moins quinze jours consécutifs où l'andain est tourné cinq fois, de sorte que tout le matériel dans l'andain doit avoir passé trois jours au centre du tas. Alors que Schönning et Stenström (2004) rapportent que les agents pathogènes sont détruits si le compost est maintenu à un niveau opérationnel d'au moins 50 °C pendant 7 jours.

Le processus biologique impliqué dans le compostage peut augmenter la température jusqu'à 60 °C ou plus (Bertran et al., 2004). À ces températures élevées, la croissance de la majorité des micro-organismes présents est inhibée, ralentissant ainsi la décomposition de la matière organique. Pour un compostage rapide, les températures élevées pendant des longues périodes

doivent être évitées. A cet effet, la régulation de l'excès de chaleur peut être gérée soit par le contrôle de la taille et de la forme de la masse de compostage ou par le refroidissement amélioré et la redistribution de la température grâce aux opérations de retournement (Malwana et al., 2013).

II.4.6- pH

L'acidité ou l'alcalinité des matières organiques, mesurée par la valeur du pH, affecte la croissance des micro-organismes (Cooperband, 2002). Si certains auteurs ne considèrent pas le pH un facteur clé de compostage qu'en cas du contrôle des pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac, qui peut être particulièrement élevée à $\text{pH} > 7.5$ (Bernal et al., 2009), il est évident pour d'autres qu'il est un indicateur clé de la performance du processus (Sundberg et Jönsson, 2005). Au début d'un processus de compostage bien maîtrisé, une légère acidification attribuée à la production d'acides organiques, qui peut descendre à pH d'environ 6 a lieu, mais il redevient neutre ou légèrement alcalin en quelques jours. Si le pH continu à baisser en dessous de 6, c'est un signe clair que le processus de compostage ne fonctionne pas correctement. Plusieurs chercheurs rapportent qu'un pH faible pendant le processus entraîne une mauvaise odeur, une décomposition lente, des difficultés à atteindre des températures suffisamment élevées pour une bonne désinfection et donc une faible qualité du compost (Sundberg et Jönsson, 2008 ; Sundberg et al., 2004 ; 2013). Un pH de 6.7 à 9 est jugé approprié pour une bonne activité microbienne durant le compostage, ce qui consiste à ajuster le pH par ajout de substrats ou d'additifs basiques en cas de déchet acide et vice versa (Bernal et al., 2009 ; Hassani et al., 2019).

II.5- La qualité du compost

Le processus du compostage offre le potentiel de réduire significativement les problèmes liés à la gestion des fumiers (déchets organiques) et à la production d'un produit respectueux et sans danger pour l'environnement (Wang et al., 2004). De plus, c'est une méthode pour restituer les nutriments et la matière organique au sol (Bernal et al., 2017). A cet effet, la qualité du compost est un critère essentiel du recyclage des déchets organiques, de sa commercialisation et de son utilisation en agriculture (Lasaridi, 2006). Lorsque le problème de la qualité du compost est abordé, deux termes sont collectivement utilisés dans la littérature: la stabilité et la maturité (Komilis, 2015).

II.5.1- Maturité et stabilité

La stabilité est un degré avancé de décomposition d'un substrat organique liée à l'activité microbienne. En d'autres termes, il s'agit d'une mesure de la résistance à une dégradation microbienne supplémentaire (Wichuk et McCartney, 2010 ; Komilis, 2015 ; ECN-QAS, 2018). Komilis (2015) a également défini la stabilité comme étant la résistance à une nouvelle décomposition microbienne tant qu'il n'y a pas d'inhibition par d'autres facteurs non pertinents pour la matière organique (par exemple une faible humidité, un manque de nutriments, un manque de micro-organismes ou présence de composés inhibiteurs pouvant réduire ou arrêter l'activité microbienne).

Par ailleurs, la maturité d'un compost est associée au potentiel de croissance des plantes ou à la phytotoxicité. On outre, un compost mature devrait être sans effet négatif sur la germination des graines ou la croissance des plantes (UK Composting Association, 2001), ce qui implique une teneur stable en matière organique et l'absence de composés phytotoxiques et d'agents pathogènes végétaux ou animaux (Bernal et al., 2017). La Maturité est un critère agronomique et c'est l'aspect le plus important et le plus souhaitable de la qualité du compost. En fait, un compost mature devrait idéalement non seulement être non phytotoxique pour les plantes, mais aussi bénéfique pour leur croissance (Komilis, 2015).

II.5.2- Utilisation de qualité pauvre du compost

Le compost immature et/ou mal stabilisé crée des problèmes de manutention, d'entreposage et de commercialisation tels que la production d'odeur nauséabondes et le développement de composés toxiques pendant le stockage (Mathur, 1993 ; CCQC, 2001).

L'amendement au sol d'un compost immature et/ou partiellement stable peut induire des effets négatifs sur le rendement des cultures. Un compost immature ou instable se décompose en continue, ce qui entraîne une compétition significative des plantes et des microorganismes pour l'azote et l'oxygène au niveau racinaire.

Francou (2003) a rapporté que moins les composts sont stabilisés, plus la quantité d'azote immobilisé suite à leur incorporation au sol est grande. Une forte immobilisation microbienne de l'azote dite séquestration microbienne, qui puise dans les réserves minérales l'azote indispensable à son développement, conduit généralement à une carence en azote des plantes, ce qui diminue leur développement précoce et par conséquent le rendement des cultures (Liu et al., 2016).

De plus, la rapide décomposition de la matière organique immature dans le sol peut entraîner une descente rapide de la concentration en oxygène et du potentiel redox, créant des

conditions anaérobies autour de la rhizosphère et provoquant une augmentation de la solubilité des métaux lourds dans le sol (Jiménez et Garcia 1989 ; Mathur et al., 1993).

Par ailleurs, la présence de substances phytotoxiques (ammoniac, oxyde d'éthylène, lipides, composés phénoliques, acides organiques), sous-produit intermédiaire de la décomposition du compost immature, développe des effets dépressifs et /ou inhibiteurs sur la germination des graines et la croissance des plantes (Wong, 1985 ; Ait Baddi et al., 2004 ; El Fels et al., 2014). VanderGheynst et al. (2004) ont rapporté qu'un compost à salinité élevée peut entraîner une baisse de rendement des cultures lorsque les concentrations de sel à proximité de la zone racinaire s'accumulent à un niveau auquel la racine ne peut plus extraire suffisamment d'eau. La mauvaise qualité du compost peut donc provenir d'un excès de sels et également des métaux lourds.

En bref, un compost à usage agricole doit avoir une odeur acceptable, des valeurs connues de concentrations en nutriments et d'autres caractéristiques agronomiques, être désinfecté, ne contenir que des traces d'impuretés et de contaminants et être homogène (Moral et al., 2009 ; Barrena et al., 2014). De ce fait, de nombreuses méthodologies, indices et limites d'évaluation de la qualité ont été proposés. Toutefois et en raison de la diversité de l'origine des composts, un seul critère ne peut en lui seul juger la stabilité de la matière organique et la maturité des composts, une combinaison de paramètres est préférable (Goyal et al., 2005 ; Lopez et al., 2010). Le tableau 4 récapitule brièvement les principaux paramètres d'appréciation de la qualité du compost.

II.5.3- Stabilisation de la matière organique

Dans la nature, plus de la moitié du carbone est présent sous forme de cellulose, c'est un polymère linéaire d'unités de glucose reliées par des liaisons glycosidiques β (1–4). L'hémicellulose est le polysaccharide le plus abondant dans la biosphère après la cellulose et dont elle diffère par l'hétérogénéité de leur composition monosaccharidique. En général, elle est constituée de chaînes moléculaires plus courtes et amorphes contenant de 2 à 6 monomères (ex. xylose, galactose, glucose, mannose, arabinose) avec des liaisons glycosidiques variées (Harindintwali et al., 2020 ; Celerier, 2008). La lignine est un polymère aromatique de poids moléculaire élevé qui, avec l'hémicellulose et la cellulose, forme une structure rigide dite lignocellulosique. L'hétérogénéité structurelle de la lignine la rend particulièrement récalcitrante à la dégradation microbienne (Tuomela et al., 2000).

Toutefois, Il a été rapporté que le compostage peut favoriser la biodégradabilité des substrats complexes de la fraction lignocellulosique. Yan et al., (2015) ont signalé une diminution de

la proportion de l'hémicellulose, de la cellulose et de la lignine de 7,5%, de 64,5% et de 13,6% respectivement lors du compostage de la boue issue d'un digesteur anaérobie d'une station d'épuration.

Tableau 4: Critères d'évaluation de la qualité du compost

Physique :	Odeur, couleur, température, taille des particules et matériaux inertes
Chimique :	Analyses carbone and azote – rapport C/N (solide et extrait d'eau)
	Capacité d'échange cationique – CEC, rapport CEC/COT, etc.
	Extrait hydrosoluble – pH, CE, C -organique, ions, etc.
	Azote minéral – teneur NH_4^+ -N, rapport NH_4^+ -N/ NO_3^- -N
	Polluants – Eléments métalliques et organiques.
	Qualité de la MO, –Composition organique: lignine, complexe carbohydrates, lipides, sucres, etc.
	Humification – Indices d'humification et caractérisation des substances humiques: analyses des groupes élémentaires et fonctionnels, distribution du poids moléculaire, rapport E4/E6, pyrolyse GC-MS, analyses spectroscopique (NMR and FTIR, Fluorescence, etc.), etc.
Biologique :	Indicateurs d'activité microbienne: – Respiration (consommation O_2 , production du CO_2 , test d'auto-échauffement)
	– Activité Enzymatique (phosphatases, déshydrogénases, protéases, etc.)
	– Teneur en ATP
	– Potentiel minéralisation-immobilisation d'azote, nitrification, etc.
	– Biomasse Microbienne
Phytotoxicité :	– Test de germination et croissance de plantes

Le fumier de bétail contient entre 30 et 80% de la fraction lignocellulosique, celle-ci est affectée par leur régime alimentaire ainsi que par le type de la litière (Bernal et al., 2017).

Les lignines sont considérées comme une source de formation des substances humiques. Leur incorporation se produit par de légères modifications de la structure des biopolymères (afin d'accroître leur solubilité), ou par la dégradation, suivies de repolymérisation (Celerier, 2008).

Les substances humiques sont souvent utilisées pour évaluer l'évolution de la matière organique au cours du compostage puisque l'objectif principal du processus est de convertir efficacement la matière organique en substances humiques. Bien qu'elles ne soient pas les seuls produits de base du compost, mais elles sont la source des multiples bénéfices décrits (Moral et al., 2009 ; Canellas et al., 2015). Les substances humiques sont définies comme des mélanges aléatoires et hétérogènes de molécules organiques complexes résultant de la décomposition des résidus animaux et végétaux et composés principalement d'acides humiques (AH), d'acides fulviques (AF) et d'humines (Stevenson, 1994). Les AH sont solubles en solution alcaline mais insolubles en solution acide, tandis que les AF sont solubles en solution alcaline et restent solubles par acidification de l'extrait alcalin. Les humines sont insolubles à tout pH (Iqbal et al., 2010).

Les théories classiques de l'humification présentent les processus d'humification soit comme des processus purement biologiques, soit comme des processus biologiques suivis de processus purement chimiques (Stevenson, 1994). Il existe 4 voies proposées de formation des substances humiques (**Figure 3**) :

La voie 1 : Il s'agit de la condensation de sucres et de composés acides aminés, pouvant conduire au final à des mélanoides de couleur brune. C'est une voie chimique connue sous le nom de la réaction de Maillard.

La voie 2 : privilégie la formation de polyphénols à partir de cellulose ou d'autres composés non ligniques. L'oxydation des polyphénols en quinones est suivie d'une polymérisation donnant les substances humiques.

La voie 3 : considère que les acides et aldéhydes phénoliques, produits de la dégradation microbienne de la lignine sont transformés en quinones sous l'action d'enzymes. Ces quinones sont ensuite polymérisées avec ou sans composés aminés pour donner les substances humiques.

La voie 4 : où les composés aminés des micro-organismes réagissent avec les lignines modifiées. Ces derniers sont dégradés de façon incomplète, provoquant une perte des groupes méthoxyl ($R-O-CH_3$), la génération de O-hydroxyphénols et l'oxydation des aliphatiques

conduisant à la formation de groupes COOH. C'est la théorie ligno-protéinique développée par Waksman (1932).

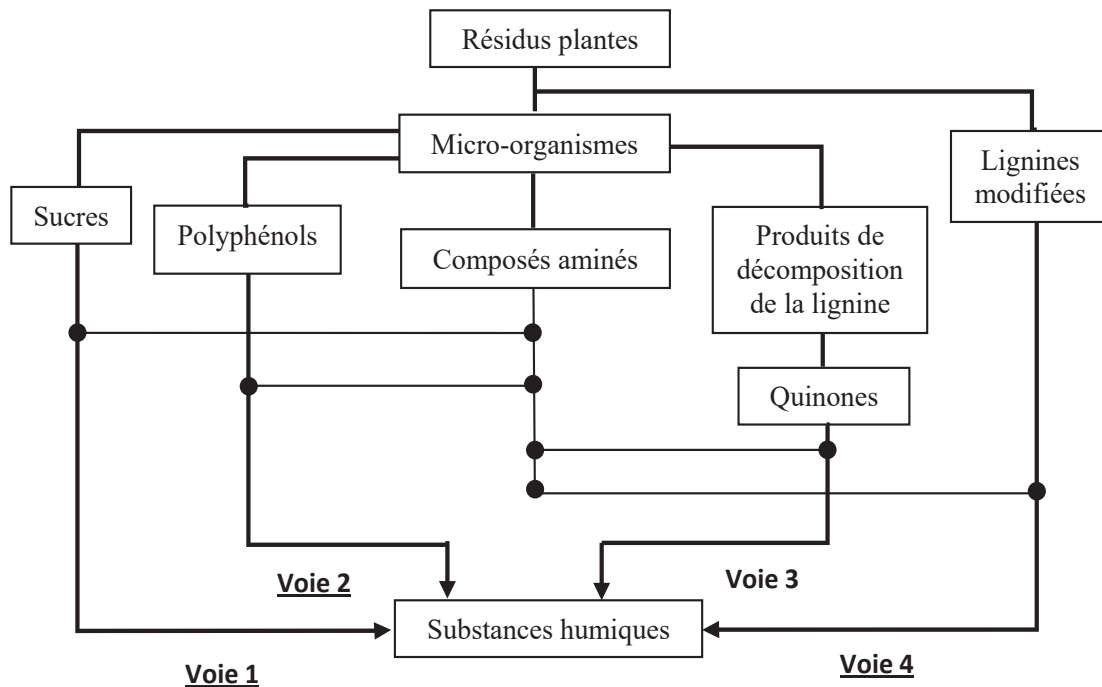


Figure 3: Les quatre voies de l'humification (Stevenson, 1994)

L'humus formé dépend d'une part de la nature de la matière organique initiale, et d'autre part des conditions externes et internes du processus. Au début de processus de compostage la fraction fulvique prédomine sur la fraction humique. Avec la progression du compostage, la fraction humique devient graduellement prédominante par rapport à la fraction fulvique. La diminution de la proportion de carbone sous forme fulvique conjointement à l'augmentation de la proportion de carbone sous forme humique correspond à l'humification de la matière organique du compost, ou plus exactement à l'augmentation de la concentration de composés stables dans le compost (El Fels, 2014).

II.6- Systèmes de compostage

Les procédés de compostage sont très variés et ils ont connu un progrès considérable ces dernières années. En effet, les niveaux technologiques vont depuis le compostage classique en tas à différents degrés de mécanisation jusqu'au compostage robotisé qui permet un contrôle et un monitoring automatisé en temps réel. Ils peuvent être classés selon s'ils se déroulent dans un système ouvert (sans réacteur) ou fermé, s'ils sont statiques ou agités, aérés

de manière forcée ou naturelle et s'ils sont verticaux ou horizontaux. Le choix entre les différents systèmes dépend des paramètres techniques et économiques. A titre d'exemple, lors du compostage des boues, le contrôle du processus, la réduction de la main-d'œuvre et la sensibilité aux intempéries nécessitent généralement des technologies d'aération forcée (Bernal et al., 2017).

II.6.1- Systèmes de compostage ouvert

Le compostage en tas retourné est un système simple qui consiste à mélanger des matières à composter et à les disposer en tas qu'on retourne de manière périodique pour assurer une aération et donc une dégradation aérobie ainsi qu'une exposition pour toutes les parties du tas aux hautes températures. Un ajustement de l'humidité est effectué au besoin par arrosage des tas (Neher et al., 2013).

Le compostage en tas statique est similaire à celui du compostage en tas avec la différence que les tas ne sont pas retournés et que l'air est acheminé par des tuyaux perforés traversant les tas. Ce système d'aération peut être passif (aération naturelle) ou actif où l'air est insufflé par succion. Les tas sont couverts par une couche de compost fini d'environ 5 cm d'épaisseur (Schuchardt, 2005).

II.6.2- Systèmes de compostage fermé

Les systèmes fermés sont constitués de réacteurs verticaux ou horizontaux à apport massique continu ou discontinu. Le principal avantage de ces systèmes est le contrôle des odeurs ainsi que le contrôle automatique du processus. L'aération forcée est ajustée en fonction de l'activité microbienne et des exigences de perte de chaleur, grâce à différents capteurs (température, humidité de l'air, O₂ et CO₂) installés dans le système. Ces systèmes comprennent des tunnels statiques et des tambours rotatifs (Francou et al., 2007 ; Makan et al., 2013 ; Schuchardt, 2005).

Bien qu'il existe de nombreux procédés et brevets dans les installations de compostage, de nombreux systèmes ne sont pas viables compte tenu des contraintes de la demande du produit final et de la demande du marché ; soit ils sont trop simples et ne s'adaptent ni aux déchets ni aux demandes du marché, soit ils nécessitent trop d'investissements en capital et/ou à forte intensité de main-d'œuvre et le retour sur investissement n'est pas justifié. Dans le développement d'une approche de traitement des déchets par compostage, toutes les contraintes complexes des déchets, du produit final et du marché doivent être évaluées dans la définition du processus lui-même et la structuration d'une installation (Bernal et al., 2017).

III- Les éléments traces métalliques

La présence des éléments traces métalliques dans le compost est préoccupante et peut limiter leur utilisation en tant qu'amendement de sol, leur évaluation paraît primordiale vu qu'ils sont extrêmement persistants dans l'environnement, ils sont non biodégradables et s'accumulent à un niveau toxique (Guo et al., 2006 ; Briffa et al 2020). Les éléments traces métalliques sont des constituants naturels de la croûte terrestre qui proviennent en grande partie de l'altération des roches mères, mais les activités anthropiques (rejets industriels, épandage des boues, dépôt atmosphérique, produits phytosanitaires, engrais chimiques) ont altéré massivement leurs cycles géochimiques et leur balance biochimique (Giachetti et Sebastiani, 2006). Certains métaux sont essentiels pour le maintien de diverses fonctions physiologiques et agissent à des concentrations très faibles (Fe, Co, Zn, Cu, Mn, Mo, Se), alors qu'une exposition excessive a été associée à des troubles cellulaires ou systémiques et pourrait représenter une source de pollution (Rossi et al., 2014). D'autres métaux n'ont pas de fonctions biologiques connues et ils sont considérés comme des contaminants ou substances indésirables (Cd, Pb, Hg) et peuvent créer à des niveaux d'exposition faibles un danger pour la santé publique lorsqu'ils sont introduits dans les chaînes alimentaires suite à une contamination des sols et des écosystèmes aquatiques (Hejna et al., 2018).

III.1- Origine des ETM dans les fumiers

Soudi (2005) a noté que les fumiers ne contiennent pas des métaux lourds, pourtant plusieurs chercheurs ont révélé qu'ils en renferment (Tableau 5). Il a été aussi démontré que l'épandage de fumiers de bétail et de volaille était une source prédominante parmi d'autres, des ETM dans les sols agricoles (Belon et al., 2012 ; Zhang et al., 2012 ; Shi et al., 2019 ; Liu et al., 2020). De même, Cadet et al. (2012) ont déduit que le dépôt de la litière de volaille sur des sols agricoles en Alabama (USA) pendant une période de plus de 20 ans, a entraîné une accumulation significative des ETM (Cd, Cu, Ni, Cr) suivant la profondeur des profils de sols étudiés par rapport à ceux des sols non amendés. La concentration du chrome à titre d'exemple a augmenté de manière significative de 38,8 mg/kg à 116 mg/kg dans l'horizon 0-15 cm et 75-90 cm respectivement.

La teneur en métaux lourds des déjections animales sont en grande partie le reflet de leur teneur dans les aliments consommés et l'efficacité de la conversion alimentaire par les animaux (Nicholson et al., 1999 ; Zhang et al., 2012 ; Wang et al., 2013). Les oligo-éléments essentiels sont généralement ajoutés en tant qu'additifs nutritionnels dans le régime alimentaire des animaux afin de prévenir les carences minérales qui pourraient compromettre

Tableau 5 : Etudes statistiques descriptives des concentrations moyennes des ETM (mg/kg, en matière sèche) dans différents fumiers de bétail et de volaille en Chine (Liu et al., 2020)

Source des fumiers	Catégorie	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Hg	As	Ni
Porc (n = 2352)	Minimum	100.26	72.66	0.27	0.04	3.53	0.00	0.01	4.67
	Maximum	4638.72	1288.00	22.88	59.66	85.23	0.31	89.30	18.97
	Moyenne	1019.98	531.37	8.63	2.97	26.80	0.10	16.47	10.69
	Taille d'échantillons	> 2209	> 2319	> 1929	> 1984	> 1845	> 1248	> 1686	> 770
Poulet (n = 629)	Minimum	165.68	18.24	2.99	0.03	4.00	0.02	0.05	5.21
	Maximum	578.00	314.00	32.58	4.09	250.61	0.54	23.26	39.31
	Moyenne	346.17	96.05	12.43	1.34	58.93	0.13	6.88	13.93
	Taille d'échantillons	> 629	> 625	> 578	> 581	> 572	> 446	> 550	> 278
Canard (n = 63)	Minimum	97.82	34.68	4.51	0.29	6.60	0.03	0.01	8.37
	Maximum	682.10	198.76	40.79	2.53	63.61	0.07	6.83	16.12
	Moyenne	339.11	71.78	14.47	0.97	30.37	0.05	3.99	10.77
	Taille d'échantillons	63	63	60	60	60	40	50	50
Volaille (n = 879)	Minimum	77.42	14.71	2.04	0.03	2.50	0.02	0.01	5.21
	Maximum	682.10	314.00	40.79	4.09	250.61	0.54	23.26	39.31
	Moyenne	322.20	84.42	12.48	1.19	50.60	0.11	5.99	13.88
	Taille d'échantillons	> 879	> 875	> 750	> 753	> 734	> 573	> 694	> 433
Bovin (n = 565)	Minimum	48.72	12.28	1.64	0.04	0.76	0.02	0.01	4.19
	Maximum	816.24	173.60	32.31	3.40	79.38	0.60	6.33	18.86
	Moyenne	221.27	56.93	11.72	0.84	24.53	0.12	2.09	10.10
	Taille d'échantillons	> 565	> 561	> 479	> 466	> 452	> 363	> 435	> 246
Ovin (n = 116)	Minimum	42.38	8.37	1.74	0.28	8.00	0.19	0.59	1.22
	Maximum	431.70	214.70	19.80	1.40	22.19	2.39	2.60	12.40
	Moyenne	178.83	60.89	11.14	1.09	12.27	0.78	1.53	7.62
	Taille d'échantillons	116	116	67	67	59	59	59	43

la production, de favoriser leur taux de croissance optimal et d'améliorer leur résistance aux maladies (Tableau 6) (Hejna et al., 2018 ; Provalo et al., 2018). Dans certains cas, les quantités fournies sont supérieures à l'absorption dans le processus de digestion intestinale par lequel ils sont excrétés (Reyes Pinto et al., 2020), vu que les pratiques agricoles modernes se caractérisent par un apport massif de suppléments dans l'alimentation animale (Li et al., 2019) au point que ces ETM ne peuvent pas être entièrement absorbés par les animaux et une partie est rejetée dans les fumiers (Zhang et al., 2012 ; Liu et al., 2020). La teneur en ETM du fumier du bétail et de volaille peut varier considérablement selon les espèces animales et leur mode d'élevage (Wang et al., 2013 ; Provalo et al., 2018).

Tableau 6: Comparaison de la teneur en métaux lourds des aliments pour animaux (Hejna et al., 2018)

Sources	Éléments métallique	Type d'élément	Concentration
Aliments des vaches laitières	Cd	US	5 à 82 ppb
			Nd à 23.25 mg/kg
	Pb	US	<10 mg/kg
			0.1 à 3.59 mg/kg
			12 à 349 mg/kg
Cu	EHM	<10 mg/kg	
		1.0 à 8.23 mg/kg	
		37.8 mg/kg	
		2.73 à 114.68 mg/kg	
Cr		15.7 mg/kg	
		2 à 21.3 mg/kg	
Zn	EHM	4.91 mg/kg	
		<10 mg/kg	
		11.07 à 346.12 mg/kg	
Aliments pour volaille	Cu	EHM	73.0 mg/kg
			6 à 83 mg/kg
			132.7 mg/kg
	Zn	EHM	2.88 à 98.08 mg/kg
			17.0 mg/kg
			24.8 à 52.4 mg/kg (Poulet de chair)
			13.23 à 49.7 mg/kg (Dinde)
			52.62 à 150.97 mg/kg
			99.1 mg/kg
			106 à 169 mg/kg (Poulet de chair)
			102 à 210 mg/kg (Dinde)

US = substances indésirables dans les aliments pour animaux ; EHM = oligo-éléments essentiels ;
Nd=non détectable.

III.2- Limites standards des teneurs en ETM totales dans le compost et leur spéciation

La présence des ETM dans le compost entrave son épandage agricole, de crainte de surcharger le sol par ces métaux dû à une application excessive de compost ce qui peut avoir des effets néfastes à long terme sur l'environnement et la santé humaine (CCME, 2005 ; Jordao et al, 2006). De ce fait, de nombreux pays, en particulier celles qui considèrent le compostage comme faisant partie d'un plan intégré de gestion des déchets solides, ont établi des directives et des normes concernant l'utilisation finale du compost (Mohee et Soobhany, 2014). Le tableau 7 regroupe les limites de concentrations de certains ETM dans le compost, adoptées par plusieurs pays.

Tableau 7 : Valeurs limites des ETM dans le compost destiné à l'épandage agricole (Yang et al., 2017)

Valeur limite (mg /kg MS)	Zn	Cu	Cr	Cd	Pb	Hg	Ni	Co
Chine	–	–	150	3	50	2	–	–
Australie (Catégorie A+)	200	70	70	0.7	45	0.4	25	–
Australie (Catégorie A)	500	150	70	1	120	0.7	60	–
Canada (Catégorie A)	700	400	210	3	150	0.8	62	34
Canada (Catégorie B)	1850	757	1060	20	500	5	180	150
EU (Agriculture organique)	200	70	70	0.7	45	0.4	25	–
EU (Label ECO)	300	100	100	1	100	1	50	–
UK	400	200	100	1.5	200	1	50	–
USA	2800	1500	–	39	300	17	420	–

MS : matière sèche ; EU : union européenne ; UK : United Kingdom ; USA : États-Unis

Cependant, ces normes présentent des variations considérables et elles ne spécifient que la concentration totale admissible ou maximale autorisée, des métaux qui est utile comme indicateur global de contamination, mais elle ne fournit aucune information sur leur solubilité, leur mobilité et leur biodisponibilité pour les plantes et pour l'environnement, ce qui peut surestimer considérablement leur risque potentiel. En fait, ce sont les différentes formes sous lesquelles les métaux sont présents, qui déterminent leur devenir et leur impact (Paradelo et al., 2008 ; Gul et al., 2015).

Une étude portée sur la bioaccumulation de Cu, Zn, Pb et Cd chez *Eisenia fetida* (vers de terre) nourris avec du fumier de porc en serre, a révélé des relations significatives entre la biodisponibilité des métaux lourds dans le fumier de porc et leurs concentrations dans *E. fetida*, avec une variation entre 36,60% et 78,70%. L'étude a conclu que les fractions

biodisponibles décrivent mieux la bioaccumulation des métaux dans *E. fetida* (Li et al., 2010). C'est la raison pour laquelle plusieurs chercheurs ont opté pour la procédure d'extraction chimique unique dite aussi simple et/ou séquentielles (Fuentes et al., 2004 ; Ramos, 2006 ; Jakubus, 2012 ; Hei al., 2016).

L'extraction chimique unique évalue les formes résiduelle et non résiduelle et permet un gain de temps. L'extraction unique avec des solutions moins agressives tels que les sels neutres ($MgCl_2$, $Mg(NO_3)_2$, $CaCl_2$, NH_4Cl) fournit une méthode empirique relative pour évaluer la mobilité des métaux lourds, tandis que l'extraction par des agents chélatants ou complexants tels que le DTPA et l'EDTA et des acides dilués (HCl, HOAc) pourrait fournir la corrélation entre l'extractibilité et l'absorption par les plantes (Guo et al., 2006 ; Cornu et Clozel, 2000). Alors que l'extraction séquentielle ou la spéciation, bien qu'elle prenne plus de temps, fournit des informations plus poussées sur la distribution des ETM sous différentes formes d'association chimique et physique qu'ils subissent dans le système naturel.

Elle peut être définie comme étant le processus d'identification et de quantification de différentes espèces chimiques dans un matériau où des changements d'équilibre de réaction se produisent, libérant le métal en solution (Tessier et al., 1979 ; Guo et al., 2006). Le concept de la répartition consiste à choisir les fractions susceptibles d'être affectées par les diverses conditions environnementales. Généralement, les fractions les plus couramment analysées sont échangeables, liées aux carbonates, aux oxydes de fer et de manganèse, à la matière organique et aux sulfures et résiduelles. Le Tableau 8 rapporte plusieurs protocoles d'extraction sélective qui ont été mis au point dans de nombreux travaux.

III.3- Comportement des ETM lors du compostage

Diverses investigations se sont concentrées sur les changements potentiels des teneurs en éléments totaux et leur liaison aux composantes de la matrice étudiée au cours du compostage. Hanc et al. (2012) ont rapporté qu'après 12 semaines de compostage des biodéchets ménagers, les teneurs totales en Cr et Ni ont augmenté en raison de la réduction du volume lors de la biodégradation de la matière organique. Aussi, la procédure d'extraction séquentielle a révélé une baisse accrue de la fraction échangeable par rapport à la concentration initiale du Cr et du Ni de plus de 3 et 4 fois respectivement avec une affinité décroissante de ces métaux dans le compost final aux fractions résiduelles, oxydables, échangeables et réductibles. L'étude a conclu que le processus de compostage intensif est une méthode appropriée pour immobiliser le Cr et le Ni.

Tableau 8: Les différents protocoles d'extractions séquentielles les plus utilisées

Référence	Extractant utilisé	Forme extraite	
Tessier et al. 1979 Ghosh et al. 2018.	MgCl ₂ 1 M NaOAc 1 M NH ₂ OH.HCl 0,04 M H ₂ O ₂ 8,8 M HF/HClO ₄	pH 7 pH 5 HOAc 25% HOAc HNO ₃ /NH ₄ OAc	Echangeable Liée aux carbonates Oxydes de Fe et Mn Liée à la matière organique et aux sulfures Résiduelle, phase de silicate
Sposito et al. 1982 Amir et al. 2005	KNO ₃ (0,5 M) H ₂ O distillée NaOH (0,5 M) EDTA (0,05 M) HNO ₃ (4 M)	Echangeable Soluble Liée à la matière organique Liée aux carbonates Liée aux sulfures	
Rauret et al. (1989) Ramos et al. (1994)	MgCl ₂ 1 M NaOAc/ HOAc, pH 5 NH ₂ OH.HCl 0,1 mol l-1 Ac. Acétique (25 %) H ₂ O ₂ (30%) pH = 2 avec HNO ₃ HClO ₄ + HNO ₃	Echangeable Liée aux carbonates Oxydes de Fe et Mn Liée à la matière organique et aux sulfures Résiduelle	
Procédure BCR	CH ₃ COOH, 0,11 M NH ₂ OH.HCl 0,1 mol l-1 (pH = 2 with HNO ₃) H ₂ O ₂ 8,8 mol l-1 (pH = 2-3 avec HNO ₃) HNO ₃ /HCl	Echangeable Réductible Oxydable Résiduelle	

Une augmentation significative de la concentration totale des ETM ($\alpha < 0,05$) a été également observée par Nomeda et al. (2008), au cours des 28 premiers jours de compostage d'un mélange de boues d'épuration, de sciure de bois et de compost recyclé, puis les concentrations sont devenues constantes. Du début à la fin du compostage, les concentrations totales des Cu et Zn ont augmenté respectivement de 20 et 28%. L'étude du comportement cinétique des ETM (Mn, Zn, Cu, Pb) dans le mélange composté réalisée par la procédure d'extraction séquentielle a montré que le Mn et le Zn ont été principalement trouvés dans les fractions échangeables, carbonatés et réductibles, tandis que le Cu prédomine dans la fraction organique et le Pb a une plus grande affinité pour les fractions organiques et résiduelles dans les boues d'épuration et le mélange initial composté. Après deux mois de compostage, la mobilité potentielle et la biodisponibilité du Mn, Pb et Zn ont augmenté de manière significative étant donné que leurs fractions stables ont été transformées en fractions mobiles à l'exception du Cu. Ces auteurs ont attribué ces variations à une tendance à la baisse du pH à la fin du processus de compostage ce qui a accéléré la mobilisation des métaux lourds, et ils ont conclu que la distribution des métaux lourds dans les boues d'épuration et le mélange composté varie en fonction des sources et des propriétés des métaux lourds (Nomeda et al., 2008).

Une étude similaire rapportée par Amir et al. (2005), lors du compostage d'un mélange de boues-paille, a montré une diminution des teneurs totales en Pb, Zn, Cu et Ni dans le produit final, reliée à un lessivage de ces métaux suite à leur libération par décomposition des structures organiques durant la phase thermophile, favorisé par une augmentation de l'humidité. Le suivi de l'évolution des formes échangeables et solubles des métaux Zn, Cu et Ni sauf Ni-H₂O, a révélé une tendance à diminuer au cours du compostage. Bien que le Pb n'ait présenté aucune association à ces formes dans tous les stades du compostage, sous la forme sulfure montre une légère augmentation avec une diminution des formes organique et carbonate. A l'opposé, une diminution de la fraction sulfure avec une augmentation des formes carbonate et organique, se produit dans le cas du Zn et particulièrement du Cu. Le Ni présente une diminution significative de sa forme organique avec une augmentation de la forme carbonate. Effectivement, au cours de la phase thermophile du compostage, la biodégradation des structures organiques aboutit à une libération des métaux Pb et Ni de leurs formes organiques. Ces métaux expriment plus d'affinité aux structures sulfures et carbonates, tandis que le Zn et plus particulièrement le Cu présentent plus d'affinité aux fractions organique et carbonates.

A la fin du processus, 70 à 80% des ETM sont associés à la fraction résiduelle qui est une forme non extractible liée principalement aux silicates, 12 à 29% sont sous des formes résistantes (organique ; carbonate ; sulfure), ce qui implique que la quasi-totalité des métaux sont sous des formes stables, et seulement moins de 2% des métaux peuvent être biodisponibles (échangeable ; soluble) (Amir et al., 2005).

La distribution métallique dans les différentes fractions varie très significativement d'une étude à l'autre en fonction des propriétés chimiques de la matrice étudiée (pH, matière organique, substances humiques...), de son origine, de l'élément en question, de la nature des extractants utilisés, de leur succession et des paramètres expérimentaux de la méthode d'extraction utilisée (Amir, 2005 ; Jakubus, 2012).

IV- Considération agronomique de l'épandage du compost

Les problèmes environnementaux liés à la perte de fertilité, à la désertification, à l'érosion et à la dégradation des sols, sont en partie la conséquence de la diminution de leur teneur en matière organique (Martínez-Blanco et al., 2013). L'apport régulier et répété du compost mûr, contribue à la restauration des sols dégradés par l'amélioration des propriétés et de la qualité des sols, ce qui affecte positivement la croissance des plantes et leur résistance aux maladies (Toundou et al., 2014 ; Milinkovic et al., 2019 ; Pergola et al., 2018).

IV.1- Effet du compost sur les propriétés du sol

L'épandage du compost s'est considérablement montré avoir un effet positif sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol (Yanagi et Shindo 2016). Evidemment, après 4 ans d'application de trois composts de résidus de végétaux sur un sol d'un milieu fragile fortement marqué par l'érosion, Tejada et al. (2009) ont démontré une augmentation de la stabilité structurale (14,5 - 28,3%) et de la couverture végétale (83,8 - 87,2%) et une réduction de la densité apparente (16,1 - 30,9%), augmentant ainsi la porosité du sol en comparaison au sol non amendé. De même, ces amendements ont stimulé le développement et l'activité enzymatique des populations microbiennes et la respiration du sol, aussi des teneurs élevées en carbone organique et en acide humique ont été enregistrées. Ces résultats sont similaires à ceux de Hernandez et al. (2015) avec de plus une augmentation de la capacité de rétention d'eau. Ces derniers ont évalué l'impact de cinq ans d'apport d'un compost de déchets urbains sur un sol semi-aride dégradé. Les changements observés ont été proportionnels à la dose d'épandage.

Le mélange de la matière organique du compost de densité plus faible ajouté à la fraction minérale du sol plus dense, diminue sa densité apparente, ce qui permet d'améliorer la porosité et en conséquence l'aération du sol (Layman, 2009). La matière organique agit comme un agent de cimentation, nécessaire à la floculation des particules de sol pour former des grands agrégats stables augmentant les espaces vides (Figure 4) (Lakhdar et al., 2009).

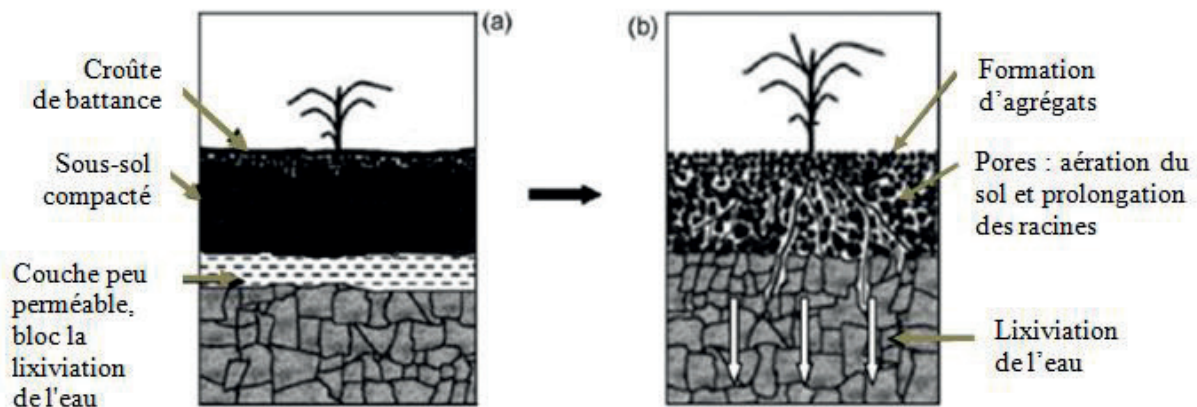


Figure 4: Représentation schématique du sol avant (a) et après (b) ajout d'amendement organique (Lakhdar et al., 2009)

En conséquence, la stabilité des agrégats du sol favorise la circulation de l'air du sol nécessaire à la croissance des plantes et des micro-organismes, empêche l'imperméabilisation de la surface, améliore l'infiltration de l'eau et améliore la capacité de rétention d'eau, réduisant ainsi la génération du ruissellement de l'eau et l'érosion du sol (Tejada et al., 2006; Bouajila et Sanaa 2011 ; Mandal et al, 2013 ; Martínez-Blanco et al., 2013; Kranz et al., 2020). La stabilité des agrégats a été souvent corrélée aux acides humiques apportés par les composts car ces acides sont directement impliqués dans la formation des complexes argilo-humiques (Whalen et al., 2003; Annabi, 2005; Tejada et al., 2009). L'activité microbienne contribue également à la formation de micro-agrégats et à leurs stabilisations par production de mucilages des bactéries et des champignons. D'autre part, l'amendement organique active la biomasse microbienne du sol, augmente généralement leur respiration spécifique, leur biomasse carbonée et leurs activités enzymatiques qui sont liées au cycle des éléments nutritifs du sol (D'Hose et al., 2014 ; Obriot et al., 2016 ; Yanagi et Shindo 2016).

Jouraihy (2007) a rapporté que l'amendement de différentes doses de compost de boue d'épuration (14 ; 28 et 42 t/ha) dans un sol argileux de faible teneur en matière organique durant deux ans, a significativement augmenté son taux d'azote par rapport au témoin et dans l'ordre croissant d'apport, de 3 ; 9 et 15% la première année et de 17 ; 32 et 50% la deuxième

année. Tandis que l'engrais minérale n'a pas dépassé 5 et 4% respectivement aux deux années. Ces constatations ont été expliquées par une minéralisation progressive et une libération lente de l'azote du compost. Ainsi, le compost a la capacité de fournir un apport continu en nutriments pour la croissance des plantes et d'augmenter l'aptitude du sol à retenir les minéraux essentiels. Ceci a été démontré par une élévation significative de la capacité d'échange cationique (CEC) proportionnellement à la dose d'incorporation du compost au sol (Mandal et al, 2013). Il a été aussi noté que l'augmentation des niveaux de la matière organique du sol favorise la séquestration du carbone (Houot et al., 2009). Berner et al. (2004) ont rapporté qu'un apport de compost conduit généralement à une élévation ou à une stabilisation du pH d'un sol cultivé. Selon la qualité de ce dernier (taux de carbonates), l'utilisation de compost peut permettre l'économie de quantités non-négligeables d'amendements calcaires.

IV.2- Effet du compost sur la croissance des plantes

L'amélioration des caractéristiques chimiques, physiques et biologiques des sols par l'amendement de composts, crée des conditions meilleures de croissance pour les plantes. L'utilisation du compost comme engrais a donné lieu à de nombreuses expérimentations au champ et sous serre visant à déterminer son pouvoir fertilisant sur les cultures (Barje, 2010; Papafilippaki et al., 2015 ; Obriot et al., 2016).

L'expérience menée par Mrabet et al. (2011) pour évaluer la croissance de la laitue sous serre a prouvé que l'ajout d'un compost d'ordures ménagères à différentes doses (25 ; 75 ; 100%) a significativement et respectivement augmenté le nombre des feuilles (14 ; 18 ; 14), la longueur (18,5 ; 21,06 ; 18,21cm) et la largeur des feuilles (8,83 ; 11,01 ; 9,49 cm), le poids frais (52,31 ; 90,98 ; 52,50 g) et sec de la masse foliaire (2 à 3 fois) et le poids frais (3 à 4 fois) et sec des racines (jusqu' à 3 fois) par rapport au témoin (sol sans compost). Ces auteurs ont également montré l'évolution du rendement du maïs par cette même expérimentation.

L'incorporation au sol de compost de boues d'épuration urbaines et de déchets verts sur un écosystème de garrigue a favorisé le processus de reforestation en améliorant la nutrition et la croissance des plants d'arbre, et en particulier en augmentant leur survie en période de sécheresse. De plus, l'apport de compost en surface a permis la génération d'îlots fertiles dans le biotope garrigue, où une succession végétale plus rapide peut s'initier ce qui va dans le sens d'une augmentation de la résilience globale du système après incendie selon les travaux de Guittonny (2004). Dans l'ensemble, diverses études ont montré un effet bénéfique du compost sur la nutrition, la croissance et le rendement des cultures. Ceci est valable par rapport à des

parcelles témoins non fertilisées et dans certains cas également par rapport à des traitements avec fertilisation minérale (Jouraiphy, 2007).

Toutefois, l'application de composts n'induit pas toujours la même réponse, comme l'ont montré Alvarenga et al. (2017), qui ont obtenu une productivité végétale en termes de biomasse végétale assez prononcée du compost de déchets solides municipaux (78,14 t/ha) que pour un compost de déchets agricoles (29,26 t/ha), après deux années consécutives d'application de 24t MS/ha respectivement. Ce qui révèle que les composts provenant de différentes sources influencent différemment la croissance des plantes (Weerasinghe et De Silva, 2017).

IV.3- Suppression des maladies des plantes associées à l'utilisation du compost

Les phytopathogènes transmis par le sol sont responsables de nombreuses maladies des plantes cultivées, entraînant des pertes agricoles et économiques considérables (Bonanomi et al., 2010). Pour lutter contre ces maladies, l'approche la plus courante est l'utilisation de fongicides ou produits synthétiques. Cependant, leur emploi fréquent et non raisonné entraîne souvent la pollution de l'environnement, l'apparition de souches résistantes et augmente la quantité des résidus sur les fruits (Hibar et al., 2006).

Par conséquent, les approches alternatives à la lutte chimique sont indispensables comprenant la solarisation, la biofumigation, la rotation des cultures, la désinfestation biologique des sols et l'application d'agents de lutte biologique ou d'amendements organiques tels que les composts (Ryckeboer, 2001 ; Mehta et al., 2014). La matière organique (MO) a été proposée comme une alternative écologique, à la fois pour les systèmes agricoles conventionnels et biologiques, afin de réduire l'incidence des maladies des plantes. Bonanomi et al., 2007 ont passé en revue des rapports sur l'application des amendements de MO, en se concentrant sur leur capacité de suppression et la réponse des différents pathogènes du sol (*Fusarium spp.*, *Phytophthora spp.*, *Pythium spp.*, *Rhizoctonia solani*, *Thielaviopsis basicola*, *Verticillium dahliae*). Au total, 250 articles ont été analysés, avec 2423 études de cas expérimentaux. L'effet des modifications de la MO a été jugé suppressif dans 45 % des cas et non significatif dans 35 % des cas. Dans 20% des cas, une augmentation significative de l'incidence de la maladie a été observée. Le compost a été le matériau le plus suppressif, avec plus de 50 % des cas démontrant un contrôle efficace des maladies.

En effet, l'effet bénéfique de l'application de compost sur la réduction de l'incidence des maladies des plantes a été largement examiné par de nombreuses études. Toutefois, l'effet suppressif du compost sur les pathogènes telluriques varie significativement et il n'y a pas de

tendance claire dans le niveau de contrôle par exemple du même agent pathogène obtenu dans différentes espèces de cultures. La variation des taux d'apport du compost, des milieux témoins (sol, sable et tourbe), des matières premières utilisées et leur degré de décomposition et la maturité du compost ainsi que les conditions environnementales dans lesquelles le matériau est utilisé peut expliquer en partie ces différences (Hoitink et De Ramos, 2004 ; Hoitink et Changa, 2004 ; Noble et Coventry, 2005 ; St. Martin et Brathwaite 2012). De plus, les différents agents pathogènes ne se comportent pas de la même façon vis-à-vis des microorganismes contenus dans les composts (Hibar et al., 2006). Néanmoins, la stérilisation des matériaux compostés a généralement entraîné une perte du pouvoir suppressif, ce qui indique que le mécanisme d'inhibition est principalement biologique (Fuchs, 2009 ; Sabet et al., 2013). Selon Hoitink et Boehm (1999), ces mécanismes de suppression impliqués reposent sur les interactions microbiologiques, à savoir la compétition pour les nutriments entre les populations microbiennes du compost et les agents pathogènes du sol, la production d'antibiotiques par la flore microbienne présente dans le compost, l'hyperparasitisme ou la prédation des agents pathogènes du sol par les microorganismes du compost et l'induction de la résistance systémique chez la plante hôte. Dans ce contexte, diverses souches antagonistes efficaces ont été isolées à partir des composts citant *Trichoderma* sp., *Aspergillus* sp., *Pencillium*, and *Chaetomium*, *Lechevalieria* sp., *Ulocladiumn Atrum*, *Bacillus* sp. (Cuesta et al., 2012 ; Sabet et al., 2013; Lin et al., 2014 ; Mouria et al., 2015).

Partie 2 :

MATERIEL ET

METHODES

I- Conduite de l'essai du co-compostage et échantillonnage

Deux substrats ont été utilisés pour l'essai du co-compostage. Les fumiers de volaille proviennent des fermes d'élevage de poulet de chair situées dans la région de Chaouia Ouardigha et les fumiers de bovin issus de la stabulation d'élevage situé dans la ferme pédagogique à 4km de la ville de Settat vers Casablanca où les travaux de compostage ont été effectués. La paille de blé a été ajoutée comme substrat carboné structurant. Le tableau 9 présente les caractéristiques initiales des substrats utilisés.

Tableau 9: Caractéristiques initiales des substrats

Paramètres	Fumier de bovin	Fiente de volailles	Paille
COT (%)	8.37	35.1	38.5
NKT (%)	1.05	3.61	0.28
C/N	7.97	9.72	137.2

*Résultats exprimés en % de la matière sèche ; NKT: azote total Kjeldahl ; COT: carbone organique total

Les essais de co-compostage ont été réalisés en forme de tas ayant une longueur de 3m, une largeur de 1,5m et une hauteur de 1,5m, avec des proportions de 17% de paille et 83% de fumier de volailles, mélange (MV) et 85% de fumier de bovin et 15% de paille, mélange (MB).

Dans le but de maintenir l'aérobiose, un retournement manuel des tas a été réalisé une fois par semaine pendant la phase de l'élévation de la température et deux fois par mois à une température inférieure à 40°C sur une durée de 105jours. Ces retournements s'accompagnaient d'un arrosage à l'eau afin de maintenir une humidité favorable à l'activité microbienne.

Des échantillons ont été prélevés à différents niveaux du tas (est, nord, ouest et sud), puis ils ont été mélangés et homogénéisés soigneusement pour obtenir un échantillon représentatif par la méthode de quartage. Celui-ci a été divisé en deux parties : une est séchée à 105°C, broyée puis tamisée à 2mm et à 1mm pour la détermination des paramètres physicochimiques et une autre est conservée à 4°C pour la détermination des paramètres biologiques. Les échantillons ont été généralement analysés en triplicata.

II- Caractérisations physico-chimiques

II.1- Température

La température a été mesurée quotidiennement durant tout le processus du co-compostage à différents côtés des tas à l'aide d'un thermomètre Tecator à sonde de 50cm de longueur.

II.2- pH et conductivité électrique (CE)

Ils sont mesurés sur une suspension échantillon-eau (1/10: poids/volume) agité 30min à l'aide d'un pH mètre Mettler Toledo et d'un conductimètre type Conductivity Bridge, Model 31 (Ohio) respectivement.

II.3- Carbone organique total

Le dosage du carbone organique total consiste à une oxydation de la matière organique par un excès de bichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$ en milieu acide (CEAEQ, 2006). Dans un erlenmeyer de 300ml (ou 500ml), 0,1g (+0.04g) de l'échantillon est oxydé en présence de 20ml d'acide sulfurique concentré par 10ml de bichromate de potassium (1N). Après agitation vigoureuse pendant 1 minute puis un repos de 30 minutes, la réaction est arrêtée avec l'ajout de 200 ml d'eau distillée (le point de virage est plus net à 500 ml) et de 10 ml d'acide phosphorique concentré. L'excès de bichromate de potassium est titré avec la solution de sulfate ferreux 0,5N en présence de 10 à 15 gouttes de la solution indicatrice de ferroïne. Notons que l'échantillon ne doit pas être séché à plus de 105°C. Le taux de carbone organique total en pourcentage (COT) est calculé selon la formule suivante :

$$COT(\%) = \frac{(A - B) * 10 * 0,004 * 100}{(P * A)} \quad (CEAEQ, 2006)$$

Où COT : concentration de carbone organique totale (%);

A : volume de sulfate ferreux utilisé pour le témoin (ml);

B : volume de sulfate ferreux utilisé pour l'échantillon (ml);

10 : volume de bichromate ajouté initialement ;

0,004 : nombre de g de Carbone par ml de bichromate;

P : poids de l'échantillon titré exprimé en g de masse sèche;

100 : facteur pour obtenir un pourcentage.

II.4- Azote total

La digestion de la matière organique (1 g) par l'acide sulfurique (10 ml) à 420 °C en présence de 0,2 g du catalyseur (K_2SO_4 : 50g, $CuSO_4$: 5g et Sélénium Se: 0,5 g) permet de convertir les différentes formes d'azote en sulfates d'ammonium. La distillation de l'ammoniac sous l'action d'une base forte (NaOH 50ml, 10N) permet de le récupérer par l'acide Borique (H_3BO_3) (10 ml, 1 N) à l'aide d'un distillateur type BÜCHI Distillation unit B-324.

II.5- Nitrates (NO_3^-) et Ammonium (NH_4^+)

Les nitrates présents dans la solution de l'échantillon (5g de compost/20ml d'eau distillée) forment un complexe avec l'acide chromotropique et donne une coloration jaune. La concentration des nitrates est proportionnelle à l'intensité de la coloration jaune. Cette coloration est lue par un spectrophotomètre Milton Roy Company à une longueur d'onde de 410 nm (Sims et Jackson, 1971 ; Hadjidemetriou, 1982). Le contenu en NH_4^+ (5g de compost/100ml KCl) a été mesuré par colorimétrie en utilisant la méthode au bleu d'indophénol, l'intensité de la couleur bleue est lue à une longueur d'onde de 636 nm par un spectrophotomètre (Maynard et Kalra, 1993).

II.6- Phosphore assimilable (P_2O_5)

Le phosphore est extrait des échantillons par une solution de bicarbonate de sodium 0,5M à pH 8,5 (2,5g de compost/100ml $NaHCO_3$). Dans les sols calcaires, alcalins ou neutres contenant du phosphore lié au calcium, cette solution d'extraction diminue la concentration du calcium en causant sa précipitation sous forme de $CaCO_3$ et augmente la concentration de P dans l'extrait. Le dosage du phosphore se fait par colorimétrie basée sur la formation et la réduction d'un complexe de l'acide orthophosphorique et de l'acide molybdique. La réduction du phosphore- molybdate s'accompagne d'une coloration bleue ciel dont l'intensité est proportionnelle à la quantité du phosphore présent dans le milieu considéré. Cette coloration est lue par un spectrophotomètre Milton Roy Company à une longueur d'onde de 885 nm (Olsen et al, 1954).

II.7- Potassium assimilable (K₂O)

La méthode utilise une solution neutre et normale d'acétate d'ammonium pour remplacer les cations échangeables présents dans les complexes de l'échantillon (5g de compost/50ml). La détermination de ces cations se fait par l'absorption atomique par spectrophotomètre à flamme, CL-378, flame photometer, à 766,4 nm (Richards, 1954).

II.8- Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique du compost (CEC) a été déterminée par saturation avec de l'acétate d'ammonium à pH 7 (Chapman, 1965). La détermination de la capacité d'échange cationique de l'échantillon est basée sur le principe de saturer le compost par le sodium qui théoriquement remplace tous les cations présents dans la partie échangeable de l'échantillon. Le sodium est ensuite lessivé par une solution d'ammonium et puis déterminé par l'absorption atomique (Perkin Elmer, Analyst 300). La quantité du sodium ainsi déterminée représente la capacité d'échange cationique de l'échantillon en question.

II.9-Extractions des fractions humiques et fulviques

Le fractionnement humique des composts a été fait selon le protocole utilisé par Francou (2003). Ce fractionnement consiste à extraire à l'aide de 30 ml de NaOH (0,1N), les substances humiques contenues dans 1 g d'échantillon sec et broyé à 1mm. L'extraction se fait par agitation durant deux heures, suivie d'une centrifugation à 10000 rpm durant 10 minutes. La phase liquide claire obtenue fait référence au carbone alcalino-soluble des composts, assimilée à la somme des fractions humiques et fulviques (AH+AF). La séparation de la fraction fulvique se fait par ajout d'environ 2 ml d'acide sulfurique (2N) à 15ml de la phase liquide alcalino-soluble, permettant ainsi d'abaisser le pH à 1. Après 12 heures à 4°C, la fraction fulvique soluble en milieu acide (AF) est séparée de la fraction humique qui précipite en milieu acide (AH) par centrifugation à 4500tr/min pendant 15mn. Le carbone organique contenu dans la phase liquide alcaline C_{ex} (C_{ex} = CAH+CAF) et dans l'extrait acide (CAF) a été déterminées par la méthode d'oxydation au dichromate (CEAEQ, 2006). La teneur en carbone des AH est calculée par la différence entre C_{ex} et CAF.

III- Analyses biologiques

III.1- Test de phytotoxicité

L'effet de l'extrait aqueux de compost a été évalué à l'aide du test de phytotoxicité en évaluant la viabilité des graines de cresson (*Lepidium sativum L.*) (Zucconi et al., 1981 ; Gao

et al., 2010 b). L'extrait a été préparé en ajoutant de l'eau déionisée aux échantillons de compost frais avec un rapport de 1:10 (poids/volume), en centrifugeant à 4000 rpm et en filtrant à travers des filtres à membrane de 0,45µm. Dix graines de cresson ont été placées uniformément sur un papier-filtre Whatman stérilisé à l'intérieur d'une boîte de Pétri d'un diamètre de 9 cm et humidifié avec 10 ml de chaque solution préparée. Les boîtes de Pétri ont été incubées à 20±3°C dans l'obscurité pendant 3 jours. Pour le témoin, l'eau déionisée est utilisée. Après la période d'incubation, l'indice de germination (IG) a été calculé comme suit:

$$IG (\%) = \frac{\text{Nombre de graines germées} \times \text{longueurs de racines (Traitement)} * 100}{\text{Nombre de graines germées} \times \text{longueurs de racines (Témoin)}}$$

III.2- Analyse microbiologique

Un dénombrement microbien sur milieu gélosée a été effectué. L'analyse microbiologique a visée la flore mésophile aérobie totale (FMAT) et les champignons. Ainsi, 10g d'échantillon ont été broyés avec 90 ml d'eau stérile à l'aide d'un broyeur Ultraurax et laissés macérer pendant 10 à 15 minutes afin de permettre aux microorganismes de passer en solution. Les dilutions décimales (10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} et 10^{-6}) sont préparées à l'eau physiologique stérile. Le dénombrement des FMAT a été réalisé par ensemencement sur un milieu de gélose nutritive (PCA) puis ils ont été incubés à 27°C pendant 48 à 72 heures. Pour le dénombrement des champignons, l'ensemencement a été effectué sur un milieu d'agar de Bengal rose avec une durée d'incubation de 4 à 5 jours et à 27°C.

IV- Analyses biochimiques : Teneurs en hémicellulose, cellulose et lignine

La teneur en hémicelluloses, lignines et cellulose est estimée par la méthode de Van Soest (ANKOM, 2005 ; Van Soest et al., 1991). Basée sur la différence de solubilité des constituants dans deux types de détergents, cette méthode gravimétrique se pratique à partir d'échantillons préalablement séchés (MS ≥ 85 %), réduits sous forme de poudre afin de rendre le milieu le plus homogène possible.

La méthode de Van Soest utilisée pour déterminer la teneur en fibres, permet un fractionnement des différents glucides pariétaux. Elle repose sur l'utilisation des détergents acide (ADF) ou neutre (NDF) (Van Soest and Wine, 1967) dans un échantillon en fonction du résidu non digestible obtenu.

Les trois résidus quantifiés sont considérés dans un ordre décroissant de teneur NDF (fibres au détergent neutre), ADF (fibres au détergent acide) et ADL (lignine au détergent acide).

Environ exactement 1g d'échantillon (précision = 0.0001g) est pesé dans chacun des trois sachets filtres spéciaux puis scellés avant de les disposer dans un porte-échantillons de l'appareil ANKOM 200 Fiber Analyzer (ANKOM, 2005).

100mL de solution NDF par sachet, composée de sodium lauryl sulfate, d'EDTA, de phosphate disodique, de borate de sodium décahydrate et d'éthylène glycol monoéthyl éther, contenant les échantillons sont introduits dans le vase réactionnel de l'extracteur. La solution est portée à 100°C pendant 1 heure, sous agitation et couvercle fermé. A la fin de l'extraction les sachets sont lavés 2 fois à l'eau distillée bouillante dans le vase, pendant 6 minutes et sous agitation. Les sachets sont ensuite égouttés et lavés 3 fois à l'acétone dans un bécher pendant 5 minutes. Après évaporation, les sachets sont séchés durant 12 heures à l'étuve à 105°C puis calcinés ensuite dans un four à 550 °C pendant 3 heures.

La même démarche est poursuivie pour le dosage de l'ADF mais cette fois avec une solution de détergent acide composé de l'acide sulfurique 1N et du CTAB (bromure de cetyltriméthylammonium). Pour le dosage de l'ADL (se fait hors appareil), le résidu ADF (filtre + résidu ADF) est séjourné dans de l'acide sulfurique à 72% pendant 3 heures. Les filtres sont rincés à l'eau distillée bouillante, à l'acétone, puis séchés à l'étuve pendant une nuit à 105°C et calcinés dans un four à moufle à 550°C pendant 3 heures.

Les teneurs en fibres sont données ci-dessous :

$$\text{NDF (\%)} = [(W3 - (W1 * BLC1)) / W2] * 100]$$

$$\text{ADF (\%)} = [(W4 - (W1 * BLC2)) / W2] * 100]$$

$$\text{ADL (\%)} = [(W5 - (W1 * BLC3)) / W2] * 100]$$

Où W1 : Poids sachet

W2 : Poids de la prise d'essai

W3 : Poids (sachet + échantillon) après NDF

W4 : Poids (sachet + échantillon) après ADF

W5 : Poids (sachet + échantillon) après ADL

BLC1 : Poids sachet vide après NDF / Poids sachet vide initial

BLC2 : Poids sachet vide après ADF / Poids sachet vide initial

BLC3 : Poids sachet vide après ADL / Poids sachet vide initial

Les détergents correspondent à :

NDF = cellulose + hémicellulose + lignine

ADF = cellulose + lignine

ADL = lignine

V- Analyse des éléments traces métalliques

V.1-Analyse des ETM totaux

L'analyse des métaux lourds (Cu, Ni, Pb, Zn, Cd) a été effectuée par Inductively Coupled Plasma emission spectrometry (ICP- AES) en utilisant un spectromètre de type JY. Ultima 2 et dont les limites de détection en ppm sont de l'ordre de 0,0009 pour le Cu et le Zn ; 0,0012 pour le Ni ; 0,00045 pour le Pb et 0,00027 pour le Cd. Ce dernier a été exclu de l'interprétation du fait qu'il est au dessous de sa limite de detection. Les échantillons du compost ont été minéralisés (0.15g de l'échantillon sec), à l'aide d'une combinaison d'acide nitrique (65 %) et d'acide pour chlorhydrique (35 %) dite eau régale (HNO₃ : HCl, 1 : 3 v/v). Si l'échantillon n'est pas totalement dissous, répéter l'attaque par acides et le chauffage (ISO 15587-1).

V.2- Extractions séquentielles des ETM

Cette méthode permet de définir la disponibilité des métaux en fonction de la nature des milieux. L'objectif est d'identifier les fractions métalliques potentiellement mobilisables. Pour effectuer l'extraction séquentielle, nous avons utilisé la méthode de Tessier et al. (1979). Il s'agit d'utiliser une série de réactifs pour solubiliser successivement différentes fractions minéralogiques. La solubilisation de ces fractions conduit à la libération des métaux qui leur sont liés par différents mécanismes : échange d'ion, adsorption, co-précipitation et complexation. Cinq fractions ont été définies: échangeables, liées aux carbonates, liées aux oxydes de fer et de manganèse, liées à la matrice organique et aux sulfures et la fraction résiduelle.

Pour effectuer l'extraction, 1g d'échantillon est placé dans un tube à centrifugation en polypropylène de 50ml auquel le protocole d'extraction séquentielle est appliqué (Tableau 10). Notons que la fraction résiduelle a été minéralisée par l'eau régale.

Tableau 10: Protocole d'extractions séquentielles d'après le schéma de Tessier et al. (1979)

FRACTION	METHODE DE L'ATTAQUE
Echangeable (F1)	10ml de MgCl ₂ à 1 M, pH7 25°C, 1h avec agitation continue
Liée aux carbonates (F2)	8ml de NaOAc + HOAc, pH5 agitation continue
Liée aux oxydes de fer et de manganèse (F3)	20ml de NH ₂ OH-HCl à 0,04M + 25% HOAc, pH2 96°C, 6h avec agitation intermittente
Liée à la matière organique et aux sulfures (F4)	-5ml de H ₂ O à 30% + 3ml d'HNO ₃ à 0,02M, pH2, 85°C, 2h avec agitation intermittente - 3ml d'H ₂ O à 30%, pH2, 85°C, 3h d'agitation intermittente - Après refroidissement, 5ml de NH ₄ OAc à 3,2M dans 20ml d'HNO ₃ à 20%, 25°C, 30mn avec agitation continue

VI - Analyse statistique

La corrélation entre l'évolution des paramètres analysés durant le co-compostage des deux tas a été étudiée par analyse en composante principale (ACP) appliquée sur la matrice de corrélation des variables. Les traitements statistiques ont été réalisés en utilisant le logiciel XLSTAT 2022 (Addinsoft).

VII- Effet des composts sur le développement du *Fusarium Oxysporum ciceri* (Foc)

VII.1- Isolement des agents pathogènes et préparation de l'inoculum

Cinq isolats du *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri* (Foc), ont été isolés à partir de plants de pois chiches infestés et présentant des symptômes de flétrissement, collectés de la région de chaouia. Des fragments de tige ont été stérilisés en surface avec de l'hypochlorite de sodium (2 %) pendant 3 min, rincés à l'eau stérilisée et étalés sur un milieu de dextrose de pomme de terre (PDA). Les boîtes ont été incubées à 25°C avec une photopériode de 12h. Des cultures de monospore ont été purifiées et identifiées selon la clé d'identification de Leslie et Summerell (2006). Des tests de pathogénicité ont été menés sur des plantes du pois chiche en pot et un isolat pathogène de Foc a été sélectionné pour des études ultérieures (Annexe 1). Pour la préparation de la suspension de spores de Foc et afin d'inoculer les plantules des essais *in vivo*, les conidies ont été isolées en inondant les boîtes de Petri avec de l'eau distillée stérile. Les conidies ont été filtrées à travers quatre couches de toile et ajustées à 10⁶ conidies/ml, à l'aide d'un hémocytomètre.

VII.2- Préparation des extraits de composts

Quatre composts matures ; deux composts commerciaux (Cp1, Cp2) et deux composts agronomiques issus de fumier bovin (Cp3) et de fumier de volaille (Cp4), ont été utilisés pour évaluer les activités antifongiques. La suspension d'extrait de compost a été préparée en homogénéisant 10 g de compost dans 90 ml d'eau stérile pendant 30 minutes et filtrée à travers un tissu stérile.

VII.3- Effets de l'extrait de composts sur le contrôle du Foc *in vitro*

La technique consiste à placer simultanément, dans la même boîte de Pétri contenant le milieu PDA, une pastille gélosée (6 mm de diamètre) portant le pathogène et 100 µl d'extrait de compost déposés dans un puits (6 mm de diamètre) réalisé à l'aide d'un emporte-pièce dans le milieu PDA. La pastille et le puits sont diamétralement opposés et équidistants de 3 cm du centre de la boîte. Quatre extraits de composts, Cp1, Cp2, CP3 et Cp4 ont été testés. Chaque traitement a été établi avec quatre répétitions et l'expérience a été répétée deux fois. Le pourcentage d'inhibition du mycélium du pathogène par rapport au témoin a été calculé selon la formule suivante :

$$I(\%) = 100 * \frac{(1 - D_T)}{D_C}$$

Où D_T est le diamètre de croissance du traitement et D_C est le diamètre de croissance du témoin.

VII.4- Effets antagoniste *in vitro* des isolats microbiens issus des composts sur Foc

Les micro-organismes qui ont montré un effet antagoniste de l'essai de l'extrait de compost ont été isolés et transférés dans un nouveau milieu PDA, pour évaluer leur effet individuel contre l'agent pathogène. Un total de quatorze isolats; 12 bactéries et 2 champignons ont été testés. Pour les isolats de champignons, des pastilles de disque mycélien de 6 mm de diamètre d'une culture de 7 jours de chaque champignon et le Foc ont été placés sur un milieu PDA à 3cm de distance. Alors que pour les isolats de bactéries, les cultures ont été striées au centre de la boîte de Pétri et un disque de Foc de 6 mm de diamètre a été placé du côté opposé de la ligne. Les cultures ont été incubées à $25 \pm 2^\circ\text{C}$ avec une photopériode de 12 h jusqu'à ce que la croissance du pathogène recouvre la boîte témoin. Chaque traitement a été établi avec quatre répétitions et l'expérience a été répétée deux fois. Le pourcentage d'inhibition du mycélium du pathogène par rapport au témoin a été calculé selon la formule précédente du paragraphe VII.3.

VII.5- Effet des sols amendés par les composts sur le contrôle de la maladie de la fusariose des plantules du pois chiche

L'expérimentation en pot a été réalisée dans la serre de phytopathologie de l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA, CRRRA-Settat). Les graines de pois chiches d'une variété sensible au Foc (ILC 482) ont été désinfectées en surface avec de l'hypochlorite de sodium à 2 % pendant 3 minutes, rincées abondamment dans de l'eau distillée stérile puis séchées. Les graines ont été semées en pot sur sable stérilisé. Des plantules âgées de 14 jours ont été récupérées du sable et les racines ont été lavées à l'eau du robinet puis trempées dans une suspension de conidies (10^6 conidies/ml) de Foc pendant 10 min afin de permettre aux conidies d'infecter les racines. Après inoculation, les plantules ont été repiquées dans de nouveaux pots d'un litre (3 plants par pot), contenant un mélange de sol stérilisé et le compost à raison de 800g de sol (40 t/ha), incubé pendant vingt jours à $25 \pm 3^\circ\text{C}$. Pour le témoin, les plantules ont été inoculées avec l'agent pathogène et transplantés dans le sol sans aucun traitement. Des traitements chimiques des semences avec 2 fongicides différents : Carbendazim (Benzimidazole) et Celestop (Difenoconazole + Fludioxonil + Thiamethoxam), ont également été utilisés comme témoins positifs. L'expérience a été menée deux fois avec trois répétitions par traitement (Annexe 2). L'incidence (% de nombre de plante infestés) et la sévérité de la maladie ont été évaluées après 13 jours jusqu'aux 42 jours. La sévérité par plantes individuelles, a été évaluée selon une échelle de 0 à 4 selon le pourcentage de feuille présentant un jaunissement ou une nécrose en progression acropète : **0 = 0 %**, **1 = 1–33 %**, **2 = 34–66 %**, **3 = 67–100 %**, **4 = plante morte** (Hervás et al., 1998). L'indice de sévérité de la maladie (DII) a été calculé selon la formule suivante (Hervás et al., 1998 ; Cachinero et al., 2002):

$$\text{DII} = 100 * (\sum S_i \times N_i) / (4 \times N_t)$$

Où S_i est la sévérité des symptômes, N_i est le nombre de plantes présentant la sévérité des symptômes S_i et N_t est le nombre total de plantes.

VII.6- Analyses statistiques

Toutes les données ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA), en utilisant le logiciel d'analyse statistique « Genstat ». Les moyennes ont été comparées selon la différence la moins significative (LSD) à $p < 0,05$.

VIII- Effet fertilisant des composts sur la culture du pois chiche

VIII.1- Installation de l'expérimentation

Un essai sous serre a été mené pour évaluer l'effet de quatre types de composts sur la croissance du pois chiche (*Cicer arietinum L.*), deux composts commercialisés à base de fumier (Cp1) et (Cp2) et les deux autres de la présente étude MB et MV dont on a changé la notation en Cp3 et Cp4 respectivement. Le tableau 11 présente les caractéristiques des composts utilisés. Les composts à différentes doses (D1=20, D2=30 et D3= 40t/ha) ont été appliqués sur un sol sableux caractérisé par pH=5,8, CE=0,2.10²mmhos/cm, [NO₃⁻]= 16,71ppm, [P₂O₅]= 1,97ppm et [K₂O]=2,14ppm. L'engrais chimique (T1) et le sol non traité (T0) ont été utilisés comme témoins. Les quantités recommandées pour le sol en NPK sont 0,5/1,5/1,5 q/ha. Cinq graines du pois chiche appartenant à la variété Garbanzo ont été désinfectées 3min à l'hypochlorite de sodium (2%), rincées à l'eau distillée puis semées dans des pots de 1 litre de capacité. Notons que les composts et l'engrais chimique ont été ajoutés 20 jours avant le semis du pois chiche. Après la germination des graines, 3 plantes sont laissées par pot. Les traitements ont été disposés selon un dispositif expérimental de split plot avec le compost comme facteur principale et la dose comme facteur secondaire. Trois répétitions ont été utilisées par traitement et l'essai a été répété deux fois.

Tableau 11: Caractéristiques des quatre composts utilisés

	Cp1	Cp2	Cp3	Cp4
pH	7,66	8,12	7,36	8,6
CE	3,89	4,43	5	4,0
C/N	10,72	11,03	7,70	8,8
IG (%)	121,30	91,61	83,00	100,0
NO ₃ ⁻ (mg/kg)	3456,12	3101,00	2650,40	4791,4
P ₂ O ₅	1601,75	1314,42	1772,57	1257,3
K ₂ O	194,67	212,04	169,03	155,5

VIII.2- Paramètres évalués

Au stade de floraison, les plantes ont été récoltées manuellement. Les mesures effectuées concernent les paramètres de rendement (nombre de ramification, hauteur de la partie aérienne de la plante, longueur des racines, poids frais et sec de la partie aérienne et

racinaire de la plante) ainsi que leur teneur en éléments nutritifs (azote total (Nt), phosphore total (Pt) et potassium total (Kt)).

Les racines ont été rincées à l'eau puis essorées sur un papier filtre. Les masses de matière sèche sont déterminées par pesée après séchage à l'étuve à 70 °C pendant 48h jusqu'à la stabilisation du poids. La matière sèche a été ensuite finement broyée et utilisée pour le dosage du phosphore et de l'azote par colorimétrie à l'acide molybdate et vanadate d'ammonium et par la méthode de Kjeldahl respectivement (Estefan et al., 2013). Le potassium a été déterminé après digestion acide par spectrophotomètre à flamme, CL-378, flame photometer (Estefan et al., 2013).

VIII.3- Analyse statistique

Les données recueillies ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA) avec le logiciel SAS et les moyennes ont été comparées à l'aide du test de la plus petite différence significative (LSD) à $p < 0,05$.

Partie 3 :
RESULTATS ET
DISCUSSION

Chapitre 1 : Etude de la biotransformation et la maturité des mélanges des fumiers de bovin et de volaille au cours du co-compostage : Approche physicochimique, biologique et biochimique.

Les paramètres physicochimique, biologique et biochimique renseignent sur les transformations produites au cours du co-compostage, évaluent le degré de compostabilité des substrats initiaux et déterminent la maturité des produits finaux.

I- Analyses physico-chimiques

I.1. Evolution de la température

La température est à la base de la description du processus de compostage. Le suivi du profil de la température, au cours du processus des deux mélanges, illustré dans la figure 5 a montré une augmentation rapide des deux mélanges qui a atteint un maximum de 65°C pour MB au 6^{ème} jour et 61°C pour MV au 7^{ème} jour. Valeurs inférieures à 70°C, température au-dessus de laquelle il y a destruction des organismes vivants et donc dégradation de la qualité du compost (Xu et al., 2020). La température a persisté à plus de 45°C pendant 13 et 11 jours pour MB et MV respectivement, l'établissement de ces conditions thermophiles est dû à l'auto-échauffement de la matière organique suite à la respiration microbienne accrue indiquant un approvisionnement suffisant en source de carbone (Kalamdhad et Kazmi, 2009 ; Liu et al., 2018 ; Said-Pullicino et al., 2007). Par la suite, une baisse progressive de la température des deux mélanges a été enregistrée due à la réduction de l'activité microbienne associée à une diminution des substrats organiques dégradables traduisant ainsi la phase de refroidissement (Sellami et al., 2008). Enfin, La chute continue jusqu'à atteindre la température ambiante de 25°C.

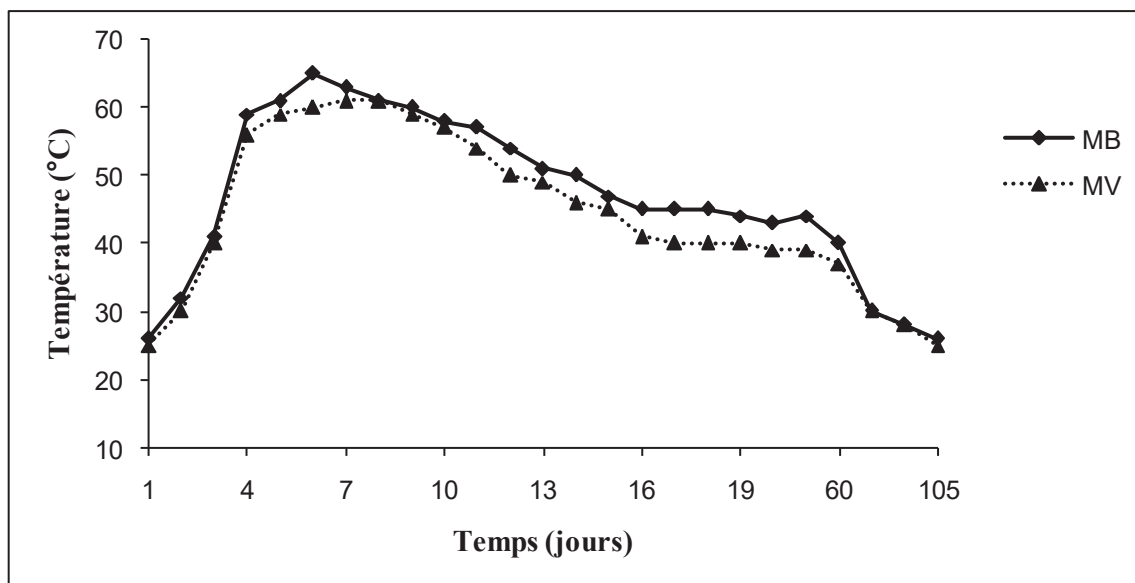


Figure 5: Evolution de la température au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

I.2- Evolution du pH

L'évolution du pH durant le processus de compostage a montré des valeurs moyennes initiales de 9,28 et finales de 7,36 pour MB. Alors que le MV a passé de 8,56 à 7,94 au 15^{ème} jour puis il a augmenté pour atteindre à la fin une valeur moyenne de 8,66 (Figure 6).

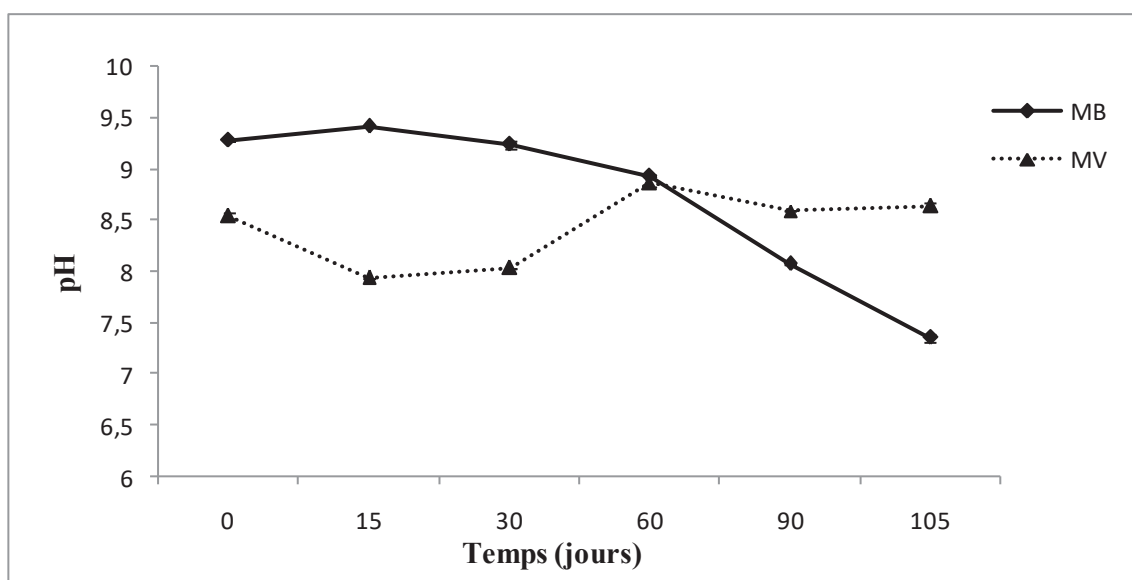


Figure 6: Evolution du pH au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

La diminution du pH au premier stade du compostage peut être attribuée à la production d'acides organiques suite à la dégradation des glucides et des lipides et à la libération de dioxyde de carbone par l'activité microbienne et à la volatilisation de l'azote ammoniacal et elle peut être aussi due aux protons H^+ libérés pendant la nitrification après la descente de la température. Tandis que l'augmentation observée peut être expliquée par la minéralisation des protéines, des acides aminés et des peptides qui conduisent à la libération de l'ammonium (NH_4^+) (Awasthi et al., 2015 ; Gao et al., 2010 a ; Oviedo-Ocana et al., 2015). Le pH final est dans la fourchette (6 - 8,5) suggérée comme appropriée pour l'utilisation agricole du compost (Hogg et al., 2002).

I.3- Evolution de la conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) reflète le degré de salinité. L'analyse de la figure 7 montre que les mélanges initiaux notent des valeurs moyennes élevées de la CE, 7 mmhos/cm pour MB et 5 mmhos/cm pour MV. Ceci pourrait s'expliquer par la salinité des matériaux de départ. Au cours du processus de compostage, la salinité diminue pour atteindre des valeurs moyennes de 5,55 et 3,2 mmhos/cm pour MB et MV respectivement. Des semblables diminutions ont été rapportées et assimilées à la volatilisation de l'ammoniac et la précipitation des sels minéraux (Makan et al., 2020).

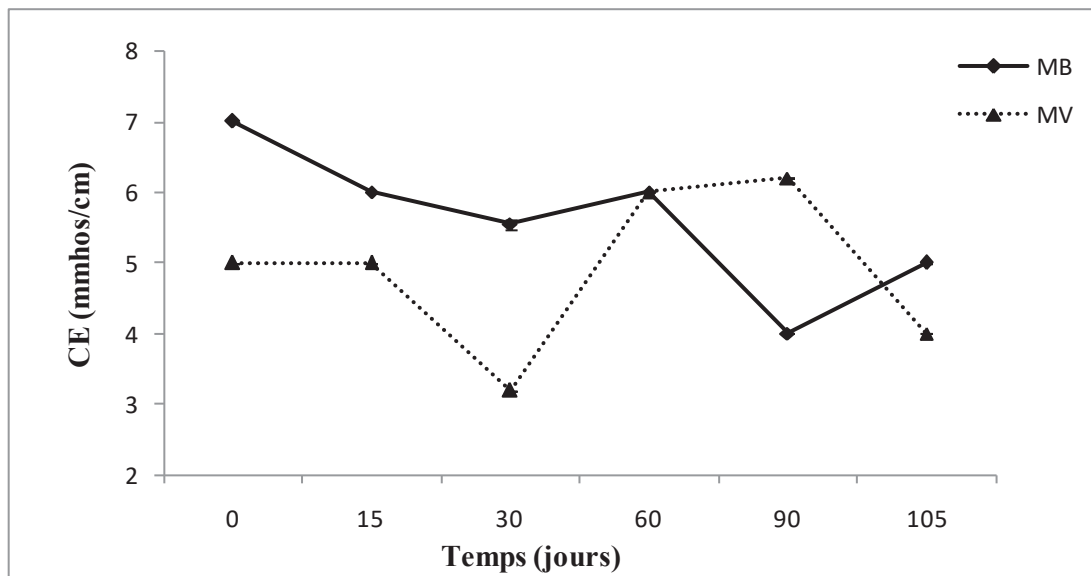


Figure 7: Evolution de la conductivité électrique au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

Une remontée à 6 mmohs/cm pour MB et à 6.2 mmohs/cm pour MV ont été observées, l'augmentation des éléments minéraux est le résultat de la perte du poids sec du tas et de la libération des sels minéraux (Bustamante et al., 2008 ; Kharrazi et al., 2014). Par la suite, la CE a de nouveau diminué, ce qui a été expliqué par un lessivage possible suite aux arrosages (Bernal et al., 2009). A la fin du processus, la CE a atteint 4 mmohs/cm pour MV et 5mmohs/cm pour MB située dans la limite des valeurs recommandées pour une valorisation en agriculture de 2 à 5 mS/cm (Azim et al., 2017b). Selon Fuchs et al. (2001), la CE ne doit pas dépasser 4 mS/cm. Par ailleurs, la littérature pourtant sur les sels solubles dans le compost suggère que celui-ci ne devrait pas être limité à une valeur CE < 5 dS/m et qu'il peut servir d'amendement de sol efficace à condition que le compost soit de haute qualité et avec une CE non associée au sodium ou au chlorure (Gondek et al., 2020 ; Reddy et Crohn 2012).

I.4- Evolution du rapport Carbone/Azote

Les pourcentages moyens en carbone organique total (COT), mesurés des deux mélanges, ont la même tendance à la diminution au cours du co-compostage, passant après 105jours de 35,44 à 14,83% pour le MB et de 30,09 à 12,51% pour MV (Figure 8). Ces tendances ne sont pas linéaires et présentent trois périodes distinctes. La première comprise entre 0 et 15jours pendant laquelle le carbone affiche une descente rapide caractéristique de la phase thermophile où la dégradation de la MO est plus intense (Tong et al., 2019). La seconde entre 15 et 60jours où le taux de dégradation de la MO ralenti à mesure que le co-compostage progresse en raison de l'appauvrissement du milieu en composés facilement dégradables (phase de stabilité) et la troisième de 60 à 105jours où des réactions de synthèse de nouveaux composés organiques plus complexes dominant (phase de maturation) (El Fels, 2014). En effet, de semblables résultats ont été souvent rapportés lors du processus de compostage par plusieurs auteurs (Jiang et al., 2011 ; Sierra et al., 2013).

Durant le compostage, les teneurs de l'azote total Kjeldahl (NTK) montrent une augmentation en moyenne de 1,14 à 1,93% pour MB et de 1,01% à 1,41% pour MV (Figure 9). Cet effet est dû à leur concentration engendrée par la forte dégradation des composés carbonés qui réduit le poids de la masse de compostage (Lü et al., 2013).

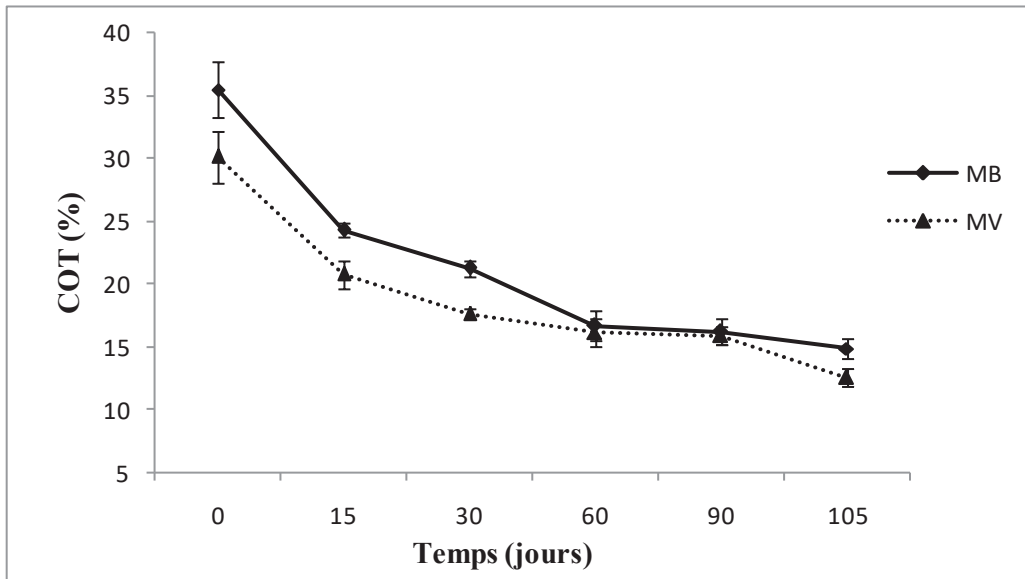


Figure 8: Evolution du carbone organique total au cours du co-compostage des mélange MB et MV

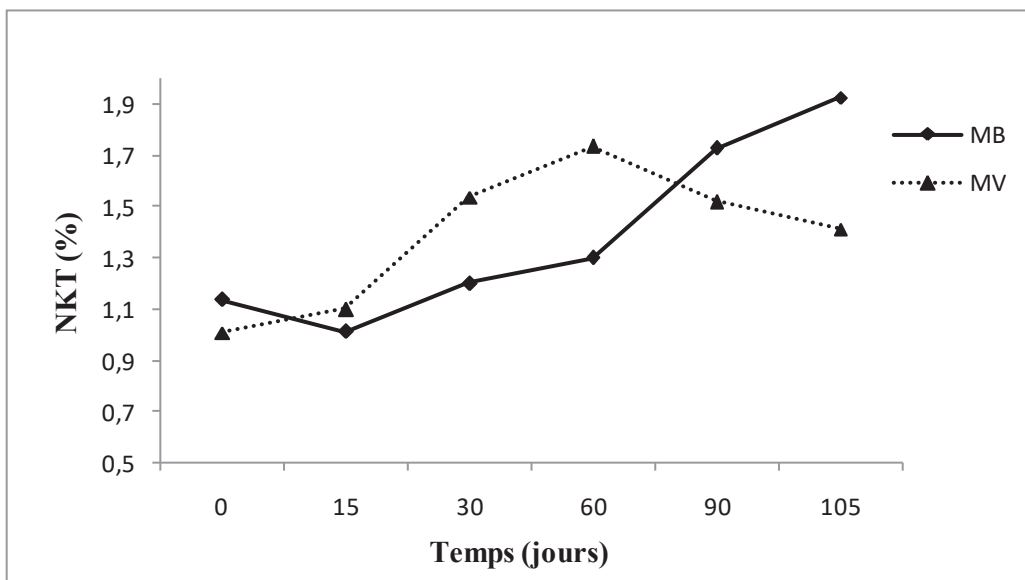


Figure 9: Evolution de l'azote total au cours du co-compostage des mélange MB et MV

La figure 10 montre l'évolution du rapport C/N au cours du processus du compostage. D'abord, notons que les valeurs moyennes initiales de 31,2 (MB) et de 29,9 (MV) des deux mélanges concordent avec la valeur optimum de départ situé entre 25 et 35 (Bernal et al.,2017). En raison de la minéralisation de la matière organique et de l'augmentation du taux de l'azote total (Barje et al., 2012), les rapports C/N ont progressivement diminué après 105jours pour atteindre 7,70 (MB) et 8,85 (MV). Le rapport C/N a été traditionnellement utilisé dans la littérature comme un indicateur de stabilité et de maturité lors du compostage (Elherradi et al., 2014). Les limites recommandées, pour désigner un compost mûr, présentent par contre des valeurs variables. A titre d'exemple, Jimenez et Garcia (1992) et Bernal et al. (1998) ont estimé un ratio inférieur à 12, Makan et Mountadar (2012) ont cité une valeur de 20 et Soobhany et al. (2018) ont rapporté une limite standard fixée entre 15 et 25. Les produits finaux de la présente étude répondent à ces limites. Néanmoins, ces limites ont été atteintes tôt durant le compostage. En fait, d'autres auteurs soutiennent l'idée qu'il n'est pas possible de considérer le rapport C/N comme un indice de maturité absolue car il dépend de la nature des intrants du matériau traité, mais qu'il est nécessaire d'illustrer son évolution au cours du processus plutôt que d'utiliser une valeur seuil unique. En effet, le rapport C/N doit être combiné avec d'autres tests analytiques et indices afin de caractériser la qualité des composts (Chang et al., 2019 ; Oviedo-Ocaña et al., 2015).

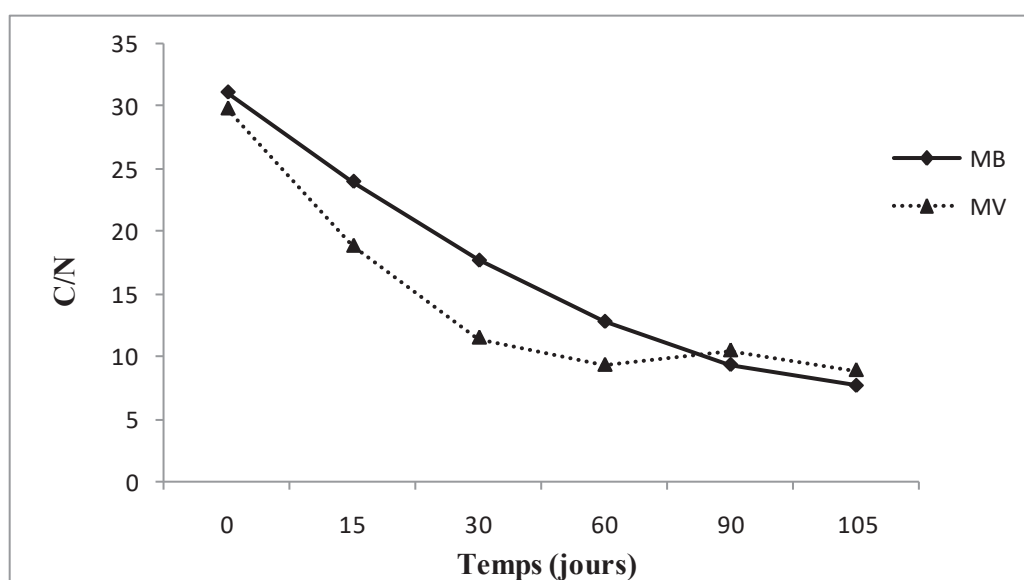


Figure 10: Evolution du rapport C/N au cours du co-compostage des mélange MB et MV

I.5- Evolution de l'ammonium et du nitrate

L'évolution des teneurs moyennes de l'ammonium (NH_4^+) des deux tas a mis en évidence un accroissement de 141,67 à 195,33 mg/kg au bout des 60 jours (MB) et de 433 à 525 mg/kg au bout des 15 jours (MV) (Figure 11). Ensuite, une forte baisse du NH_4^+ à 49,67 mg/kg (MB) et à 43,47 mg/kg (MV) ont été observées au terme des 105 jours, valeurs finales situées au-dessous de 500 mg/kg et de 75 mg/kg, valeurs limites suggérées par le Conseil Californien de la Qualité de Compost pour un compost mature et un compost très mature respectivement (CCQC, 2001). Des résultats similaires ont été rapportés par Cáceres et al. (2016) et Jiang et al (2018) et qui ont expliqué l'augmentation de l'ammonium par l'ammonification de l'azote organique. Alors que la chute est peut être due à l'immobilisation microbienne sous forme de composés azotés, à la volatilisation de l'ammoniac ou à la conversion de NH_4^+ en NO_3^- (Jurado et al., 2014 ; Guo et al., 2012 ; Lopez-Gonzalez et al., 2013).

Les teneurs en nitrates (NO_3^-) des deux mélanges ont diminué de 730 à 590 mg/kg (MB) et de 540 à 485 mg/kg (MV) jusqu'au 30^{ème} jour puis elles ont montré une tendance accrue à la hausse en atteignant à la fin du processus 2650,40 mg/kg (MB) et 4791,42 mg/kg (MV) (Figure 12), à l'issue de la présence des conditions favorables au développement des micro-organismes responsables de la nitrification, à savoir une température au dessous de 40°C et une aération suffisante. Au dessus de 40°C, l'activité de la biomasse nitrifiante est inhibée (Gao et al., 2010b).

Une telle évolution de la NH_4^+ et du NO_3^- ont été associées à la maturité des substrats compostés (Cáceres et al., 2018). A cet effet, un rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ a été proposé par plusieurs auteurs pour évaluer le degré de maturité (Rashad et al., 2010 ; Zhang et Sun, 2014a). Les valeurs respectives du rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, du MB et du MV des produits finaux, étant de 0.02 et de 0.01 inférieur à 0,16 (Figure 13), valeur établie par Bernal et al. (1998) pour désigner un compost mature, ainsi qu'aux valeurs données par le Conseil Californien de la Qualité de Compost situées dans l'intervalle de 0,5 et 3 avec l'exigence d'une concentration en NH_4^+ située entre 75 et 500 mg/kg (CCQC, 2001). Or, ces dernières recommandations sont déjà accomplies tôt au processus du co-compostage.

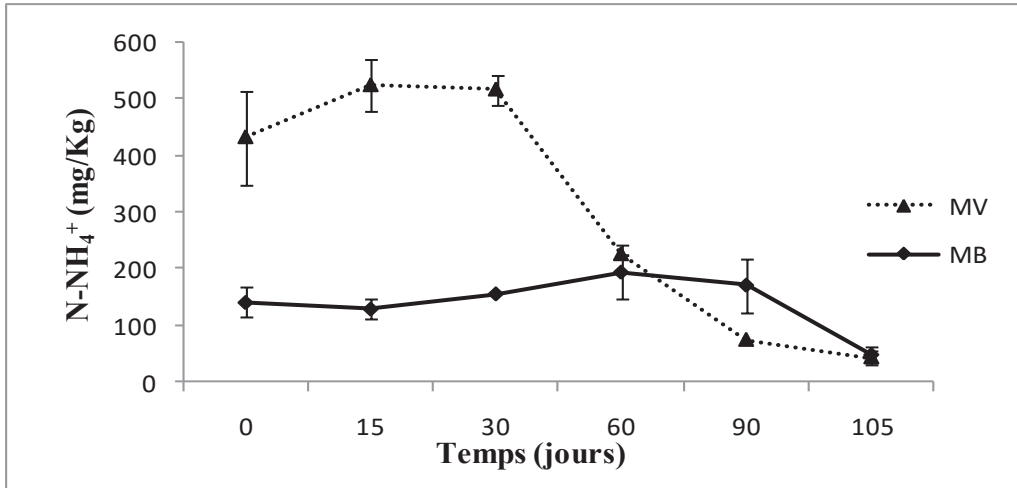


Figure 11: Evolution de l'ammonium au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

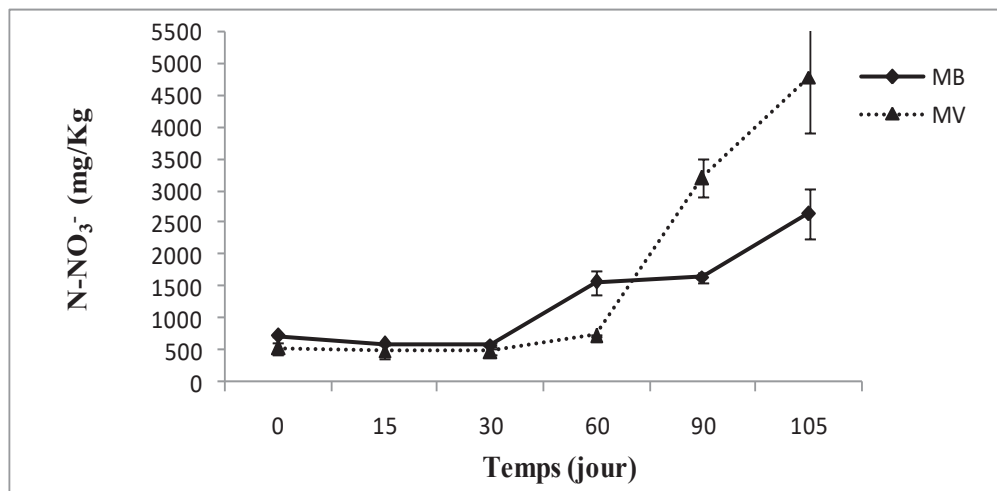


Figure 12: Evolution du nitrate en fonction au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

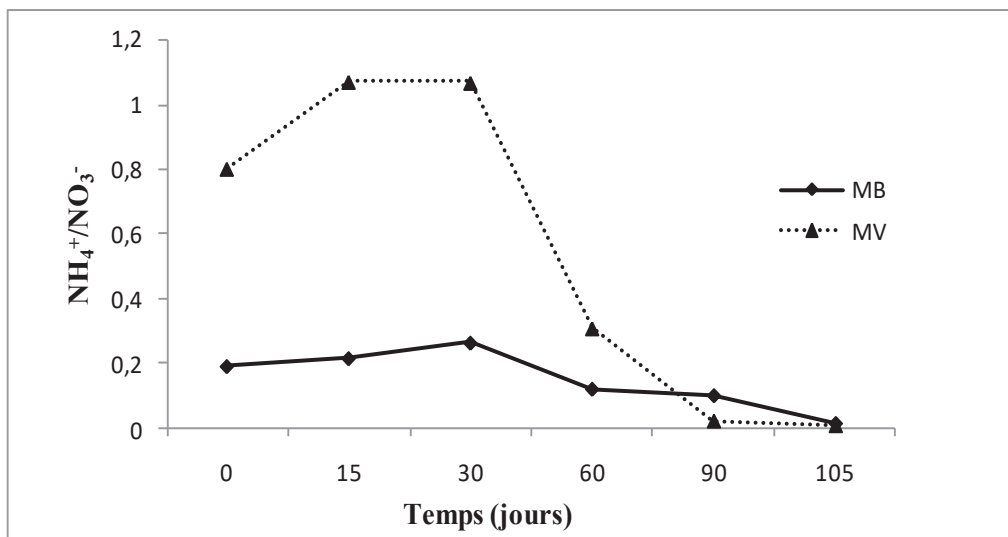


Figure 13: Evolution du rapport NH₄⁺/NO₃⁻ au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

I.6- Evolution du phosphore assimilable et du potassium assimilable

Récemment, il a été proposé d'inclure les éléments nutritifs (NPK) dans les paramètres de qualité des composts destiné à être utilisé comme engrais organique (Bernal et al., 2017). En fait, les ortho-phosphates et les oxydes de potassium sont les formes les plus disponibles pour l'absorption des plantes dans les sols ainsi que les nitrates.

L'évolution de la teneur moyenne du phosphore assimilable (P_2O_5) du MB au cours du processus du compostage montre une baisse de 1658,89 à 1152,75mg/kg suivi d'une élévation à 1772,57 mg/kg en fin du processus, tandis que celle du MV révèle une augmentation de 1748,93 à 2151,91 mg/kg et décline à 1257,29 mg/kg à la fin du processus (Figure 14). Cette variation a été attribuée à la minéralisation de la matière organique libérant ainsi le P_2O_5 qui est utilisé par les microorganismes pour contribuer à des nombreux processus physiologiques (métabolisme microbien, activités enzymatiques, photosynthèse...) (Sousa et al., 2018 ; Wei et al., 2018).

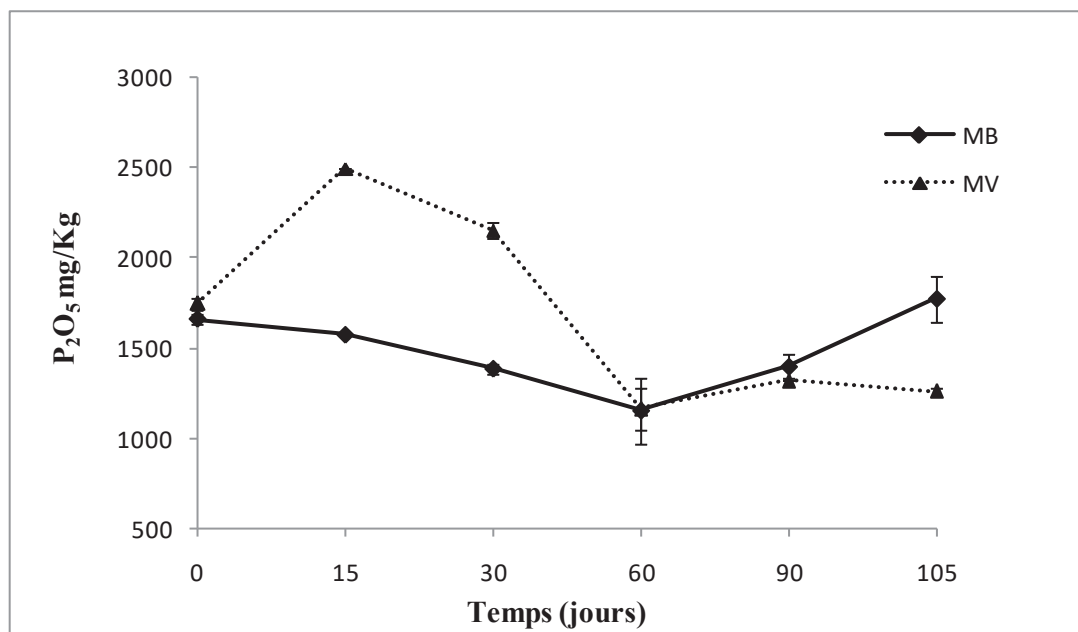


Figure 14: Evolution du phosphore assimilable au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

L'analyse de la figure 15 montre que les teneurs en potassium assimilable (K_2O) pour les deux tas de compost enregistrent des valeurs faibles de 169,03 mg/kg pour MB et de 155,5 mg/kg pour MV par rapport à 1% recommandé pour l'amendement du sol (Elango et al., 2009 ; Puyuelo et al., 2019).

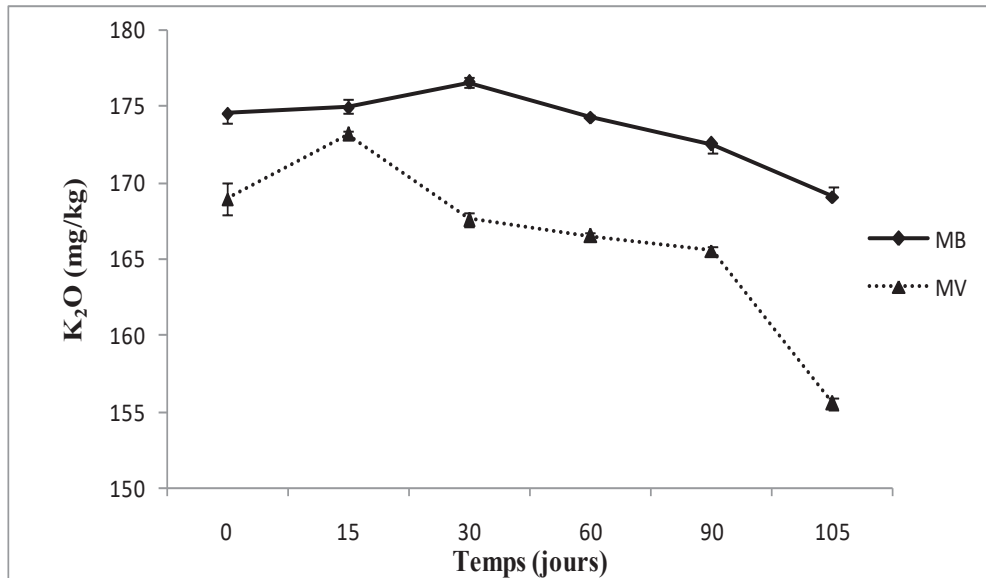


Figure 15: Evolution du potassium assimilable en au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

I.7- Evolution de la capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) d'un substrat est la quantité totale de cations que celui-ci peut retenir sur son complexe adsorbant (Baize, 2000). C'est l'un des paramètres de caractérisation des propriétés des sols et qui a été largement utilisé pour évaluer le degré de maturité (M'sadek et al., 2016 ; Saharinen, 1998).

D'après le tableau 12, la teneur moyenne de la CEC lors du co-compostage part de 65,40 à 72,29 méq/100g pour MB et de 67,60 à 105,00 méq/100g pour MV. Le rapport CEC/COT suit également cet évolution croissante de 1,85 à 4,87méq/g (MB) et de 2,25 à 8,40 méq/g (MV). Néanmoins, ces valeurs ont été supérieures aux valeurs minimales de référence (CEC > 67 méq/100g) dès le début du processus (Jiménez et García, 1992) et (CEC/COT > 1,7méq/g) (Raj et Antil, 2012). Par conséquent, les valeurs établies de ces deux paramètres pour les composts matures ne peuvent être utilisées dans ces composts, bien que leur augmentation au cours du compostage puisse être un bon indicateur du processus d'humification de la matière organique (Bustamante et al., 2013).

Tableau 12: Evolution de la capacité d'échange cationique (CEC) et du rapport CEC/COT au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

Temps (jours)	CEC (mécq/100g)		CEC/COT (mécq/g)	
	MB	MV	MB	MV
0	65,40±1,44	67,60±2,25	1,85	2,25
15	66,37±1,89	72,30±2,27	2,73	3,49
30	68,75±0,84	80,30±1,67	3,23	4,56
60	67,34±1,40	89,74±2,74	4,04	5,58
90	68,57±2,52	95,92±3,78	4,24	6,05
105	72,29±1,46	105,00±3,50	4,87	8,40

II- Analyses biologiques

II.1- Evolution de la densité microbienne

La dynamique de la communauté microbienne joue un rôle essentiel lors du compostage. Dans l'ensemble, une même tendance d'évolution a été observée pour les deux mélanges co-compostés (Tableau 13). La densité microbienne montre un déclin au 15^{ème} jour, de $7,06.10^4$ à $4,64.10^4$ ufc/g (MB) et de $9,93. 10^5$ à $5,03.10^4$ ufc/ g (MV) pour la flore mésophile aérobie totale (FMAT), de $1,01. 10^3$ à 773 ufc/g (MB) et de $1,3. 10^4$ à $1,4.10^3$ ufc/ g (MV) pour la flore fongique. Par ailleurs et au terme du 90^{ème} jour, un accroissement a été soulevé de la FMAT et de la flore fongique, respectivement, de $1,32. 10^6$ et de $4,72.10^3$ ufc/g (MB) et de $1,94.10^6$ et de $1,33.10^4$ ufc/g (MV). A la fin du processus, une diminution a été observée à $1,1. 10^3$ ufc/g pour MV.

Les mêmes tendances ont été rapportées par plusieurs auteurs (Lopez-Gonzalez et al., 2013). Ils ont montré que les températures élevées inactivent et/ou inhibent la microflore microbienne d'où leur diminution à la fin de la phase thermophile. Aussi, ils suggèrent que les champignons mésophiles s'adaptent aux conditions thermiques au cours de l'étape bio-oxydante du moment qu'ils n'ont pas disparus. La diminution de la température et la déplétion des substrats faciles à dégrader favorisent des conditions plus adéquates à la réinstallation d'une nouvelle microflore mésophile, adaptée à des substrats récalcitrants et à des réactions

de synthèse possibles (humification, nitrification...), d'où la reprise de leur augmentation lors de la phase de refroidissement et de maturation (Jurado et al., 2015; Hashemi et al., 2018).

Tableau 13: Evolution de la flore mésophile aérobie et de la flore fongique au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

Temps (jours)	Flore mésophile aérobie totale (ufc/g)*		Flore fongique (ufc/g)*	
	MB	MV	MB	MV
0	$7,06. 10^4$	$9,93. 10^5$	$1,01. 10^3$	$1,3. 10^4$
15	$4,64. 10^4$	$5,03. 10^4$	773	$1,4. 10^3$
30	$3,19. 10^5$	$7,5. 10^5$	$1,7. 10^3$	$3,23. 10^4$
60	$1,15. 10^6$	$1,44. 10^6$	$2,2. 10^3$	$1,75. 10^4$
90	$1,32. 10^6$	$1,94. 10^6$	$4,72. 10^3$	$1,33. 10^4$
105	$1, 67. 10^5$	$8,5. 10^4$	$7,2. 10^3$	$1,1. 10^3$

* unité formant colonies par gramme d'échantillon frais

II.2- Test de phytotoxicité

Le test de germination des graines est un bioessai efficace pour évaluer la phytotoxicité potentielle du compost et estimer le degré de maturité avant son utilisation. Il part du principe que la germination et le développement des racines seraient tous deux influencés par toute substance toxique (Ko et al., 2008 ; Luo et al., 2018).

D'après la figure 16, les valeurs respectives de l'indice de germination (IG) des deux mélanges (MB) et (MV) ont enregistré au stade initial du co-compostage 11,42 et 13,4%, ensuite ils ont augmenté pour atteindre au 60^{ème} jour 57,81 et 56,26% et au terme du processus 100 et 83%. En revanche, les taux de germination des composts obtenus sont

supérieurs à 80% et confirment leur maturité comme il a été décrit par Zucconi et al. (1987) et Luo et al. (2018).

Cette même évolution a été dévoilée par plusieurs auteurs et ils l'ont attribué à la production importante d'ammoniac et de composés phytotoxiques (tel que les acides organiques, les phénols, les éléments traces métalliques, les sels...) pendant la phase initiale active du compostage. Cependant et avec le temps, ces matériaux ont été disparus ou convertis en composés non phytotoxiques (Ko et al., 2008 ; Tiquia, 2010).

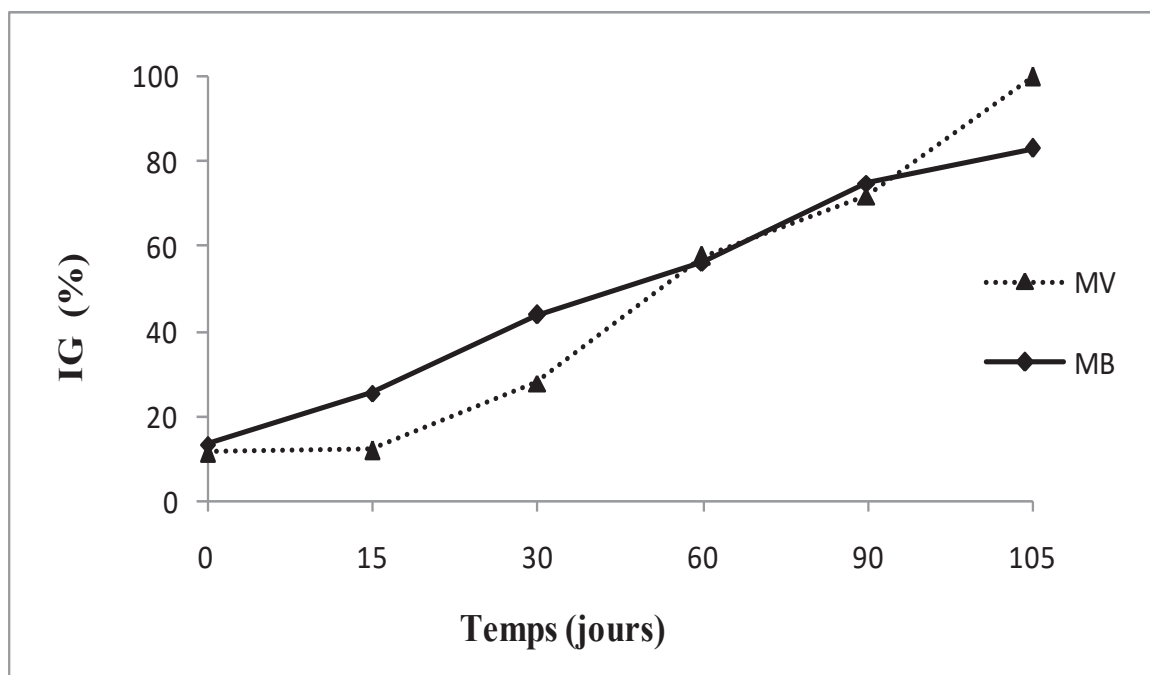


Figure 16: Evolution de l'indice de germination au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

III- Caractérisation des fractions organiques

III.1- Evolution des fractions biochimiques

Le tableau 14 montre une progression descendante de la cellulose des deux mélanges au fil du temps du co-compostage, elle varie de 23,70 à 11,67% pour MB et de 22,26 à 10,33% pour MV avec un degré de dégradation de plus de 50%. La fraction d'hémicellulose diminue également mais avec des teneurs faibles, de 11,66% (MB) et de 6,54% (MV), aboutissant à la fin du processus à sa dégradation totale pour les deux substrats. Ces faibles valeurs initiales ont été justifiées par la digestion des hémicelluloses dans le rumen et l'intestin des bovins et l'intestin des volailles, et que seulement une partie liée à la lignine qui peut s'échapper à la dégradation et se trouver aux excréta (Hess et al., 2011 ; Tremblay, 2008).

Tableau 14: Evolution des teneurs en fibres et du rapport lignine/holocellulose au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

Temps (jours)	Cellulose (%)		Lignine (%)		Hémicellulose (%)		* LIG/HOL	
	MB	MV	MB	MV	MB	MV	MB	MV
0	23,70	22,26	20,97	25,70	11,66	6,54	0,59	0,89
15	19,58	10,40	29,06	31,01	6,79	0,27	1,10	2,91
30	15,38	10,93	35,27	36,81	0,75	6,67	2,19	2,09
60	12,98	12,15	37,29	37,49	0,38	1,41	2,79	2,76
90	11,24	12,77	32,79	36,62	0,05	0,00	2,91	2,87
105	11,67	10,33	31,92	46,08	0,00	0,00	2,73	4,46

* LIG/HOL : lignine/ (hémicellulose + cellulose)

La dégradation la plus élevée de l'hémicellulose et de la cellulose a été marquée au 15^{ème} jour, au cours de la phase active thermophile et post-thermophile du co-compostage.

Evidemment, la réduction majeure de l'hémicellulose et de la cellulose au cours du stade thermophile par rapport au stade mésophile en plus de l'intervention des populations microbiennes thermophiles, qui utilisent l'hémicellulose en premier lieu suivie de la cellulose comme source de carbone et d'énergie, a été supportée par des études antérieures (Varma et al., 2017 ; Chang et al., 2019).

La teneur en lignine augmente pour les deux tas de 20,97 à 31,92% pour MB et de 25,70 à 46,08% pour MV avec une tendance à se stabiliser au cours du compostage (Tableau 14). Cette résistance à la biodégradation explique son accumulation dans les substrats (Barje, 2010 ; Zhang et al., 2016).

La cellulose et l'hémicellulose ont été regroupées sous le terme d'holocellulose, du fait que se sont des polysaccharides souvent présents ensemble dans la nature et qui présentent une résistance modérée à la dégradation microbienne. C'est ainsi que l'indice

Lignine/Holocellulose (LIG/HOL) a été développés afin de relier deux ou plusieurs fractions lignocellulosique et aider à l'interprétation plus précise de l'évolution de ces fractions (Jurado et al., 2014). Il représente la résistance potentielle à la biodégradation de la matière organique du compost et traduit donc sa stabilisation. Plus le rapport est élevé, plus la matière organique est résistante. Le Tableau 14 montre l'augmentation du rapport LIG/HOL avec l'âge des substrats compostés pour les deux tas, de 0,59 à 2,73 (MB) et de 0,89 à 4,46 (MV).

III.2- Evolution des fractions humiques

Durant le co-compostage, la proportion du carbone extractible (Cex) qui représente les substances humiques est restée relativement constante avec des valeurs de 16,86 à 16,39% pour MB et de 16,96 à 16,20% pour MV (Figure 17). Ceci a été expliqué par la dégradation de la fraction organique initiale extractible à la soude, compensée par une humification réelle de la matière organique et par un réapprovisionnement de ce compartiment soluble dû à la dégradation des biomolécules plus complexes. Les produits de dégradation de la lignine peuvent conduire par exemple à des composés solubles dans la soude (Bikovens et al., 2010 ; Francou et al., 2008 ; Kögel-Knaber, 2002).

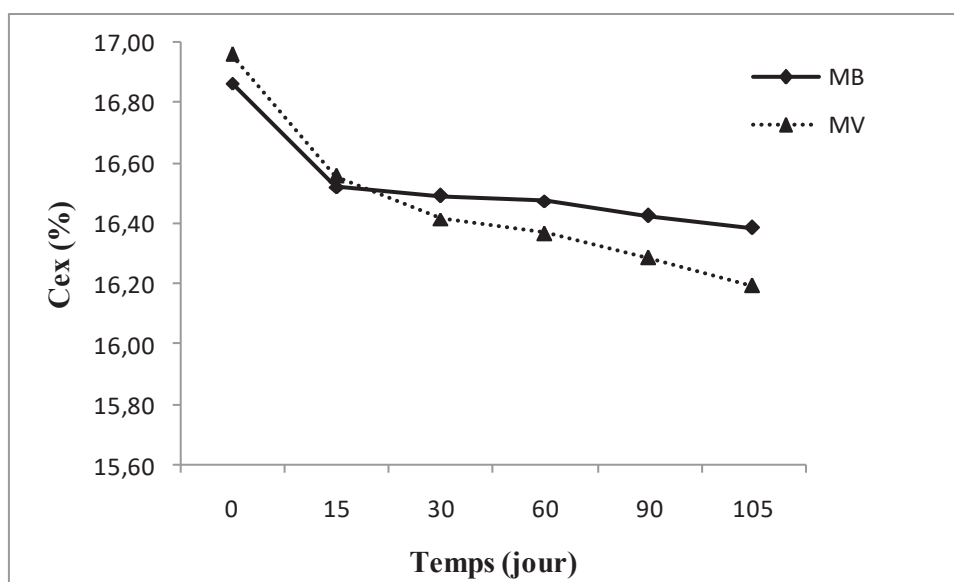


Figure 17: Evolution de la proportion du carbone organique sous forme des substances humiques au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

Les figures 18 et 19 illustrent l'évolution de l'acide fulvique (CAF) et de l'acide humique (CAH) au cours du co-compostage. La fraction de l'acide fulvique (CAF) diminue pour les deux tas de 11,31 à 3,97% (MB) et de 10,75 à 6,30% (MV). A l'opposé, les teneurs en acides humiques (CAH) suivent une évolution croissante pour MB et MV, elles partent de 5,56 à 12,42% et de 6,21 à 9,90% respectivement. En général, les composts immatures contiennent une teneur élevée en acide fulvique et une teneur relativement faible en acide humique tandis que ce dernier domine le compost mature (Zhang et al., 2015). Zhou et al. (2014) ont observé cette même tendance et ont conclu que des processus de compostage efficaces dégradent rapidement les matières organiques et forment des acides humiques.

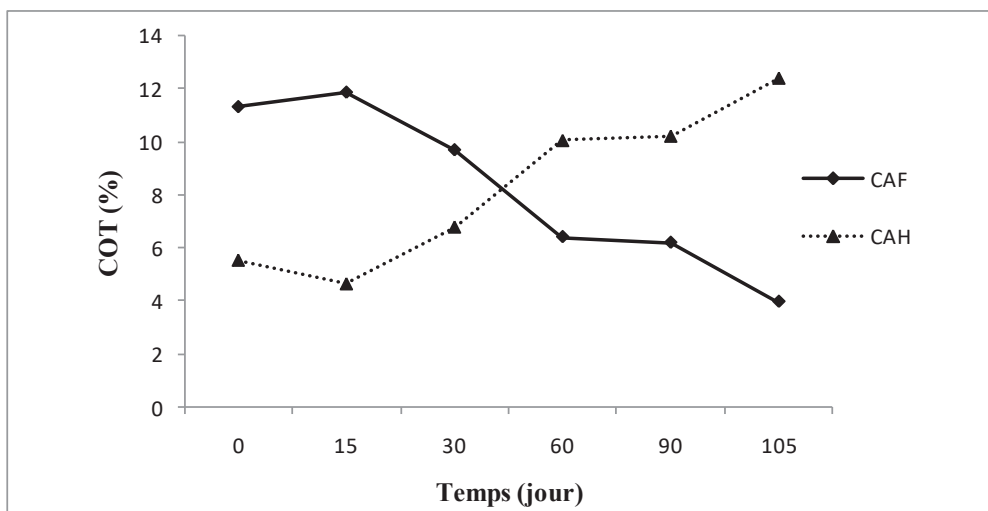


Figure 18: Evolution du carbone organique sous forme d'acides fulviques (CAF) et d'acides humiques (CAH) au cours du co-compostage du mélange MB

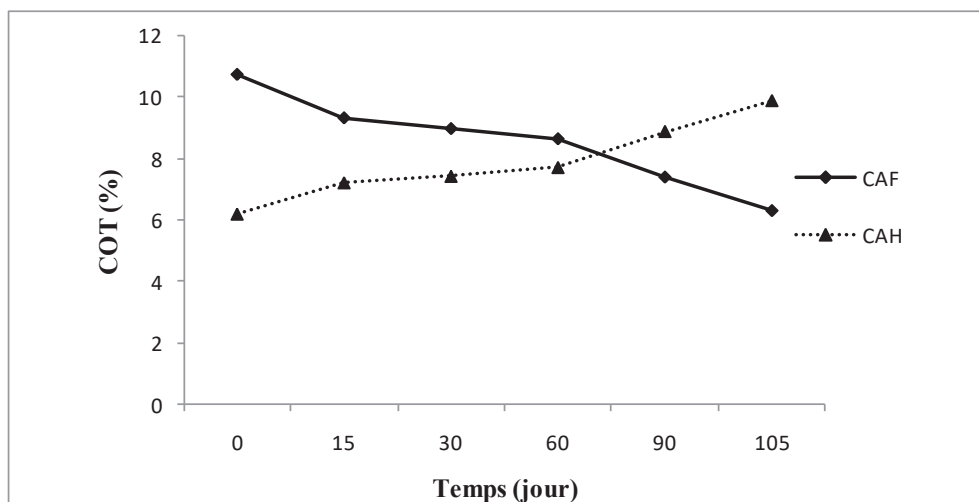


Figure 19: Evolution du carbone organique sous forme d'acides fulviques (CAF) et d'acides humiques (CAH) au cours du co-compostage du mélange MV

Différents indices d'humification ont été utilisés dans la littérature pour évaluer le niveau d'humification des substrats pendant le compostage (Roletto et al., 1985 ; Senesi, 1989 ; Dias et al., 2010 ; Li et al., 2017), et qui comprennent le degré de polymérisation (DP), le pourcentage d'acides humiques (PAH), le rapport d'humification (RH) et l'indice d'humification (IH). Ces indices sont exprimés comme suit :

- DP (Degré de polymérisation) = CAH/CAF
- PAH (Pourcentage d'acides humiques) = $100*AH/CEX$
- RH (Rapport d'humification) = $100*CEX/COT$
- IH (Indice d'humification) = $100*CAH/COT$

Où Cex : substances humiques extractible ; CAH : acides humiques ; CAF : acides fulviques ; COT : carbone organique total.

Les figures 20, 21, 22, 23 présentent respectivement l'évolution des indices DP, PAH, RH et IH. Ainsi, L'augmentation de l'indice d'humification (IH) et le degré de polycondensation de la matière organique avec la formation des macromolécules, ont été confirmés par l'accroissement du rapport d'humification (RH). De plus, cette augmentation est concomitante avec la diminution de la fraction fulvique, ce qui a été justifié par la nature intermédiaire des acides fulviques (CAF) à la formation des grosses molécules des acides humiques (CAH) (El Fels et al., 2014).

A la fin du processus, les deux mélanges compostés montrent des valeurs de DP, PAH, RH et IH respectives de 3,13 ; 75,79 ; 110,49 et 83,74 pour MB et de 1,57 ; 61,11 ; 129,56 et 79,18 pour MV supérieures aux limites de références ($DP \geq 1,0$; $PAH \geq 50$; $RH \geq 7,0$; $IH \geq 3,5$) indiquant une augmentation de la complexité structurale des substances humiques et la maturité des produits finaux (Bernal et al., 2009). Toutefois, les valeurs limites du RH et IH des deux mélanges ont été enregistrées au début du processus, donc en ne peut retenir ces indices pour apprécier la maturité, portant leur évolution lors du compostage peut être un bon indicateur du processus d'humification de la matière organique (Bustamante et al., 2013).

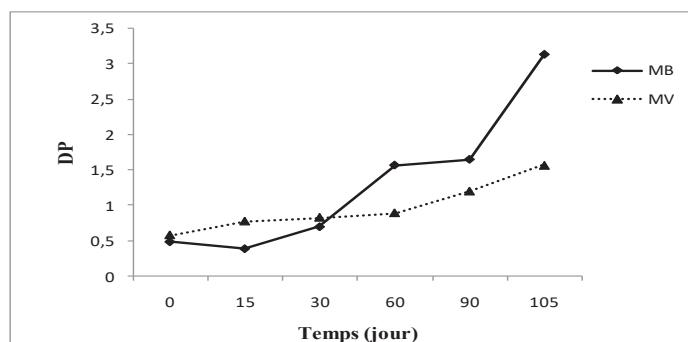


Figure 20: Evolution du degré de polymérisation au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

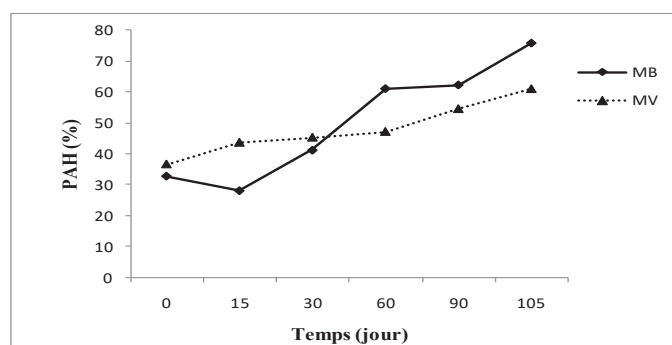


Figure 21: Evolution du pourcentage d'acides humiques au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

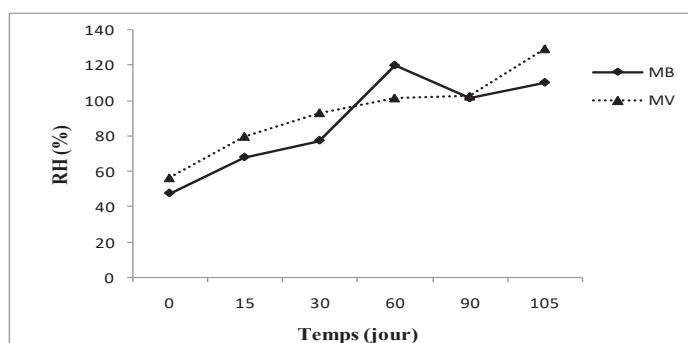


Figure 22: Evolution du rapport d'humification au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

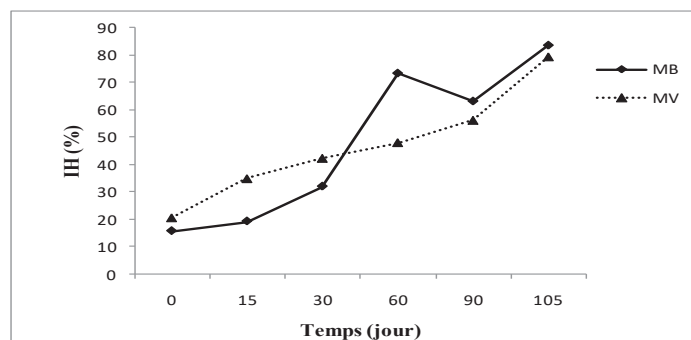


Figure 23: Evolution de l'indice d'humification au cours du co-compostage des mélanges MB et MV

IV- Interaction des paramètres physico-chimiques

Dans le but d'identifier les interactions qui peuvent exister entre les différents paramètres physico-chimiques et de prédire les processus potentiels qui se produisent lors du compostage, des analyses statistiques ont été effectuées. L'enquête a été réalisée sur la base d'une matrice de corrélation et d'une analyse en composantes principales (ACP).

IV.1- Analyse de la matrice de corrélation

Les Tableaux 15 et 16 de l'analyse de la matrice de corrélation a permis de mettre en évidence une corrélation significativement positive entre le rapport LIG/HOL et la lignine, CAH (0,85 ; 0,87 respectivement) pour MB et pour MV (0,87 ; 0,90 et CAH/CAF à 0,89). Ce qui reflète d'après Serramia et al. (2010) l'implication des produits de dégradation de l'holocellulose (hydrates de carbone simples) dans la formation de molécules de type humique de complexité croissante durant le compostage.

Cependant, il n'y a pas de corrélation significative entre le CAH ainsi que le rapport CAH/CAF avec la cellulose et l'hémicellulose pour MV, ils sont plutôt corrélés significativement au CAF (-1 ; -0,98). Alors que le CAH du MB n'est corrélé qu'à la cellulose et au CAF (-0,87 ; -0,95). Wu et al. (2019) ont souligné que les acides fulviques sont principalement transformés en acides humiques, ce qui entraîne l'aromatization des substances humiques. Les acides fulviques qui se montrent plus aliphatique et moins aromatique en comparaison avec les acides humiques sont cités comme précurseurs de leur formation (Barje et al., 2012 ; Jouraiphy et al., 2008).

De plus, la synthèse microbienne à partir de la cellulose des polyphénols qui s'oxydent en quinones suivi d'une polymérisation est une voie connue de formation des substances humiques établie par Stevenson (1994). De même, la lignine est connue pour être une molécule précurseur de substances humiques. Par contre, les hémicelluloses n'ont pas contribué à la synthèse des substances humiques des deux mélanges de fumier.

Tableau 15: Matrice de corrélation du mélange de fumier de bovin (MB)

Variables	pH	CE	COT	NKT	C/N	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻	K ₂ O	P ₂ O ₅	CEC	CEC/TOC	Cel	Lig	Hém	LIG/HOL	CAF	CAH	CAH/CAF	CAH/CEX	FMAT	F. fong	IG	
pH	1,00																							
CE	0,71	1,00																						
COT	0,66	0,79	1,00																					
NKT	-0,99	-0,78	-0,70	1,00																				
C/N	0,78	0,84	0,99	-0,81	1,00																			
NH ₄ ⁺	0,57	0,09	0,08	-0,52	0,17	1,00																		
NO ₃ ⁻	-0,95	-0,55	-0,69	0,92	-0,78	-0,49	1,00																	
NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻	0,91	0,49	0,58	-0,89	0,68	0,46	-0,97	1,00																
K ₂ O	0,94	0,48	0,49	-0,91	0,61	0,69	-0,93	0,95	1,00															
P ₂ O ₅	-0,33	0,10	0,33	0,29	0,22	-0,88	0,19	-0,23	-0,50	1,00														
CEC	-0,86	-0,66	-0,75	0,85	-0,80	-0,63	0,80	-0,66	-0,74	0,27	1,00													
CEC/TOC	-0,84	-0,78	-0,96	0,86	-0,98	-0,25	0,87	-0,78	-0,70	-0,14	0,85	1,00												
Cel	0,73	0,84	0,97	-0,76	0,98	0,03	-0,73	0,62	0,51	0,34	-0,76	-0,96	1,00											
Lig	-0,24	-0,54	-0,86	0,28	-0,78	0,27	0,32	-0,17	-0,02	-0,67	0,48	0,72	-0,83	1,00										
Hém	0,59	0,77	0,96	-0,62	0,94	-0,03	-0,59	0,44	0,34	0,43	-0,74	-0,90	0,97	-0,92	1,00									
LIG/HOL	-0,68	-0,78	-0,94	0,70	-0,95	0,07	0,71	-0,60	-0,45	-0,44	0,71	0,94	-0,99	0,85	-0,97	1,00								
CAF	0,90	0,67	0,82	-0,89	0,88	0,27	-0,95	0,88	0,79	0,08	-0,81	-0,95	0,88	-0,56	0,79	-0,88	1,00							
CAH	-0,90	-0,65	-0,80	0,88	-0,86	-0,27	0,95	-0,89	-0,79	-0,07	0,80	0,93	-0,87	0,53	-0,76	0,87	-1,00	1,00						
CAH/CAF	-0,95	-0,57	-0,72	0,92	-0,80	-0,54	0,99	-0,93	-0,91	0,21	0,88	0,89	-0,76	0,38	-0,65	0,95	1,00							
CAH/CEX	-0,90	-0,65	-0,81	0,89	-0,87	-0,27	0,95	-0,89	-0,79	-0,07	0,81	0,94	-0,87	0,54	-0,77	0,87	-1,00	1,00						
FMAT	-0,25	-0,56	-0,57	0,30	-0,56	0,65	0,30	-0,32	-0,06	-0,75	0,05	0,51	-0,65	0,59	-0,59	0,71	-0,52	0,51	1,00					
F. fong	-1,00	-0,72	-0,69	0,99	-0,79	-0,59	0,94	-0,89	-0,92	0,32	0,90	0,86	-0,74	0,29	-0,62	0,70	-0,90	0,90	0,95	1,00				
IG	-0,89	-0,85	-0,91	0,91	-0,96	-0,25	0,87	-0,79	-0,73	-0,09	0,86	0,98	-0,96	0,64	-0,88	0,93	-0,95	0,94	0,89	0,95	0,53	0,91	1,00	

Values in bold are different from 0 with a significance level alpha=0,05

Tableau 16: Matrice de corrélation du mélange de fumier de volaille (MV)

Variables	pH	CE	COT	NKT	C/N	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻	K ₂ O	P ₂ O ₅	CEC	CEC/TOC	Cél	Lig	Hém	LIG/HOL	CAF	CAH	CAH/CAF	CAH/CEX	FMAT	F. fong	IG	
pH	1,00																							
CE	0,54	1,00																						
COT	-0,20	0,06	1,00																					
NKT	0,43	0,13	-0,76	1,00																				
C/N	-0,22	0,03	0,98	-0,87	1,00																			
NH ₄ ⁺	-0,76	-0,38	0,62	-0,48	0,57	1,00																		
NO ₃ ⁻	0,42	0,00	-0,62	0,21	-0,50	-0,87	1,00																	
NH ₄ ⁺ /NO ₃ ⁻	-0,81	-0,44	0,58	-0,49	0,54	1,00	-0,83	1,00																
K ₂ O	-0,55	0,23	0,62	-0,38	0,53	0,80	-0,88	0,76	1,00															
P ₂ O ₅	-0,96	-0,44	0,42	-0,57	0,43	0,89	-0,60	0,91	0,70	1,00														
CEC	0,54	0,08	-0,88	0,66	-0,83	-0,90	0,87	-0,88	-0,86	-0,74	1,00													
CEC/TOC	0,45	-0,06	-0,90	0,62	-0,84	-0,84	0,86	-0,80	-0,88	-0,64	0,98	1,00												
Cél	0,26	0,20	0,87	-0,55	0,84	0,20	-0,30	0,15	0,24	-0,07	-0,54	-0,62	1,00											
Lig	0,31	-0,24	-0,93	0,66	-0,88	-0,69	0,75	-0,64	-0,84	-0,52	0,92	0,97	-0,71	1,00										
Hém	-0,26	-0,49	0,63	-0,23	0,52	0,63	-0,59	0,62	0,31	0,34	-0,62	-0,61	0,58	-0,50	1,00									
LIG/HOL	0,17	-0,06	-0,87	0,39	-0,75	-0,64	0,76	-0,59	-0,68	-0,34	0,83	0,89	-0,78	0,87	-0,81	1,00								
CAF	-0,33	0,02	0,91	-0,54	0,83	0,82	-0,89	0,78	0,81	0,55	-0,97	-0,98	0,67	-0,93	-0,78	1,00								
CAH	0,35	-0,02	-0,87	0,49	-0,78	-0,84	0,93	-0,80	-0,83	-0,56	0,96	0,97	-0,61	0,91	-0,69	0,90	-1,00	1,00						
CAH/CAF	0,37	-0,07	-0,81	0,41	-0,71	-0,85	0,96	-0,80	-0,88	-0,57	0,95	0,96	-0,54	0,90	-0,65	0,89	-0,98	1,00						
CAH/CEX	0,34	-0,02	-0,88	0,51	-0,79	-0,84	0,92	-0,79	-0,83	-0,56	0,96	0,97	-0,63	0,92	-0,69	0,90	-1,00	1,00						
FMAT	0,43	0,18	0,31	0,32	0,14	0,20	-0,57	0,13	0,21	-0,27	-0,28	-0,33	0,43	-0,28	0,53	-0,56	0,50	-0,52	-0,53	-0,51	1,00			
F. fong	-0,12	-0,27	0,05	0,47	-0,14	0,34	-0,47	0,32	0,22	0,07	-0,19	-0,23	0,07	-0,10	0,70	-0,51	0,29	-0,34	-0,38	-0,32	0,58	1,00		
IG	0,62	0,11	-0,80	0,58	-0,74	-0,94	0,90	-0,92	-0,90	-0,79	0,99	0,97	-0,43	0,89	-0,61	0,80	-0,94	0,95	0,95	0,95	0,95	-0,26	1,00	

Values in bold are different from 0 with a significance level alpha=0,05

La corrélation significative des rapports LIG/HOL et CEC/TOC (0,94 (MB) et 0,89 (MV)) suggère que la dégradation des constituants lignocellulosique lors du co-compostage s'accompagne d'une augmentation des sites d'échange cationique dans la MO et donc des nouveaux groupes fonctionnels se sont formés avec l'oxydation de la MO (Iqbal et al., 2010), ceci est exprimé par une corrélation fortement significative aux substances humiques des deux tas.

De plus, les corrélations significatives trouvées entre l'IG et les indices d'humification soutiennent le fait que les processus d'humification jouent un rôle clé dans la détoxification des mélanges de compostage (Serramia et al., 2010). D'autre part, l'IG montre une corrélation significative au nitrate (0,87 ; 0,90) pour MB et MV respectivement, l'ammonium paraît avoir un effet phytotoxique significatif pour MV (-0,94) mais non pas pour MB (-0,25). La phytotoxicité de ce dernier est plutôt liée aux produit de dégradation de la MO outre que NH_4^+ démontrée par les corrélations négativement significatives à l'hémicellulose, la cellulose, COT, C/N et la conductivité électrique (-0,88 ; -0,96 ; -0,85 ; -0,91 ; -0,96). D'ailleurs, il a été rapporté que les sous produits de décomposition de la MO tels que les acides organiques, les acides gras, les acides aminés, les phénols et les lipides présentent un effet inhibiteur notable sur la germination des graines (Barje et al., 2012 ; Ch'ng et al., 2013 ; Hachicha et al., 2009). Les résultats des matrices de corrélation pour les deux tas montrent une relation négative forte des nitrates au rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, K_2O et CAF (-0,83 ; -0,88 ; -0,89) pour MV et pour MB (-0,97 ; -0,93 ; -0,95) et respectivement une corrélation positive significative à CEC/COT et CAH/CAF (0,86 ; 0,96) et (0,87 ; 0,99). Ceci suggère que le nitrate et le rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ peuvent être utilisés comme indicateur de nitrification et un indicateur de maturité et de stabilité des composts.

Dans le cas du MB, une corrélation forte a été trouvée entre le nitrate et le pH (-0,95) confirmant que la nitrification est responsable de la baisse du pH observée au stade final du co-compostage. Ce déclin du pH paraît favoriser l'activité de la flore fongique démontrée par une corrélation parfaite (-1). De plus, ces microorganismes sont corrélés significativement à CAH/CAF, PAH, CEC/COT, NO_3^- , NKT et IG (0,95 ; 0,90 ; 0,86 ; 0,94 ; 0,99 et 0,91). Evidemment, Albrecht et al. (2010) ont dégagé que les populations fongiques deviennent particulièrement élevées au cours de la dernière étape de décomposition et qu'elles contribuent principalement à l'attaque tardive des polymères naturels à longue chaîne lors de la phase de maturation du co-compostage.

Classiquement, la nitrification est considérée comme l'oxydation de NH_4^+ en NO_3^- via NO_2^- par des bactéries nitrifiantes chimioautotrophes. Cependant, la forte corrélation trouvée de la

flore fongique et les NO_3^- a été expliquée par Laughlin et al. (2008) qui ont prouvé que la nitrification dans un sol à prairies a été effectuée par des champignons et qu'ils peuvent simultanément oxyder NH_4^+ et N organique, c'est la nitrification hétérotrophe.

Les résultats obtenus toujours pour MB montrent une corrélation significative de NKT aux rapports CEC/COT et CAH/CAF (0,86 ; 0,92). Neubauer et al. (2020) ont rapporté qu'au fil du temps, le compost peut former de l'azote stable, ayant moins d'effet sur la volatilisation, la dénitrification et le lessivage.

IV.2- Analyse en composante principale

L'analyse en composante principale du mélange de bovin (MB) montre que le plan factoriel F1*F2 cumule 91,38% de la variance totale, où le facteur F1 explique 72,04% et le facteur F2 exprime 19,34% de l'information. Ainsi la représentation graphique sur les deux composantes principales F1 et F2 est suffisante pour fournir une interprétation (Tableau 15).

Les variables qui définissent mieux l'axe F1 en négatif sont pH, CE, COT, C/N, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, K_2O , cellulose, hémicellulose et CAF et en positifs sont NKT, NO_3^- , CEC, CEC/TOC, CAH, CAH/CAF, CAH/CEX, LIG/HOL, Flore fongique et IG. Ce facteur semble regrouper les caractéristiques associées à la minéralisation de la matière organique et par opposition, il est associé à l'humification, à la nitrification et à la qualité du compost.

L'axe F2 est défini par les variables NH_4^+ , FMAT, P_2O_5 . Ce facteur semble regrouper les caractéristiques associées à la concentration en nutriments et à l'ammonification.

Sur la base du plan factoriel F1*F2 illustré dans le graphe du biplot qui associe les individus et les variables, quatre groupes correspondant aux principales étapes du processus du compostage peuvent être identifiés (Figure 24) :

Le groupe I fait apparaître la phase initiale d'échauffement qui aboutit à la phase thermophile de la durée 0 à 15 jours où la dégradation de la matière organique est intense.

Le groupe II montre la phase de refroidissement installée au 30^{ème} jour est liée au lancement de la nitrification et de la polymérisation.

Le groupe III caractérise la libération de NH_4^+ par l'intervention de la flore mésophile au 60^{ème} jour.

Le groupe IV marque la phase de maturation qui reproduit les paramètres d'humification, le nitrate et l'IG, ce qui suggère leur pertinence à caractériser la qualité du produit final.

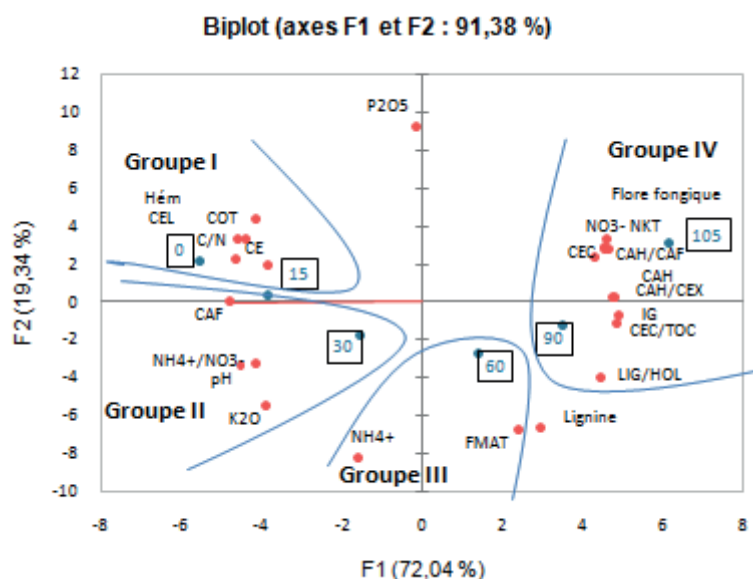


Figure 24: Carte factorielle des variables selon le plan F1*F2 du mélange de fumier de bovin

L'analyse en composante principale du mélange de volaille (MV) montre que le plan factoriel F1*F2 cumule 79,81% de la variance totale, où le facteur F1 explique 65,24% et le facteur F2 exprime 14,57% (Tableau 16).

L'axe F1 est décrit en négatif par le COT, C/N, NH_4^+ , $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, K_2O , hémicellulose et CAF et en positifs par NO_3^- , CEC, CEC/TOC, lignine, CAH, CAH/CAF, CAH/CEX, LIG/HOL et IG. Ce facteur semble regrouper les caractéristiques associées à la matière organique facilement biodégradable et par opposition, il est associé à l'humification, à la nitrification et donc à la qualité du compost. L'axe F2 présente une association négative au pH, CE, cellulose et FMAT et positive au P_2O_5 . Ce facteur regroupe les caractéristiques associées à la décomposition de la matière organique moins labile et à la concentration en nutriments.

La carte factorielle du plan F1*F2 qui associe les individus et les variables montre que le co-compostage du MV comporte des phases d'activité distinctes dans le temps dont on a subdivisé en trois groupes (Figure 25):

Groupe I décrivant la phase initiale de décomposition de la MO durant le processus de co-compostage ;

Groupe II correspondant à la minéralisation et à la libération de NH_4^+ qui s'ensuit par un début de nitrification qui ont lieu entre le 15^{ème} et 30^{ème} jour ;

Groupe III étant le pôle de la qualité du produit final caractérisé par CAH, CAH/CAF, NO_3^- et IG paramètres qui se sont exprimés de nouveaux comme des indices pertinents à l'évaluation de la stabilité et de la maturité du produit final.

La différence de la répartition des différents variables entre les deux mélanges compostés peut être exprimée par l'effet des matériaux de départ sur la conduite du processus du co-compostage.

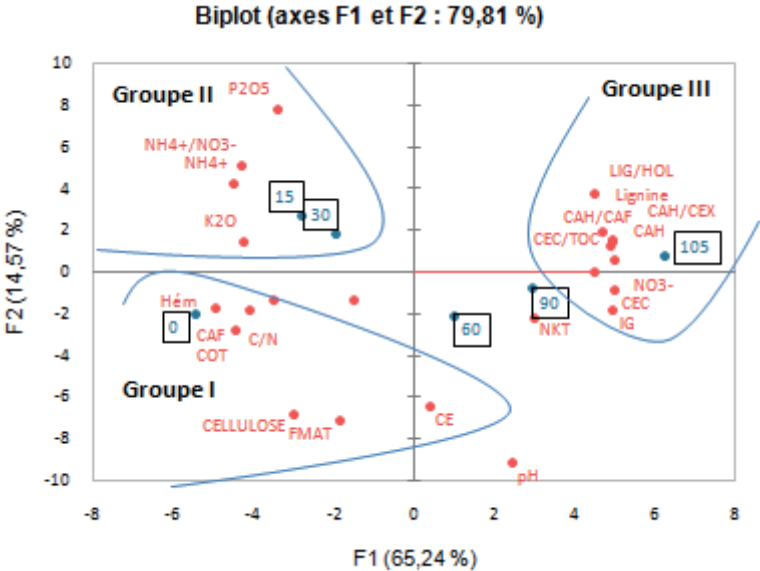


Figure 25: Carte factorielle des variables selon le plan F1*F2 du mélange de fumier de volaille

Chapitre 2 : Devenir des éléments traces métalliques et leur spéciation durant le co-compostage

L'étude des ETM permet d'évaluer l'innocuité et la qualité environnementale du compost.

I- Teneurs totales des éléments traces métalliques

Les figures 26 et 27 illustrent la concentration des ETM (Cu, Ni, Pb, Zn) durant le co-compostage. Au début du processus, l'ordre des teneurs est $Zn > Pb > Cu > Ni$ pour MB et, $Zn > Cu > Ni > Pb$ pour MV. A la fin du processus, cet ordre change et les concentrations changent aussi. L'analyse de l'évolution des ETM du mélange bovin-paille (MB) au cours du co-compostage a montré une augmentation de la concentration du Cu de 49,76 à 280,18mg/kg, du Ni de 11,96 à 35,96mg/kg et du Zn de 180,99 à 509,56 mg/kg alors que celle du Pb a diminué de 120,02 à 47,44 mg/kg. Cependant, le co-compostage du mélange de la volaille-paille (MV) a dégagé une baisse de la concentration du Cu de 349,66 à 31,98 mg/kg et du Zn de 430,97 à 284,86 mg/kg, tandis que la teneur du Pb a doublé de 20,76 à 40,44 mg/kg et la teneur du Ni a montré une élévation au 15^{ème} jour de 24,10 à 47,08 mg/kg suivie d'une réduction pour atteindre à la fin du processus 22,35 mg/kg.

Ces fluctuations sont en accord avec les résultats de plusieurs chercheurs qui ont rapporté que le compostage peut diluer ou concentrer les ETM. La réduction des ETM est due à la perte de métaux par lessivage (Gul et al., 2015). A l'opposé, leur augmentation est due à la perte de poids au cours du compostage suite à la décomposition de la matière organique, à la libération du dioxyde de carbone et de l'eau et aux processus de minéralisation (Singh et Kalamdhad, 2012 ; Wang et al., 2016).

Néanmoins, les composts produits des deux substrats répondent aux normes recommandées par AFNOR (2006) (Tableau 17), et peuvent être utilisés comme amendements organiques et avec un minimum de risque pour l'environnement. Cependant, bien que les teneurs en métaux soient inférieures aux valeurs limites, leur utilisation doit être contrôlée et surveillée dans la mesure où les métaux lourds peuvent s'accumuler, suite à un épandage régulier dans les champs, et peuvent à long terme passer dans la chaîne alimentaire ou polluer la nappe phréatique. Mais la concentration totale des ETM dans le sol n'est pas une condition suffisante pour conduire ou pas à des effets toxiques vis-à-vis des organismes biologiques.

Tableau 17: Valeurs limites en ETM selon les normes AFNOR (2006)

ETM	Cu	Ni	Pb	Zn
Teneur en mg/kg	300	60	180	600

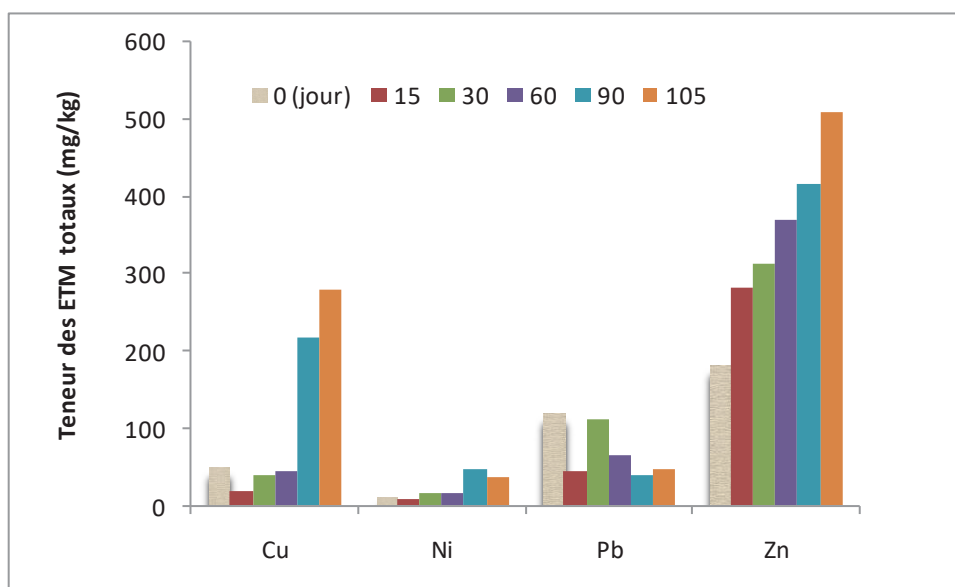


Figure 26: Evolution de la teneur des ETM totaux (Cu, Ni, Pb et Zn) au cours du co-compostage du mélange de bovin (MB)

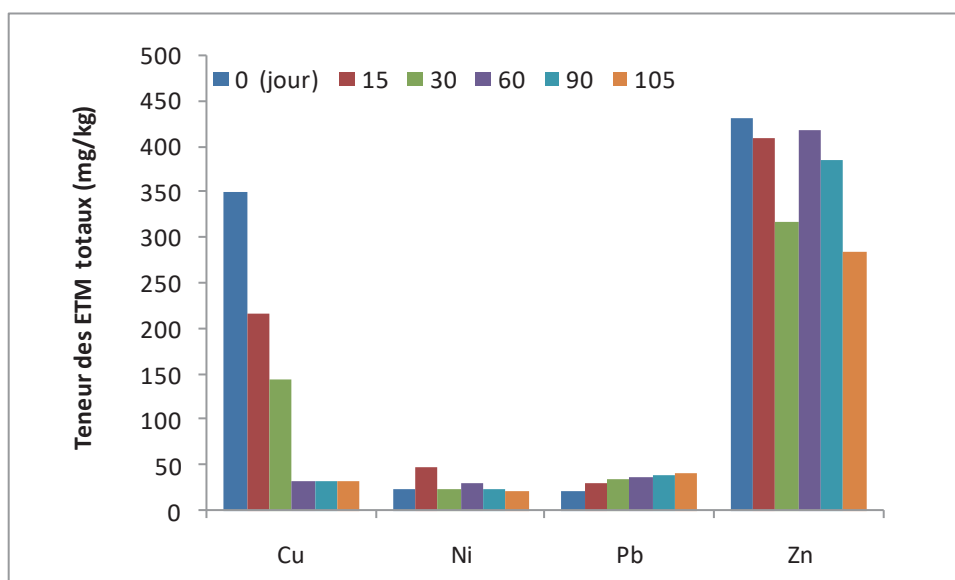


Figure 27: Evolution de la teneur des ETM totaux (Cu, Ni, Pb et Zn) au cours du co-compostage du mélange de volaille (MV)

En effet, la toxicité d'un métal ou d'un métalloïde n'est pas uniquement liée à sa concentration totale mais également à sa valence, aux ligands avec lesquels il est associé, à sa mobilité et sa biodisponibilité, c'est à dire à sa «spéciation » (Hei et al., 2016).

II- Spéciation des éléments traces métalliques

Selon l'extraction séquentielle de Tessier et al. (1979), les ETM sont associés à cinq fractions : Fraction échangeable (F-Ech), Fraction carbonatée ou extractible à l'acide (F-Car), Fraction réductible ou liée à l'oxyde de fer et de manganèse (F-Ox), Fraction oxydable ou fraction liée à la matière organique (F-Org) et Fraction résiduelle (F-Res). Les fractions F-Ech et F-Car des ETM sont les plus facilement disponibles pour le milieu vivant. Les fractions F-Ox et F-Org des ETM sont disponibles pour les métaux dans des conditions extrêmes, tandis que la fraction F-Res n'est jamais disponible pour les plantes (Singh et Kalamdhad, 2013).

Étant donné que le processus de compostage a modifié la quantité totale des ETM dans chaque échantillon de compost, l'évaluation du pourcentage des variations de toutes les formes chimiques des ETM paraît être meilleure pour une interprétation plus appropriée des changements de la répartition chimique, que d'évaluer les variations de leur concentration (Singh et Kalamdhad, 2012). Ainsi, chaque fraction métallique a été rapportée en pourcentage de la somme des quantités extractible.

La figure 28 et 29 représente les variations des différentes formes du cuivre au cours du co-compostage. Le Cu-Ech a diminué avec l'âge du co-compostage de 3,61 à 0,74% pour MB et de 9,7 à 4,37% pour MV. Le Cu-Car fluctue dans les deux substrats et ne dépasse pas 1% tout au long du processus pour MB et au terme des 105 jours pour MV. Le Cu-Ox montre une augmentation au fil du co-compostage de 1,01 à 7,13% pour MB et de 3,08 à 6,57% pour MV, bien qu'une hausse nettement accrue ait été observée pour les deux substrats co-compostés dès le 60^{ème} jour.

Durant le co-compostage, la fraction du Cu-Org est la spéciation la plus dominante de MB. Le taux du Cuivre lié à la matière organique et celui de la forme résiduelle évoluent de façon inversement proportionnelle. Ainsi, le Cu-Res diminue de 42,01 à 14,21% alors que le Cu-Org augmente jusqu'au 30^{ème} jour de 52,59 à 71,91% suivi d'une baisse au 60^{ème} jour atteignant 22,57%, cette déclinaison peut être à l'origine de l'augmentation du Cu-Ox par transformation du Cu-Org en Cu-Ox. Le Cu-Org reprend son évolution avec 77,03% au bout des 105 jours du co-compostage. En revanche, le mélange de la volaille co-composté (MV) montre une affinité à la fraction de la matière organique et à la fraction résiduelle avec une

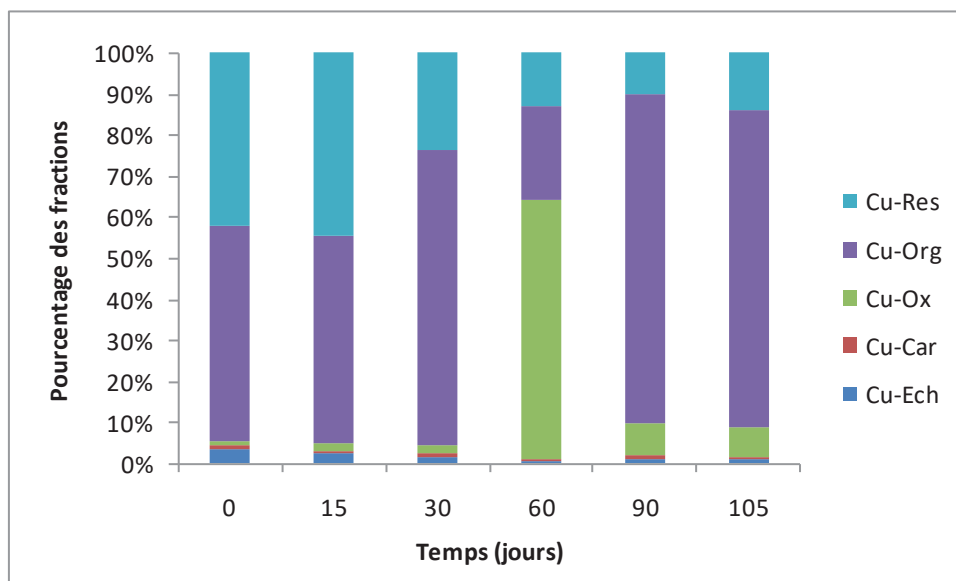


Figure 28: Variation des formes chimiques du cuivre durant le co-compostage du mélange MB

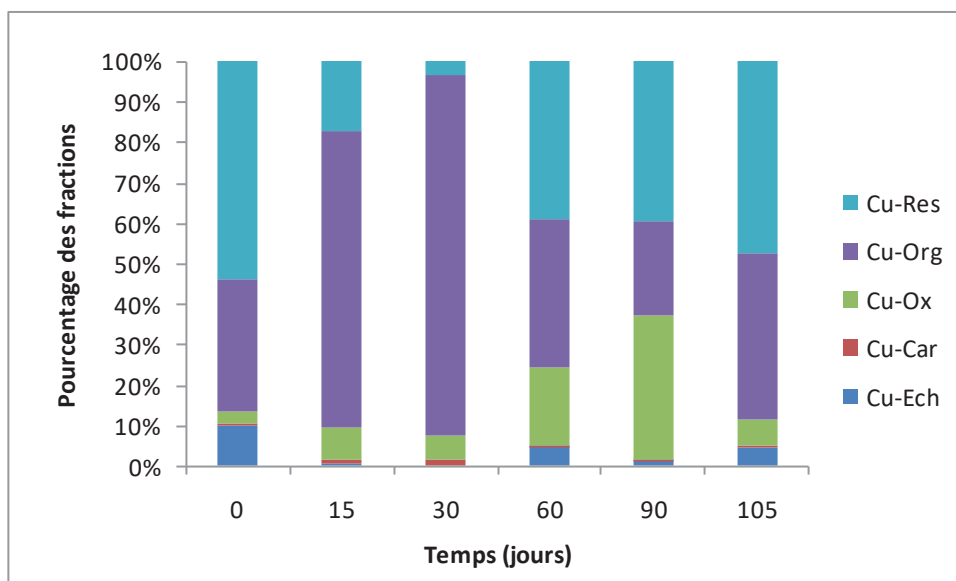


Figure 29: Variation des formes chimiques du cuivre durant le co-compostage du mélange MV

évolution respective de 32,63 à 41,03% et de 53,92 à 47,41% et un abaissement a été également observé du Cu-Org au 60^{ème} et 90^{ème} jour en faveur du Cu-Ox et du Cu-Res.

La forme résiduelle et la forme liée à la matière organique du nickel des deux mélanges montrent, lors du co-compostage, la même tendance de répartition et d'affinité que celles du cuivre lors du co-compostage (Figure 30 et 31). Ainsi, une évolution inversement proportionnelle a été enregistrée pour MB, de 46,26 à 69,76% pour le Ni-Org et de 33,48 à 18,31% pour le Ni-Res. Le nickel, pour MV, est préférentiellement associé à la fraction organique et à la fraction résiduelle occupant respectivement 57,33 et 30,55% de la somme des fractions à la fin du co-compostage.

Le nickel lié à la fraction d'oxyde de fer et de manganèse a diminué lors du co-compostage des deux substrats, alors que le Ni-Car a montré un comportement opposé des deux mélanges. Les fluctuations observées correspondent à une diminution de 3,58 à 2,19 pour MV et une augmentation de 0,87 à 2,76% pour MB.

Le Ni-Ech est soumis à des variations alternatives et régulières tout au long du processus de co-compostage du MV avec un taux final de 4,37%, tandis que le Ni-Ech du MB a baissé de 4,52 à 1,34%.

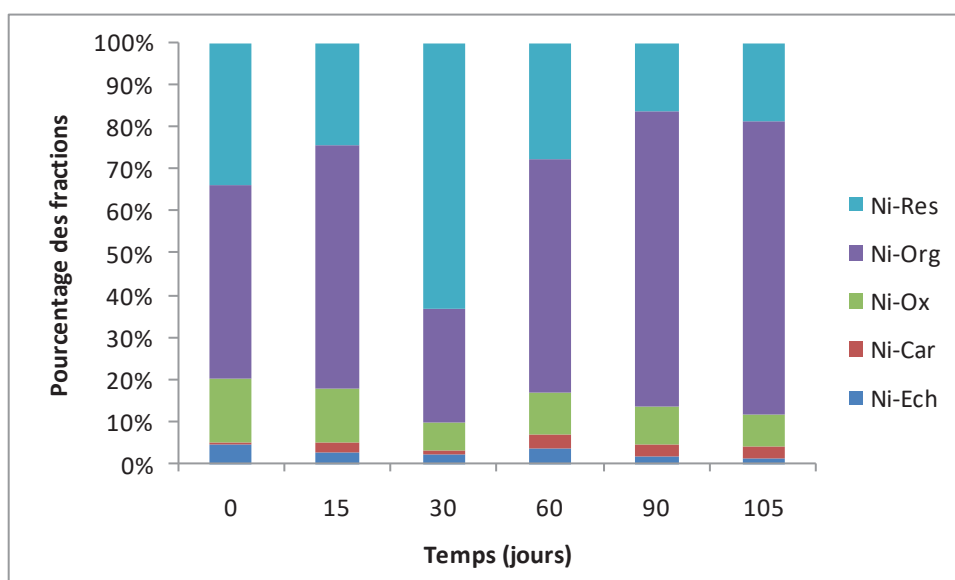


Figure 30: Variation des formes chimiques du nickel durant le co-compostage du mélange MB

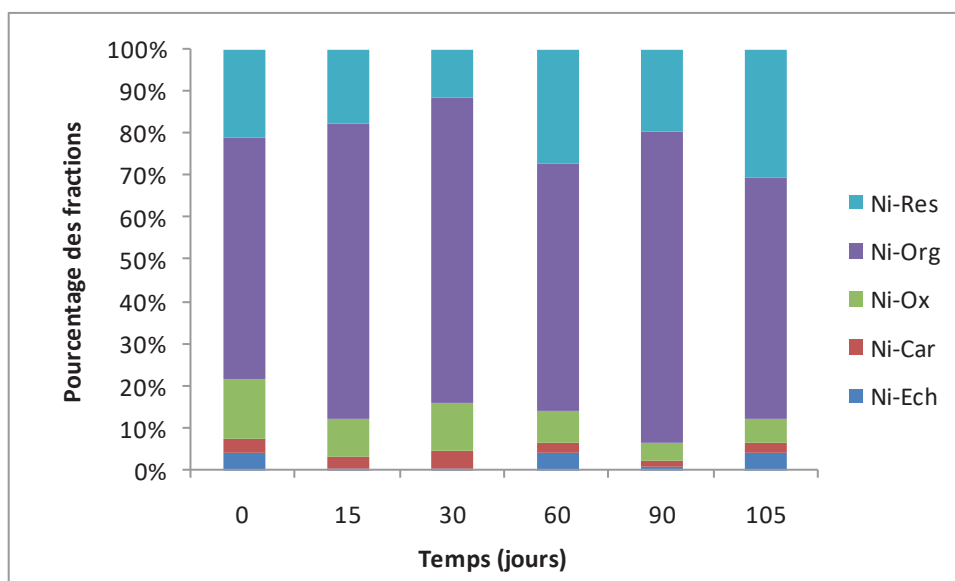


Figure 31: Variation des formes chimiques du nickel durant le co-compostage du mélange MV

Le processus du co-compostage du MB diminue nettement le pourcentage du Pb-Res et augmente la distribution du Pb-Ox et Pb-Org, ce qui peut être dû à sa conversion en ses deux dernières fractions (Figure 32). A la différence des fractions échangeables du cuivre et du nickel, le taux du Pb-Ech dépasse 11% et atteignant 16% au terme des 105 jours. De même, le Pb-Ech du MV dépasse 35% au début suivi d'une baisse au 15^{ème} jour et s'annule au 30^{ème} jour en faveur du Pb-Res et du Pb-Org et du Pb-Ox respectivement (Figure 33). A la fin, le Pb-Ech reprend son évolution et affiche l'affinité la plus prédominante avec 38,59%. Par contre, le Pb-Car a montré la spéciation la plus faible et un comportement différent des mélanges au cours du co-compostage avec une augmentation de 3,04 à 6,42% du MB et une réduction de 4,96 à 2,07% du MV.

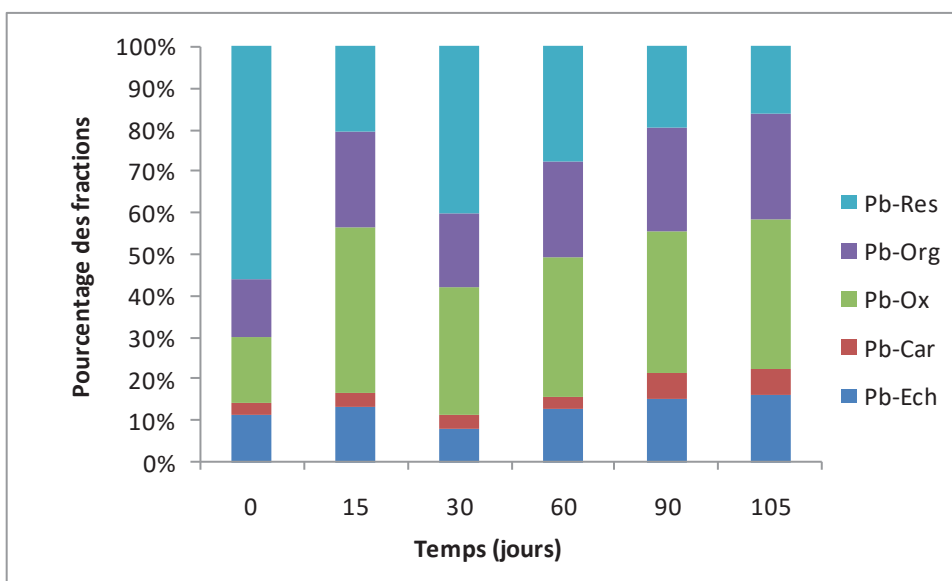


Figure 32: Variation des formes chimiques du plomb durant le co-compostage du mélange MB

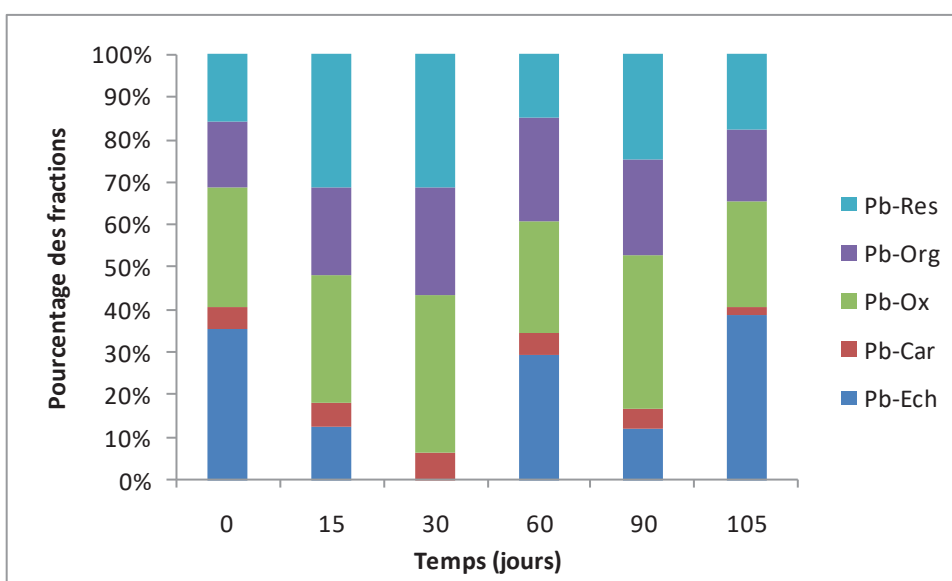


Figure 33: Variation des formes chimiques du plomb durant le co-compostage du mélange MV

Le zinc lié à l'oxyde de fer et de manganèse (Zn-Ox) représente la spéciation la plus prédominante dans les deux processus de compostage. Dans le mélange MB, le taux du Zn-Ox varie peut jusqu'au 30^{ème} jour puis il diminue au 60^{ème} jour à 43,18% puis il se stabilise (Figure 34). Cette diminution est en faveur du Zn-Res qui s'élève de 1,83% à 32,81% puis diminue à 13,67%. Notons que Zn-Res s'est montré au début du processus avec la proportion la plus faible de 5,16% en comparaison aux fractions résiduelles du Pb, du Cu et du Ni. Le Zn-Org augmente légèrement de 16,75 à 22,80% et qui diminue par la suite à 12,93% suivi d'une augmentation affichant 27,51% puis 30,88% parallèle à la baisse du Zn-Res, ce qui suppose la transformation du Zn-Res en Zn-Org. Le Zn-Ech et le Zn-Car ont révélé une diminution respective de 14,15 à 9,10% et de 5,52 à 2,58%.

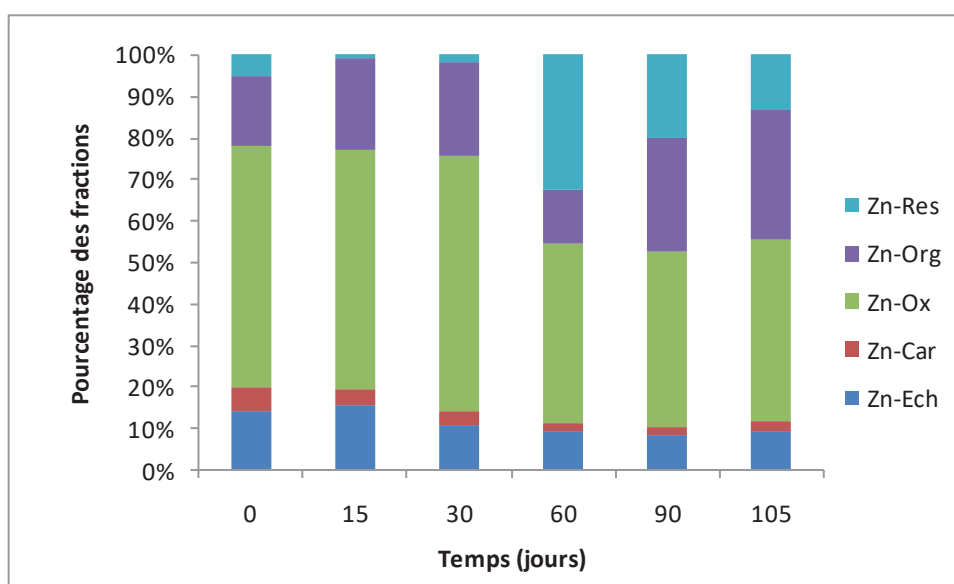


Figure 34: Variation des formes chimiques du zinc durant le co-compostage du mélange MB

Dans le cas du mélange MV (Figure 35), le Zn-Car présente l'association la plus faible et montre des fluctuations légères au cours du co-compostage avec une proportion de 2,96% au début et 2,36% à la fin. Le Zn-Ech présente à son tour un taux initial de 11,19% suivi d'une décroissance qui s'annule au 30^{ème} jour puis se reprend au 60^{ème} jour et atteint finalement 10,42%. Le Zn-Res présente à son tour un taux initial de 26,20% à 18,93% en faveur du Zn-Org puis il a continué son abaissement au 30^{ème} jour, ceci peut être dû à la transformation du Zn-Res en Zn-Ox puis augmente de nouveau à 22,40%. Une légère diminution du Zn-Ox de 48,17 à 42,61%, suivie d'un accroissement au 30^{ème} jour (62,47%), puis reprend au terme des 105 jours du co-compostage, le taux de 48,42%.

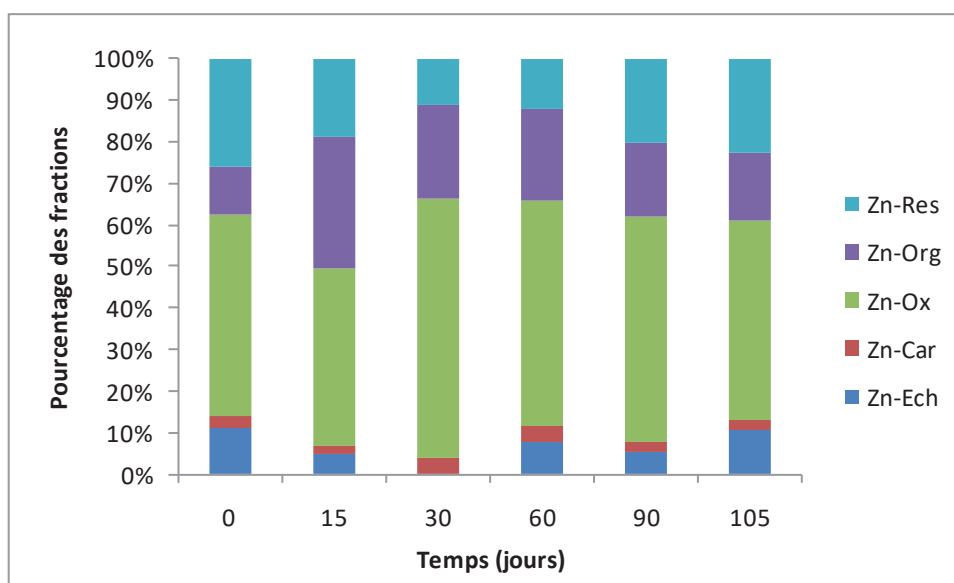


Figure 35: Variation des formes chimiques du zinc durant le co-compostage du mélange MV

III- Évaluation du risque écologique potentiel des ETM durant le co-compostage

La comparaison des résultats basée sur la concentration des fractions des ETM est assez difficile, d'où la nécessité d'introduire certains indices pour faciliter la comparaison de leur distribution et de leur risque environnemental. Ainsi, pour décrire la qualité environnementale du compost, différents indices ont été proposés, dont certains ont été initialement conçus pour les sols ou les sédiments (Fan et al., 2019 ; Gusiatin et al., 2018 ; Gusiatin et Kulikowska 2016 ; Li et al., 2021 ; Zhu et al., 2012). Les paramètres à considérer

sont le code d'évaluation des risques (RAC), l'indice de répartition réduit (I_R) et l'indice du risque écologique potentiel (MRI).

III.1- Code d'évaluation des risques (RAC)

Le code d'évaluation des risques (RAC) est directement lié à la mobilité des métaux, il détermine la disponibilité des métaux lourds en appliquant une échelle au pourcentage de métaux lourds dans les fractions échangeables et carbonatées (Rodríguez et al., 2009). Le RAC est exprimé par l'équation suivante :

$$\text{RAC (\%)} = 100 * C_m / C_{\text{total}}$$

Où C_m est la concentration des fractions mobiles d'un métal donné qui est la somme de la fraction échangeable et la fraction carbonatée, C_{total} est la concentration totale du métal. La classification du risque en termes du RAC est présentée dans le tableau 18.

Tableau 18: Classification de RAC et valeurs du facteur de correction de la toxicité (Zhu et al., 2012)

Risque	RAC (%)	δ
Pas de risque	<1	1,0
Faible	1-10	1,0
Moyen	11-30	1,20
haut	31-50	1,40
Très haut	>50	1,60

Les figures 36 et 37 montrent que la mobilité du Cu et du Ni des deux substrats co-compostés et du Pb du mélanges MB ne dépasse pas les 6%, celle du Zn pour MB, diminue de 13,27 à 5,49%. En conséquence, la mobilité en fin du processus de ces ETM exprimé en RAC se situe dans l'intervalle 1-11% (Tableau 18) indiquant une catégorie de risque environnemental faible. Ces résultats obtenus laissent suggérer que ces ETM se trouvent sous des formes chimiques plus stables (Gusiatin et Kulikowska, 2014). Cependant, le co-compostage du mélange MV a révélé une augmentation de la mobilité du Zn de 6,36 à 10,46% et une réduction de la mobilité du Pb de 30 à 18,85%, en fin du processus de co-compostage, reflétant ainsi un risque moyen sur l'environnement.

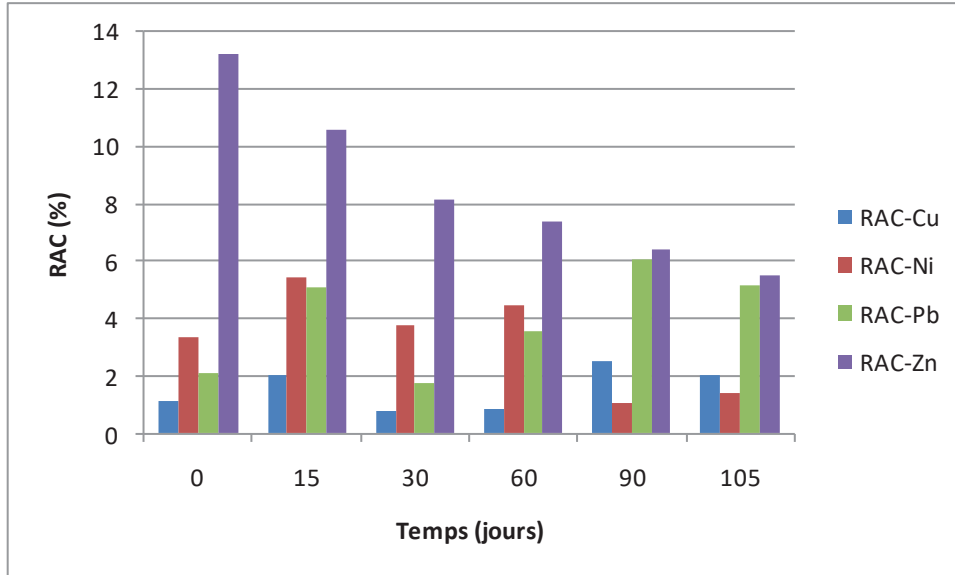


Figure 36: Variation code d'évaluation des risques durant le co-compostage du mélange MB

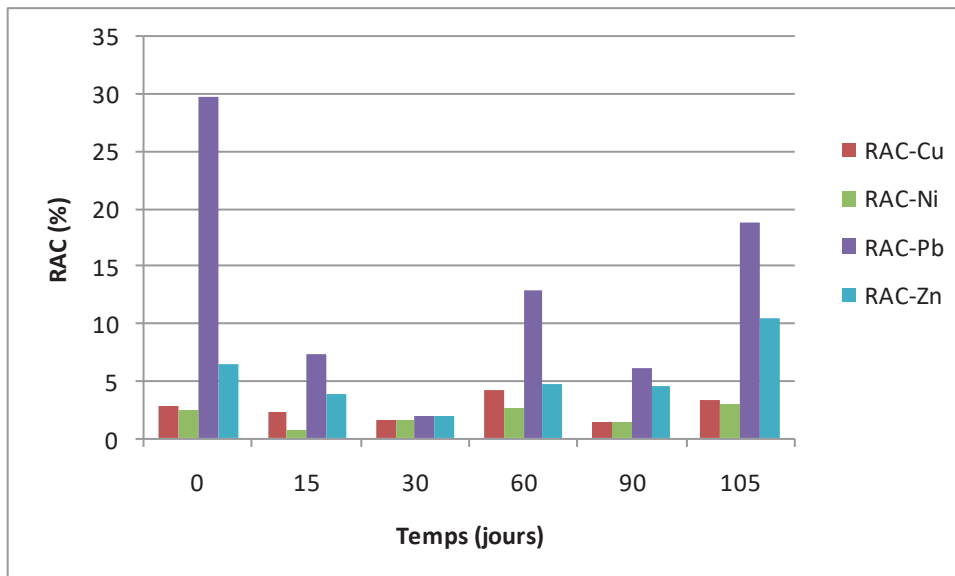


Figure 37: Variation code d'évaluation des risques durant le co-compostage du mélange MV

Gusiatin et Kulikowska (2014) ont trouvé également, lors du compostage de trois boues d'épuration, un risque environnemental faible pour le Cu, le Ni et le Pb sur la base du RAC (<6%), la composition de ces trois boues est fonction de la proportion de l'agent structurant (copeaux de bois, de paille de colza et d'herbe). Par contre, ces mêmes auteurs ont obtenu, pour le Zn, un risque moyen à élevé, avec un RAC de 24,4 à 39,1%.

III.2- Indice de répartition réduit (Ir)

L'indice de répartition réduit (reduced partition index) est l'une des approches utilisées dans la littérature pour estimer la stabilité des ETM des composts, il utilise les résultats de l'extraction séquentielle pour décrire l'intensité de liaison relative des métaux (Gusiatin et al., 2018 ; Kulikowska et Gusiatin, 2015). L'Ir est défini par la formule suivante (Han et al., 2003):

$$Ir = \frac{\sum_{i=1}^k (i^2 * Fi)}{k^2}$$

Où *i* est le numéro d'indice de l'étape d'extraction, passant de 1 pour F-Ech à 5 pour F-Res (selon la procédure de Tessier, *k* = 5), et *Fi* est la teneur en pourcentage d'un métal donné dans la fraction *i*. La valeur minimale de l'Ir est de 0,04, tandis que la valeur maximale est de 1,0 dans le cas de la procédure de Tessier. Une valeur Ir proche du minimum correspond à un modèle de distribution dans lequel le métal est faiblement lié à la matrice (c.à.d. principalement lié à la fraction échangeable et carbonaté). A l'inverse, une valeur proche du maximum signifie que le métal est étroitement lié à la matrice (c.à.d. principalement lié à la fraction résiduelle).

Les valeurs de l'indice de répartition réduit, durant le co-compostage, sont listées dans le tableau 19. Les données indiquent que l'intensité de liaison du Cu, Ni, Pb et Zn diffère à l'issue de leur redistribution entre les fractions labiles et stables des substrats.

Tableau 19: L'évolution de l'indice de répartition réduit durant le co-compostage des mélanges MB et MV

Temps	Ir-Cu		Ir-Ni		Ir-Pb		Ir-Zn	
	MB	MV	MB	MV	MB	MV	MB	MV
0	0,76	0,76	0,69	0,63	0,71	0,38	0,38	0,52
15	0,78	0,67	0,66	0,66	0,51	0,57	0,37	0,55
30	0,71	0,63	0,83	0,63	0,63	0,62	0,39	0,49
60	0,50	0,70	0,67	0,68	0,56	0,42	0,57	0,47
90	0,65	0,67	0,65	0,68	0,49	0,53	0,54	0,52
105	0,66	0,76	0,66	0,70	0,47	0,39	0,50	0,51

Les valeurs Ir les plus fortes durant le co-compostage des deux substrats MB et MV ont été notées respectivement pour le Cu (de 0,76 à 0,66) et (de 0,76 à 0,76) et pour le Ni (0,69 à 0,66) et (de 0,63 à 0,70) indiquant leur stabilité due à leur redistribution entre les fractions résiduelles et organiques.

L'intensité de liaison du Pb a diminué de 0,71 à 0,47 du compost mature du MB, le pourcentage de la fraction résiduelle étant plus faible qu'au début du co-compostage. Pour MV, Ir-Pb correspond à une valeur de 0,38 reflétant une stabilité intermédiaire.

Pour le Zn, l'intensité de liaison a augmenté de 0,38 à 0,50 du mélange MB. Ceci est due à son répartition entre la fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse, celle liée à la matière organique et celle résiduelle. Tandis que l'Ir-Zn du MV varie légèrement et présente une stabilité intermédiaire.

Le co-compostage peut permettre ou pas la stabilité des ETM du produit final. Ceci dépend des propriétés des matériaux du départ, de l'élément métallique et des réactions encourues lors du compostage (Gusiatin et Kulikowska, 2014).

III.3- Indice potentiel du risque écologique (MRI)

Le risque environnemental potentiel causé par la présence des ETM dans les composts a été évalué par l'indice de risque écologique potentiel (Modified potential ecological risk index) (MRI) qui est une version modifiée de l'indice RI proposé à l'origine par Hakanson (1980). La modification suggérée par Zhu et al. (2012) tient compte de la teneur en métal des fractions mobiles et de leur toxicité, il est estimé par l'équation suivante :

$$MRI = \sum_{i=1}^m E_r^i = \sum_{i=1}^m T_r^i \cdot \frac{C_T^i \cdot (A \cdot \delta + B)}{C_R^i}$$

Où E_r est le MRI pour un seul métal, T_r est le facteur de réponse toxique pour les ETM analysés (Zn=1 ; Cu, Ni et Pb=5) (Hakanson, 1980) ; C_T est la concentration totale de l'ETM (mg/ kg) ; C_R est la concentration de référence des ETM se référant aux seuils limites dans le compost selon AFNOR (2006) ; δ est le facteur de correction de la toxicité qui tient compte de la mobilité des ETM ($A = RAC$) et dont leur valeurs sont répertoriées dans le tableau 18 (Zhu et al., 2012) et $B = 1 - RAC$ (exprimé en valeur décimale) est la teneur du métal dans les fractions moins mobiles et non mobiles. Le risque écologique potentiel pour tous les métaux dans les substrats a été évalué à l'aide de l'échelle proposée pour l'indice RI (indice risque écologique) : <150 (risque faible), 150-300 (risque modéré), 300-600 (risque considérable), >600 (risque très élevé) (Zhu et al., 2012).

Les données présentées dans le tableau 20 ressortent des valeurs MRI au dessous de 150, indiquant l'absence potentiel de risque environnemental des quatre ETM étudiés (Cu, Ni, Pb, Zn), pour les deux substrats.

Tableau 20: L'évolution de l'indice potentiel du risque écologique durant le co-compostage des mélanges MB et MV

Temps (jours)	MRI	
	MB	MV
0	5,47	9,17
15	2,54	9,08
30	5,46	5,88
60	4,43	4,79
90	9,30	4,32
105	9,83	4,05

Chapitre 3: Essai agronomique des composts : Activité antifongique contre *Fusarium Oxysporum ciceri* et effet fertilisant sur la culture du pois chiche

I- Effet des composts sur le développement du *Fusarium Oxysporum ciceri* (Foc)

La Fusariose causée par *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri* est l'une des principales maladies transmises par le sol et les semences du pois chiche (*C. arietinum L.*) qui peut entraîner des pertes de rendement importantes pouvant atteindre 100 % dans des conditions favorables à la maladie. Les études de Haware et al. (1996) indiquent que le champignon peut survivre sur les résidus de culture (racines et tiges) enfouis dans le sol pendant au moins six ans et que trois ans de rotation des cultures ne sont pas efficaces pour réduire l'incidence du flétrissement. A cet effet, l'étude a visée d'évaluer la capacité de deux composts commerciaux (Cp1, Cp2) et de deux composts agronomiques préparés à partir de fumier de bovin (Cp3) et de fumier de volaille (Cp4) à contrôler le Foc du pois chiche *in vitro* et *in vivo* et d'évaluer l'activité antagoniste de certains micro-organismes sélectionnés issus de composts contre Foc *in vitro* dans des essais en double culture.

I.1- Effet des extraits de compost sur la croissance du *F. oxysporum in vitro*

La Figure 38 indique que tous les extraits de composts (Cp1, Cp2, Cp3 et Cp4) ont significativement ($p < 0,001$) inhibé la croissance du mycélium de Foc par rapport au témoin. Les pourcentages d'inhibition ont été entre 53% et 62% pour les différents traitements sans observer une différence significative entre eux (Figure 38).

D'autres études ont montré un contrôle efficace de la croissance de *Lecanicillium fungicola*, agent pathogène du champignon de Paris blanc, par l'extrait de compost de déchet de champignon (Riahi et al., 2012). L'agent pathogène du radis *Rhizoctonia solani* a également été inhibé par l'extrait de compost d'écorce de bois dur (Fang, 2015). *Pythium debaryanum* a été inhibé par le compost du jardin, mais pas avec le compost de fruits à feuilles (EL-Masry et al., 2002). Plusieurs études ont rapporté que la microflore présente dans l'extrait de compost joue un rôle inhibiteur important des champignons et suppressif des maladies (Goonani et al., 2011; Mouria et al., 2014). Notre étude a montré un effet inhibiteur efficace des quatre composts sur la croissance mycélienne du Foc de pois chiche. En effet, les observations ont supposé un rôle antagoniste actif des micro-organismes présents dans les composts contre le pathogène. Par conséquent, un screening des antagonistes s'est montré intéressant.

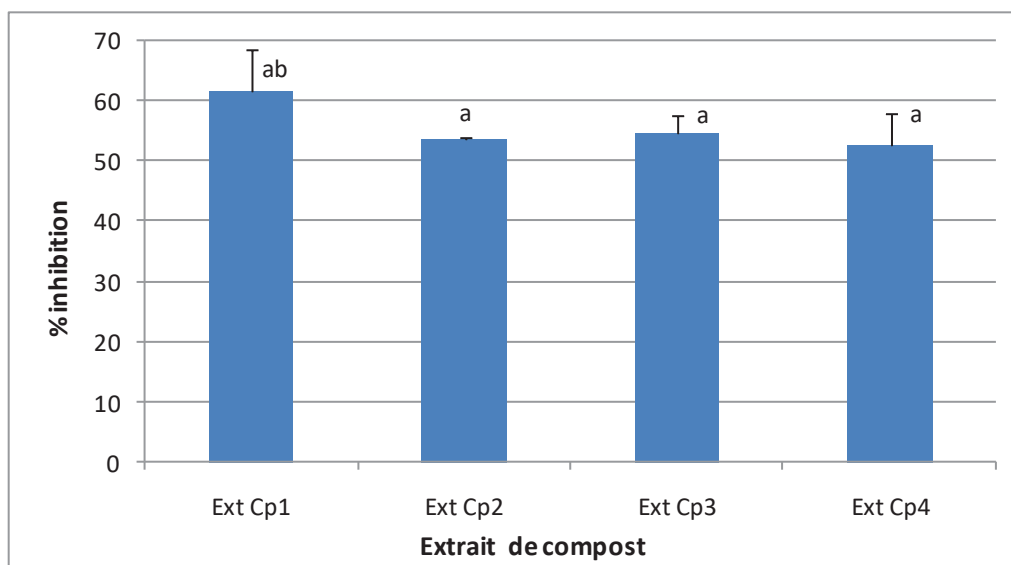


Figure 38: Effet *in vitro* de quatre extraits de compost sur l'inhibition de la croissance mycélienne de *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri*

NB : Deux extraits de composts commerciaux (ExtCp1, ExtCp2) ; extrait de de fumier bovin (ExCp3) ; extraitde fumier de volaille (ExtCp4).

Les traitements avec les mêmes lettres non pas montrés de différence significative à $p < 0,05$.

I.2- Effets antagonistes des isolats microbiens des extraits de composts contre *Fusarium Oxysporum*

Le pouvoir antagoniste des souches isolées sélectionnées à partir des différents composts étudiés contre Foc a été testé *in vitro*. Les résultats ont montré une différence significative ($p < 0,001$) entre les quatorze isolats (Figure 39). Les souches de champignons A1 et A4 ont présenté l'effet inhibiteur de la croissance du pathogène le plus élevé de 60,51 % et 68,8 % respectivement. Alors que l'effet des souches bactériennes était variable allant de 9,78 % à 55,07 %. Les bactéries les plus efficaces étaient A6, A10 et A12 avec un taux d'inhibition de 52,9 % ; 55,07 % et 53,99 % respectivement (Figures 39 et 40).

Les résultats de ce test concordent avec des études antérieures montrant que les micro-organismes fongiques et bactériens isolés des composts ont un effet potentiel de biocontrôle vis-à-vis des maladies des plantes (Ros et al., 2005; Suárez-Estrella et al., 2013; Ventorino et al., 2016). Ramzan et al. (2014) ont également confirmé que le compost comporte un grand nombre de micro-organismes capables de contrôler les agents pathogènes du sol et ils ont suggéré que le compost peut être utilisé pour surmonter les contraintes de production en masse des agents antagonistes pour une application de la lutte biologique sur le terrain.

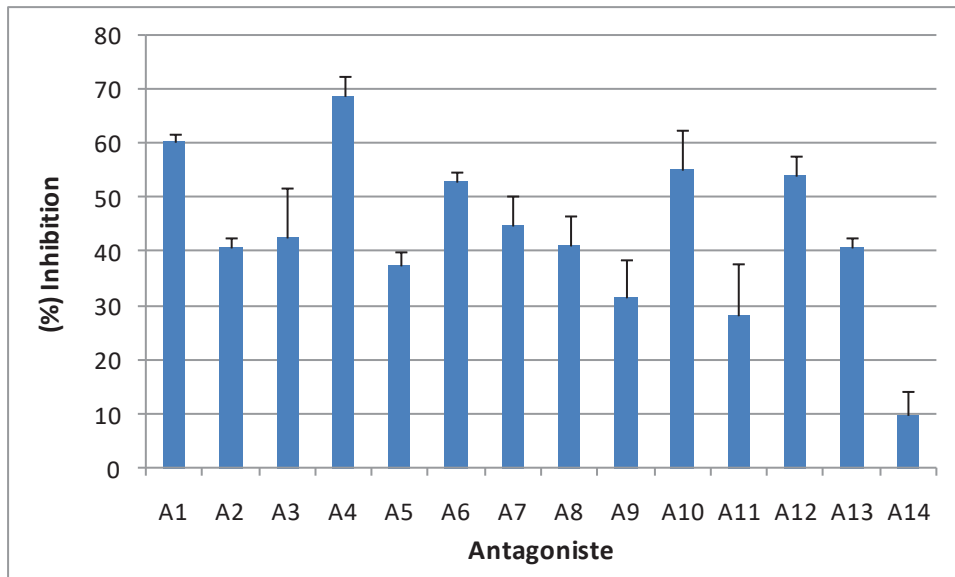


Figure 39: Effet des souches antagonistes sur l'inhibition de la croissance mycélienne de *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri*

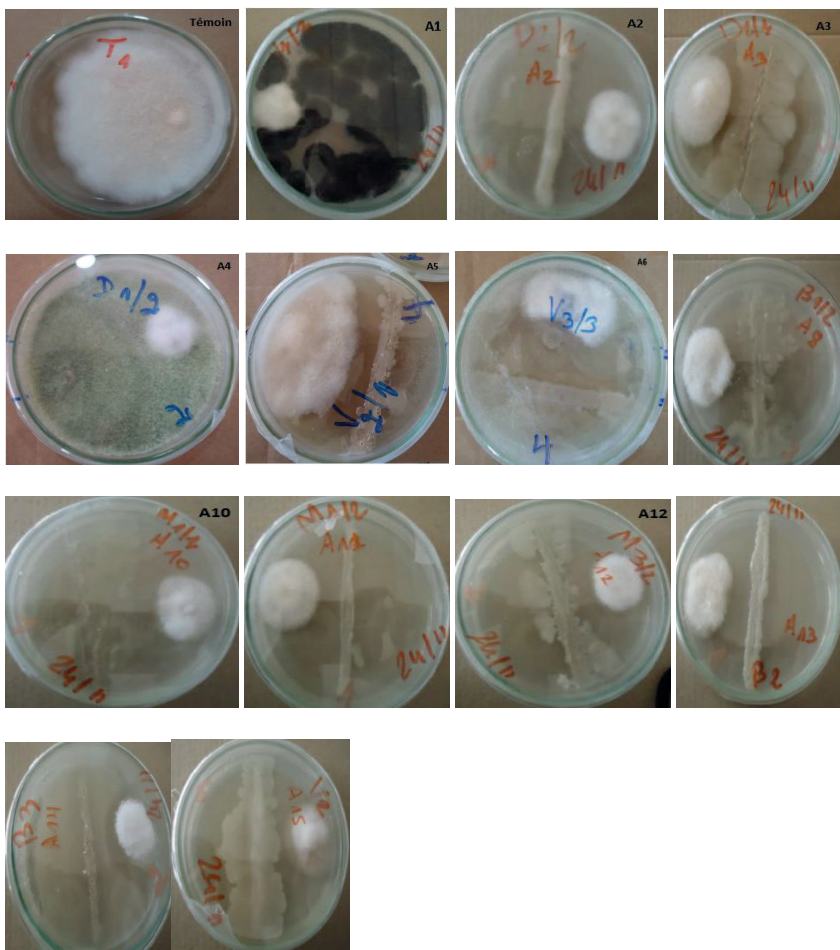


Figure 40: Illustration des résultats de l'effet des isolats microbiens des extraits de composts contre *F.oxysporum F. sp. ciceri in vitro*

En effet, les micro-organismes présents dans l'extrait de compost peuvent jouer le rôle d'antagonistes par différents modes d'action ; la compétition pour les nutriments et/ou l'espace (Krimi Bencheqroun et al., 2007, Essalmani et al., 2002; Ventrino et al., 2016), parasitisme (EL-Masry et al., 2002) et/ou la production de composés antibiotiques (On et al., 2015).

I.3- Etude de l'effet des composts sur le contrôle de la fusariose du pois chiche sous serre

L'effet de l'amendement du sol par les quatre composts sur la protection des plantules du pois chiche contre Foc a été évalué en comparaison avec deux fongicides chimiques (Carbendazim et Celestop) dans un essai biologique *in vivo* sous serre. Le traitement par les fongicides a montré une réduction significative ($p < 0,001$) de l'indice de sévérité de la maladie (DII) par rapport au témoin de 54,16% pour le Carbendazime et de 58,33% pour le Celestop, alors que l'effet de l'application des composts n'a pas été très significatif (Figure 41).

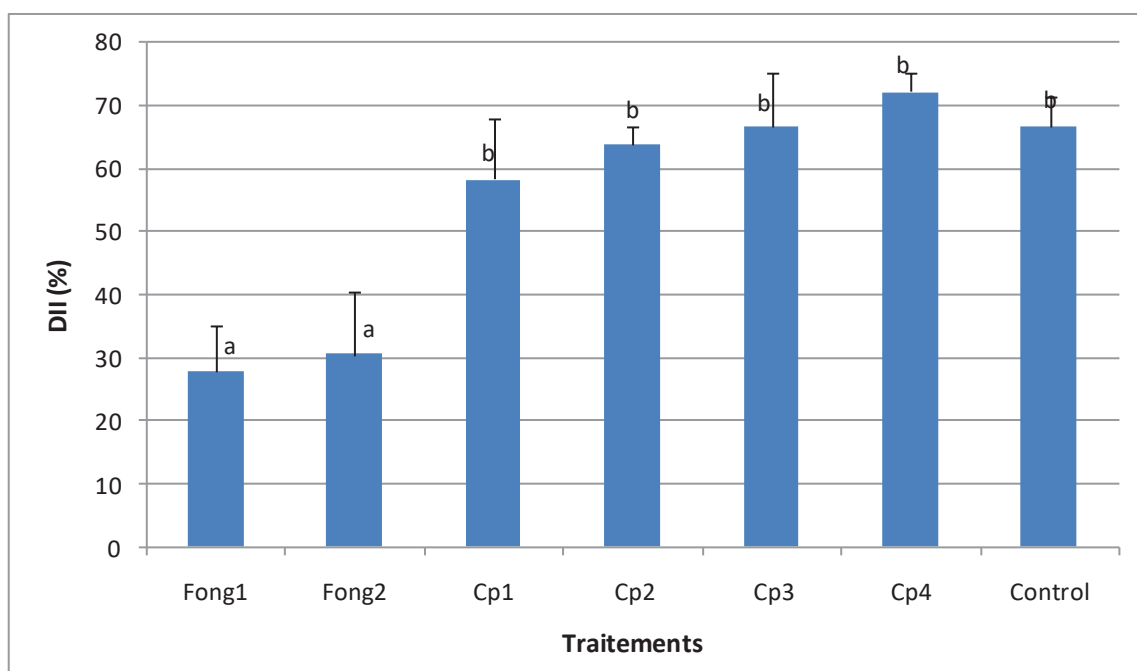


Figure 41: Effet de l'amendement du sol par les quatre composts et des deux fongicides sur l'indice de sévérité de la maladie (DII) de la fusariose des plantules de pois chiche

NB/ Fong1 : carbendazime ; Fong2 : Celestop ; Cp1, Cp2 : deux composts commerciaux ; Cp3 : compost de fumier bovin ; Cp4 : compost de fumier de volaille ; contrôle : plantules inoculées avec l'agent pathogène sans aucun traitement.

Les barres avec des lettres différentes sont significativement différentes selon le test de différence significative minimale (LSD) à $p < 0,05$

Le faible effet suppressif observé des composts peut être dû au taux d'utilisation de chaque compost dans le sol. En effet, Coventry et al. (2002) ont constaté que l'effet suppressif du compost sur la pourriture blanche de l'oignon (*Sclerotium cepivorum*) a été proportionnel au taux d'application dans le sol. Fang (2015) a également noté lors d'essais menus sous serre que les taux d'application de 5 % et 10 % étaient suppressifs alors que ceux de 2,5% et 25% de compost d'écorce de feuilles étaient conducteur de la maladie de *Rhizoctonia solani*. Par conséquent, d'autres investigations doivent être élaborées pour tester différents taux de compost pour contrôler le Foc du pois chiche en serre et dans des conditions de champ.

II- Effet fertilisant des composts sur la culture de pois chiche

Le pois chiche (*Cicer arietinum* L.) est une légumineuse qui répond positivement à l'application des éléments nutritifs. L'utilisation d'engrais chimiques peut augmenter le rendement de la culture, mais ils peuvent causer de nombreux problèmes environnementaux, notamment la pollution des sols, de l'eau et des risques pour la santé humaine, rendant ainsi la productivité de la culture non durable (Mohammadi et al, 2011). La demande en éléments nutritifs de la culture peut être complétée de manière organique par de nombreuses sources. Le compost est une source de matière organique contenant des macro et micronutriments, fertilisant de la plante qui améliore la disponibilité et l'absorption des nutriments et il peut améliorer la vigueur de la plante et le rendement des cultures (Haouvang et al., 2017). Dans ce contexte, quatre composts d'origines différentes et à différentes doses, ont été évalués sur la croissance végétale et la nutrition du pois chiche.

II.1- Effet des composts sur la teneur des éléments nutritifs du pois chiche

Les résultats ont montré que la teneur moyenne en potassium total de la partie aérienne et racinaire du pois chiche est significativement influencée par les différents traitements à $p < 0,0001$ et à $p < 0,001$ respectivement (Tableau 21). Ainsi la teneur moyenne la plus élevée a été de 2,59% correspondant au traitement par le compost commercial Cp1, appliqué à la dose de 40t/ha comparativement au témoin non traité (T0) qui a été de 1,35% ainsi qu'au traitement avec les engrais (T1) (2.15%). Il a été prouvé que l'application de compost augmente l'absorption du potassium par le pois chiche (Mohammadi et al., 2010). Un effet significatif des traitements a été également observée sur l'amélioration du taux de l'azote total de la partie aérienne ($p < 0.01$) et racinaire ($p < 0.05$) de la plante. La valeur moyenne de l'azote total a été la plus importante par l'application du compost bovin Cp3

suivie par le compost commercial Cp2 à la dose 30t/ha avec respectivement 0,54% et 0.48%. Cela peut être directement corrélé à une plus grande disponibilité des éléments nutritifs dans le mélange sol /compost ce qui appuie l'observation de Jat et Ahlawat (2006).

Toutefois, l'effet des composts sur le taux du phosphore total n'a pas été significatif (Tableau 21), ce qui est en accord avec les travaux de Barje (2010) où l'amendement de trois composts n'a révélé aucune différence significative de la teneur foliaire en phosphore du palmier dattier. D'après cet auteur, plusieurs mécanismes liés à la solubilisation, à l'absorption racinaire et à l'antagonisme minéral sont susceptibles de provoquer un changement de la teneur minérale des plantes. Il a aussi supposé que cette aptitude peut être liée à la limitation de l'assimilation du phosphore par les microorganismes, à sa rétention par les colloïdes organiques et à sa précipitation en présence des éléments, tels que : le Fe, Al et le Ca à des pH basiques (Turner et al., 2003). Ce changement de la teneur minérale des plantes peut également être dû à l'alimentation hydrique dont le rôle essentiel est l'imprégnation des éléments nutritifs dans la sève brute, ceci est fortement lié au mécanisme d'absorption racinaire, en relation directe avec la pression osmotique très élevée dans la rhizosphère en cas de composts additionnés du phosphate naturel (Ferreira et al., 1997).

La réponse de l'application d'éléments nutritifs à la culture du pois chiche dépend de l'état nutritif du sol, des conditions agro-climatiques et du génotype (Singh et Diwakar, 1995). Evidemment, l'approvisionnement en nutriments est essentiel pour assurer une meilleure productivité, l'azote est un élément essentiel de la croissance des plantes car il améliore la croissance végétative de la plante, augmente la teneur en protéines, en acides aminés et en chlorophylle (Devi et al., 2019 ; Mohammadi et al., 2011). De sa part, le phosphore est un nutriment indispensable au pois chiche, il améliore le développement et l'extension du système racinaire dans le sol et donne une vigueur aux jeunes plantules. Ce développement rapide et vigoureux des racines garantit une bonne nodulation qui joue un rôle important dans la fixation de l'azote atmosphérique et assure une maturation homogène et précoce de la culture (Hamadache, 2014). Le potassium, troisième élément nutritif majeur pour les plantes, augmente le rendement et la qualité du pois chiche. Aussi, il joue un rôle essentiel dans la croissance et le métabolisme des plantes et la régulation des principales fonctions des enzymes impliquées dans la photosynthèse, le métabolisme des glucides et des protéines (Jadeja et al., 2019).

Tableau 21: Effet de quatre composts à différent dose sur les teneurs des éléments nutritifs de la partie aérienne et racinaire du pois chiche

Traitement	Dose	Plante			Racine		
		Nt (%)	Pt (%)	Kt (%)	Nt (%)	Pt (%)	Kt (%)
Cp1	1	0.41b-d	0.43a-c	2.33a-c	0.33d	0.51ab	0.73bc
	2	0.40dc	0.480a-c	2.24a-d	0.33d	0.47ab	1.21b
	3	0.42b-d	0.38a-c	2.59a	0.33d	0.37b	1.07bc
Cp2	1	0.37d	0.31bc	2.33a-c	0.41a-d	0.47ab	0.93bc
	2	0.48ab	0.49ab	2.45ab	0.39b-d	0.47ab	1.36ab
	3	0.47a-c	0.40a-c	2.51ab	0.47a-c	0.46ab	1.96a
Cp3	1	0.46bc	0.38a-c	1.95d	0.46a-d	0.43ab	0.76bc
	2	0.54a	0.40a-c	1.96d	0.54a	0.50ab	1.10b
	3	0.46bc	0.33bc	2.08dc	0.50ab	0.49ab	1.23b
Cp4	1	0.46bc	0.31bc	2.18b-d	0.38b-d	0.45ab	0.69bc
	2	0.46bc	0.36bc	2.18b-d	0.43a-d	0.46ab	0.96bc
	3	0.45bc	0.30c	2.23b-d	0.46a-d	0.38ab	0.76bc
T1		0.45bc	0.56a	2.15b-d	0.33d	0.55a	1.00bc
T0		0.40dc	0.44a-c	1.35e	0.36dc	0.47ab	0.39c
Valeur de p		0.0104	0,0916	0.0001	0.0447	0,6312	0.0005
LSD		0.0733	0.1809	0.357	0.1356	0.1683	0.6954

Cp1, Cp2 : compost commercial ; Cp3 : compost bovin ; Cp4 : compost volaille ; T0 : sans traitement ; T1 : engrais chimique ; Doses : (1 : 20 t/ha; 2 : 30 t/ha et 3 : 40t/ha) ; Nt : Azote total ; Pt : Phosphore total ; Kt : Potassium total

II.2- Effet des composts sur la croissance du pois chiche

Les résultats de l'effet des traitements par les composts sur les différents paramètres de rendements biologique de la culture de pois chiche ont été présentés dans les tableaux 22 et 23. Ils ont montré un effet significatif sur l'amélioration de nombre de ramification du pois chiche à $p < 0,01$. Les valeurs moyennes, les plus élevées, détectées par l'utilisation du compost commercialisé Cp1 à 40t/ha et à 20t/ha, ainsi que par le compost de bovin Cp3 à 40t/ha sont de 4,44, de 3,89 et de 3,11 respectivement, (Tableau 22).

Un effet significatif a été également observé sur l'amélioration du poids frais ($p < 0,05$) et sec ($p < 0,01$) de la partie aérienne par l'utilisation des différents composts comparable au traitement par l'engrais avec des valeurs moyennes respectives de 14,26g et de 2,9g suivie par le compost commercialisé Cp2 de 14,13g et de 3,2g à 20t/ha (Tableau 23). Cependant, le poids frais et sec racinaire ainsi que la hauteur des plantes n'ont montré aucune différence significative aux traitements ($p > 0,05$, tableaux 22 et 23).

Sahn et al. (2008) a rapporté que la substitution du sol avec 10, 25 et 50 % d'un lombricompost à base de pelures de légumes et de litière de feuilles a augmenté de manière significative la croissance et la production de la biomasse du pois chiche. Ils ont expliqué cette amélioration à une absorption accrue par la plante des macro et micro-nutriments issues du compost (tels que N, P, K, S, Mn et Fe). De même, Shourije et al. (2014) ont montré un effet significatif et positif de l'application d'un compost sur les caractéristiques morphologiques de l'atriplex (*Atriplex lentiformis*) et du mesquite (*Prosopis juliflora*).

Dans l'ensemble, cette étude a révélé à quel point les engrais organiques provenant de différentes sources influencent différemment la croissance des plantes du pois chiche. Le compost commercial Cp1 a particulièrement amélioré la teneur en potassium total ainsi que le nombre de ramification de la plante. Alors que les composts Cp2 et Cp3 ont particulièrement amélioré la teneur en azote total. Le Cp2 a également favorisé le poids frais et sec de la partie aérienne. Cette augmentation des teneurs en potassium total et en azote total a été similaire et même supérieure à l'effet de l'application de l'engrais chimique.

Étant donné que les résultats de cette étude concernent une expérimentation sous serre, une étude plus approfondie dans des conditions de champs est nécessaire pour l'évaluation des effets à long terme de l'application répétée du compost sur un sol sableux ainsi que sur d'autre texture de sol sous culture du pois chiche.

Tableau 22: Effet de quatre composts à différent dose sur la hauteur de la plante, la longueur de la racine et le nombre de ramification du pois chiche

Traitement	Dose	Hauteur plante (cm)	Longueur racine (cm)	Nb Ramification
Cp1	1	37.61a-c	9.94ab	3.89ab
	2	39.11a-c	8.66a-d	2.77b-d
	3	34.83bc	8.83a-d	4.44a
Cp2	1	43.78a	10.27a	1.77cd
	2	33.83bc	7.89cd	1.44d
	3	36.89a-c	8.33b-d	2.11cd
Cp3	1	33.44bc	7.35d	2.66b-d
	2	33.33bc	7.66cd	2.33cd
	3	36.27a-c	8.11cd	3.11a-c
Cp4	1	35.72bc	8.94a-d	2.11cd
	2	34.83bc	8.72a-d	2.22cd
	3	32.44c	7.91cd	2.33cd
T1		41.33ab	9.22a-c	2.11cd
T0		38.00a-c	9.78ab	1.89cd
Valeur de <i>p</i>		0.077	0.040	0.003
LSD		8.042	1.654	1.546

Cp1, Cp2 : compost commercial ; Cp3 : compost bovin ; Cp4 : compost volaille ;
T0 : sans traitement ; T1 : engrais chimique ; Doses : (1 : 20 t/ha; 2 : 30 t/ha et 3 : 40t/ha)

Tableau 23: Effet de quatre composts à différent dose sur le poids frais et sec de la partie aérienne et racinaire du pois chiche

Traitement	Dose	Plante		Racine	
		Poids frais (g)	Poids sec (g)	Poids frais (g)	Poids sec (g)
Cp1	1	10.76c	2.40bc	5.36a-c	1.13a
	2	11.46a-c	2.70a-c	5.10a-c	1.10a
	3	10.50c	2.33bc	5.96ab	1.20a
Cp2	1	14.13ab	3.20a	5.50a-c	1.10a
	2	9.93c	2.16c	5.30a-c	1.23a
	3	10.80c	2.30bc	5.10a-c	1.03a
Cp3	1	10.56c	2.30bc	4.86bc	1.20a
	2	9.96c	2.13c	5.16a-c	1.23a
	3	11.50a-c	2.50bc	4.53c	1.10a
Cp4	1	10.73c	2.40bc	5.56a-c	1.30a
	2	10.76c	2.40bc	4.60c	1.16a
	3	9.36c	2.13c	5.50a-c	1.30a
T1		14.26a	2.90ab	6.26a	1.23a
T0		11.33bc	2.73a-c	5.10a-c	1.13a
Valeur de <i>p</i>		0.016	0.011	0.351	0.908
LSD		2.8433	0.668	1.3078	0.3807

Cp1, Cp2 : compost commercial ; Cp3 : compost bovin ; Cp4 : compost volaille ;
T0 : sans traitement ; T1 : engrais chimique ; Doses : (1 : 20 t/ha; 2 : 30 t/ha et 3 : 40t/ha)

CONCLUSION GENERALE

Le co-compostage de deux mélanges de fumier de volaille et de fumier de bovin mélangés chacun avec la paille a été suivi durant 105 jours. L'activité microbiologique au cours du processus de compostage s'est traduite par une évolution de la température selon un modèle de courbe en cloche habituelle de compostage, décrivant deux phases distinctes. La première phase où l'activité microbiologique est très intense et caractérisée par une élévation de la température qui a dépassée 60°C. Le dénombrement microbien (flore mésophile aérobie totale, flore fongique) a mis en évidence la variation des populations aux différents stades du processus où un déclin net des micro-organismes à la phase thermophile et une reprise à la phase de refroidissement ont été observés.

La minéralisation de la matière organique donne des formes minérales déterminées par le rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ qui montre des valeurs qui s'annulent au terme du processus de compostage, ce qui révèle une bonne nitrification et donc un bon déroulement du processus. De même, Le degré de polymérisation exprimé par le rapport des acides humiques et des fulviques (AH/AF) a montré une augmentation ce qui signifie l'augmentation de la complexité structurale des substances humiques et donc la maturité des produits finaux.

La matrice de corrélation et l'analyse en composante principale effectuées sur l'ensemble des paramètres étudiés des deux tas au fil du temps ont permis de définir deux classes opposées qui caractérisent la phase biooxydative décrite par C/N, COT, NH_4^+ , cellulose et hémicellulose correspondant à la dégradation intense de la MO et la phase de maturité liée aux paramètres d'humification et de nitrification.

L'analyse des ETM (Cu, Ni, Pb, Zn) à différents stades a montré que le co-compostage a tendance à les diluer ou à les concentrer. Les teneurs totales des ETM dans les composts sont inférieures aux normes en vigueur. Le suivi de la spéciation des ETM au cours du co-compostage a montré que la redistribution dépend des propriétés des matériaux du départ, de l'élément métallique et des réactions encourues lors du processus. Dans les composts matures, l'ordre de stabilité basée sur l'indice de répartition réduit (Ir) étant : $\text{Cu} (>0,67) > \text{Ni} (0,66) > \text{Zn} (0,50) > \text{Pb} (<0,47)$. Cet ordre a été effectivement confirmé par le code d'évaluation des risques (RAC) reflétant un risque environnemental faible du Cu, Ni et Zn et moyen du Pb. Toutefois, bien que l'IR et le RAC évaluent la mobilité des métaux individuels, ils ne tiennent pas compte de leurs différences de toxicité. Cependant, l'indice de risque potentiel modifié (MRI) qui comprend la teneur totale en métaux, leur fractionnement et leur toxicité, a montré que les composts analysés ne présentent pas de risque environnemental.

L'étude de l'évaluation du potentiel de l'activité antifongique de deux composts commerciaux et de deux composts agronomiques (fumier bovin et fumier de volaille), contre *Fusarium oxysporum ciceri* a été menée *in vitro* et *in vivo*. Un effet inhibiteur important de mycelium de pathogène a été remarqué *in vitro* par l'utilisation des différents extraits de compost. Cette efficacité a été liée à l'effet antagoniste d'une large gamme de micro organisme présentes dans le compost. Le criblage de l'effet antagoniste de 14 souches microbiennes isolées à partir de compost a permis de sélectionner 4 isolats les plus efficaces (2 champignons et 2 bactéries). Nos résultats permettent d'ouvrir d'autres pistes de recherches sur la caractérisation de ces espèces antagonistes, optimisation de leur efficacité ou l'étude de leur mode d'action. Ils peuvent constituer une base pour le développement de formulation de produits biologique efficace. L'optimisation d'application de compost pour améliorer son effet suppressif des pathogènes de sol, pourrait également constituer un volé important de recherche. En effet la recherche de méthodes altéranives à la lutte chimique succitent de plus en plus d'intérêt avec la propagation croissante de l'agriculture biologique dans notre pays. De même, l'appréciation de l'apport sous serre des quatre composts à dose croissante (20, 30 et 40t/ha), sur la teneur des éléments nutritifs et le rendement biologique du pois chiche, a montré une différence significative. Les Cp2 (compost commercial) et Cp3 (compost de fumier de bovin) ont particulièrement amélioré la teneur en azote total de la plante. Le Cp2 a amélioré le poids frais et sec de la partie aérienne. Alors que la teneur en potassium total et le nombre de ramification de la plante ont été amélioré par Cp1 (compost commercial).

Au terme de cette investigation, quelques recommandations et perspectives s'imposent :

- ♦ Le compostage s'intègre dans l'approche de la protection de l'environnement et du développement durable. Il permet une diminution considérable des gisements des déchets solides et assure son bénéfice pour l'agriculture. Cependant, le compost doit être de haute qualité afin de garantir sa qualité marchande. De ce fait, la standardisation des procédures analytiques et la génération d'indices mondialement acceptés et unifiés pour évaluer la maturité du produit final, doivent être développées. Celles-ci donneront lieu à un contrôle facile de la qualité du compost et permettront la comparaison des produits entre les différentes installations de compostage.
- ♦ Le gouvernement a un rôle à jouer pour soutenir le compostage comme alternative à l'enfouissement en mettant en place des programmes et des initiatives chargés de fournir des prêts et des subventions pour les installations de compostage. Ce qui va assurer la durabilité

du compostage et créer à son tour des opportunités d'emploi dans les communautés. Une autre façon pour le gouvernement de soutenir le compostage est d'encourager l'agriculture biologique ; créer un marché favorable pour promouvoir l'utilisation de composts plutôt que les amendements de sol traditionnels et les engrais de sol. De plus, Le développement des activités de compostage doit être soutenu par la recherche scientifique pour permettre une meilleure connaissance de l'impact réel du compost sur l'agriculture, l'environnement et la santé publique. Signalons que le compostage au Maroc reste limiter au particulier et à des tentatives modestes.

- ◆ Il existe des besoins de recherche futurs sur les moyens d'exploiter la chaleur du processus de compostage comme source d'énergie renouvelable.
- ◆ La combinaison de l'application du compost dans le sol et des extraits de composts sur les feuilles qui pourrait apporter plus d'efficacité aux cultures, est également à explorer.
- ◆ L'optimisation de la filière du compostage pourra s'orienter vers le choix et la sélection de souches de microorganismes performantes. Des études sur l'enrichissement ou l'inoculation du compost avec des microorganismes bénéfiques ont montré une augmentation de la capacité de suppression des maladies et du rendement des cultures. C'est un domaine encore nouveau, mais il prévoit des possibilités de développement importantes.
- ◆ Un essai agronomique au champ devrait être réalisé en utilisant les différentes doses de composts ainsi que différentes textures de sol, étant donné que l'approche la plus écologique de la gestion des sols est issue de l'agenda du développement durable dans lequel la principale préoccupation du maintien du rendement est étroitement associée au désir de conserver les ressources naturelles, y compris une plus grande valeur accordée au maintien de la biodiversité.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- Abd El Kader, N., Robin, P., Paillat, J. M., & Leterme, P. (2007). Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology*, 98(14), 2619-2628.
- Abdel-Kader, M.M., Abdel-Kareem, F., El-Mougy, N.S., El-Mohamady, R.S. (2013). Integration between compost, *Trichoderma harzianum* and essential oils for controlling peanut crown rot under field conditions. *Journal of Mycology*. <https://doi.org/10.1155/2013/262130>.
- Afilal, M. E., Belkhadir, N., Daoudi, H., Elasri O. (2013). Fermentation méthanique des différents substrats organiques. *J. Mater. Environ. Sci.* 4 (1), 11-16.
- AFNOR, B. (2006). NFU 44–051. *Amendements organiques, dénominations, spécifications et marquages*. <https://www.boutique.afnor.org/Store/Preview/DisplayCompleteMandatoryApplicationNF?Culture=fr-FR>.
- Agnew, J. M., & Leonard, J. J. (2003). The physical properties of compost. *Compost Science & Utilization*, 11(3), 238-264.
- Ahn, H. K., Richard, T. L., & Glanville, T. D. (2008). Optimum moisture levels for biodegradation of mortality composting envelope materials. *Waste Management*, 28(8), 1411-1416.
- Akanbi, W. B., Asafa, R. F., & Ojo, M. A. (2019). Effect of Growth Media Composition on Early Growth and Development of Moringa (*Moringa oleifera* L.) Seedlings. *Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science*, 42(1), 315 – 332.
- Al Seadi, T., & Holm-Nielsen, J. B. (2004). III. 2 Agricultural wastes. *Waste Management Series*, 4(C), 207-215.
- Albrecht, R., Périsol, C., Ruauvel, F., Le Petit, J., & Terrom, G. (2010). Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: carbon source utilization and co-metabolism. *Waste Management*, 30(5), 764-770.
- Albuquerque, J. A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G. A., & Cegarra, J. (2009). Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation*, 20(2), 257-270.
- Alvarenga, P., Palma, P., Mourinha, C., Farto, M., Dôres, J., Patanita, M., Cunha-Queda C., Natal-da-Luz T., & Sousa, J. P. (2017). Recycling organic wastes to agricultural land as a way to improve its quality: a field study to evaluate benefits and risks. *Waste Management*, 61, 582-592.
- Ameen, A., Ahmad, J., & Raza, S. (2016). Effect of pH and moisture content on composting of Municipal solid waste. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 6(5), 35-37.
- Amir, S., (2005). *Contribution à la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage : devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost*. [Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Marrakech].
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., & Revel, J. C. (2005). Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere*, 59(6), 801-810.

- ANKOM (2005). Procedures for NDF, ADF and ADL Analysis. <http://www.ankom.com>.
- Annabi, M. (2005). *Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique*. (Life Sciences [q-bio], pastel-00001588) [Thèse de doctorat, INAPG (AgroParisTech)]. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00001588>.
- Antil, R. S., & Raj, D. (2012). Chemical and microbiological parameters for the characterization of maturity of composts made from farm and agro-industrial wastes. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58(8), 833-845.
- Antizar-Ladislao, B., Lopez-Real, J., & Beck, A. J. (2006). Investigation of organic matter dynamics during in-vessel composting of an aged coal–tar contaminated soil using fluorescence excitation–emission spectroscopy. *Chemosphere*, 64(5), 839-847.
- Awasthi, M. K., Pandey, A. K., Bundela, P. S., & Khan, J. (2015). Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic. *Bioresource Technology*, 182, 200-207.
- Awasthi, M. K., Pandey, A. K., Khan, J., Bundela, P. S., Wong, J. W., & Selvam, A. (2014). Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresource Technology*, 168, 214-221.
- Azim, K., Komenane, S., & Soudi, B. (2017) (b). Agro-environmental assessment of composting plants in Southwestern of Morocco (Souss-Massa Region). *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 6(2), 107-115.
- Azim, K., Ouyihya, K., Amellouk, A., Perissol, C., Thami Alami, I., & Soudi, B. (2014). Dynamic composting optimization through C/N ratio variation as a startup parameter. *Building Organic Bridges*, 3, 787-790.
- Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., & Thami Alami, I. (2017) (a). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic Agriculture*, 8(2), 141-158. <https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>.
- Baddi, G. A., Albuquerque, J. A., González, J., Cegarra, J., & Hafidi, M. (2004). Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 54(1), 39-44.
- Baize, D. (2000). *Guide des analyses en pédologie*. 2ème édition. INRA, Paris.
- Barje, F., (2010). *Biotransformation du mélange des déchets d'huileries d'olive – ordures ménagères : Approche physico-chimique, suivi biochimique, bilan humique et qualité agronomique*. [Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Marrakech].
- Barje, F., El Fels, L., El Hajjouji, H., Amir, S., Winterton, P., & Hafidi, M. (2012). Molecular behaviour of humic acid-like substances during co-composting of olive mill waste and the organic part of municipal solid waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 74, 17-23.
- Barje, F., El Fels, L., El Hajjouji, H., Amir, S., Winterton, P., & Hafidi, M. (2012). Molecular behaviour of humic acid-like substances during co-composting of olive mill waste and

- the organic part of municipal solid waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 74, 17-23.
- Barrena, R., Font, X., Gabarrell, X., & Sánchez, A. (2014). Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, 34(7), 1109-1116.
- Belmakki, M., Bartali, E. H., Xiaoru, H., & Bjerre, A. B. (2015). Identification and characterization of organic waste in Morocco, an important step towards the valorization of waste. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 3(3), 37-45.
- Belon, E., Boisson, M., Deportes, I. Z., Eglin, T. K., Feix, I., Bispo, A. O., Galsomies L., Leblond S., & Guellier, C. R. (2012). An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 439, 87-95.
- Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444-5453.
- Bernal, M. P., Paredes, C., Sanchez-Monedero, M. A., & Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource technology*, 63(1), 91-99.
- Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., & Michel Jr, F. C. (2017). Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Advances in agronomy*, 144, 143-233.
- Berner, A., Bieri, M., Galli, U., Fuchs, J. G., Mayer, J., & Schleiss, K. (2004). Influence des composts et des digestats sur l'environnement, la fertilité des sols et la santé des plantes. *Survol de la bibliographie actuelle*.
- Bertran, E., Sort, X., Soliva, M., & Trillas, I. (2004). Composting winery waste: sludges and grape stalks. *Bioresource Technology*, 95(2), 203-208.
- Bikovens, O., Telysheva, G., & Iiyama, K. (2010). Comparative studies of grass compost lignin and the lignin component of compost humic substances. *Chemistry and Ecology*, 26(S2), 67-75.
- Bonanomi, G., Antignani, V., Capodilupo, M., & Scala, F. (2010). Identifying the characteristics of organic soil amendments that suppress soilborne plant diseases. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(2), 136-144.
- Bonanomi, G., Antignani, V., Pane, C., & Scala, F. (2007). Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. *Journal of Plant Pathology*, 311-324.
- Bouajila, K., & Sanaa, M. (2011). Effects of organic amendments on soil physico-chemical and biological properties. *J. Mater. Environ. Sci*, 2(1), 485-490.
- Bradley, G. G., & Punja, Z. K. (2010). Composts containing fluorescent pseudomonads suppress fusarium root and stem rot development on greenhouse cucumber. *Canadian Journal of Microbiology*, 56(11), 896-905.

- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691.
- Bustamante, M. A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F. C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M. P., & Moral, R. (2008). Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere*, 72(4), 551-557.
- Bustamante, M. A., Restrepo, A. P., Albuquerque, J. A., Pérez-Murcia, M. D., Paredes, C., Moral, R., & Bernal, M. P. (2013). Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *Journal of Cleaner Production*, 47, 61-69.
- Cáceres, R., Coromina, N., Malińska, K., Martínez-Farré, F. X., López, M., Soliva, M., & Marfà, O. (2016). Nitrification during extended co-composting of extreme mixtures of green waste and solid fraction of cattle slurry to obtain growing media. *Waste Management*, 58, 118-125.
- Cáceres, R., Malińska, K., & Marfà, O. (2018). Nitrification within composting: A review. *Waste Management*, 72, 119-137.
- Cachinero, J. M., Hervas, A., Jiménez-Díaz, R. M., & Tena, M. (2002). Plant defence reactions against fusarium wilt in chickpea induced by incompatible race 0 of *Fusarium oxysporum f. sp. ciceris* and nonhost isolates of *F. oxysporum*. *Plant Pathology*, 51(6), 765-776.
- Cadet, E. L., Kpombrekou-A, K., Mortley, D. G., & Eggett, D. L. (2012). Inferring mobility of trace elements resulting from long-term poultry litter additions to benchmark Alabama soils. *Soil Science*, 177(10), 580-590.
- California Compost Quality Council (2001). *Compost Maturity Index*. www.ccqc.org
- Campbell, C. D., Darbyshire, J. F., & Anderson, J. G. (1990). The composting of tree bark in small reactors—self-heating experiments. *Biological Wastes*, 31(2), 145-161.
- Canellas, L. P., Olivares, F. L., Aguiar, N. O., Jones, D. L., Nebbioso, A., Mazzei, P., & Piccolo, A. (2015). Humic and fulvic acids as biostimulants in horticulture. *Scientia Horticulturae*, 196, 15-27.
- CCME. (2005). *Guidelines for Compost Quality*. PN1340, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba. https://ccme.ca/en/res/compostgdlns_1340_e.pdf
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec) (2006). *Détermination du carbone organique total dans les solides : dosage par titrage*, MA.405-C1.1. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA405C11.pdf>
- Chakroune, K. B. M. H. A., Bouakka, M., & Hakkou, A. (2005). Incidence de l'aération sur le traitement par compostage des sous-produits du palmier dattier contaminés par *Fusarium oxysporum f. sp. albedinis*. *Canadian Journal of Microbiology*, 51(1), 69-77.
- Chang, R., Guo, Q., Chen, Q., Bernal, M. P., Wang, Q., & Li, Y. (2019). Effect of initial material bulk density and easily-degraded organic matter content on temperature

- changes during composting of cucumber stalk. *Journal of Environmental Sciences*, 80, 306-315.
- Chapman, H. D. (1965). Cation-exchange capacity. *Methods of soil analysis: Part 2 Chemical and microbiological properties*, 9, 891-901. (ISO 15587-1).
- Chen, L., de Haro Marti, M., Moore, A., & Falen, C. (2011). The composting process. *Dairy Manure Compost Production and Use in Idaho*, 2, 513-532.
- Chennaoui, M., Salama, Y., Mekan, A., & Mountadar, M. (2016). Valorisation agricole d'un compost produit à partir du compostage en cuve des déchets municipaux. *European Scientific Journal December*, 12(35), 247.
- Ch'ng, H. Y., Ahmed, O. H., Kassim, S., & Majid, N. M. A. (2013). Co-composting of pineapple leaves and chicken manure slurry. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 2(1), 1-8.
- Chowdhury, M. A., de Neergaard, A., & Jensen, L. S. (2014). Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. *Chemosphere*, 97, 16-25.
- Chroni, C., Kyriacou, A., Georgaki, I., Manios, T., Kotsou, M., & Lasaridi, K. (2009). Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Management*, 29(5), 1520-1525.
- Cooperband, L. (2002). The art and science of composting. *Center for Integrated Agricultural Systems*.
- Cornu, S., Clozel Bl. (2000). Extractions séquentielles et spéciation des éléments trace métalliques dans les sols naturels : analyse critique. *Etude et Gestion des Sols*. 7(3) 179-189.
- Coventry, E., Noble, R., Mead, A., & Whipps, J. M. (2002). Control of *Allium* white rot (*Sclerotium cepivorum*) with composted onion waste. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(7), 1037-1045.
- Cuesta, G., García-de-la-Fuente, R., Abad, M., & Fornes, F. (2012). Isolation and identification of actinomycetes from a compost-amended soil with potential as biocontrol agents. *Journal of Environmental Management*, 95, S280-S284.
- D'Hose, T., Cougnon, M., De Vlieghe, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E., & Reheul, D. (2014). The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology*, 75, 189-198.
- De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983). The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, 1(2), 157-176.
- De Corato, U., Salimbeni, R., De Pretis, A., Patrino, L., Avella, N., Lacolla, G., & Cucci, G. (2018). Microbiota from 'next-generation green compost' improves suppressiveness of composted Municipal-Solid-Waste to soil-borne plant pathogens. *Biological Control*, 124, 1-17.

- Devi, P. B., Darvhankar, M. S., Prakash, A., & Banik, D. (2019). Effect of different doses of nitrogen on growth and yield of Chickpea (*Cicer arietinum*). *Plant Archives*, 19(1), 458-460.
- Dias, B. O., Silva, C. A., Higashikawa, F. S., Roig, A., & Sánchez-Monedero, M. A. (2010). Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology*, 101(4), 1239-1246.
- Diaz, L. F., & Savage, G. M. (2007). Factors that affect the process. In *Waste Management Series* (Vol. 8, pp. 49-65). Elsevier.
- Donner, M., Erraach, Y., López-i-Gelats, F., Manuel-i-Martin, J., Yatribi, T., Radić, I., & El Hadad-Gauthier, F. (2022). Circular bioeconomy for olive oil waste and by-product valorisation: Actors' strategies and conditions in the Mediterranean area. *Journal of Environmental Management*, 321, 115836.
- ECN-QAS Quality Manual (2018). *European quality assurance scheme for compost and digestate*. European Compost Network. 2nd edition
- El Fels, L., (2014). *Suivi physico-chimique, microbiologique et écotoxicologique du compostage de boues de STEP mélangées à des déchets de palmier: validation de nouveaux indices de maturité*. [Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Marrakech].
- El Fels, L., El Ouaquodi, F. Z., Barje, F., Hafidi, M., & Ouhdouch, Y. (2014). Two culture approaches used to determine the co-composting stages by assess of the total microflora changes during sewage sludge and date palm waste co-composting. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 1-5.
- El Herradi, E. H., Soudi, B., & Naman, F. (2014). Valorisation des déchets ménagers par extraction des substances humiques. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 5(5), 1382-1389.
- Elango, D., Thinakaran, N., Panneerselvam, P., & Sivanesan, S. (2009). Thermophilic composting of municipal solid waste. *Applied Energy*, 86(5), 663-668.
- El-Masry, M. H., Khalil, A. I., Hassouna, M. S., & Ibrahim, H. A. H. (2002). *In situ* and *in vitro* suppressive effect of agricultural composts and their water extracts on some phytopathogenic fungi. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 18(6), 551-558.
- Essalmani, H., & Lahlou, H. (2002). Etude in vitro de l'activité antagoniste de quelques microorganismes à l'encontre de *Fusarium oxysporum* f. sp. *lentis*. *Cryptogamie, Mycol*, 23, 221-234.
- Estefan G., Sommer R., & Ryan J. (2013). Methods of soil, plant, and water analysis: A manual for the West Asia and North Africa region, 3rd ed. *International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA)*, Beirut, Lebanon. 244 pp.
- Fan, L., Miao, J., Yang, J., Zhao, X., Xie, M., Shi, W., Cai, J., & Ding, W. (2019, October). Evolution of Cr, Cu, Mn, and Zn during the composting process of chicken manure and their integrated potential ecological risk assessment. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 349, No. 1, p. 012043). IOP Publishing.

- Fang, L. (2015). *Biological indicators of compost-mediated disease suppression against the soilborne plant pathogen Rhizoctonia solani*. The University of Vermont and State Agricultural College.
- FAO, (2006). Utilisation des engrais par culture au Maroc, « Service de la gestion des terres et de la nutrition des plantes, Division de la mise en valeur des terres et des eaux », Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Rome, Italie, 1-73pp
- Ferreira, R. E., Aljaro, A. U., Ruiz, R. S., Rojas, L. P., & Oster, J. D. (1997). Behavior of 42 crop species grown in saline soils with high boron concentrations. *Agricultural Water Management*, 34(2), 111-124.
- Francou, C. (2003). *Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage-Recherche d'indicateurs pertinents*. (NNT : 2003INAP0035). (pastel-00000788). [Thèse de doctorat, INAPG (AgroParisTech)]. <https://tel.archives-ouvertes.fr/pastel-00000788/>
- Francou, C., Le Villioipoitrenaud, M., & Huot, S. (2007). Influence de la nature des déchets compostés sur la vitesse de stabilisation de la matière organique au cours du compostage. *Techniques Sciences Méthodes*, 5, 35.
- Francou, C., Linères, M., Derenne, S., Le Villio-Poitrenaud, M., & Houot, S. (2008). Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology*, 99(18), 8926-8934.
- Fuchs, J. G. (2009). Fertilité et pathogènes telluriques: effets du compost. *Journées Techniques Fruits et Légumes Biologiques*, 105-110.
- Fuchs, J. G., Galli, U., Schleiss, K., & Wellinger, A. (2001). Caractéristiques de qualité des composts et des digestats provenant du traitement des déchets organiques. In *Association Suisse des Installations de Compostage (ASIC) & Forum Biogaz Suisse* (Vol. 26).
- Fuentes, A., Lloréns, M., Sáez, J., Aguilar, M. I., Ortuño, J. F., & Meseguer, V. F. (2004). Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. *Journal of hazardous materials*, 108(3), 161-169.
- Gao, M., Li, B., Yu, A., Liang, F., Yang, L., & Sun, Y. (2010) (b). The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource Technology*, 101(6), 1899-1903.
- Gao, M., Liang, F., Yu, A., Li, B., & Yang, L. (2010) (a). Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere*, 78(5), 614-619.
- Getahun, T., Nigusie, A., Entele, T., Van Gerven, T., & Van der Bruggen, B. (2012). Effect of turning frequencies on composting biodegradable municipal solid waste quality. *Resources, Conservation and Recycling*, 65, 79-84.
- Giachetti, G., & Sebastiani, L. (2006). Metal accumulation in poplar plant grown with industrial wastes. *Chemosphere*, 64(3), 446-454.

- Gondek, M., Weindorf, D. C., Thiel, C., & Kleinheinz, G. (2020). Soluble salts in compost and their effects on soil and plants: A review. *Compost Science & Utilization*, 28(2), 59-75.
- Goonani, Z., Sharifi, K., & Riahi, H. (2011). The effects of spent mushroom compost and municipal solid waste compost on *Phytophthora drechsleri* in vivo and in vitro. *Archives of Phytopathology and Plant Protection*, 44(12), 1171-1181.
- Goyal, S., Dhull, S. K., & Kapoor, K. K. (2005). Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*, 96(14), 1584-1591.
- Guittonny-Larcheveque, M. (2004). *Valorisation d'un compost de boues urbaines en garrigue pour le reboisement: Comportement des jeunes arbres d'une plantation et modifications de la dynamique de la végétation naturelle après amendement*. (tel-00008812f). [Thèse de doctorat, Université de Provence-Aix-Marseille I].
- Gul, S., Naz, A., Fareed, I., & Irshad, M. (2015). Reducing heavy metals extraction from contaminated soils using organic and inorganic amendments—a review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(3), 1423-1426.
- Guo, G. L., Zhou, Q. X., Koval, P. V., & Belogolova, G. A. (2006). Speciation distribution of Cd, Pb, Cu, and Zn in contaminated Phaeozem in north-east China using single and sequential extraction procedures. *Australian Journal of Soil Research*, 44(2), 135-142.
- Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., & Shen, Y. (2012). Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Technology*, 112, 171-178.
- Gusiatin, Z. M., & Kulikowska, D. (2014). The usability of the IR, RAC and MRI indices of heavy metal distribution to assess the environmental quality of sewage sludge composts. *Waste Management*, 34(7), 1227-1236.
- Gusiatin, Z. M., & Kulikowska, D. (2016). Behaviors of heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) in soil amended with composts. *Environmental Technology*, 37(18), 2337-2347.
- Gusiatin, Z. M., Kulikowska, D., Klik, B. K., & Hajdukiewicz, K. (2018). Ecological risk assessment of sewage sludge from municipal wastewater treatment plants: A case study. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 53(13), 1167-1176.
- Hachicha, S., Sellami, F., Cegarra, J., Hachicha, R., Drira, N., Medhioub, K., & Ammar, E. (2009). Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure-Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *Journal of Hazardous Materials*, 162(1), 402-409.
- Hadjidemetriou, D. G. (1982). Comparative study of the determination of nitrates in calcareous soils by the ion-selective electrode, chromotropic acid and phenoldisulphonic acid methods. *Analyst*, 107(1270), 25-29.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975-1001.
- Hamadache, A., (2014). *Eléments de phytotechnie générale - Tome II : Légumineuses alimentaires*. Edition 2014

- Han, F. X., Banin, A., Kingery, W. L., Triplett, G. B., Zhou, L. X., Zheng, S. J., & Ding, W. X. (2003). New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. *Advances in Environmental Research*, 8(1), 113-120.
- Hanc, A., Szakova, J., & Svehla, P. (2012). Effect of composting on the mobility of arsenic, chromium and nickel contained in kitchen and garden waste. *Bioresource Technology*, 126, 444-452.
- Haouvang, L. C., Albert, N., Martin, Y., & Mbaiguinam, M. (2017). Growth response of *Moringa oleifera* Lam. as affected by various amounts of compost under greenhouse conditions. *Annals of Agricultural Sciences*, 62(2), 221-226.
- Harindintwali, J. D., Zhou, J., & Yu, X. (2020). Lignocellulosic crop residue composting by cellulolytic nitrogen-fixing bacteria: A novel tool for environmental sustainability. *Science of the Total Environment*, 715, 136912.
- Hashemi, H., Abbasi, F., Samaei, M. R., & Khodadadi, H. (2018). Determination of fungi species variety in thermal phases of compost production and related operational parameters. *Journal of Environmental Engineering*, 144(8), 04018065.
- Hassani, O. S., Saadaoui, N., Loqman, S., Rida, S., Soraa, N., R'zina, Q., & Fares, K. (2019). Impact of carbonatation lime addition on composting of vegetable oil refining sludge. *Sugar Industry-Zuckerindustrie*, 144(3), 139-146.
- Hassen, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., Cherif, M., & Boudabous, A. (2001). Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 80(3), 217-225.
- Haug, R. T. (1993). *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Haware, M. P., Nene, Y. L., & Natarajan, M. (1996). The survival of *Fusarium oxysporum f. sp. ciceri* in the soil in the absence of chickpea. *Phytopathologia Mediterranea*, 9-12.
- Haynes, R. J., Belyaeva, O. N., & Zhou, Y. F. (2015). Particle size fractionation as a method for characterizing the nutrient content of municipal green waste used for composting. *Waste Management*, 35, 48-54.
- Hei, L., Jin, P., Zhu, X., Ye, W., & Yang, Y. (2016). Characteristics of speciation of heavy metals in municipal sewage sludge of Guangzhou as fertilizer. *Procedia Environmental Sciences*, 31, 232-240.
- Hejna, M., Gottardo, D., Baldi, A., Dell'Orto, V., Cheli, F., Zaninelli, M., & Rossi, L. (2018). Nutritional ecology of heavy metals. *Animal*, 12(10), 2156-2170.
- Hernández, T., Garcia, E., & García, C. (2015). A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 89, 61-71.
- Herrmann, R. F., & Shann, J. F. (1997). Microbial community changes during the composting of municipal solid waste. *Microbial Ecology*, 33(1), 78-85.

- Hervas, A., Landa, B., Datnoff, L. E., & Jiménez-Díaz, R. M. (1998). Effects of commercial and indigenous microorganisms on fusarium wilt development in chickpea. *Biological Control*, 13(3), 166-176.
- Hess, M., Sczyrba, A., Egan, R., Kim, T. W., Chokhawala, H., Schroth, G., Luo S., Clark D. S., Chen F., Zhang T., Mackie R.I., Pennacchio L. A., Tringe S. G., Visel A., Woyke T., Wang Z., & Rubin, E. M. (2011). Metagenomic discovery of biomass-degrading genes and genomes from cow rumen. *Science*, 331(6016), 463-467.
- Hibar, K., Daami-Remadi, M., Jabnoun-Khiareddine, H., Znaïdi, I. E. A., & El Mahjoub, M. (2006). Effet des extraits de compost sur la croissance mycélienne et l'agressivité du *Fusarium oxysporum f. sp. radidis-lycopersici*. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 10(2), 101-108.
- Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., & Antler, S. (2002). Review of Compost Standards in the UK. *Supplement to Main Report: Comparison of Compost Standards within the EU. North America and Australasia. The Waste and Resources Action Programme, Banbury, UK.*
- Hoitink, H. A. J., & Boehm, M. J. (1999). Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. *Annual Review of Phytopathology*, 37, 427-446.
- Hoitink, H. A., & De Ramos, L. Z. (2004). Disease suppression with compost: history, principles and future. In I International Conference Soil and Compost Eco-Biology (pp. 185-198).
- Hoitink, H.A.J. & Changa, C.M. (2004). Production and utilization guidelines for disease suppressive composts. *Acta Hortic.* 635, 87-92. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.635.11>
- Houot, S., Cambier, P., Deschamps, M., Benoit, P., Bodineau, G., Nicolardot, B., Morel, C., Linères, M., Le Bissonnais, Y., Steinberg, C., Leyval, C., Beguiristain, T., Capowiez, Y., Poitrenaud, M., Lhoutellier, C., Francou, C., Brochier, V., Annabi, M., & Lebeau, T. (2009). Compostage et valorisation par l'agriculture des déchets urbains. *Innovations Agronomiques*, 5, 69-81.
- Huang, G. F., Wong, J. W. C., Wu, Q. T., & Nagar, B. B. (2004). Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*, 24(8), 805-813.
- Huet, J., Druilhe, C., Tremier, A., Benoist, J. C., & Debenest, G. (2012). The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. *Bioresource Technology*, 114, 428-436.
- Igoni, A. H., Ayotamuno, M. J., Eze, C. L., Ogaji, S. O. T., & Probert, S. D. (2008). Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. *Applied Energy*, 85(6), 430-438.
- Insam, H., & De Bertoldi, M. (2007). Microbiology of the composting process. In *Waste Management series* (Vol. 8, pp. 25-48). Elsevier.

- Iqbal, M. K., Shafiq, T., Hussain, A., & Ahmed, K. (2010). Effect of enrichment on chemical properties of MSW compost. *Bioresource Technology*, *101*(15), 5969-5977.
- Jadeja, A. S., Rajani, A. V., Kaneriyaa, S. C., & Hirpara, D. V. (2019). Nutrient content, uptake, quality of chickpea (*Cicer arietinum L.*) and fertility status of soil as influenced by fertilization of potassium and sulphur. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci*, *8*(6), 2351-2355.
- Jakubus, M. (2012). Phytotoxicity and speciation of copper and nickel in composted sewage sludge. *Journal of Elementology*, *17*(1).
- Jat, R. S., & Ahlawat, I. P. S. (2006). Direct and residual effect of vermicompost, biofertilizers and phosphorus on soil nutrient dynamics and productivity of chickpea-fodder maize sequence. *Journal of Sustainable Agriculture*, *28*(1), 41-54.
- Jeon, K., Nakano, K., & Nishimura, O. (2011). Development and application of a simulation model for the thermophilic oxic process for treating swine waste. *Water Research*, *45*(1), 348-356.
- Jiang, J., Huang, H., Huang, Y., Liu, X., & Liu, D. (2018). Relationship between maturity and microbial communities during pig manure composting by phospholipid fatty acid (PLFA) and correlation analysis. *Journal of Environmental Management*, *206*, 532-539.
- Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G., Guo, R., & Zhao, Y. (2011). Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Sciences*, *23*(10), 1754-1760.
- Jiménez, E. I., & Garcia, V. P. (1989). Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biological Wastes*, *27*(2), 115-142.
- Jimenez, E. I., & García, V. P. (1992). Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *38*(4), 331-343.
- Jordao, C. P., Nascentes, C. C., Cecon, P. R., Fontes, R. L. F., & Pereira, J. L. (2006). Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes. *Environmental Monitoring and Assessment*, *112*(1), 309-326.
- Jouraiphy, A., (2007). *Compostage des boues activées-déchets verts : analyses physicochimiques, microbiologiques, toxicologiques, bilan humique et valorisation agronomique*. [Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Marrakech].
- Jouraiphy, A., Amir, S., Winterton, P., El Gharous, M., Revel, J. C., & Hafidi, M. (2008). Structural study of the fulvic fraction during composting of activated sludge-plant matter: Elemental analysis, FTIR and ¹³C NMR. *Bioresource Technology*, *99*(5), 1066-1072.
- Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., López, M. J., Vargas-García, M. C., López-González, J. A., & Moreno, J. (2015). Enhanced turnover of organic matter fractions by microbial stimulation during lignocellulosic waste composting. *Bioresource Technology*, *186*, 15-24.
- Jurado, M. M., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M. C., López, M. J., López-González, J. A., & Moreno, J. (2014). Increasing native microbiota in lignocellulosic waste

- composting: Effects on process efficiency and final product maturity. *Process Biochemistry*, 49(11), 1958-1969.
- Kalamdhad, A. S., & Kazmi, A. A. (2009). Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. *Chemosphere*, 74(10), 1327-1334.
- Kharrazi, S. M., Younesi, H., & Abedini-Torghabeh, J. (2014). Microbial biodegradation of waste materials for nutrients enrichment and heavy metals removal: an integrated composting-vermicomposting process. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 92, 41-48.
- Ko, H. J., Kim, K. Y., Kim, H. T., Kim, C. N., & Umeda, M. (2008). Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Management*, 28(5), 813-820.
- Kögel-Knabner, I. (2002). The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(2), 139-162.
- Komilis, P., (2015). Compost quality: Is research still needed to assess it or do we have enough knowledge? *Waste Management*. 38, 1-2
- Kranz et al., 2020) Kranz, C. N., McLaughlin, R. A., Johnson, A., Miller, G., & Heitman, J. L. (2020). The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils—A concise review. *Journal of Environmental Management*, 261, 110209.
- Krimi Bencheqroun, S., Bajji, M., Massart, S., Labhilili, M., El Jaafari, S., & Jijakli, M. H. (2007). In vitro and in situ study of postharvest apple blue mold biocontrol by *Aureobasidium pullulans*: evidence for the involvement of competition for nutrients. *Postharvest Biology and Technology*, 46(2), 128-135.
- Kulikowska, D., & Gusiatin, Z. M. (2015). Sewage sludge composting in a two-stage system: Carbon and nitrogen transformations and potential ecological risk assessment. *Waste Management*, 38, 312-320.
- Kumar, M., Ou, Y. L., & Lin, J. G. (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, 30(4), 602-609.
- Kumar, S., Negi, S., Mandpe, A., Singh, R. V., & Hussain, A. (2018). Rapid composting techniques in Indian context and utilization of black soldier fly for enhanced decomposition of biodegradable wastes-A comprehensive review. *Journal of Environmental Management*, 227, 189-199.
- Lakhdar, A., Rabhi, M., Ghnaya, T., Montemurro, F., Jedidi, N., & Abdelly, C. (2009). Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 29-37.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., & Kyriacou, A. (2006). Quality assessment of composts in the Greek market: the need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management*, 80(1), 58-65.

- Lashermes, G. (2010). *Evolution des polluants organiques au cours du compostage de déchets organiques: approche expérimentale et modélisation*. (NNT: 2010AGPT0033). (pastel-00546943) [Thèse de doctorat, AgroParisTech].
- Laughlin, R. J., Stevens, R. J., Müller, C., & Watson, C. J. (2008). Evidence that fungi can oxidize NH_4^+ to NO_3^- in a grassland soil. *European Journal of Soil Science*, 59(2), 285-291.
- Layman, R. M., Day, S. D., Harris, J. R., Daniels, W. L., & Wiseman, P. E. (2009, June). Rehabilitation of severely compacted urban soil to optimize tree establishment and growth. In *II International Conference on Landscape and Urban Horticulture 881* (pp. 505-509).
- Leslie, J. F., & Summerell, B. A. (2006). *The Fusarium laboratory manual*. 7 Blackwell Professional. Ames, Iowa, 8.
- Li, H., Wu, W., Min, X., Zhan, W., Fang, T., Dong, X., & Shi, Y. (2021). Immobilization and assessment of heavy metals in chicken manure compost amended with rice straw-derived biochar. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 33(1), 1-10.
- Li, J., Xu, Y., Wang, L., & Li, F. (2019). Heavy metal occurrence and risk assessment in dairy feeds and manures from the typical intensive dairy farms in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(7), 6348-6358.
- Li, L., Xu, Z., Wu, J., & Tian, G. (2010). Bioaccumulation of heavy metals in the earthworm *Eisenia fetida* in relation to bioavailable metal concentrations in pig manure. *Bioresource Technology*, 101(10), 3430-3436.
- Li, S., Li, D., Li, J., Li, G., & Zhang, B. (2017). Evaluation of humic substances during co-composting of sewage sludge and corn stalk under different aeration rates. *Bioresource Technology*, 245, 1299-1302.
- Li, W., Liu, Y., Hou, Q., Huang, W., Zheng, H., Gao, X., ... & Sun, Z. (2020). *Lactobacillus plantarum* improves the efficiency of sheep manure composting and the quality of the final product. *Bioresource Technology*, 297, 122456.
- Liang, C., Das, K. C., & McClendon, R. W. (2003). The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, 86(2), 131-137.
- Lin, Y., Du, D., Si, C., Zhao, Q., Li, Z., & Li, P. (2014). Potential biocontrol *Bacillus* sp. strains isolated by an improved method from vinegar waste compost exhibit antibiosis against fungal pathogens and promote growth of cucumbers. *Biological Control*, 71, 7-15.
- Liu, L., Wang, S., Guo, X., Zhao, T., & Zhang, B. (2018). Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. *Waste Management*, 73, 101-112.
- Liu, Q., Qiao, N., Xu, X., Xin, X., Han, J. Y., Tian, Y., Ouyang H. & Kuzyakov, Y. (2016). Nitrogen acquisition by plants and microorganisms in a temperate grassland. *Scientific Reports*, 6(1), 1-10.

- Liu, W. R., Zeng, D., She, L., Su, W. X., He, D. C., Wu, G. Y., Ma X. R., Jiang S., Jiang C. H., & Ying, G. G. (2020). Comparisons of pollution characteristics, emission situations, and mass loads for heavy metals in the manures of different livestock and poultry in China. *Science of the Total Environment*, 734, 139023.
- López, M., Huerta-Pujol, O., Martínez-Farré, F. X., & Soliva, M. (2010). Approaching compost stability from Klason lignin modified method: Chemical stability degree for OM and N quality assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(2), 171-181.
- López-González, J. A., López, M. J., Vargas-García, M. C., Suárez-Estrella, F., Jurado, M., & Moreno, J. (2013). Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. *Bioresource Technology*, 146, 574-584.
- López-González, J. A., Suárez-Estrella, F., Vargas-García, M. C., López, M. J., Jurado, M. M., & Moreno, J. (2015). Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: studies upon its structure, functionality and biodiversity. *Bioresource Technology*, 175, 406-416.
- Lü, D. A., Yan, B. X., Wang, L. X., Deng, Z. Q., & Zhang, Y. B. (2013). Changes in phosphorus fractions and nitrogen forms during composting of pig manure with rice straw. *Journal of Integrative Agriculture*, 12(10), 1855-1864.
- Luo, Y., Liang, J., Zeng, G., Chen, M., Mo, D., Li, G., & Zhang, D. (2018). Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. *Waste Management*, 71, 109-114.
- Makan, A., & Mountadar, M. (2012). Effect of C/N ratio on the in-vessel composting under air pressure of organic fraction of municipal solid waste in Morocco. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 14(3), 241-249.
- Makan, A., Assobhei, O., & Mountadar, M. (2013). Effect of initial moisture content on the in-vessel composting under air pressure of organic fraction of municipal solid waste in Morocco. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 10(1), 1-9.
- Makan, A., Assobhei, O., Mountadar M. (2014). Initial air pressure influence on in-vessel composting for the biodegradable fraction of municipal solid waste in Morocco. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(1), 53-58.
- Makan, A., Fadili, A., & Oubenali, M. (2020). Interaction of physicochemical parameters during pressurized in-vessel composting of food waste. *Bioresource Technology Reports*, 10, 100350.
- Malwana, C., Weerasinghe, T. K., & Pilapitiya, S. (2013). Determination of Optimal Pile Dimensions during Thermophilic Windrow Composting of Municipal Solid Waste (Msw) in Sri Lanka. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics*, 3(6), 552.
- Mandal, M., Chandran, R. S., & Sencindiver, J. C. (2013). Amending subsoil with composted poultry litter-I: Effects on soil physical and chemical properties. *Agronomy*, 3(4), 657-669.

- MAPMDREF. (2020). *Le plan Maroc vert bilan et impacts 2008-2018*. Ministère de l'Agriculture, de la Pêche Maritime, du Développement Rural et des Eaux et Forêts, Rabat, Maroc. <https://www.agriculture.gov.ma/sites/default/files/2021-08/20-00529>
- Margesin, R., Cimadom, J., & Schinner, F. (2006). Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 57(2), 88-92.
- Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Christensen, T. H., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., & Boldrin, A. (2013). Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(4), 721-732.
- Martínez-Blanco, J. (2012). *Sustainability assessment of municipal compost use in horticulture using a life cycle approach*. [Thèse de doctorat, Universitat Autònoma de Barcelona]. tdx.cat. <https://www.tdx.cat/handle/10803/129638#page=1>.
- Mathur, S. P., Owen, G., Dinel, H., & Schnitzer, M. (1993). Determination of compost biomaturity. I. Literature review. *Biological Agriculture & Horticulture*, 10(2), 65-85.
- Maynard, D. G., Kalra, Y. P., & Crumbaugh, J. A. (1993). Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen. *Soil Sampling and Methods of Analysis*, 1, 25-38.
- Mehta, C. M., Palni, U., Franke-Whittle, I. H., & Sharma, A. K. (2014). Compost: its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. *Waste Management*, 34(3), 607-622.
- Meng, L., Li, W., Zhang, S., Wu, C., & Lv, L. (2016). Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw. *Bioresource Technology*, 226, 39-45.
- Meng, X., Liu, B., Xi, C., Luo, X., Yuan, X., Wang, X., Zhu, W., Wang, H., & Cui, Z. (2018). Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. *Bioresource Technology*, 251, 22-30.
- Meyer-Kohlstock, D., Hädrich, G., Bidlingmaier, W., & Kraft, E. (2013). The value of composting in Germany—Economy, ecology, and legislation. *Waste management*, 33(3), 536-539.
- Milinković, M., Lalević, B., Jovičić-Petrović, J., Golubović-Ćurguz, V., Kljujev, I., & Raičević, V. (2019). Biopotential of compost and compost products derived from horticultural waste-effect on plant growth and plant pathogens' suppression. *Process Safety and Environmental Protection*, 121, 299-306.
- Mohammadi, K., Ghalavand, A., & Aghaalikhani, M. (2010). Study the efficacies of green manure application as chickpea pre plant. *International Journal of Agricultural and Biosystems Engineering*, 4(10), 733-736.
- Mohammadi, K., Ghalavand, A., Aghaalikhani, M., Heidari, G., & Sohrabi, Y. (2011). Introducing a sustainable soil fertility system for chickpea (*Cicer arietinum* L.). *African Journal of Biotechnology*, 10(32), 6011-6020.

- Mohee, R., & Soobhany, N. (2014). Comparison of heavy metals content in compost against vermicompost of organic solid waste: Past and present. *Resources, Conservation and Recycling*, *92*, 206-213.
- Monson, C. C., & Murugappan, A. (2010). Developing optimal combination of bulking agents in an in-vessel composting of vegetable waste. *E-Journal of Chemistry*, *7*(1), 93-100.
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F., & Bernal, M. P. (2009). Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Bioresource Technology*, *100*(22), 5454-5460.
- Morocomp (2008). Design and application of an innovative composting unit for the effective treatment of sludge and other biodegradable organic waste in Morocco, MOROCOMP (LIFE05 TCY/MA/000141).
- Mouria, B., Ouazzani Touhami, A., Mouria, A., Benkirane, R., & Douira, A. (2015). Effect of compost and antagonistic fungi on suppression of Tomato Grey Mold. *Biolife*, *3*(2), 378-390.
- Mouria, B., Ouazzani-Touhami, A., & Douira, A. (2014). Effets in vitro et in vivo du compost sur *Verticillium dahliae*, agent causal de la verticilliose de la tomate. *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*. *83*, 10-34.
- Mrabet, L., Belghyti, D., Loukili, A., & Attarassi, B. (2011). Étude de l'effet du compost des déchets ménagers sur l'amélioration du rendement de Maïs et de la Laitue. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, *7*(2).
- M'Sadak, Y., ElOuaer, M. A., & Bouzidi, L. (2016). Physico-Chemical Characterization of Co-compost Before and After Extraction for Better Use as a Growing Medium. *Moroccan Journal of Chemistry*, *4*(1), 7-13.
- Mustin, M. (1987). *Le Compost, Gestion de la Matière Organique*. François Dubusceds.
- Neher, D. A., Weicht, T. R., Bates, S. T., Leff, J. W., & Fierer, N. (2013). Changes in bacterial and fungal communities across compost recipes, preparation methods, and composting times. *PloS One*, *8*(11), e79512.
- Neubauer, M. E., Miranda, J. P., Ramírez, F., Esquerra, A., & Vidal, G. (2020). Performance of the Kraft Mill Biosolids Compost and Their Quality Evaluation. *Compost Science & Utilization*, *28*(3-4), 136-146.
- Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Williams, J. R., & Unwin, R. J. (1999). Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, *70*(1), 23-31.
- Noble, R., & Coventry, E. (2005). Suppression of soil-borne plant diseases with composts: a review. *Biocontrol Science and Technology*, *15*(1), 3-20.
- Nomeda, S., Valdas, P., Chen, S. Y., & Lin, J. G. (2008). Variations of metal distribution in sewage sludge composting. *Waste Management*, *28*(9), 1637-1644.
- Obriot, F., Stauffer, M., Goubard, Y., Cheviron, N., Peres, G., Eden, M., Revallier, A., Vieublé-Gonod, L., & Houot, S. (2016). Multi-criteria indices to evaluate the effects

- of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 165-178.
- Olsen, S. R. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate* (No. 939). US Department of Agriculture.
- On, A., Wong, F., Ko, Q., Tweddell, R. J., Antoun, H., & Avis, T. J. (2015). Antifungal effects of compost tea microorganisms on tomato pathogens. *Biological Control*, 80, 63-69.
- Oviedo-Ocaña, E. R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L. F., Hoyos, L. V., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D., & Sanchez, A. (2015). Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management*, 44, 63-71.
- Papafilippaki, A., Paranychianakis, N., & Nikolaidis, N. P. (2015). Effects of soil type and municipal solid waste compost as soil amendment on *Cichorium spinosum* (spiny chicory) growth. *Scientia Horticulturae*, 195, 195-205.
- Paradelo, R., Moldes, A. B., Rodríguez, M., & Barral, M. T. (2008). Relationship between heavy metals and phytotoxicity in composts. *CYTA-Journal of Food*, 6(2), 143-151.
- Pergola, M., Persiani, A., Palese, A. M., Di Meo, V., Pastore, V., D'Adamo, C., & Celano, G. (2018). Composting: The way for a sustainable agriculture. *Applied Soil Ecology*, 123, 744-750.
- Petersen, S. O., Sommer, S. G., Béline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J. Y., Leip, A., Misselbrook, T., Nicholson, F., Poulsen, H.D., Provolo, G., Sørensen, P., Vinnerås, B., Weiske, A., Bernal, M. P., Böhm, R., Juhás, C., & Mihelic, R. (2007). Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock Science*, 112(3), 180-191.
- Petric, I., Šestan, A., & Šestan, I. (2009). Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering*, 104(1), 125-134.
- Peyraud, J. L., Aubin, J., Barbier, M., Baumont, R., Berri, C., Bidanel, J. P., Citti, C., Cotinot, C., Ducrot, C., Dupraz, P., Faverdin, P., Friggens, N., Houot, S., Nozières-Petit, M. O., Rogel-Gaillard, C., & Sante-Lhoutellier, V. (2019). Quelle science pour les élevages de demain? Une réflexion prospective conduite à l'INRA. *INRA Productions Animales*, 32(2), 323-338.
- Provolo, G., Manuli, G., Finzi, A., Lucchini, G., Riva, E., & Sacchi, G. A. (2018). Effect of pig and cattle slurry application on heavy metal composition of maize grown on different soils. *Sustainability*, 10(8), 2684.
- Puyuelo, B., Arizmendiarieta, J. S., Irigoyen, I., & Plana, R. (2019). Quality assessment of composts officially registered as organic fertilisers in Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 17(1), e1101-e1101.
- Rafrafi, M., Kabil, M. & Droussi, B. (2006). Evaluation de la production des résidus agricoles au Maroc. MOROCOMP (LIFE TCY05/MA000141).

- Raichura, A., & McCartney, D. (2006). Composting of municipal biosolids: effect of bulking agent particle size on operating performance. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(3), 235-241.
- Raj, D., & Antil, R. S. (2012). Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from farm wastes. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58(8), 817-832.
- Ramos, M. C. (2006). Metals in vineyard soils of the Penedès area (NE Spain) after compost application. *Journal of Environmental Management*, 78(3), 209-215.
- Ramzan, N., Noreen, N., & Shahzad, S. (2014). Inhibition of in vitro growth of soil-borne pathogens by compost-inhabiting indigenous bacteria and fungi. *Pak. J. Bot*, 46(3), 1093-1099.
- Rasapoor, M., Adl, M., & Pourazizi, B. (2016). Comparative evaluation of aeration methods for municipal solid waste composting from the perspective of resource management: A practical case study in Tehran, Iran. *Journal of Environmental Management*, 184, 528-534.
- Rasapoor, M., Nasrabadi, T., Kamali, M., & Hoveidi, H. (2009). The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Management*, 29(2), 570-573.
- Rashad, F. M., Saleh, W. D., & Moselhy, M. A. (2010). Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. *Bioresource Technology*, 101(15), 5952-5960.
- Reddy, N., & Crohn, D. M. (2012). Compost induced soil salinity: a new prediction method and its effect on plant growth. *Compost Science & Utilization*, 20(3), 133-140.
- Reyes Pinto, K., Meza-Contreras, V., Alegre-Orihuela, J. C., & Réategui-Romero, W. (2020). Bioavailability and Solubility of Heavy Metals and Trace Elements during Composting of Cow Manure and Tree Litter. *Applied and Environmental Soil Science*, 2020.
- Riahi, H., Hashemi, M., & Sharifi, K. (2012). The effect of spent mushroom compost on *Lecanicillium fungicola* in vivo and in vitro. *Archives of Phytopathology and Plant Protection*, 45(17), 2120-2131.
- Richards, L. A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils* (Vol. 78, No. 2, p. 154). LWW.
- Roca-Pérez, L., Martínez, C., Marcilla, P., & Boluda, R. (2009). Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system. *Chemosphere*, 75(6), 781-787.
- Rodríguez, L., Ruiz, E., Alonso-Azcárate, J., & Rincón, J. (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1106-1116.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., Jodice, R., 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle*, 26(2), 46-47.

- Ros, M., Hernandez, M. T., Garcia, C., Bernal, A., & Pascual, J. A. (2005). Biopesticide effect of green compost against Fusarium wilt on melon plants. *Journal of Applied Microbiology*, 98(4), 845-854.
- Rossi, L., Eleonora, F., Boglioni, M., Giromini, C., Rebutti, R., & Baldi, A. (2014). Effect of zinc oxide and zinc chloride on human and swine intestinal epithelial cell lines. *International Journal of Health, Animal Science and Food Safety*, 1(2).
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosemans, J., Deprins, K., & Swings, J. (2003) (b). Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. *Journal of Applied Microbiology*, 94(1), 127-137.
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., & Swings, J. (2003) (a). A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of Microbiology*, 53(4), 349-410.
- Sabet, K. K., Saber, M. M., El-Naggar, M. A. A., El-Mougy, N. S., El-Deeb, H. M., & El-Shahawy, I. E. S. (2013). Using commercial compost as control measures against cucumber root-rot disease. *Journal of Mycology*, 2013. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/324570>
- Sæbø, A., & Ferrini, F. (2006). The use of compost in urban green areas—A review for practical application. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3-4), 159-169.
- Saharinen, M. H. (1998). Evaluation of changes in CEC during composting. *Compost Science & Utilization*, 6(4), 29-37.
- Sahni, S., Sarma, B. K., Singh, D. P., Singh, H. B., & Singh, K. P. (2008). Vermicompost enhances performance of plant growth-promoting rhizobacteria in Cicer arietinum rhizosphere against *Sclerotium rolfsii*. *Crop Protection*, 27(3-5), 369-376.
- Said-Pullicino, D., Kaiser, K., Guggenberger, G., & Gigliotti, G. (2007). Changes in the chemical composition of water-extractable organic matter during composting: Distribution between stable and labile organic matter pools. *Chemosphere*, 66(11), 2166-2176.
- Saludes, R. B., Iwabuchi, K., Kayanuma, A., & Shiga, T. (2007). Composting of dairy cattle manure using a thermophilic–mesophilic sequence. *Biosystems Engineering*, 98(2), 198-205.
- Schönning, C., & Stenström, T. A. (2004). *Guidelines on the safe use of urine and faeces in ecological sanitation systems*. EcoSanRes Publication Series. www.ecosanres.org
- Schuchardt, F. (2005). Composting of organic waste. In *Environmental Biotechnology: concepts and applications*. (pp. 333-354). Jördening H.J. et Weinheim J. (eds.).
- Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., & Ammar, E. (2008). Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. *Bioresource Technology*, 99(15), 6900-6907.
- Senesi, N. (1989). Composted materials as organic fertilizers. *Science of the Total Environment*, 81, 521-542.

- Serramiá, N., Sánchez-Monedero, M. A., Fernández-Hernández, A., Civantos, C. G. O., & Roig, A. (2010). Contribution of the lignocellulosic fraction of two-phase olive-mill wastes to the degradation and humification of the organic matter during composting. *Waste Management*, 30(10), 1939-1947.
- Shi, T., Ma, J., Wu, F., Ju, T., Gong, Y., Zhang, Y., Wu X. , Hou H., Zhao L., & Shi, H. (2019). Mass balance-based inventory of heavy metals inputs to and outputs from agricultural soils in Zhejiang Province, China. *Science of the Total Environment*, 649, 1269-1280.
- Shourije, F. A., Sadeghi, H., & Pessarakli, M. (2014). Effects of different types of composts on soil characteristics and morphological traits of two dry rangeland species. *Journal of Plant Nutrition*, 37(12), 1965-1980.
- Sierra, J., Desfontaines, L., Favérial, J., Loranger-Merciris, G., & Boval, M. (2013). Composting and vermicomposting of cattle manure and green wastes under tropical conditions: carbon and nutrient balances and end-product quality. *Soil Research*, 51(2), 142-151.
- Silva, M. E. F., de Lemos, L. T., Nunes, O. C., & Cunha-Queda, A. C. (2014). Influence of the composition of the initial mixtures on the chemical composition, physicochemical properties and humic-like substances content of composts. *Waste Management*, 34(1), 21-27.
- Sims, J. R., & Jackson, G. D. (1971). Rapid analysis of soil nitrate with chromotropic acid. *Soil Science Society of America Journal*, 35(4), 603-606.
- Singh, F., & Diwakar, B. (1995). Chickpea botany and production practices. Skill Development Series no. 16. International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics, Patancheru 502 324, Andhra Pradesh, India.
- Singh, J., & Kalamdhad, A. S. (2012). Concentration and speciation of heavy metals during water hyacinth composting. *Bioresource Technology*, 124, 169-179.
- Singh, J., & Kalamdhad, A. S. (2013). Chemical speciation of heavy metals in compost and compost amended soil—a review. *International Journal of Environmental Engineering Research*, 2(2), 27-37.
- Soobhany, N. (2018). Assessing the physicochemical properties and quality parameters during composting of different organic constituents of Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 1979-1988.
- Soudi, B. (2001, Décembre). Compostage des déchets ménagers et valorisation du compost - cas des petites et moyennes communes au Maroc. RT.E, N°121
- Soudi, B. (2005, June). The composting of cattle manure and crop residues from greenhouse production system. Transfer of Technology in Agriculture, PNTTA, N°129.
- Sousa, L. B. D., Stamford, N. P., Oliveira, W. D. S., Silva, E. V. N. D., Martins, M. D. S., & Santos, C. E. D. R. (2018). Evolution of nutrient availability in maturation phase of composting using proportions of different residues inoculated with *Beijerinckia indica*. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 40.

- St. Martin, C. C. G., & Brathwaite, R. A. I. (2012). Compost and compost tea: Principles and prospects as substrates and soil-borne disease management strategies in soil-less vegetable production. *Biological Agriculture & Horticulture*, 28(1), 1-33.
- Stevenson, F. J. (1994). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons.
- Suárez-Estrella, F., Arcos-Nievas, M. A., López, M. J., Vargas-García, M. C., & Moreno, J. (2013). Biological control of plant pathogens by microorganisms isolated from agro-industrial composts. *Biological Control*, 67(3), 509-515.
- Sundberg, C., & Jönsson, H. (2005). Process inhibition due to organic acids in fed-batch composting of food waste—influence of starting culture. *Biodegradation*, 16(3), 205-213.
- Sundberg, C., & Jönsson, H. (2008). Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. *Waste Management*, 28(3), 518-526.
- Sundberg, C., Smårs, S., & Jönsson, H. (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95(2), 145-150.
- Sundberg, C., Yu, D., Franke-Whittle, I., Kauppi, S., Smårs, S., Insam, H., M. Romantschuk & Jönsson, H. (2013). Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. *Waste Management*, 33(1), 204-211.
- Sweeten, J. M. & Auvermann, B. W. (2008). Composting manure and sludge. *Texas FARMER Collection*.
- Tejada, M., Garcia, C., Gonzalez, J. L., & Hernandez, M. T. (2006). Organic amendment based on fresh and composted beet vinasse: influence on soil properties and wheat yield. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3), 900-908.
- Tejada, M., Hernandez, M. T., & Garcia, C. (2009). Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research*, 102(1), 109-117.
- Tessier, A. P. G. C., Campbell, P. G., & Bisson, M. J. A. C. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry*, 51(7), 844-851.
- Tiquia, S. M. (2005). Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, 99(4), 816-828.
- Tiquia, S. M. (2010). Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. *Chemosphere*, 79(5), 506-512.
- Tiquia, S. M., Wan, H. C., & Tam, N. F. (2002). Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. *Compost Science & Utilization*, 10(2), 150-161.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., Hodgkiss, I.J., 1996. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Bioresource Technology*, 55, 201-206.

- Tong, B., Wang, X., Wang, S., Ma, L., & Ma, W. (2019). Transformation of nitrogen and carbon during composting of manure litter with different methods. *Bioresource Technology*, 293, 122046.
- Toundou, O., Tozo, K., Feuillade, G., Pallier, V., Tchegueni, S., & Dossou, K. S. (2014). Effets de composts de déchets sur les propriétés chimiques du sol et la solubilité d'éléments minéraux sous deux régimes hydriques en conditions contrôlées au Togo. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(4), 1917-1926.
- Tremblay, M. È. (2008). *Estimation par FT-NIR de la stabilité biologique et de la valeur fertilisante azotée de fumiers*. [Mémoire, Université Laval Québec].
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., & Itävaara, M. (2000). Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*, 72(2), 169-183.
- Turner, B. L., Baxter, R., & Whitton, B. A. (2003). Nitrogen and phosphorus in soil solutions and drainage streams in Upper Teesdale, northern England: implications of organic compounds for biological nutrient limitation. *Science of the Total Environment*, 314, 153-170.
- UK Composting Association, 2001. Large-Scale Composting. A Practical Manual for the UK.
- USEPA (2003). Environmental Regulations and Technology: Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/R-92-013, Washington DC.
- Van Soest, P. V., Robertson, J. B., & Lewis, B. A. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science*, 74(10), 3583-3597.
- Van Soest, P.J., & Wine, R. H. (1967). Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 50(1), 50-55.
- VanderGheynst, J. S., Pettygrove, S., Dooley, T. M., & Arnold, K. A. (2004). Estimating electrical conductivity of compost extracts at different extraction ratios. *Compost Science & Utilization*, 12(3), 202-207.
- Varma, V. S., Das, S., Sastri, C. V., & Kalamdhad, A. S. (2017). Microbial degradation of lignocellulosic fractions during drum composting of mixed organic waste. *Sustainable Environment Research*, 27(6), 265-272.
- Vázquez, M. A., De La Varga, D., Plana, R., & Soto, M. (2015). Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use. *Journal of Cleaner Production*, 104, 80-89.
- Ventorino, V., Parillo, R., Testa, A., Viscardi, S., Espresso, F., & Pepe, O. (2016). Chestnut green waste composting for sustainable forest management: Microbiota dynamics and impact on plant disease control. *Journal of Environmental Management*, 166, 168-177.
- Villar, I., Alves, D., Garrido, J., & Mato, S. (2016). Evolution of microbial dynamics during the maturation phase of the composting of different types of waste. *Waste Management*, 54, 83-92.

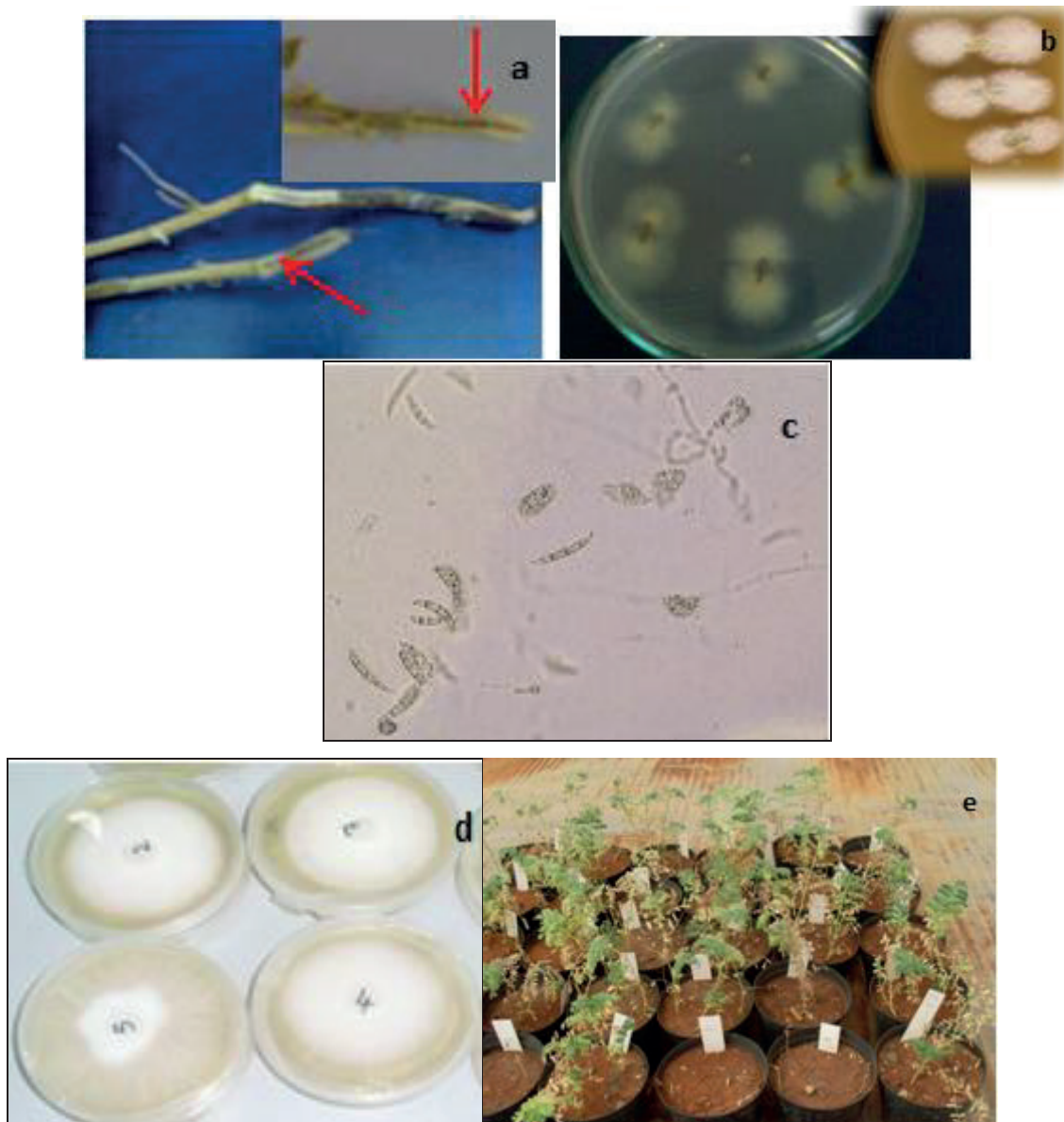
- Waksman, S. A. (1962). *Humus: Origin, Chemical Composition, and Importance in Nature*. Williams & Wilkins.
- Wang, H., Dong, Y., Yang, Y., Toor, G. S., & Zhang, X. (2013). Changes in heavy metal contents in animal feeds and manures in an intensive animal production region of China. *Journal of Environmental Sciences*, 25(12), 2435-2442.
- Wang, P., Changa, C. M., Watson, M. E., Dick, W. A., Chen, Y., & Hoitink, H. A. (2004). Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5), 767-776.
- Wang, Q., Li, R., Cai, H., Awasthi, M. K., Zhang, Z., Wang, J. J., Ali, A., & Amanullah, M. (2016). Improving pig manure composting efficiency employing Ca-bentonite. *Ecological Engineering*, 87, 157-161.
- Weerasinghe, T. K., & De, S. I. (2017). Effect of applying different ratios of compost made of municipal solid waste on the growth of *Zea mays* L. (Corn). *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 8(3), 52-60.
- Wei, Y., Zhao, Y., Lu, Q., Cao, Z., & Wei, Z. (2018). Organophosphorus-degrading bacterial community during composting from different sources and their roles in phosphorus transformation. *Bioresource Technology*, 264, 277-284.
- Whalen, J. K., Hu, Q., & Liu, A. (2003). Compost applications increase water-stable aggregates in conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal*, 67(6), 1842-1847.
- Wichuk, K. M., & McCartney, D. (2010). Compost stability and maturity evaluation-a literature review. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 37(11), 1505-1523.
- Wong, M. H. (1985). Phytotoxicity of refuse compost during the process of maturation. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 37(2), 159-174.
- Wu, J., Zhao, Y., Yu, H., Wei, D., Yang, T., Wei, Z., Lu, Q., & Zhang, X. (2019). Effects of aeration rates on the structural changes in humic substance during co-composting of digestates and chicken manure. *Science of the Total Environment*, 658, 510-520.
- Xu, Z., Li, G., Huda, N., Zhang, B., Wang, M., & Luo, W. (2020). Effects of moisture and carbon/nitrogen ratio on gaseous emissions and maturity during direct composting of cornstalks used for filtration of anaerobically digested manure centrate. *Bioresource Technology*, 298, 122503.
- Yan, Z., Song, Z., Li, D., Yuan, Y., Liu, X., & Zheng, T. (2015). The effects of initial substrate concentration, C/N ratio, and temperature on solid-state anaerobic digestion from composting rice straw. *Bioresource Technology*, 177, 266-273.
- Yanagi, Y. and Shindo, H. (2016) Assessment of Long-Term Compost Application on Physical, Chemical, and Biological Properties, as Well as Fertility, of Soil in a Field Subjected to Double Cropping. *Agricultural Sciences*, 7, 30-43. doi: [10.4236/as.2016.71004](https://doi.org/10.4236/as.2016.71004).

- Zhang, F., Li, Y., Yang, M., & Li, W. (2012). Content of heavy metals in animal feeds and manures from farms of different scales in northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(8), 2658-2668.
- Zhang, H., Li, G., Gu, J., Wang, G., Li, Y., & Zhang, D. (2016). Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH₃ emissions during aerobic composting of kitchen waste. *Waste Management*, 58, 369-375.
- Zhang, J., Mueller, C., & Cai, Z. (2015). Heterotrophic nitrification of organic N and its contribution to nitrous oxide emissions in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 84, 199-209.
- Zhang, L., & Sun, X. (2014) (a). Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresource Technology*, 171, 274-284.
- Zhang, L., & Sun, X. (2014) (b). Effects of rhamnolipid and initial compost particle size on the two-stage composting of green waste. *Bioresource Technology*, 163, 112-122.
- Zhang, L., Zhang, H., Wang, Z., Chen, G., & Wang, L. (2016). Dynamic changes of the dominant functioning microbial community in the compost of a 90-m³ aerobic solid state fermentor revealed by integrated meta-omics. *Bioresource Technology*, 203, 1-10.
- Zhou, Y., Selvam, A., & Wong, J. W. (2014). Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues. *Bioresource Technology*, 168, 229-234.
- Zhu, H. N., Yuan, X. Z., Zeng, G. M., Jiang, M., Liang, J., Zhang, C., Yin, J., Huang, H. J., Liu Z. F., & Jiang, H. W. (2012). Ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Xiawan Port based on modified potential ecological risk index. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 22(6), 1470-1477.
- Zhu, N. (2006). Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Bioresource Technology*, 97(15), 1870-1875.
- Zucconi, F. and De Bertoldi, M. (1987). Compost Specifications for the Production and Characterization of Compost from Municipal Solid Waste. In: De Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, M.P. and Zucconi, F., Eds., *Compost: Production, Quality and Use*, Elsevier, London, 276-295.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., & de Bertoldi, M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22(2), 54-57.

Annexes

Annexe 1

Illustration de méthode d'isolement des agents pathogènes et le test de pathogénicité de 4 isolats de *F. oxysporum*



a : Tige et collet de pois chiche infectés par la fusariose

b : : Isolement des agents pathogènes sur milieu PDA

c : Agent causal : *Fusarium oxysporum* f. sp. *ciceri*

d : Cultures monospore et multiplication de pathogène pour la préparation de l'inoculum

e : Résultats de test de pathogénicité de 4 isolats de *Fusarium oxysporum*

Annexe 2

Illustration de l'essai de l'effet des sols amendés par les composts contre la maladie de la fusariose des plantules du pois chiche



Variété sensible au Foc (ILC 482)
 → Désinfectées NaOCl (2 %; 3 min)
 → Rincés à l'eau stérilisée
 → Séchées.



Graines ont été semées en pot sur sable stérilisé



Plantules : récupérées 14 jours



Trempées en suspension de conidies de Foc (10^6 conidies/ml ; 10 min)
 ⇨ Inoculation des racines des plantules de pois chiche



- ♦ Mélange : Sol stérilisé + Compost (40 t/ha) à raison de 800g de sol → incubé pendant vingt jours à $25 \pm 3^\circ\text{C}$
- ♦ Plantules inoculées → repiqués (3 plants par pot)



L'indice de sévérité de la maladie

$$DII = 100 * (\sum Si \times Ni) / (4 \times Nt)$$

- ♦ Témoin négatif : plantules inoculées et transplantés sans traitement.
- ♦ Témoin positif : Traitement chimique des semences : (Carbendazim et Celestop)
- ♦ Dispositif expérimental : BAC avec 3 répétions / traitement
- ♦ Expérimentation répétée 2 fois dans le temps