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

Cédric Francou

▶ **To cite this version:**

Cédric Francou. 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. Planète et Univers [physics]. INAPG (AgroParisTech), 2003. Français. NNT : 2003INAP0035 . pastel-00000788

HAL Id: pastel-00000788
https://pastel.hal.science/pastel-00000788

Submitted on 23 Jul 2004

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

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

INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS-GRIGNON
ECOLE DOCTORALE ABIES

THESE

présentée par

Cédric FRANCOU

pour l'obtention du grade de

DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS-GRIGNON

STABILISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE DE DECHETS URBAINS : Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents

---

Soutenue le 18 décembre 2003 devant le jury composé de

R. CALVET (Professeur INAPG)	Président
A. AMBLES (Professeur - Université de Poitiers)	Rapporteur
C. MASSIANI (Professeur Université de Provence – Marseille)	Rapporteur
C. CHENU (Professeur INAPG)	Examinateur
F. DAVID (Ingénieur ADEME - Angers)	Examinateur
S. HOUOT (Directeur de Recherche INRA - Grignon)	Examinateur
M. LINERES (Ingénieur de Recherche - Villenave d'Ornon)	Examinateur
M. POITRENAUD (Ingénieur CREED - Limay)	Examinateur

Summary

Composting is a process of biological treatment of organic wastes which reproduces the natural process of organic matter humification in soil. Today in France, only 7 % of the urban wastes are composted, although the organic part represents 50 % of the 47 million tons produced annually. Composts are mainly used in agriculture to increase or to maintain soil organic matter concentration. Their behavior after soil incorporation depends on the stability of their organic matter (OM).

In this work, we studied the evolution of compost OM characteristics during composting, in relation with their origin (nature of the composted wastes and process of composting) and evaluated the potential storage of OM in soil with their use. The relation between the residual biodegradability of compost OM and the potential availability of nitrogen in soil was also studied.

Ten urban composts made from municipal solid wastes, biowastes, green wastes or sewage sludge, coming from industrial composting plants were sampled after three, four and six months of composting. To avoid the influence of composting process, eight composts elaborated in laboratory reactors from variable proportions of green wastes, biowastes, and papers-cardboards, were followed during three months. A range of five classes of compost OM stability was defined on the basis of mineralization kinetics of compost carbon during incubations in a reference soil. Compost OM was characterized by chemical (humic substances) and biochemical (lignin, cellulose, hemicellulose and soluble fraction) fractionation and by analysis in infrared spectrometry (FTIR). The degree of compost maturity was defined from the level of compost OM stability and the range of stability previously defined was used as reference for the validation of various indicators of maturity.

During the composting process, all composts evolved towards products with similar characteristics and independent from the composted waste and process that only influenced the rates of stabilization. In most cases, the cellulose fraction rapidly decreased when nitrogen was not limiting. The slower degradation of lignin as compared to total organic matter led to its relative enrichment in compost OM. The IR spectra confirmed the increase of aromaticity during composting.

When greenwastes were dominant in the composted wastes, their initial high lignin concentration explained the fast stabilization of OM during composting and little evolution was observed between three and six months of composting. On the contrary, composts made from municipal solid wastes, initially richer in cellulose materials (papers-cardboards) with a relative lack of nitrogen, were not stabilised after three months of composting, and required at least six months of composting, with turning, to be stabilized. The influence of biowastes on compost OM stabilization was not pointed out, probably because they only represent a weak proportion of the dry mass of the initial mixtures.

From the biochemical fractionation results, an indicator of the proportion of stable OM in compost was calculated (Biological Stability Index, BSI). This stable fraction of compost OM contributes to soil OM upkeep or increase after compost application. For greenwaste composts, BSI little increased during maturation and the simultaneous decrease of total compost OM made lightly decreased their efficiency to soil OM upkeep. The reverse was observed for municipal solid waste composts. Their important stabilization during maturation made increase their BSI. Of this important stabilization resulted a relative increase of their efficiency for soil OM upkeeping between three and six months of composting.

A small potential availability of compost nitrogen was estimated from incubations of soil-compost mixtures. The organic fraction of nitrogen of stabilized compost mineralized slowly. On the contrary, a strong immobilization of soil nitrogen occurred after incorporation of unstable compost, followed by a faster mineralization than observed with stable compost.

Among the tested indicators of maturity, the humification ratio ($RH=C_{HA} / C_{FA}$) was the more reliable chemical indicator. RH values smaller than 1 indicated a lack of maturity, and RH larger than 1.3 corresponded to stabilized composts with high maturity levels. The self-heating test was the most relevant to be used on composting platforms. These two indicators allowed a correct estimation of compost OM stabilization level, from which recommendations could be made on the optimal period for soil incorporation, taking into account the risks of nitrogen immoblization.

Remerciements

La réalisation d'un projet de thèse est le fruit d'un investissement personnel mais fait participer de manière directe ou indirecte de nombreuses personnes. Ce travail a été possible grâce au partenariat entre l'INRA, l'ADEME et le CREED.

Je tiens à remercier Raoul Calvet qui a accepté d'être mon directeur de thèse puis président du jury lors de la soutenance. Merci également à André Ambles et Catherine Massiani qui ont consacré de leur temps en étant rapporteurs de cette thèse.

J'adresse de nombreux mercis à Sabine Houot, au crayon à papier à l'efficacité redoutable et tant redoutée. Merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir permis d'apporter ma contribution à un vaste programme de recherche sur les composts. Merci pour son encadrement et la patience dont elle a fait preuve. Merci de m'avoir soutenu et aidé, au-delà de quelques divergences de vues. Merci également pour tous les à côté du travail de thèse, comme ses bons conseils cinématographiques, littéraires, musicaux, et touristiques !

Un grand merci à l'ensemble de l'UMR Environnement et Grandes Cultures (INRA-I NAPG) de Grignon, dirigée actuellement par Pierre Cellier, qui m'a permis d'évoluer dans de très bonnes conditions.

Je tiens à remercier particulièrement Enrique Barriuso pour sa disponibilité, ses avis éclairés, son animation de l'équipe sol et la liberté qu'il laisse aux stagiaires et thésards pour qu'ils s'expriment (à tout point de vue) au sein de son équipe.

Je remercie tous les chercheurs et enseignants du laboratoire qui à un moment ou à un autre m'ont conseillé : Pierre Benoît, Serge Bourgeois, Yves Coquet, Joël Michelin, Valérie Pot, Pierre Vachier. Merci aussi à Marie-Paule Charnay, pour son soutien, ses réflexions d'experte en microbiologie, sa bonne humeur, et j'espère avoir le plaisir de la voir à nouveau « tout schuss » sur les routes forestières de Rambouillet.

Merci à tous les techniciens du laboratoire et plus particulièrement à Véronique Etiévan avec qui j'ai beaucoup échangé durant mon passage à Grignon, à l'enthousiasme d'Hélène Jean-Jacques qui m'a rappelé, sans se moquer, les bases de la chimie, à Jean-Noël Rampon qui m'a formé à la plupart des analyses réalisées et qui a toujours été d'une grande disponibilité pour m'aider, et à Christophe Labat pour ses coups de mains.

Je remercie aussi Simone Poncelet notre secrétaire, et Frédéric Lintanf chargé de la reprographie à Grignon, qui s'est toujours montré très efficace.

Merci à tous ceux qui ont participé de près ou de loin à ce projet en y accordant de leur temps. Je pense notamment à Fabienne David qui a suivi de près ce projet du début à la fin, à Claire Chenu qui a accepté d'être membre du jury, et aussi Sylvie Derenne, Marie-France Dignac, Amaury de Guardia, Blaise Leclerc, Bernard Nicolardot, Virgine Parnaudeau, Joëlle Templier,...

Je remercie beaucoup Monique Linères pour son accueil, sa disponibilité et sa gentillesse et sa formation à la méthode de détermination de l'ISB.

J'adresse un merci particulier à Jacques Lelièvre pour son aide, son accueil, et pour m'avoir laissé libre accès à son laboratoire de l'ENSCP afin de réaliser des analyses de « dernière minute ».

Je suis aussi très reconnaissant à Maelenn Poitrenaud et Dominique Clergeot, et donc au CREED, de m'avoir permis de mener à bien ce projet grâce à un important soutien financier, technique, et à leur expérience de terrain, et qui ont témoigné d'un réel soucis d'amélioration de la qualité des composts. Merci également aux exploitants des plates-formes qui ont accepté la contrainte d'un suivi et d'un travail poussés des composts étudiés.

J'adresse un merci très amical à quelques collègues thésards avec lesquels j'ai eu le plaisir de partager quelques semaines, ou quelques mois. En particulier à Ludo pour son écoute dans les moments difficiles, pour ces délicieux (pas tous) émails, mais qui n'a pas réussi à me convaincre d'oublier Word. Merci aussi à Caroline pour avoir essayé avec moi de mettre à terre Maître Alain lors de terribles parties de badmington à l'heure du repas (merci aussi Alain !).

Et je remercie grandement Mohamed pour sa patience, sa bonne humeur et ses petites attentions aux retours de ses voyages autour du monde, et Laure, ma référence en langue française et en pâtisseries, et qui a maintenu un climat chaleureux dans notre bureau (25°C !). Merci aussi à Kawtar et Anne dont le passage dans l'équipe lors d' une période hivernale d'intenses manips m'a été bénéfique.

Enfin je tiens à remercier mes Compagnons de Voyage, même si ces quelques mots ne pourront être à la mesure de ce que je leur dois.

En particulier, merci à Annick, qui a toujours été présente dans mon cursus, de la crèche à la soutenance de thèse, pour ses conseils, le respect de mes choix, son soutien moral et financier. Et désolé pour le stress.

Merci à Nadège pour son aide, sa compréhension, voire même sa compassion ,et pour tout le reste, ainsi qu'à Mathéo, adorable source d'énergie qui m'a permis de me recentrer régulièrement sur l'essentiel.

Et un très grand merci à Jérémy, pour m'avoir offert le cadeau de sa venue après avoir « écouté » si calmement ma soutenance.

Sommaire

SUMMARY **2**

REMERCIEMENTS **3**

SOMMAIRE **5**

INTRODUCTION GENERALE **7**

PARTIE 1 : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE **11**

CHAPITRE I : PRESENTATION GENERALE DU COMPOSTAGE 13
I.1 Qu'est ce que le compostage ? *13*
I.2 Pourquoi composter ? *16*
I.3 Les différents composts *17*
I.4 Conditions réglementaires de l'utilisation des composts en agriculture *21*
Conclusion *21*
CHAPITRE II : EVOLUTION DES PRINCIPALES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU COMPOST AU COURS DU COMPOSTAGE 23
II.1 Teneur en eau *23*
II.2 Matière organique, carbone et azote *24*
II.3 pH, CEC et conductivité électrique *26*
Conclusion *27*
CHAPITRE III : CARACTERISTIQUES DE LA MATIERE ORGANIQUE DES COMPOSTS ET EVOLUTION AU COURS DU COMPOSTAGE 29
III.1 Composés organiques susceptibles d'être présent dans les composts *29*
III.2 Evolution des caractéristiques de la matière organique des composts au cours du compostage *34*
Conclusion *44*
CHAPITRE IV : MATURITE DES COMPOSTS 45
IV.1 Qu'est ce que la maturité d'un compost ? *45*
IV.2 Critères d'évaluation de la maturité d'un compost *46*
Conclusion *51*
CHAPITRE V : VALEUR AGRONOMIQUE DES COMPOSTS 53
V.1 Généralités sur le rôle des matières organiques du sol *53*
V.2 Valeur amendante du compost *57*
V.3 Valeur azotée des composts *60*
V.4. Autres effets des composts sur les caractéristiques du sol *64*
Conclusion *65*
CONCLUSION DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE (OBJECTIFS DU PROJET) 67
Objectifs du projet et Démarche adoptée *68*

PARTIE 2 : MATERIELS ET METHODES **71**

I COMPOSTS ETUDIES 73
I.1 Composts en réacteurs de laboratoire *73*
I.2 Composts industriels étudiés *78*
I.3 Correspondance entre les composts de laboratoire et les composts industriels *81*
II CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE 85
II.1 Matière sèche *85*
II.2 Extraction et analyse de l'azote minéral sur composts non séchés *85*
II.3 Caractéristiques physico-chimiques classiques sur produits sec *86*
III CARACTERISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE 89
III.1 Fractionnement Biochimique de la matière organique *89*
III.2 Fractionnement de la matière organique en acides fulviques, acides humiques et humine *94*
III.3 Spectrométrie infrarouge à transformée de Fourier *96*
IV INCUBATIONS EN CONDITIONS CONTROLEES 97
IV.1 Minéralisation du carbone *97*
IV.2 Evolution de l'azote minéral *100*

V TESTS DE MATURITE UTILISABLES SUR PLATE-FORME DE COMPOSTAGE : TEST D'AUTO-ECHAUFFEMENT ET TEST SOLVITA 101
V.1 Préparation des échantillons *101*
V.2 Test d'auto-échauffement (Dewar) *101*
V.3 Test Solvita® *102*
V.4 Robustesse des tests de plate-forme *102*

PARTIE 3 : RESULTATS **105**

CHAPITRE I: EVOLUTION DES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES CLASSIQUES AU COURS DU COMPOSTAGE 107
I.1 Composts en réacteurs de laboratoire *107*
I.2 Composts industriels *119*
Conclusion du Chapitre I *128*
CHAPITRE II: STABILISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE : CINETIQUES DE MINERALISATION DU CARBONE 131
II.1 Composts en réacteurs de laboratoire *131*
II.2 Composts industriels *135*
II.3 Réalisation d'une gamme de stabilité *138*
Conclusion du Chapitre II *141*
CHAPITRE III: CARACTERISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE DES COMPOSTS 143
III.1 Fractionnement biochimique *143*
III.2 Fractionnement humique *155*
III.3 Spectrométrie infrarouge *161*
Conclusion du Chapitre III *172*
CHAPITRE IV : INDICATEURS DE MATURITE DES COMPOSTS 175
IV.1 Minéralisation du COT : la référence *175*
IV.2 Indicateurs physico-chimiques classiques *176*
IV.3 Tests utilisables en plate-forme de compostage *181*
Conclusion du Chapitre IV *189*
CHAPITRE V: VALEUR AGRONOMIQUE DES COMPOSTS 191
V.1 Valeur amendante *191*
V.2 Valeur azotée *202*
Conclusion du Chapitre V *214*

CONCLUSION GENERALE **217**

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES **227**

ANNEXES **243**

ANNEXE A COMPLEMENTS SUR LES COMPOSTS ELABORES AU LABORATOIRE 245
A.1 Comparaison des valeurs théoriques et expérimentales des analyses effectuées dans les mélanges initiaux. *245*
A.2 Evolution des masses de composts dans les réacteurs au cours du compostage *246*
ANNEXE B COMPLEMENTS SUR LES COMPOSTS ELABORES SUR PLATES-FORMES INDUSTRIELLES 249
B.1 Tamisage des composts *249*
B.2 Principales caractéristiques agronomiques (autres que C et N) *249*
B.3 Concentration en ETM *253*
ANNEXE C TESTS DE SIGNIFICATIVITE PLSD FISHER 255
ANNEXE D COMPLEMENTS SUR L'IRTF 261
D.1 Compléments théorique et technique sur l'analyse IRTF *261*
D.2. IRTF sur résidus de calcination et résidus Van Soest de deux composts *262*
D.3 Présentation des spectres obtenus sur les compost totaux *265*
ANNEXE E COMPLEMENTS SUR L'ISB 285
E.1 Valeurs de CEW et des fractions obtenues par fractionnement Van Soest sur les composts de laboratoire *285*
E.2 Valeurs d'ISB pour les composts de laboratoire *288*

Introduction Générale

« Pécuchet fit creuser devant la cuisine un large trou et le disposa en trois compartiments, où il fabriquerait des composts qui feraient pousser des tas de choses »

(Flaubert, Bouvard et Pécuchet, 1881)

Le compostage des déchets organiques reproduit le processus naturel de transformation dans le sol, des matières organiques fraîches, d'origine animale et végétale, en matière organique humifiée, communément appelée humus. C'est une pratique ancienne, dont on trouve des témoignages dans les lointaines civilisations romaine et même égyptienne (Martin, 2000).

Mais l'évolution des déchets suit étroitement celle des sociétés, et les déchets du passé qui étaient essentiellement organiques (effluents d'élevages, déchets alimentaires, résidus végétaux…) renferment aujourd'hui une gamme très hétérogène de produits (déchets verts, déchets alimentaires, effluents d'élevages et industriels, papiers, emballages plastiques et métalliques,…). Aux composts « artisanaux » destinés à un usage très local se sont ajoutés les composts industriels visant à digérer les déchets des collectivités et des industries agro-alimentaires, pour les valoriser en agriculture. Cette diversité des déchets, accentuée par la diversité des procédés de compostage conduit à une grande variabilité des composts produits.

De nouvelles problématiques ont ainsi vu le jour et la pratique du compostage, en particulier le ***compostage de déchets urbains, se situe à la croisée de problématiques*** *agronomiques, environnementales, sociales et économiques.*

*L'agriculture intensive ou des phénomènes tels que l'érosion conduisent à la diminution des teneurs en matières organiques des sols, provoquant une baisse de leur fertilité. L'utilisation de compost en agriculture pourrait permettre de lutter contre cette tendance à la dégradation des sols. En effet, il est généralement admis que les composts contribuent à l'****entretien de la matière organique des sols****, améliorant ainsi leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques, et qu'ils apportent des* ***éléments fertilisant*** *aux cultures (Leclerc, 2001). Mais la part disponible des éléments fertilisants, en particulier de l'azote, est difficile à estimer et peut conduire soit à une carence en azote des plantes, soit à une sur-fertilisation azotée source de pollution (Chaussod et al., 1997; McDowell & Sharpley, 2003). Une autre source possible de pollution concerne le risque de contamination des sols et des plantes, liée à la présence éventuelle d'éléments traces métalliques dans les déchets compostés (Veeken & Hamelers, 2002).*

L'utilisation des composts en agriculture pourrait également participer à la ***lutte contre l'effet de serre additionnel****, en séquestrant du carbone dans les sols (Houot, 2002). Mais cet effet positif pourrait être*

*contrebalancé par l'**émission de gaz à effet de serre** durant le procédé de compostage ou après l'épandage du compost (Zeman et al., 2002).*

*A ces aspects agronomiques et environnementaux liés à l'usage des composts, s'ajoutent des aspects sociaux et économiques. En effet, la plupart des pays sont confrontés au problème du traitement de déchets de plus en plus nombreux. Cette question de société englobe à la fois des notions **économiques** dues notamment aux coûts de traitements (ADEME, 2000; MEDD, 2003) et des notions **sociales** et culturelles liées à l'acceptabilité de produits issus de déchets, le terme déchet suscitant souvent dégoût et angoisse dans notre société (Lhuilier & Cochin, 1999).*

Depuis la loi Lalonde de 1992, la politique française de gestion des déchets privilégie la valorisation des déchets, soit en terme de recyclage matière, soit en terme de valorisation énergétique. Le compostage fait partie du traitement biologique possible des déchets. Sur les 47 millions de tonnes collectées et traitées par les communes (ordures ménagères strictes, déchets verts, boues de station d'épuration), 24 millions de tonnes sont des déchets organiques (ifen, 2002). Mais seulement 7% environ des tonnages traités le sont par compostage (ADEME, 2000). Selon l'actuel Ministère français de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD), « le traitement biologique des déchets municipaux demeure une priorité forte (...) et si le contexte local le permet, ce mode de traitement est à encourager en priorité pour la fraction fermentescible des ordures ménagères » (MEDD, 2003).

Mais le développement de la filière compostage est dépendant des débouchés qu'ont les composts, en particulier en agriculture. Or les crises récentes traversées par la filière agro-alimentaire et certaines pratiques du passé ont suscités la méfiance face aux composts urbains. L'utilisation sur sols cultivés des composts urbains est aujourd'hui soumise aux exigences fortes des agriculteurs, industriels et consommateurs devenus très sensibles aux questions environnementales et aux questions de santé publique. L'absence de norme stricte sur l'utilisation d'amendements organiques n'améliore pas cette situation.

*Le développement du compostage nécessite le développement de référentiels de qualité (impacts agronomiques et environnementaux) qui passe par « **un effort de recherche pour mieux apprécier les impacts potentiels** » comme l'a formulé le MEDD dans son dossier de presse du 4 juin 2003.*

*Signalons également qu'**il ne s'agit pas là d'une simple préoccupation nationale**, puisque cette problématique concerne la totalité des pays, et particulièrement les pays dits du Sud pour lesquels la production alimentaire et le développement de filières de traitement des déchets constituent des problématiques fortes (Brouwer & Powell, 1998; Asomani-Boateng & Haight, 1999).*

***Notre projet de thèse, débuté en 2000, se trouve donc au cœur de ce contexte**. Ce projet n'a évidemment pas pour but de traiter l'ensemble des questions liées au compostage. Il vise à initier une **typologie** des composts d'origine urbaine, basée sur l'origine des composts (déchets, procédés, et âge) et ses conséquences sur la qualité de la matière organique et la valeur agronomique des composts produits. L'étude que nous avons réalisée concerne des composts d'origine urbaine.*

Le premier objectif de cette étude est de mettre en évidence la part de ***l'influence des déchets compostés, du procédé de compostage, et de la durée de compostage*** *sur les caractéristiques de la matière organique des composts, élément essentiel à la compréhension des effets des apports de composts aux sols. Le deuxième objectif consiste à interpréter la* ***stabilisation de la matière organique*** *des composts, observée au cours du compostage, par l'étude de l'évolution des caractéristiques de cette matière organique. Un troisième objectif est de valider des indicateurs visant à évaluer de manière fiable et opérationnelle le degré de stabilité des composts, appelés* ***indicateurs de maturité****. Enfin, l'approche de la valeur agronomique est également abordée à travers l'aptitude des composts à fournir de l'****azote potentiellement disponible*** *pour les plantes, et à entretenir* ***le stock de matière organique des sols;*** *ces deux aspects de la valeur agronomique ayant des implications environnementales.*

Ce projet vise donc à obtenir à la fois des ***informations scientifiques****, notamment sur la matière organique et l'évolution de ses caractéristiques en cours de décomposition, et des* ***informations appliquées*** *utilisables directement par les fabricants de composts (influence de certains paramètres du compostage, fiabilité des tests de maturité).*

Ce mémoire est divisé en ***trois parties*** *principales. La première est consacrée à une étude bibliographique, qui aborde les généralités sur le compost et la notion de maturité, avant de présenter l'ensemble des données relevées dans la littérature sur l'évolution des caractéristiques physico-chimiques des composts, et plus particulièrement de leurs matières organiques. Cette partie bibliographique fait aussi état des tests utilisables pour évaluer le degré de maturité des composts, et la valeur agronomique attribuée aux composts. Les objectifs de notre travail et la démarche adoptée pour les atteindre, découlent de cette étude bibliographique et sont présentés en conclusion de cette première partie.*

La deuxième partie présente l'ensemble des matériels et méthodes utilisés pour notre étude. Les caractéristiques d'élaboration des composts qui ont servi à notre travail (composts élaborés au laboratoire et composts industriels) y sont détaillées.

Les résultats obtenus font l'objet de la troisième partie qui débute par la présentation des caractéristiques physico-chimiques classiquement mesurées sur les composts. La détermination du niveau de stabilité de la matière organique des composts, présentée au Chapitre II, constitue le fil conducteur de cette partie. Les résultats de caractérisation de la matière organique de ces composts et son évolution au cours du compostage, obtenus à partir de fractionnements chimiques et biochimiques, et à partir d'analyses en infrarouge de la matière organique servent à comprendre les différences de stabilité observées (Chapitre III). Les deux derniers chapitres de cette troisième partie se veulent à vocation plus appliquée. Le premier d'entre eux compare différents indicateurs de maturité et valide ceux qui permettent le mieux de témoigner de la stabilisation de la matière organique des composts. Le dernier chapitre étudie deux aspects de la valeur agronomique des composts : leur efficacité à entretenir le stock de matière organique des sols, et la conséquence de leur apport sur la disponibilité potentielle de l'azote minéral dans le sol. Ces résultats sont discutés et interprétés à la lumière de la caractérisation de la matière organique des composts vue précédemment.

Une typologie des composts, basée sur les résultats obtenus, ainsi que des perspectives de travail, sont présentées en guise de conclusion générale de ce mémoire.

Partie 1 :
Etude Bibliographique

CHAPITRE I : PRESENTATION GENERALE DU COMPOSTAGE 13
I.1 Qu'est ce que le compostage ? *13*
I.2 Pourquoi composter ? *16*
I.3 Les différents composts *17*
I.4 Conditions réglementaires de l'utilisation des composts en agriculture *21*
Conclusion *21*
CHAPITRE II : EVOLUTION DES PRINCIPALES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU COMPOST AU COURS DU COMPOSTAGE 23
II.1 Teneur en eau *23*
II.2 Matière organique, carbone et azote *24*
II.3 pH, CEC et conductivité électrique *26*
Conclusion *27*
CHAPITRE III : CARACTERISTIQUES DE LA MATIERE ORGANIQUE DES COMPOSTS ET EVOLUTION AU COURS DU COMPOSTAGE 29
III.1 Composés organiques susceptibles d'être présent dans les composts *29*
III.2 Evolution des caractéristiques de la matière organique des composts au cours du compostage *34*
Conclusion *44*
CHAPITRE IV : MATURITE DES COMPOSTS 45
IV.1 Qu'est ce que la maturité d'un compost ? *45*
IV.2 Critères d'évaluation de la maturité d'un compost *46*
Conclusion *51*
CHAPITRE V : VALEUR AGRONOMIQUE DES COMPOSTS 53
V.1 Généralités sur le rôle des matières organiques du sol *53*
V.2 Valeur amendante du compost *57*
V.3 Valeur azotée des composts *60*
V.4. Autres effets des composts sur les caractéristiques du sol *64*
Conclusion *65*
CONCLUSION DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE (OBJECTIFS DU PROJET) 67
Objectifs du projet et Démarche adoptée *68*

Chapitre I :
Présentation Générale du Compostage

Le terme de compost est un terme familier à chacun car la pratique du compostage est ancestrale. Mais ce terme reste souvent assez flou et désigne pour beaucoup un matériau organique en état de décomposition plus ou moins avancé destiné à un retour au sol. Pourtant derrière cette appellation se cachent des produits aux caractéristiques apparemment variées, allant des composts des particuliers faits dans leur jardin, aux compost d'ordures ménagères fabriqués de manière industrielle. Ce chapitre présente les différentes phases d'élaboration d'un compost, la diversité des déchets compostables et les différentes utilisations possibles des composts.

I.1 Qu'est ce que le compostage ?

I.1.a Définition

Il existe plusieurs définitions assez voisines du compostage (Kaiser, 1981; de Bertoldi *et al.,* 1983; Leclerc, 2001) qui permettent de le définir de la manière suivante :

> **Le compostage est un processus contrôlé de dégradation des constituants organiques d'origine végétale et animale, par une succession de communautés microbiennes évoluant en condition aérobies, entraînant une montée en température, et conduisant à l'élaboration d'une matière organique humifiée et stabilisée. Le produit ainsi obtenu est appelé compost.**

Le processus du compostage est similaire à celui de l'humification naturelle des résidus organiques en substances humiques dans les sols. C'est sûrement pour cette raison que le compostage est traditionnellement associé à une pratique naturelle de décomposition des déchets. Certains articles font d'ailleurs référence à un compostage « naturel », par opposition au compostage accéléré que nous définirons un peu plus loin dans ce chapitre (Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989).

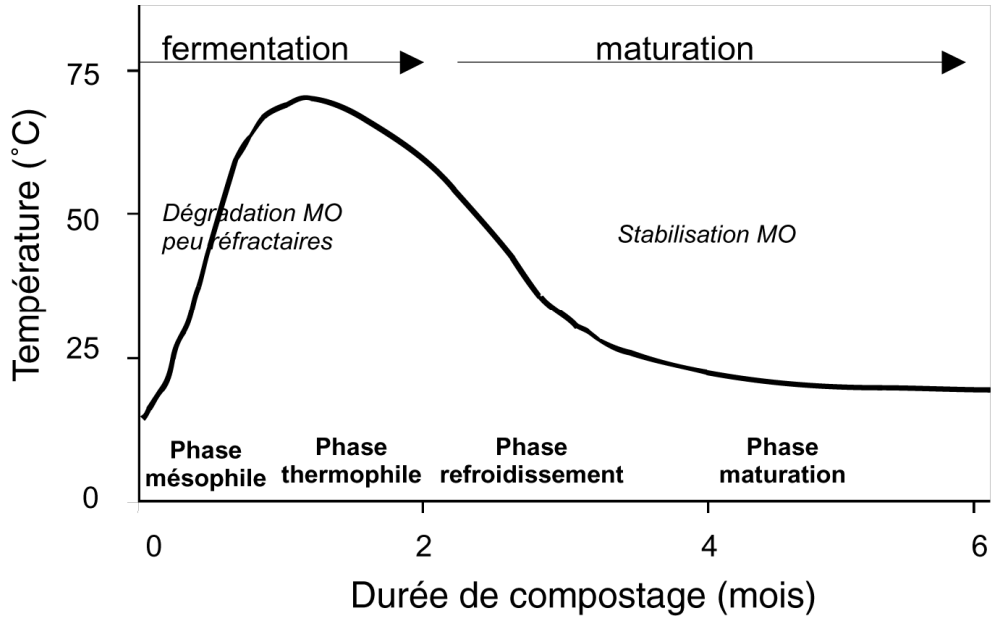
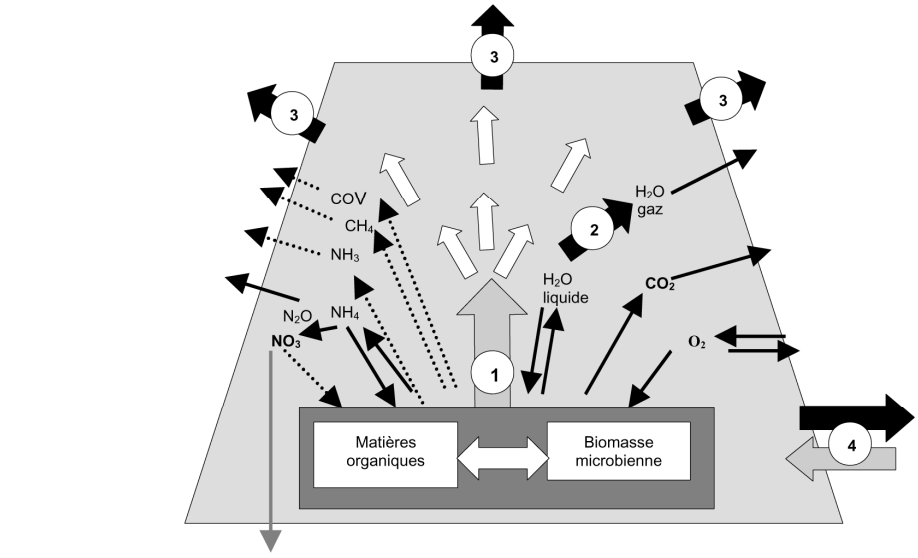


***Figure 1.1** : Courbe théorique d'évolution de la température au cours du compostage.*



Chaleur générée par la dégradation microbienne des matières organiques (1) ou acquise par transfert forcé d'air (4)

Perte de chaleur par vaporisation de l'eau (2), par conduction sur la surface d'échange (3), par transfert d'air au sein du compost (4)

Transfert de chaleur par convection au sein du compost

Transfert, production et consommation courants des principaux composés chimiques

Pertes possible des nitrates par lessivage

Transfert, production et consommation des principaux composés chimiques pouvant avoir lieu en condition anaérobies

***Figure 1.2** : Représentation schématique des principaux transferts de chaleur et de matière au sein du compost.*

I.1.b Les quatre phases du compostage

Le compostage est accompagné de production de chaleur. Il est largement admis depuis longtemps que la chaleur générée au sein du compost est essentiellement d'origine biologique, c'est à dire due à l'activité microbienne (Waksman *et al.,* 1939). Des oxydations chimiques exothermiques peuvent également prendre part à l'échauffement du compost. Mais l'origine abiotique de l'échauffement est considérée négligeable devant l'origine biologique, lorsque les températures n'atteignent pas des valeurs très stressantes pour l'activité microbienne (plus de 80°C) (Finstein & Morris M.L. 1975; Miller *et al.*, 1989).

L'évolution schématique de la température au sein du compost permet de définir quatre phases au cours du compostage (Figure 1.1). Ces phases sont largement décrites dans la littérature (Leclerc, 2001) .

- La **phase mésophile** est la phase initiale du compostage. Durant les premiers jours de compostage, la présence de matières organiques facilement biodégradables entraîne une forte activité microbienne (bactéries et champignons) générant une forte production de chaleur et une montée rapide de la température au cœur du compost.

- Très vite la température atteint des valeurs de 60°C voire 75°C. Cette phase est appelée **phase thermophile** car seuls les micro-organismes thermorésistants (essentiellement des bactéries) peuvent survivre à ces hautes températures. Au cours de cette phase, une part importante de matière organique est perdue sous forme de CO_2, et un assèchement du compost lié à l'évaporation de l'eau est souvent observé.

- A la phase thermophile succède la **phase de refroidissement**. La diminution de la quantité de matières organiques facilement dégradables provoque un ralentissement de l'activité microbienne. La chaleur générée par la dégradation microbienne est alors inférieure aux pertes dues aux échanges surfaciques et à l'évaporation, entraînant un refroidissement du compost. Cette phase de refroidissement peut être très progressive ou au contraire très rapide en fonction des conditions climatiques ou de la taille du tas de compost par exemple. Au cours de cette phase, des micro-organismes mésophiles colonisent à nouveau le compost.

- Au cours de la dernière phase appelée **phase de maturation,** les processus d'humification prédominent, ainsi que la dégradation lente des composés résistants. Cette phase de maturation dure jusqu'à l'utilisation des composts.

Les deux premières phases qui sont des phases de dégradation des matières organiques sont regroupées sous le nom de **fermentation** (du latin fermentation signifiant *altération*), correspondant à une **phase de dégradation intensive** de la matière organique. S'il s'agit effectivement de processus de dégradation de la matière organique, il ne s'agit pas au sens strict d'une fermentation (métabolisme énergétique au cours duquel le

substrat est dégradé en anaérobiose), car par définition, le compost doit évoluer en conditions aérobies. Mais par extension, le terme fermentation définit les modifications chimiques du substrat liées à l'activité microbienne, tant en aérobiose qu'en anaérobiose (Dictionnaire d'Agriculture – Conseil International de langue française, 1999). Certains auteurs parlent même de fermentation aérobie. Ce terme de fermentation est très utilisé dans le milieu du compostage (Sugahara & Ionoko, 1981; Harada *et al.*, 1981; Godin P. 1981; Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989).

Bien que globalementle compostage se fasse en conditions aérobies, plusieurs travaux ont mis en évidence la présence possible de **sites anaérobies** durant la phase de dégradation intensive (Kirchmann & Widen, 1994; Beck-Friis *et al.*, 2000; He *et al.*, 2000). De tels sites peuvent s'expliquer par l'intense activité microbienne consommatrice d'oxygène et génératrice de gaz carbonique combinée à un manque d'aération du compost.

Signalons également que cette vision des quatre phases du compostage est avant tout une vision théorique qui représente ce qui se passe au cœur du compost. L'évolution de température au sein d'un compost dépend de la production interne de chaleur et des échanges avec l'extérieur (Figure 1.2) (Bach *et al.*, 1987). Un tas de compost est un milieu hétérogène, qui a des surfaces d'échange avec le milieu extérieur, des zones de tassement, et des gradients de température et d'humidité (Miller *et al.*, 1989; Fermor, 1993). Pour réduire cette hétérogénéité et favoriser la biodégradation, un travail du compost est souvent réalisé, généralement durant la phase de dégradation: retournement, arrosage et criblage. Ce travail entraîne fréquemment une reprise de l'activité microbienne, traduite par des remontées de la température.

I.2 Pourquoi composter ?

Le compostage permet de **transformer** un matériau en fin de vie, **le déchet, en un produit utilisable**, le compost. L'intérêt premier d'un compost est d'être un **amendement organique permettant d'améliorer la fertilité des sols** (voir Chapitre V). Par rapport à des déchets non compostés le compostage présente un certain nombre d'autres avantages :

- Le compostage permet de **réduire les masses et les volumes** d'environ 50% par rapport aux déchets initiaux. Ces réductions sont dues à la minéralisation des composés organiques, à la perte d'eau et à la modification de la porosité du milieu (Das & Keener, 1997; Eklind & Kirchmann, 2000a).

- La perte en matière organique entraîne une **concentration des éléments minéraux** au sein du compost (Kirchmann & Widen, 1994).

- L'augmentation de la température permet la **destruction des agents pathogènes.** D'autres facteurs qui restent à étudier pourraient intervenir (Stentiford, 1996; Sidhu *et al.*, 1999).

- L'action combinée de l'élévation de température et de la libération d'agents inhibiteurs permet la **destruction de graines d'adventices** (Wiart, 1997 cité par Leclerc, 2001)

I.3 Les différents composts

En théorie, tout déchet organique biodégradable est compostable. Le travail réalisé dans le cadre de ce mémoire ne portant que sur les composts d'origine urbaine, les composts obtenus à partir d'autres déchets organiques ne sont abordés que superficiellement.

I.3.a Les composts d'origine urbaine

Les composts d'origine urbaine ont fait l'objet de nombreuses études depuis une cinquantaine d'années. La France produit environ 47 millions de tonnes de déchets municipaux (ensemble des déchets collectés et traités sous la responsabilité des municipalités et leurs groupements), dont environ la moitié est composée de composés biodégradables (ifen, 2002). La loi Lalonde de 1992 qui prévoyait l'interdiction de mise en décharge des déchets dits non-ultimes (c'est à dire pouvant être traités par recyclage, valorisation biologique, ou incinération), renforcée par les circulaires d'avril 1998 et de juin 2001 du ministère de l'environnement et de l'aménagement du territoire, ont mis en avant le compostage dans le traitement des déchets urbains. Toutefois, le développement du compostage de déchets urbains est dépendant des débouchés qu'ont les composts, en particulier en agriculture. L'obtention de composts de qualité (valeur agronomique avérée et inoccuité) est donc nécessaire.

L'efficacité des traitements des déchets urbains par compostage s'est considérablement améliorée ces dernières années. Cette amélioration est due en partie à la mise en place des collectes sélectives. Développées en France depuis un dizaine d'années, les collectes sélectives multimatériaux concernent près d'un Français sur trois (ADEME, 2000). Ce tri en amont est accompagné d'une efficacité croissante des techniques et matériels utilisés sur les plates-formes de compostage : amélioration du tri (table densimétrique, aimantation, soufflerie) et amélioration des techniques de compostage (suivi continu de la température, de l'humidité,…). L'engagement croissant des industriels et des exploitants pour produire des composts de qualité, en s'appuyant sur une meilleure connaissance du compostage, participe à cette amélioration.

Mentionnons également qu'il existe des différences importantes de compositions des déchets ménagers selon les pays, liées en grande partie aux différences de modes de vie (Tableau 1.1).

● ***Les déchets urbains compostés***

Les composts urbains sont élaborés à partir d'une gamme hétérogène de matériaux. Les déchets urbains compostables peuvent être répartis en cinq catégories (Figure 1.3) :

- **Déchets verts** : Ensemble de déchets végétaux issus des jardins publics ou privés : tontes d'herbe, élagage, feuilles…..

- **Ordures ménagères** : Ensemble des déchets ménagers produits par les collectivités ne pratiquant pas la collecte sélective.

- **Ordures ménagères résiduelles** : Fraction résiduelle des déchets ménagers obtenue après séparation des papiers, cartons, verres et emballages collectés séparément. Elles sont également appelées ordures ménagères grises du fait de la couleur de la poubelle utilisée par les collectivités qui pratiquent ce type de collecte sélective.

- **Fraction fermentescible** (putrescible) des ordures ménagères : Déchets organiques biodégradables, ou biodéchets (déchets de cuisine, fleurs, etc…), récupérés lors de collectes sélectives visant à les isoler des autres composés non putrescibles. Les déchets verts des jardins des particuliers sont souvent collectés avec cette fraction. Les déchets de marchés constituent également cette catégorie.

- **Boues de stations d'épuration urbaines** : En raison de leur très forte humidité, les boues doivent être mélangées à un structurant pour être compostées. Ce structurant est constitué de déchets verts, ou de palettes de bois.

***Tableau 1.1** : Composition moyenne des ordures ménagères dans différents pays.*

	Principaux composants des ordures ménagères *(en % du tonnage brut)*				
	Fermentescibles (pas papiers-cartons)	Papiers-cartons	Verre	Plastiques	Métaux
France (ifen, 2002)	29	25	13	11	4
Allemagne (Kranert *et al.,* 2002)	32	22	8	5	10
Grèce (Kranert *et al.,* 2002)	50	20	5	10	5
USA (Parr & Hornick, 1993)	28	34	7	9	8
Accra (Ghana) (Asomani-Boateng & Haight, 1999)	85	5	2	3	3
Ibadan (Nigeria) (Asomani-Boateng & Haight, 1999)	56	13	2	6	-

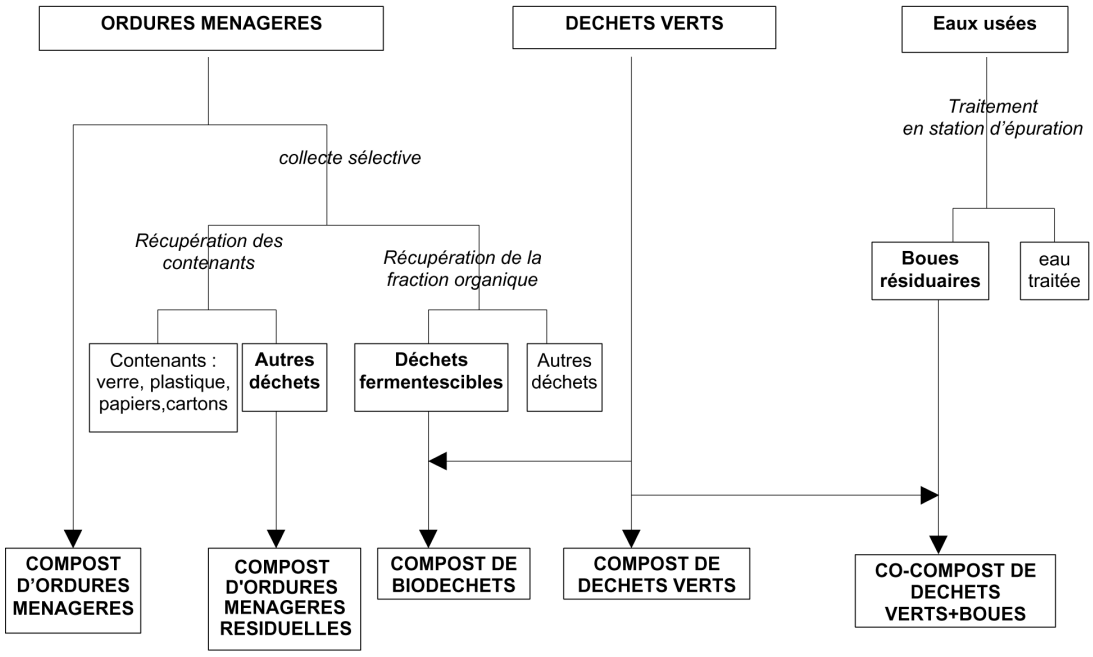


***Figure 1.3** : Les différents types de composts urbains.*

• *Les procédés industriels de compostage*

En France, il existe plus de deux cents installations de compostage, tous déchets confondus (ADEME, 2000). Les procédés de compostage sont propres à chaque site. Il existe une **grande variété d'usines** de compostage. Elle va des plates-formes les plus basiques constituées uniquement d'une surface à l'air libre pour placer les andains et de quelques engins (broyeurs, tracto-pelles), aux plates-formes très sophistiquées constituées d'espaces abrités, d'appareils de contrôle continu de la température, de la teneur en oxygène, de systèmes de ventilation, etc…

Une des contraintes majeures à l'utilisation de composts est la présence d'**inertes** comme les plastiques, le verre ou les métaux. Les usines de compostage sont donc pourvues de techniques de tris afin d'éliminer les matériaux indésirables contenus dans les déchets ménagers. La difficulté du tri consiste à éliminer le maximum d'indésirables en conservant le maximum de déchets organiques pour l'élaboration du compost. Les cribles en entrée de chaîne de tri permettent d'éliminer les éléments les plus grossiers. Mais un criblage fin aura l'inconvénient d'éliminer une partie de la matière organique (de Bertoldi, 1993). Les tables densimétriques permettent l'élimination des éléments lourds (cailloux, verres, métaux). Des aimants sont également utilisés pour la récupération des métaux. L'élimination du verre, du fait sa friabilité, et l'élimination des plastiques, du fait de leur légèreté et de leur friabilité, sont particulièrement difficiles (Stentiford, 1996). Les teneurs en indésirables sont dépendantes de la qualité des collectes et du tri, et peuvent atteindre une dizaine de pour-cents de la masse sèche (Wolkowski, 2003).

Pour faire face aux flux importants des déchets urbains produits, notamment les ordures ménagères, et afin de limiter le temps de séjour des produits sur les plates-formes, les usines de compostage utilisent des procédés visant à fournir des conditions optimales pour la biodégradation en intervenant essentiellement sur deux paramètres : la taille des composés organiques et l'aération.

Réduire la **taille des particules organiques** par broyage et criblage permet d'augmenter les surfaces d'échanges et d'accélérer ainsi leur biodégradation. La dilacération (procédé BRS par exemple), le criblage ou le broyage sont des techniques utilisées pour réduire la taille des déchets en début de procédé de compostage. Mais cela entraîne également une réduction de la taille des indésirables, qui sont alors plus difficiles à éliminer (Stentiford, 1996).

L'**oxygénation** des composts est assurée soit par des retournements réguliers, soit par ventilation, soit par la combinaison de ces deux actions. Outre l'avantage de permettre une bonne oxygénation, les retournements réguliers, ou mélanges mécaniques, permettent d'exposer de nouvelles surfaces à la biodégradation et de réduire ainsi les hétérogénéités de la matrice du compost (Smars *et al.*, 2001). La ventilation des composts, appelée également aération forcée, consiste à insuffler ou à aspirer de l'air à la base du compost sur toute la longueur de l'andain. La ventilation est considérée comme plus efficace que les mélanges mécaniques (de Bertoldi, 1993). Certaines techniques, comme la technique Siloda® par exemple, combinent ces deux méthodes : le compost suit un parcours composé de plusieurs silos parallèles pourvus d'une aération au sol; après quelques jours dans un silo, le compost est transféré au silo voisin grâce à une roue de type moulin à eau entraînée mécaniquement, assurant ainsi un mélange du compost. Les procédés n'utilisant que des techniques de retournements sont généralement appelées **procédés lents**, par opposition aux procédés utilisant l'aération forcée appelés **procédés accélérés**.

Entre la phase de dégradation intensive et la phase de maturation, certaines usines procèdent à un ultime criblage appelé **affinage** afin de conférer aux composts une texture fine.

Les techniques visant à stimuler la biodégradation, sont appliquées en début de procédé de compostage, pendant la phase dite de fermentation. Souvent la phase de **maturation** se limite à un simple stockage du compost sur la plate-forme. La durée de cette phase ainsi que l'entretien du compost durant cette phase dépendent alors beaucoup des conditions externes: accessibilité du tas sur la plate-forme, demande d'approvisionnement.

I.3.b Autres composts

● *Les composts d'effluents d'élevage*

Composter les effluents d'élevage est une pratique courante et ancienne. Le compost obtenu à partir de fumier de bovins est le compost d'effluent d'élevage le plus courant, mais des composts à partir de fumier d'ovins, de porcs et de volailles, et à partir de lisier de porcs sont également réalisés (Leclerc, 2001).

● *Les composts de déchets industriels et agricoles*

Il s'agit principalement du compostage de déchets de sucreries de la filière betteravière pour les industries agro-alimentaires, et des déchets de papeteries pour l'industrie hors agro-alimentaire.

I.4 Conditions réglementaires de l'utilisation des composts en agriculture

Les composts sont essentiellement utilisés en agriculture, mais également pour la revégétalisation des sites, ou comme support de culture.

Pour pouvoir être utilisés, les composts doivent faire l'objet d'une procédure d'homologation, ou répondre aux critères de spécification définis dans la norme 44-051 définissant les amendements organiques. Cette norme est d'application obligatoire pour l'utilisation de ces produits, mais est très peu contraignante en raison notamment de l'absence de critères d'innocuité (polluants et pathogènes). Elle est actuellement en cours de révision .

Les composts n'entrant pas dans le cadre de cette norme (composts de boues de station d'épuration par exemple) doivent être utilisés dans le cadre d'un plan d'épandage.

L'utilisation des composts en agriculture biologique est possible, lorsque le besoin est reconnu par l'organisme de contrôle. Les composts d'effluents d'élevage (sauf l'élevage hors-sol), les composts de déchets verts et les composts de biodéchets peuvent être utilisés en agriculture biologique. Cependant, ces derniers doivent avoir des teneurs très faibles en métaux (Leclerc, 2001).

Conclusion

Le compostage des déchets urbains s'inscrit dans un contexte de gestion de déchets urbains de plus en plus nombreux. C'est un mode de traitement des déchets qui permet d'obtenir un produit utilisé principalement en tant qu'amendement organique en agriculture. Il existe une grande diversité de composts, liée à la diversité de la nature des déchets compostés, et à la diversité des procédés de compostage. La mise en place de collecte sélective, l'amélioration des techniques de compostage utilisées, et la prise en considération croissante des questions environnementales par les industriels, contribuent à améliorer la qualité des composts.

Cependant, le compostage en France ne constitue aujourd'hui qu'une faible part du traitement des déchets d'origine urbaine. Le développement du compostage en France passe par une amélioration des connaissances de la valeur agronomique des composts et de leur innocuité.

Chapitre II :
Evolution des Principales Caractéristiques Physico-Chimiques du Compost au Cours du Compostage

Le compostage s'accompagne de modifications des caractéristiques physico-chimiques des matériaux compostés. Ce chapitre présente les grandes tendances de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques les plus classiquement suivies au cours du compostage. Il s'agit des teneurs en eau, matière organique, carbone, et azote, ainsi que le pH, la conductivité électrique et la capacité d'échange cationique. La présentation plus détaillée de l'évolution des caractéristiques de la matière organique des composts fera l'objet du chapitre suivant.

II.1 Teneur en eau

Le taux d'humidité de la matrice du compost conditionne les échanges en oxygène et donc l'activité microbienne (Jeris & Regan, 1973a). L'humidité idéale est celle qui permet un bon compromis entre les deux paramètres importants pour l'activité microbienne, à savoir l'aération du milieu et sa teneur en eau. L'humidité idéale est liée à la densité du milieu, qui est fonction des déchets compostés et qui augmente au cours du compostage. L'humidité optimale pour le compostage généralement située entre 50 et 80% de la masse brute totale (Willson, 1989; Richard *et al.*, 2002) .

Une partie de l'énergie calorique dégagée lors du compostage sert à l'évaporation de l'eau qui est en grande partie évacuée à l'extérieur du compost, provoquant son assèchement. L'intensité de ces pertes varient selon les caractéristiques des matériaux compostés, et les conditions de compostage. Des pertes de l'ordre de 50% du taux d'humidité sont fréquemment mesurées (Canet & Pomares, 1995; Sadaka & El.Taweel, 2003). Pour compenser une perte excessive en eau qui limiterait l'activité microbienne, un arrosage des composts est souvent réalisé.

II.2 Matière organique, carbone et azote

La matière organique d'un compost est constituée principalement des matières organiques plus ou moins dégradées des déchets compostés. La biomasse microbienne représente moins de 5% de la masse totale de matière organique d'un compost (Annabi, 2001). Seules les teneurs et les évolutions au cours du compostage de la matière organique et du carbone organique sont discutées ici.

II.2.a Matière organique

La minéralisation importante de la matière organique entraîne une diminution des teneurs en matières organiques au cours du compostage. Les composts se caractérisent donc par des teneurs en matière organique inférieures à celles des déchets bruts. La diminution relative de matière organique (rapport entre la masse de matière organique perdue et la masse de matière organique initiale) est très variable et dépend des conditions de compostage et de sa durée. Ces pertes peuvent atteindre 20 à 60% de la matière organique initiale (Iannotti *et al.*, 1994; Canet & Pomares, 1995; Atkinson *et al.*, 1996).

II.2.b Carbone organique

Le carbone organique est l'un des principaux constituants des déchets organiques compostés. Le carbone total est composé du carbone organique total (COT) et du carbone minéral sous forme de carbonates et bicarbonates. Le COT représente généralement plus de **90% du carbone total** des composts (Navarro *et al.*, 1993). Les déchets bruts ont des teneurs en COT de 20 à 30% pour les déchets verts (Riffaldi *et al.*, 1986; Vallini *et al.*, 1993), 25 à 50% pour les ordures ménagères (Garcia *et al.*, 1992; Avnimelech *et al.*, 1996) et 30 à 40% pour les boues (Garcia *et al.*, 1992; Diaz-Burgos *et al.*, 1993; Ayuso *et al.*, 1996; Bernal *et al.*, 1998a).

La teneur en COT diminue au cours du compostage. La principale raison de cette diminution est l'utilisation par les micro-organismes du milieu des substances organiques indispensables à leur métabolisme, conduisant à la minéralisation en dioxyde de carbone (CO_2). La présence possible de sites anaérobies dans la matrice peut entraîner des émissions de méthane (CH_4) liées à des métabolismes de type fermentaire (He *et al.*, 2000). Selon Beck-Friis & Smars (2003), l'émission de méthane, si elle a lieu, ne se produit que durant la phase thermophile et représente moins de 2% du COT initial dans le cas d'un compost de biodéchets peu aéré.

Des acides gras volatils, présents dans les composts jeunes, peuvent également être émis au cours du compostage. Ils apparaissent dans le cas d'une oxydation incomplète du carbone organique et traduisent donc un métabolisme anaérobie. Ils ne sont présents qu'en début de compostage (phase mésophile), représentent moins de 10% du COT, et contribuent à diminuer le pH (Michel & Reddy, 1998; Beck-Friis & Smars, 2003).

II.2.c Azote

L'azote est avec le carbone, l'un des éléments les plus importants entrant dans la constitution des matières organiques.

Au cours du compostage, l'azote organique des déchets se minéralise. Les formes principales de l'azote minéral des composts sont l'ammonium (NH_4^+), et les nitrates (NO_3^-) lorsque la nitrification va jusqu'à son terme. Une partie de cet azote minéral est réincorporé dans le métabolisme microbien des micro-organismes actifs au cours du compostage, une partie est incorporée dans la matière organique des composts lors de leur humification, et une partie est libérée dans la matrice sous forme d'azote minéral (Larsen & McCartney, 2000). En fin de compostage, les phénomènes de minéralisation deviennent prédominants, et une augmentation de la teneur en NO_3^- est fréquemment observée (Sanchez-Monedero *et al.,* 2001). On observe donc généralement l'augmentation de la concentration en azote total dans la matière sèche résiduelle. Cependant des pertes d'azote sont possibles, soit par lessivage des nitrates dans le cas de lots de composts non protégés des intempéries, soit par volatilisation d'ammoniac (NH_3), ou d'oxyde nitreux (N_2O). Les émissions de NH_3 qui représentent les principales pertes, sont étroitement corrélées au pH et à la présence d'acides gras volatils. Elles ont lieu lors de la phase de dégradation intensive. En condition optimale d'aération, la montée du pH entraîne une transformation de NH_4^+ en NH_3 volatile. A l'inverse, des conditions d'oxygène limitant provoquent une augmentation de la teneur en acides gras volatiles, d'où une diminution du pH, et un blocage de l'azote sous forme de NH_4^+ (Michel & Reddy, 1998).

L'azote total représente généralement 1 à 4% de la masse sèche totale de compost, et est composé à moins de 10% d'azote minéral (Hirai *et al.,* 1986; Willson, 1989; Kapetanios *et al.,* 1993; Canet & Pomares, 1995; Bernal *et al.,* 1998b; Brinton & Evans, 2000).

II.2.d Rapport C/N

Il est largement connu que la biodégradabilité d'un déchet organique est dépendante de son rapport C/N. Beaucoup de travaux ont déterminé des valeurs optimales et des valeurs limites permettant le compostage. Pour un même déchet à C/N compris entre 107 et 18 (par ajout de N), Larsen & McCartney (2000) ont trouvé une biodégradation optimale avec un C/N de 29. Plus généralement il semble que des C/N compris entre 25 et 40 permettent un compostage satisfaisant (Willson, 1989; Leclerc, 2001; Sadaka & El.Taweel, 2003).

Une large gamme de C/N est mentionnée dans la littérature sur les composts. Il n'y pas de différence selon le type de déchets. Pour des composts jeunes, les C/N varient de 10 (Hirai *et al.,* 1986; Bernal *et al.,* 1998b; Gagnon *et al.,* 1999) à 80 (Roletto *et al.,* 1985b). Le C/N diminue au cours du compostage pour arriver à des valeurs généralement comprises entre 8 et 25 (Roletto *et al.,* 1985b; Hirai *et al.,* 1986; Kapetanios *et al.,* 1993; Bernal *et al.,* 1998b; Eggen & Vethe, 2001).

II.3 pH, CEC et conductivité électrique

II.3.a pH

Les pH des déchets urbains sont compris entre 5 et 9 (Morel *et al.,* 1986). Selon de Bertoldi *et al.* (1983), l'acidité des déchets n'apparaît pas limitant pour le compostage.

Globalement, les déchets initiaux ont une acidité légèrement plus forte que les composts finis. Mais beaucoup de travaux ont mis en évidence une phase d'acidification en début de compostage. Cette phase d'acidification est principalement due à la production anaérobie d'acides organiques et à l'immobilisation de l'ammonium dans la biomasse microbienne durant la phase mésophile. Ensuite, durant la phase thermophile, les acides organiques sont dégradés entraînant une alcalinisation du compost, phénomène accentué par la minéralisation de l'azote.

II.3.b Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) est largement présente dans la bibliographie sur le compost. Elle représente la quantité maximale de cations (ions positifs) que la matrice peut adsorber. La CEC évolue dans le même sens que le pH du fait de la libération de charges négatives avec l'augmentation du pH (Duchaufour, 1997). Pouvant être inférieure à 40 en début de compostage, la CEC augmente au cours du compostage et atteint des valeurs supérieures à 60 meq/100g (Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989; Saharinen, 1998).

II.3.c Conductivité électrique

La conductivité électrique n'est que rarement mentionnée dans la littérature sur le compost. Pourtant elle est directement liée à la salinité et traduit donc un potentiel de phytotoxicité. Hirai *et al.* (1986) ont montré une proportionnalité entre phytotoxicité et conductivité électrique. Dans leur étude, Garcia *et al.* (1992) attribuent une inhibition de la germination du cresson à la forte conductivité (4 $mS.cm^{-1}$) d'un compost d'ordures ménagères.

L'évolution de la conductivité, c'est à dire l'évolution de la concentration en sels, s'explique par la combinaison de trois phénomènes. La minéralisation de la matière organique lors du compostage entraîne une augmentation de la concentration en sels et donc une augmentation de la conductivité. Mais elle peut être modérée voire annulée par le lessivage des sels lorsque les andains de composts sont sujets aux précipitations ainsi que par une diminution de l'extractibilité des sels due à leur fixation plus importante sur la matière

organique stabilisée. C'est pour cela que la conductivité électrique n'évolue pas dans le même sens en fonction des études. Avnimelech *et al.* (1996) mesurent une diminution de la conductivité de 8 $mS.cm^{-1}$ à 4 $mS.cm^{-1}$. Partant d'un déchet de conductivité de 2.5 $mS.cm^{-1}$, Michel & Reddy (1998) constatent que l'aération du compost joue sur la concentration en sels : la conductivité est de 3 $mS.cm^{-1}$ dans le cas du compost bien aéré et dépasse 7 $mS.cm^{-1}$ dans le cas du même déchet composté avec une aération réduite.

Ajoutons que la conductivité électrique est mesurée sur extrait et qu'elle est très sensible au rapport d'extraction et la température à laquelle est réalisée cette extraction. Cela rend difficile la comparaison de résultats issus de travaux différents.

Conclusion

Le compostage se traduit par une modification de l'ensemble des principales caractéristiques physico-chimique des matériaux initiaux. La perte de masse observée au cours de compostage résulte de la minéralisation de la matière organique, en particulier du carbone qui est perdu sous forme de CO_2, et de l'évaporation de l'eau. Durant le compostage, l'azote organique se minéralise, donnant de l'ammonium, puis des nitrates quand le compost atteint un âge avancé. Du fait de la perte en matière, la teneur finale en azote total d'un compost est généralement supérieure à sa teneur initiale. Cette concentration de l'azote simultanément à la minéralisation du carbone conduit à une diminution sensible du C/N. Hormis lorsque le compost se trouve dans des conditions anaérobies, le pH des compost est généralement basique et augmente au cours du compostage.

Chapitre III :
Caractéristiques de la Matière Organique des Composts et Evolution au cours du Compostage

Le compostage est un procédé biologique transformant les matières organiques des déchets en matière organique humifiée. L'humification de la matière organique contribue à la diminution de la biodégradabilité de la matière organique des composts, souvent appelée ***stabilisation****. Ce chapitre présente les différents composés organiques des matériaux à partir desquels sont élaborés les composts urbains. Les données bibliographiques concernant l'évolution des caractéristiques de la matière organique au cours du compostage de divers matériaux, obtenues par des techniques issues du domaine de l'étude de la matière organique du sol, constituent la seconde partie de ce troisième chapitre.*

III.1 Composés organiques susceptibles d'être présent dans les composts

Les déchets organiques présents dans les déchets des collectivités peuvent être subdivisés en cinq classes principales :

- les **déchets végétaux**
- les **déchets de cuisine d'origine végétale ou animale**
- les **papiers** et **cartons**
- les **plastiques**, indésirables riches en carbone
- les **boues** issues du traitement des eaux

Une variété importante de composés organiques constitue dans des proportions variables ces déchets initiaux. Ces composés peuvent se retrouver dans les composts tout au long du compostage : sucres simples, cellulose, lignine, protéines.

III.1.a Glucides

Les glucides, appelés aussi hydrates de carbone, sont des composés polyhydroxylés qui comprennent les oses (sucres simples), les holosides résultant de la polycondensation des sucres simples entre eux

(oligosaccharides comprenant moins de 10 oses et polysaccharides), et les hétérosides qui sont des molécules complexes obtenues par association de sucres simples avec des substances non polymérisées (Arnaud, 1990).

● ***Sucres simples***

Les sucres simples, appelés également monosaccharides ou oses, sont constitués de **chaînes aliphatiques** et ont pour formule brute ($C_nH_{2n}O_n$). Ils possèdent plusieurs fonctions alcool (R-OH) et une fonction carbonyle (R-CHO avec double liaison C=O). Les sucres simples sont **très présents dans les végétaux**, et donc dans les biodéchets. Abondants dans la matière en décomposition, ils sont à la fois synthétisés et détruits par les microorganismes. Ainsi leur présence au sein d'un substrat est dépendante de l'humidité, de la température et de la ressource en énergie des microorganismes (Stevenson, 1994).

● ***Polysaccharides***

Les polysaccharides constituent la **forme principale des glucides** dans la matière organique en décomposition (Cheshire *et al.*, 1979; Stevenson, 1994). Ce sont des homopolymères qui résultent de la condensation entre elles d'un grand nombre de molécules de sucres simples. Leur masse moléculaire est très élevée. Les polysaccharides sont d'origine végétale ou microbienne. Dans la matière organique ayant un niveau de décomposition avancé, les polysaccharides sont principalement issus du métabolisme microbien (Stevenson, 1994). La complexité de leur structure qui peut les rendre résistants aux attaques enzymatiques, leur adsorption sur des composés minéraux ou encore leur liaison avec des substances humiques peuvent conférer aux polysaccharides une certaine résistance à la biodégradation (Stevenson, 1994). Les polysaccharides d'origine végétale les plus abondants sont la cellulose et l'hémicellulose.

La **cellulose** est une macromolécule constituée de l'enchaînement n fois répété (n =1500) de cycles gluco-pyranose ($(C_6H_{12}O_6)_n$). Elle constitue la **paroi des cellules végétales** et est l'un des principaux constituants du bois. Elle est utilisée dans la fabrication du **papier**, ou pour la fabrication de textiles artificiels. La cellulose se retrouve donc en abondance dans la composition des déchets urbains. Elle existe sous forme amorphe, ou sous forme cristalline plus résistante à la dégradation enzymatique et microbienne (Stevenson, 1994). La cellulose est **dégradée par des microorganismes aérobies et anaérobies** (champignons et bactéries) (Smith *et al.*, 1993; Duchaufour, 1997).

Les **hémicelluloses** sont définies comme étant des polysaccharides alcalino-solubles. Elles peuvent être linéaires ou ramifiées et constituées de 2 à 6 monomères suivants : xylose, galactose, glucose et mannose et d'acides glucuroniques. Les hémicelluloses sont des constituants végétaux qui **accompagnent la cellulose** dans la constitution du bois.

● ***Hétérosides***

Les hétérosides sont des hétéropolymères constitués par l'association de glucides simples et de substances diverses de nature non glucidique. Les **amino-sucres** comme la glucosamine font partie de cette famille. La liaison se fait au niveau du carbone anomère du glucide. L'aglycone (partie non glucidique) de

l'hétéroside, qui se lie au glucide soit par un atome d'oxygène soit par un atome d'azote est souvent un **composé phénolique** (groupe hydroxyle OH lié à un C d'un cycle aromatique). Les hétérosides sont abondants chez les végétaux et animaux. Citons notamment les acides nucléiques comme les acides ribonucléiques (**ARN**) et acides désoxyribonucléiques (**ADN**) qui jouent un rôle important dans la nature.

III.1.b Lignines

Les lignines sont des **polymères aromatiques** de poids moléculaire élevé, obtenus à partir de trois monomères phénoliques : l'hydroxyphénol, le guaiacyl, et le synringyl. Ces unités de base sont reliées par plus de 12 liaisons possibles (C-O et C-C). La biopolymérisation de la lignine se fait dans les parois cellulaires des végétaux par oxydation enzymatique.

Après les polysaccharides, les lignines sont les principaux constituants des plantes. Elles sont présentes dans les feuilles et tiges (jusqu'à 10% de la masse), et dans le bois (jusqu'à 30% de la masse) (Reid, 1995; Derenne & Largeau, 2001). Il existe plusieurs natures de lignine en fonction du type de plante. Ainsi les bois tendres (gymnospermes) contiennent principalement des unités guaiacyl, les bois durs (angiospermes) contiennent des lignines composées en quantités égales de guaiacyl et de syringyl, et les herbes contiennent principalement des unités syringyl.

La diversité de leurs liaisons et leur nature aromatique confèrent aux lignines une **importante résistance face à la dégradation microbienne**, en particulier pour les lignines contenant essentiellement du guaiacyl, plus résistant que le syringyl. La dégradation biologique des lignines est réalisée exclusivement par des champignons, dont les plus efficaces sont les **pourritures blanches** (Duchaufour, 1997). Cette dégradation nécessite des conditions aérobies et est généralement réalisée par l'action de phénol-oxydases. Les pourritures blanches sont plus efficaces pour dégrader les lignines des bois durs que celles des bois tendres du fait de la présence conjointe de guaiacyl et de syringyl dans les premiers, et de l'absence de syringyl dans les seconds (Reid, 1995). L'action de pourritures blanches peut conduire à la minéralisation complète de la lignine. Certains facteurs extérieurs comme l'acidité du milieu ou la matrice minérale protégeant l'accessibilité de la lignine peuvent rendre encore plus difficile la biodégradation des lignines. Les lignines peuvent également former un complexe avec la cellulose et l'hémicellulose.

Les lignines jouent un rôle très important dans la théorie de l'humification. Elles sont considérées comme une source possible des substances humiques (voir paragraphe III.2 de ce chapitre). **La forte présence de lignine dans les végétaux ainsi que leur résistance face à la biodégradation confère aux lignines une place importante dans l'étude de la matière organique des composts**.

III.1.c Protéines

Les protéines sont des **chaînes linéaires ou cycliques d'acides aminés**, de liaison peptidique – CO-NH. Les acides aminés sont des composés réunissant une fonction **amine**, dérivée de l'ammoniac NH_3 ou un

(amine primaire) à trois (amine tertiaire) atomes d'hydrogènes sont substitués par des groupes hydrocarbonés, et une fonction acide carboxylique (R-COOH).

Il existe vingt acides aminés principaux à partir desquels sont élaborées les protéines, se différenciant par le nombre d'acides aminés qui les constituent, la nature et l'ordre des groupes R portés latéralement par la chaîne principale.

Les protéines sont **très présentes dans le règne végétal et animal**. Les protéines sont un des principaux constituants des organismes vivants, tant par leur présence que par leur rôle. Seules les plantes sont capables de réaliser la synthèse de protéines, qui seront dégradées en acides aminés puis recondensées en nouvelles protéines à chaque étape de la chaîne alimentaire. Les acides aminés peuvent aussi être associés à des glucides, donnant les amino sucres, composant structural des parois microbiennes, ou à des lipides (lipoprotéines).

Les protéines jouent également un grand rôle dans la théorie ligno-protéique de formation des substances humiques (Stevenson, 1994).

Signalons que les protéines ne sont pas les seuls constituants organiques azotés susceptibles d'être présent dans les composts. L'azote peut se trouver également sous forme de fonctions **amides,** qui sont des acides carboxyliques (R-COOH) dont l'hydroxyle (OH) des acides est remplacé par un groupe aminé (NH_2 par exemple). Ces amides peuvent provenir de forme protéinique, ou de mélanines qui sont des macrocmolécules produites au terme de la réaction de Maillard, condensation d'amino-sucres et de sucres simples (Derenne & Largeau, 2001).

III.1.d Lipides

Le terme lipides ne désigne pas un type spécifique de composés mais un ensemble hétérogène de molécules neutres et polaires ayant une propriété commune: elles sont **solubles dans les solvant organiques** (éthanol, acétone, éther,…). Les structures moléculaires des lipides sont très variables mais contiennent généralement toutes des acides carboxyliques linéaires à longue chaîne hydrocarbonée (12 à 40 atomes de C) appelés **acides gras**.

Les lipides jouent un **rôle important dans la nature**, tant chez les animaux que chez les végétaux. Huiles, graisses, cires, résines, sont des lipides. Les composés lipidiques neutres comme les cérides (cires) et glycérides (huile, graisse) servent à la protection des surfaces des plantes et au stockage de l'énergie. Les lipides se retrouvent donc dans les biodéchets. On en trouve également dans les boues résiduaires (Dignac, 1998).

La biodégradabilité des lipides est variable. La plupart sont rapidement décomposés par les microorganismes mais certains comme les cires sont particulièrement résistants. Dans la matière organique en décomposition des lipides peuvent également être synthétisés par les microorganismes.

III.1.e Autres composés naturels

● ***Terpènes et stéroïdes***

Les terpènes sont des **polymères de l'isoprène** de formule brute C_5H_8. Les terpènes sont très présents dans le règne végétal. Les monoterpènes ($C_{10}H_{24}$) sont principalement les **constituants odorants** des essences végétales (pinène, menthol, limonène,…). Les diterpènes ($C_{20}H_{32}$) contiennent notamment l'acide abiétique (colophane) constituant principal de la résine de pin et utilisé pour l'encollage de papier. Les élastomères comme le **caoutchouc** font partie des terpènes (plus de 1000 motifs isoprènes).

● ***Tannins***

Les tannins ont des structures **polyphénoliques**. Ils regroupent des composés de structure et de masse molaire variables. Ce sont surtout les champignons qui sont aptes à dégrader les tannins (Duchaufour, 1997), mais globalement les tannins sont supposés être une source importante de composés résistants à la dégradation microbienne (Derenne & Largeau, 2001).

● ***Cutines***

Les cutines sont des structures considérées plutôt **aliphatiques**, même si des études récentes ont montré la présence notable de composés **aromatiques** (Derenne & Largeau, 2001). Elles sont présentes dans les cuticules des plantes (Baldock & Nelson, 2000). Le caractère réfractaire face à la dégradation microbienne n'est pas bien déterminé.

III.1.f Hauts polymères d'origine industrielle, ou « matières plastiques »

Nous nous intéressons également aux plastiques, car ces matières sont très présentes dans les déchets urbains, et les collectes sélectives et des procédés de tris performants, ne permettent pas de les éliminer totalement lors du compostage. Les matières plastiques sont des **matériaux macromoléculaires** de synthèse. Ils sont obtenus par polymérisation ou par polycondensation (Arnaud, 1990).

La **polymérisation** se fait beaucoup à partir d'alcènes : éthylène, propène, styrène (emballages, films, bouteilles, objets moulés, jouets,…). La polymérisation du chlorure de vinyle donne le **PVC** rigide (tuyaux, bouteilles) ou souple (jouets, chaussures, films, câbles). Citons également la polymérisation de l'acrynonitrile donnant les textiles **acryliques**.

La **polycondensation** consiste à élaborer de longues chaînes en faisant réagir entre elles des molécules portant des groupements fonctionnels différents. Les principales matières plastiques formées par polycondensation et qui peuvent concerner notre étude sont les **polyesters** et le **polyamides**, utilisés pour la fabrication de fibres textiles.

III.2 Evolution des caractéristiques de la matière organique des composts au cours du compostage

III.2.a Rappels sur les substances humiques et l'humification dans les sols

Le compostage est classiquement associé au processus naturel d'humification observé pour la matière organique du sol. Pour cette raison, l'étude des phénomènes d'humification ou de stabilisation de la matière organique lors du compostage s'appuie sur la théorie générale de formation des substances humiques. Cette thématique est étudiée depuis plus de deux siècles et fait l'objet de très nombreux travaux, conduisant à des visions parfois divergentes. Ce qui suit ne vise pas à faire un état de l'art détaillé et complet sur la formation des substances humiques mais rappelle les principales théories concernant les processus d'humification et les structures des substances humiques, et servira de base de réflexion et d'interprétation des analyses concernant la stabilisation des composts.

● ***Définitions des différentes substances humiques***

Baldock & Nelson (2000) ont fait une synthèse des différentes travaux portant sur les substances humiques et proposent les définitions suivantes :

- **Substances humiques**: Ensemble des molécules organiques qui ne sont pas des biomolécules. Les biomolécules comprennent les polysaccharides et sucres, les protéines et acides aminés, les acides gras, les lipides et la lignine.

- **Acides humiques**: composés organiques qui sont solubles dans une solution alcaline mais précipités par acidification de l'extrait alcalin.

- **Acides fulviques**: composés organiques qui sont solubles dans une solution alcaline et restent solubles par acidification de l'extrait alcalin.

- **Humine**: composés organiques qui sont insolubles dans une solution alcaline.

En 1786, Achard réalisa pour la première fois l'extraction de substances humiques par traitement avec une solution alcaline, avant de les précipiter par acidification, obtenant ainsi un précipité sombre et amorphe (Kononova, 1961). Malgré la profusion des études portant sur les substances humiques, leur structure chimique n'est toujours pas complètement clarifiée. Le manque de connaissance s'explique notamment par le fait que les extraits regroupent des composés très variés malgré des solubilités alcalines similaires, et par l'existence des

réactions des substances humiques avec d'autres composés organiques ou minéraux (Hänninen *et al.*, 1987; Rice, 2001).

Traditionnellement, les substances humiques étaient considérées comme des macromolécules de fort poids moléculaire, à noyau aromatique entouré de chaînes aliphatiques, le noyau étant d'autant plus imposant que le composé était humifié (Bonneau & Souchier, 1979). Les progrès des méthodes d'investigation, notamment l'utilisation de la RMN, ont entraîné une remise en cause de cette vision. Les substances humiques sont aujourd'hui définies comme des **mélanges aléatoires et fortement hétérogènes de molécules organiques** (lignine, polysaccharides, protéines,….) résultant de la décomposition des résidus animaux et végétaux. La forte hétérogénéité moléculaire des substances humiques les rend fortement réfractaires face à la biodégradation et les substances humiques ne sont plus considérés obligatoirement comme des molécules à fort poids moléculaire (McCarty, 2001).

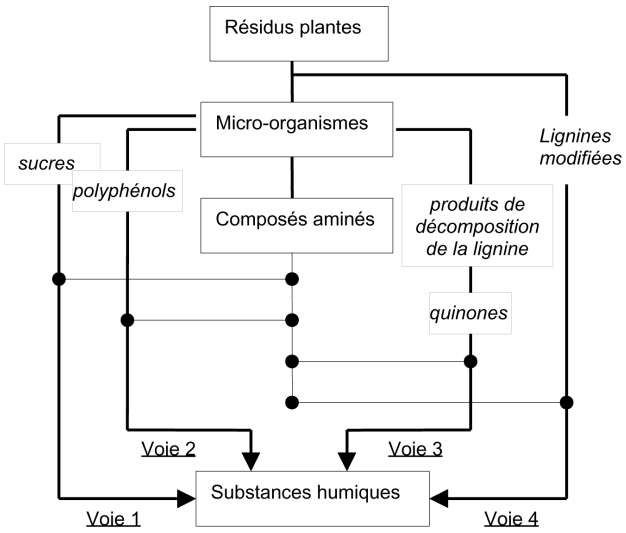


***Figure 1.4** : Les quatre voies de l'humification (Stevenson, 1994)*

● *L'humification*

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 1.4).

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

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 est appelée **théorie ligno-protéinique** : c'est la théorie développée par Waksman (1932). Les composés aminés des micro-organismes réagissent avec les lignines modifiées. Les lignines sont dégradées de façon incomplète, provoquant une perte des groupes methoxyl (OCH_3), la génération de O-hydroxyphénols, et l'oxydation des aliphatiques conduisant à la formation de groupes COOH.

III.2.b Stabilisation de la matière organique au cours du compostage

Au cours du compostage, la phase thermophile est suivie d'une diminution de la température due au ralentissement de l'activité microbienne. Ce ralentissement est liée à la **stabilisation de la matière organique, qui peut être définie comme l'augmentation de la résistance à la biodégradation de la matière organique** : **plus la matière organique est stable, plus l'activité microbienne est faible** .

Le niveau de stabilité de la matière organique d'un compost peut être estimé au cours d'incubations de compost incorporé à un sol (Beloso *et al.*, 1993). Le présence de sol offre la microflore dégradante, le compost offre la matière organique assimilable par cette microflore. L'intensité de l'activité de la microflore dépendra de la biodégradabilité de ce carbone. Elle se traduit par l'intensité respiratoire (dégagement de CO_2 ou consommation d'O_2). Le matériau est incubé seul, ou plus généralement en mélange avec un sol. La durée des incubations varient de quelques jours à plusieurs mois, voire un an selon les objectifs de l'étude. Généralement les incubations se font dans des conditions correspondant à l'optimum de l'activité microbienne, avec une température comprise entre 25°C et 28°C et une humidité proche de 70% (Hadas & Portnoy, 1997, par exemple). Mais certains auteurs préfèrent des températures plus proches des moyennes annuelles en conditions réelles d'utilisation, autour de 15°C (Leifeld *et al.*, 2001).

Sur des composts à base d'ordures ménagères, Ayuso *et al.* (1996) mesurent un taux de carbone minéralisé après 38 jours d'incubations de 10% pour le déchet initial, de 2% après 3 mois de compostage et de moins de 1% après 7 mois de compostage. Robertson & Morgan (1995) observent des résultats similaires sur des composts d'effluents d'élevage âgés de 0 à 16 semaines. Le travail de Garcia-Gomez *et al.* (2003) avec un compost végétal, montre que la stabilisation est rapide en début de compostage. En effet, au terme de 71 jours d'incubation, 25% du carbone du compost échantillonné à 0 jour de compostage est minéralisé, contre seulement 10% du compost échantillonné à un mois, durant la phase thermophile. Après 25 semaines de compostage, la quantité de carbone minéralisé est inférieure à 5% du carbone initial. Au cours des incubations en conditions optimales d'activité microbienne des composts instables, l'essentiel de la minéralisation du carbone se fait durant les deux premières semaines d'incubation, traduisant la minéralisation rapide des composés peu réfractaires à la biodégradation microbienne (Beloso *et al.*, 1993; Robertson & Morgan, 1995; Ayuso *et al.*, 1996; Hadas & Portnoy, 1997; Francou *et al.*, 1999).

Des modèles mathématiques peuvent être utilisés pour décrire les cinétiques de minéralisation du carbone au cours des incubations (Djakovitch, 1988; Saviozzi *et al.*, 1993; Riffaldi *et al.*, 1996). Les fonctions puissances ($C=kt^m$) permettent de bons ajustements, mais les fonctions mathématiques les plus utilisées car les plus satisfaisantes d'un point de vue phénoménologique sont celles faisant référence à des cinétiques d'ordre 1, par exemple :

Modèle à 1 compartiment : $C = C_0 (1-e^{-kt})$

Modèle à 2 compartiments : $C = C_0 (1-e^{-kt}) + C_1 (1-e^{-ht})$

où C est la quantité de carbone minéralisé, C_0 est la quantité de carbone potentiellement minéralisable, et C_1 est la quantité de carbone potentiellement minéralisable issue d'un second compartiment plus résistant; les variables k et h désignant les coefficient de vitesse de biodégradation.

L'utilisation de telles fonctions permet par exemple d'estimer la taille du compartiment labile (C_0/C du compost), et les vitesses de dégradations (k, h).

III.2.c Evolution de la composition biochimique de la matière organique

Il existe plusieurs méthodes de fractionnement de la matière organique en lignine, cellulose, lipides, etc, mais nous ne présentons ici que celles les plus couramment utilisées dans l'étude des composts, et retenues par Djakovitch (1988) dans son travail sur la mise au point d'un indicateur biochimique de stabilité de la matière organique des composts.

La **méthode de Weende** a été mise au point vers 1860 par l'institut dont elle tire le nom, et a été très largement utilisée comme méthode d'analyse de la digestibilité des fourrages, y compris dans la réglementation (Demarquilly & Jarrige, 1981). Ce fractionnement consiste en une double hydrolyse à chaud réalisée successivement avec une solution acide et une solution alcaline diluée. Cette double hydrolyse permet la solubilisation de la quasi-totalité des constituants du contenu cellulaire, une grande partie des hémicelluloses, un peu de lignines et de celluloses. Le résidu appelé « **cellulose brute** » ou « indice d'insoluble cellulosique » est constitué à 70-90% de cellulose, le reste étant constitué de lignine (5-10%), d'hémicellulose (5-10%) et de matières azotées (1-3%).

Dérivée de la méthode de Weende, la méthode dite de **Van Soest** propose un fractionnement basé sur des attaques successives avec des réactifs d'acidité croissante, à chaud et à froid (Van Soest & Wine, 1967; Van Soest & Wine, 1968). Cette méthode est une méthode classique d'évaluation de la digestibilité des fourrages (Aerts *et al.*, 1977; Demarquilly & Jarrige, 1981) et est utilisée pour déterminer la dégradabilité des résidus de cultures (Henriksen & Breland, 1999). Linères & Djakovitch (1993), puis Robin (1997), ont utilisé cette

méthode pour caractériser la biodégradabilité d'un grand nombre d'amendements organiques (fumiers, boues, pailles, composts).

Ce fractionnement, appelé fractionnement **Van Soest** sépare la matière organique en quatre fractions, dont les tailles sont évaluées par différences pondérales :

- **Fraction soluble** extraite après une double hydrolyse à l'eau bouillante puis avec un détergent neutre (NDF). Le résidu contient la majeure partie des parois. La fraction solubilisée contient des sucres, les acides organiques, les pectines, les lipides et l'amidon, des tanins, la majorité des protéines et de l'azote non protéinique.

- Les **hémicelluloses** solubilisées à chaud dans un détergent acide (ADF). Les lipides et les protéines résiduels sont également éliminés lors de cette hydrolyse. Le résidus contient la quasi-totalité de la fraction lignocellulosique.

- La **cellulose** solubilisée à froid par hydrolyse dans de l'acide sulfurique concentré.

- La **lignine** correspond au résidu après l'hydrolyse acide à chaud (éliminant les hémicelluloses) puis l'hydrolyse à froid à l'acide concentré.

Pour des composts issus d'un même type de déchet la gamme de variation des fractions mesurées peut être très étendue. Pour des composts d'origine végétale, la fraction soluble peut varier de 12 à 21% de la matière sèche, l'hémicellulose de 0 à 10%, la cellulose de 4 à 40% et la lignine de 5 à 45% (ADEME, à paraitre; Robin, 1997).

La lignine étant un composé réfractaire à la biodégradation, il est courant d'observer une stabilité ou une augmentation des proportions de lignine dans la matière organique au cours du compostage, alors qu'à l'opposé la cellulose est fortement dégradée (Inbar *et al.*, 1989; Atkinson *et al.*, 1996; Tuomela *et al.*, 2000; Eklind & Kirchmann, 2000b). Pour un compost à base d'ordures ménagères, Müller *et al.* (1998) observent une diminution de moitié de la proportion de matière organique présente sous forme cellulosique, passant de 32% de la MO à 16%, en 23 semaines de compostage. Dans cette étude, la diminution de la teneur en cellulose s'accompagne d'une augmentation de la teneur en lignine (de 17% de la MO à 30%) et d'une stabilité de la fraction soluble plus hémicellulose. Kapetanios *et al.* (1993) mesurent également des diminutions de 50% de la teneur en cellulose après 25 semaines de compostage de biodéchets initialement à 30% de cellulose, mais la teneur en lignine reste à un niveau stable de 10% traduisant sa légère biodégradation.

Signalons qu'Inbar *et al.* (1990b) ont procédé à une estimation de l'évolution de la concentration en lignine dans des acides humiques extraits après 0 et 25 semaine de compostage, en utilisant la methode Van Soest et la RMN. Les deux techniques ont abouti à des résultats similaires, avec respectivement 52% et 58% à l'état initial, et 65% et 62% à l'état final.

III.2.d Humification de la matière organique

La méthode classique pour suivre l'évolution de l'humification de la matière organique au cours du compostage est celle utilisée pour l'étude des sols, c'est à dire l'extraction des acides fulviques, acides humiques et humine, et leur quantification par la détermination de leur contenu en carbone. La distribution relative du carbone dans ces différentes classes est souvent utilisée pour évaluer le degré de stabilité de la matière organique des composts (Roletto *et al.,* 1985a). **Cette méthode est une transposition à l'étude des composts, d'une méthode définie dans le cadre de l'étude des sols**. Cette transposition doit être utilisée avec vigilance. En effet à l'inverse des sols, les composts sont constitués d'une forte proportion de composés organiques jeunes, donc **riches en biomolécules**. Or ces biomolécules sont plus ou moins extractibles lors du fractionnement humique. Les termes « acides humiques » et « acides fulviques » ne désignent donc pas des substances humiques au sens strict. Il s'agit d'un ensemble de composés, incluant substances humiques et biomolécules, solubles en solution alcaline. Les polysacharides de faible poids moléculaire et les acides aminés se trouveront par exemple dans la fraction fulvique (He *et al.,* 1992).

Le Tableau 1.2 présente quelques valeurs mentionnées dans la littérature sur des composts d'origines et d'âges différents. La part du carbone extractible (acides humiques plus acides fulviques) représente généralement moins de 25% du carbone total. Cela signifie donc que la grande majorité du carbone des composts est sous forme non extractible. Or cette fraction fait l'objet de peu dans d'attention dans la bibliographie par rapport aux acides humiques (He *et al.,* 1992). Généralement, la fraction fulvique prédomine sur la fraction humique en début de compostage et représente jusqu'à 10% de la matière sèche totale (ou 25% du carbone total). Durant le compostage, la fraction humique devient progressivement prédominante par rapport à la fraction fulvique et représente par exemple jusqu'à 4% de la matière sèche (25% du carbone) d'un compost d'ordures ménagères âgé de 18 mois, contre 1% (5% du carbone) pour la fraction fulvique. Cette 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.

Mais la comparaison de ces résultats est difficile car la répartition du carbone est dépendante de la nature de l'extractant, du nombre d'extractions et du rapport d'extraction. A titre d'exemple, Serra-Wittling *et al.* (1996) réalisent l'extraction alcaline durant deux heures avec un rapport d'extraction de 2 % (masse/volume), alors que Inbar *et al.* (1990a), avec le même extractant, font durer l'extraction vingt quatre heures avec un rapport de 4% et répètent cette extraction cinq fois.

La complexité des techniques de fractionnement utilisées dépend des objectifs des études. Des extractions successives et répétées suivies de phases de purification sont nécessaires pour une caractérisation fine par spectroscopie des constituants des substances humiques dans le compost (Inbar *et al.,* 1990a; Tomati *et al.,* 2001; Ouatmane *et al.,* 2002).

Plusieurs rapports ont été utilisés pour évaluer des degrés d'humification. Le rapport le plus utilisé est le rapport $\mathbf{C_{AH}/C_{AF}}$, qui augmente au cours du compostage. Ce rapport est proche de 0 pour des composts très

***Tableau 1.2** : Quelques données bibliographiques concernant la distribution du carbone organique dans les fractions humiques et fulviques pour différents composts.*

Référence	Déchets principaux compostés	Degré d'évolution	COT	C-AH	C-AF
			% MS		
(Sugahara & Ionoko, 1981)	Ordures ménagères	Initial	41	0.6	9.7
		1 mois	41	1.3	6.2
		3 mois	33	7.9	4.5
(Riffaldi *et al.,* 1983)	Ordures ménagères	Avancé	18	1.4	2.3
	Effluents	Avancé	32	4.5	2.8
	Boues STEP	Avancé	27	2.5	3.8
(Saviozzi *et al.,* 1988)	Ordures ménagères	Initial	30	0.6	2.1
		Stable	21	2.4	1.3
	Effluent	Déchet	39	2.1	2.7
		Stable	36	4.2	2.4
(Roletto *et al.,* 1985a)	Boues STEP	Avancé	28	3.0	0.9
	Effluents	Avancé	31	2.7	2.1
(Forster *et al.,* 1993)	Végétaux	6 mois	33	7.9	1.9
	Ordures ménagères	9 mois	25	6.8	2.4
	Ordures ménagères	18 mois	15	4.2	0.7
	Boues	4 mois	31	2.1	1.9
(Kostov *et al.,* 1994)	Sciure de bois	3 mois	43	1.3	1.6
		6 mois	42	1.5	1.4
(Adani *et al.,* 1995)	Effluent	Initial	44	6.2	1.5
		2 mois	36	8.4	1.4
		5 mois	34	9.4	2.1
	Ecorces	--*	43	20.5	2.5
	Boues de STEP	--	25	11.5	1.5
(Serra-Wittling *et al.,* 1996)	Biodéchets	3 mois	14	1.6	0.3
	Biodéchets	7 mois	17	2.7	0.5
(Bernal *et al.,* 1998b)	Boues industrie coton	Initial	44	7.2	3.7
		Moyen	36	7.8	3.1
		Avancé	36	7.9	2.6
(Provenzano *et al.,* 1998)	Ordures ménagères	3 jours	28	5.7	
	Ordures ménagères	15 jours	26	5.1	
	Ordures ménagères	2 mois	32	6.2	
	Ordures ménagères	1 an	23	6.4	
(Ouatmane *et al.,* 2000)	Ordures ménagères	20 jours	45*	1.0	10.2
		2 mois	35*	1.4	7.6
		6 mois	23*	3.6	5.0
		1 an	15*	3.1	1.7
(Eggen & Vethe, 2001)	Biodéchets	1 mois	17	4.2	1.3
	Biodéchets (déchets verts)	6 mois	14	3.3	1.2
	Biodéchets	1 an	12	6.4	0.8
	Biodéchets (réacteur)	2 semaines	43	3.2	8.4
		5 semaines	37	4.4	2.6
		30 semaines	31	5.2	2.2
(Zaccheo *et al.,* 2002)	Ordures ménagères et boues	6 mois	24	7.2	1.9
	Biodéchéts	6 mois	21	2.1	4.0

** : la teneur en COT n'est pas donnée par l'auteur mais déduite de la teneur en MO (COT=MO/2)*

*** : non indiqué par l'auteur*

jeunes et atteint pour des composts très stabilisés (autour d'un an de compostage) des valeurs comprises entre 2 et 5 (Saviozzi *et al.*, 1988; Inbar *et al.*, 1990a; Forster *et al.*, 1993; Serra-Wittling, 1995; Provenzano *et al.*, 1998) et même de 10 pour certains composts à base de déchets verts (Adani *et al.*, 1995). D'autres rapports comme le pourcentage du carbone extractible sur le carbone total, le rapport du carbone sous forme humique sur le carbone total sont également mentionnés dans la littérature (Sugahara & Ionoko, 1981; Roletto *et al.*, 1985b; Saviozzi *et al.*, 1988).

Les différences de techniques de fractionnement utilisées concernent principalement l'extraction alcaline, c'est à dire l'extraction conjointe des acides humiques et des acides fulviques. Il est donc probable que les proportions respectives d'acides humiques et d'acides fulviques ne soient que peu altérées par ces différences opératoires. Par conséquent, le rapport C_{AH}/C_{AF} ne doit être que peu altéré. Ceci peut expliquer la cohérence des résultats portant sur le rapport C_{AH}/C_{AF} relevés dans la littérature.

III.2.e Evolution de la composition chimique de la matière organique mise en évidence par analyses spectrales

L'utilisation des méthodes spectrales d'analyses des substances humiques se sont développées ces dernières années. Ces méthodes permettent une meilleure compréhension des processus de dégradation de la matière organique au cours du compostage. Les principales techniques utilisées aujourd'hui pour étudier la stabilisation des composts au cours du compostage sont la spectrométrie infrarouge (IR), la résonance magnétique nucléaire (RMN), et la pyrolyse couplée à un spectromètre de masse (Chen, 2003). Seuls les résultats des analyses en infrarouge sont reportées dans ce présent mémoire. Par conséquent nous ne ferons qu'évoquer la pyrolyse et la RMN.

La **spectrométrie infrarouge** est une méthode d'identification et de dosages non destructif. Elle regroupe en fait plusieurs techniques basées sur l'absorption ou la réflexion par l'échantillon étudié des radiations électromagnétiques dans la gamme des infrarouges (1 à 1000 μm). Seule la gamme du moyen infrarouge (2,5 à 25 μm) est généralement étudiée. Les absorptions dans ce domaine forment une sorte d'empreinte digitale des principales classes de groupes chimiques qui composent la matière organique et permet d'obtenir des informations sur la nature et les arrangements des groupes fonctionnels des acides humiques (Stevenson & Goh, 1971). La spectrométrie infrarouge est utilisée depuis une soixantaine d'années, mais son utilisation s'est considérablement développée depuis l'apparition vers 1970 de spectromètres à transformée de Fourier (Rouessac & Rouessac, 1997). La technique de la spectrométrie infrarouge à transformée Fourier (**IRTF**) est détaillée en Annexe D. Cette méthode est très largement utilisée pour l'étude des substances humiques du sol. Son application à l'étude de stabilisation de la matière organique des composts est plus récente, et complète souvent des analyses en RMN (Chen, 2003).

L'IRTF donne des spectres dont l'interprétation n'est pas toujours facile. Un massif ou un pic ne correspond pas à un composé précis mais à une énergie de rotation ou de vibration d'une liaison. L'interprétation

d'un spectre est basée sur l'existence d'une corrélation entre les positions de certains pics et la présence de certains composés organiques. Chaque type de fonction organique absorbe à des longueurs d'ondes particulières. L'attribution de bandes à des fonctions organiques a été définie par corrélation entre les positions de certains pics et la présence de certains composés organiques (Stevenson, 1994). Les principales bandes d'absorption en moyen infrarouge sont présentées sur le Tableau 1.3.

Les analyses infrarouges réalisées directement sur la matière totale des composts sont rares (Inbar *et al.,* 1989; Niemeyer *et al.,* 1992; Ouatmane *et al.,* 2000; Zaccheo *et al.,* 2002). La dégradation de la matière organique au cours du compostage s'accompagne d'une augmentation de la proportion de composés aromatiques, réfractaires à la biodégradation, par rapport aux courtes chaines aliphatiques, aux polysaccharides et aux alcools, facilement dégradables (Inbar *et al.,* 1989; Chen, 2003). Ouatmane *et al.* (2000) constatent que cette augmentation est forte dans le cas d'un compostage d'ordures ménagères alors qu'elle est pratiquement insignifiante dans le cas d'un compostage à base de sciure de bois. Inbar *et al.* (1989) montrent, dans leur étude sur le compostage de fumier, que les changements des rapports d'absorbance en IRTF à plusieurs fréquences distinctes (1385/2930, 1650/2930, 1425/1050) sont significativement corrélés à l'âge du compost, au rapport C/N ou encore à la proportion de substances humiques. Les **spectres IRTF des composts d'ordures ménagères se distinguent notamment de ceux des déchets verts** par un pic prédominant à 1450 cm^{-1} (C-H acides) au lieu de 1650 cm^{-1} (C=O aromatiques et amides) ou 1050 cm^{-1} (C-O polysaccharides) dans le cas d'autres composts (Chen, 2003). Mais il apparaît également que **lorsque le compost atteint un niveau élevé de stabilité, il devient un mélange assez homogène dont les caractéristiques sont indépendantes de la nature des déchets compostés** (Ouatmane *et al.,* 2000).

Il existe de nombreux travaux portant sur la caractérisation des composés présents dans les acides humiques extraits de composts (Sugahara & Ionoko, 1981; Inbar *et al.,* 1989; Deiana *et al.,* 1990; Chen *et al.,* 1996; Tomati *et al.,* 2001; Ouatmane *et al.,* 2002; Zaccheo *et al.,* 2002). Ces travaux mettent principalement en évidence une diminution des composés aliphatiques et une augmentation de composés aromatiques dans la constitution des acides humiques. Sugahara & Ionoko (1981) constatent également que les spectres des acides humiques extraits de trois composts d'ordures ménagères sont différents en début de compostage et très ressemblants en fin de compostage.

Les références de la littérature, portant sur la matière totale du compost ou sur les extraits humiques, montrent qu'il peut y avoir des différences qualitatives (localisation des bandes principales) suivant le type de déchets compostés, mais qu'**au cours du compostage seules les intensités des bandes d'absorption varient**.

D'autres méthodes d'analyses spectrales sont également utilisées dans le cadre des études sur la matière organique des composts.

Apparue il y a environ 50 ans, la **RMN** est largement utilisée en chimie organique. Elle consiste à soumettre l'échantillon à l'action conjointe de deux champs électromagnétiques, l'un intense et constant, l'autre faible et oscillant. L'absorption par certains noyaux atomiques de l'échantillon de fréquences présentes dans la source éléctromagnétique servant à générer le champ oscillant conduit au spectre RMN. Cette propriété est liée aux spins des atomes. Seuls les atomes qui n'ont pas un nombre de protons et un nombre de neutrons pairs tous les deux sont détectables en RMN : ^{1}H, ^{13}C, ^{15}N par exemple. La RMN-^{13}C est une technique d'analyse très

présente dans les études portant sur les matières organiques du sol (Baldock *et al.*, 1997 ; Kögel-Knaber, 2002) et est également appliquée sur les composts (Inbar *et al.*, 1989 ; Chen *et al.*, 1996 ; Veeken *et al.*, 2000 ; Dignac *et al.*, sous presse).

La **pyrolyse** analytique consiste en une dégradation thermique, entre 650°C et 750°C, des matières organiques en absence d'oxygène. Couplée à un chromatographe en phase gazeuse et à un spectromètre de masse (pyrolyse-CG/SM), elle permet la caractérisation de nombreuses macromolécules organiques. Sur les pyrochromatogrammes les différents pics correspondent aux composés produits lors de la pyrolyse. Cette technique permet une approche semi-quantitative (Dignac, 1998). Mais selon Chen (2003) les résultats de la pyrolyse ne sont pas représentatifs de l'échantillon du fait de leur forte sensibilité à la présence des composés les plus volatils, comme les composés lipidiques. L'utilisation de cette technique à l'étude des composts est récente et encore peu développée.

***Tableau 1.3*: Bandes d'absorption infrarouge de la matière organique (d'après Barriuso, 1985; Stevenson, 1994; Chen et al., 1996)**

Fréquence (cm^{-1})	Assignation	Vibration	Commentaires
3700-3050	O-H libres des phénols (3650-3600) et liées (3400-3200). Aromatiques et aliphatiques N-H des amides et amines, primaires et secondaires (3500-3180) C-H aromatiques (3100)	Elongation Elongation Elongation	L'eau introduite par l'humidité de l'échantillon absorbe dans cette plage de fréquences. Cette large bande centrée à 3400 est difficilement interprétable.
2930-2920	C-H aliphatiques, asymétriques – CH2	Elongation	
2850	C-H aliphatiques, symétriques –CH2	Elongation	
2500	O-H des acides carboxyliques	Elongation	Fréquence absorbée par les carbonates CaCO 3
1720	C=O des acides carboxyliques	Elongation	
1650-1600	C=C aromatiques C=O amides et quinones N-H amines primaires et amides	Elongation Elongation Déformation	
1525	C=C aromatiques N-H amines secondaires et amides	Elongation Déformation	Typique de la lignine
1430-1460	C-H aliphatiques, symétriques et asymétriques -CH2 et -CH3, Aromatiques, et acides gras	Déformation	Fréquence absorbée par les carbonates CaCO 3
1384	-NO3	Déformation	Pic très étroit
1320-1250	C-O phénoliques C-O des acides carboxyliques O-H des acides carboxyliques C-C aliphatiques	Elongation Elongation Déformation Elongation	
1170	C-O aliphatiques	Elongation	
1100-1020	C-C aliphatiques C-O polysaccharides	Elongation Elongation	Fréquence absorbée par la silice Si
874		Déformation	Fréquence absorbée par les carbonates CaCO 3
870-600	C-H aromatique s		Massif non interprétable (nombreuses bandes dues au C-H aromatiques et l'absorption par des minéraux)

Conclusion

Au cours du compostage la matière organique des composts évolue d'une matière riche en composés facilement biodégradables vers une matière offrant une plus grande résistance face à la dégradation microbienne. C'est la stabilisation du compost. La vitesse et l'amplitude de la stabilisation dépendent de la nature des déchets compostés (Tableau 1.4).

Différentes méthodes d'investigation permettent de rendre compte et d'expliquer cette stabilisation de la matière organique au cours du compostage.

L'étude de la minéralisation du carbone au cours de l'incubation d'un sol amendé de compost permet d'évaluer le degré de biodégradabilité du carbone du compost.

Les résultats donnés par fractionnement chimique en acides humiques, acides fulviques et humine mettent en évidence une humification de la matière organique au cours du compostage. L'interprétation des résultats fournis par ce fractionnement issu de l'étude de la matière organique des sols, doit cependant être faite avec précaution dans le cadre de l'étude de composts.

Le fractionnement biochimique de matière organique et les analyses spectrales mettent en évidence la dégradation importante de la cellulose et de l'hémicellulose tout au long du compostage. En revanche, la lente dégradation de la lignine qui est plus résistante à la biodégradation entraîne sa concentration dans la matière organique. Les composés solubles (principalement les sucres simples et les protéines) pouvant être d'origine microbienne, ils sont présents dans le composts tout au long du compostage.

Au cours du compostage, les caractéristiques de la matière organiques deviennent de plus en plus indépendantes de l'origine des déchets.

***Tableau 1.4** : Principaux constituants susceptibles d'être présent dans les déchets d'origine urbaines en fonction de la nature des déchets, et devenir au cours du compostage.*

	Oses	Cellulose	Hémicellulose	Lignine	Protéines	Lipides
Déchets verts	Présents	Très présente	Très présente	Très présente	Présentes	Très présents
Biodéchets	Très présents	Très présente	Très présente	Présente	Très présentes	Très présents
Papiers-cartons		Très présente	Présente	Peu présente	Absents	Absents
Boues résiduaires	Très présents	Très présente	Présente	Peu présente	Présentes	Très présents
Résistance face à la biodégradabilité	Très faible	Faible	Faible	Forte	Faible	Variable
Devenir au cours du compostage	Dégradés et synthétisés(*)	Fortement dégradée	Fortement dégradée	Lentement dégradée	Dégradées et synthétisées	Dégradées et synthétisées

(*) des polysaccharides peuvent également être synthétisés

Chapitre IV :
Maturité des Composts

La notion de maturité est citée comme une donnée primordiale à connaître pour optimiser l'utilisation des composts. Beaucoup d'études ont eu pour objet la recherche d'indicateurs permettant d'évaluer rapidement et efficacement le degré de maturité des composts. Mais le sens du terme de maturité reste souvent assez flou. La maturité est considérée par certains auteurs comme un synonyme de stabilité biologique, alors que d'autres considèrent qu'un compost est mûr dès lors qu'il ne présente plus aucun risque pour la culture. L'absence d'un consensus sur la définition du terme de maturité et des études souvent réalisées sur des composts précis, compostés dans des conditions précises, conduisent souvent à des résultats divergents sur la fiabilité des différents indicateurs de maturité des composts.

Au cours de ce chapitre, la notion de maturité est discutée avant de présenter les principales techniques d'investigation permettant d'évaluer des niveaux de maturité et les résultats qui leur sont associés.

IV.1 Qu'est ce que la maturité d'un compost ?

Bien que fréquemment cité dans la littérature sur le compost, le terme de maturité reste souvent ambigu. Dans la majorité des articles, la maturité n'est soit définie que de manière implicite, soit pas définie du tout. Seuls quelques auteurs donnent des définitions explicites et parfois différentes de la maturité (He *et al.,* 1992; Becker & Kotter, 1995; Wu *et al.,* 2000; Houot *et al.,* 2001). La signification précise de la notion de maturité est importante pour le choix des expériences à réaliser afin de l'évaluer. Dans la littérature, **deux approches** peuvent être distinguées.

La première s'appuie sur la définition même de la maturité : un produit mûr est un produit qui « a atteint son développement complet ». Or le compostage est la transformation d'une matière organique très instable, c'est-à-dire fortement biodégradable, en une matière organique stable, c'est à dire d'une biodégradabilité similaire à celle de la matière organique d'un sol. Selon cette approche, **un compost est mûr si sa matière organique est stable, cette condition étant nécessaire et suffisante**. C'est à dire que **tout compost stable est un compost mûr**. Le degré de maturité du compost est alors estimé par l'étude de la biodégradabilité de sa matière organique (Nicolardot *et al.,* 1982; Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989; Becker & Kotter, 1995; Robertson & Morgan, 1995; Houot *et al.,* 2001).

La seconde approche considère qu'un compost est mûr dès lors que son utilisation n'entraîne pas de préjudice pour les plantes (Rynk, 2003). Partant de cette définition, les auteurs font la différence entre un compost stable et un compost mûr. **Un compost est mûr s'il a une matière organique stabilisée et s'il ne**

présente aucun effet inhibiteur pour les plantes. La stabilité de la matière organique est alors une condition nécessaire mais non suffisante. Dans cette situation le meilleur indicateur de maturité d'un compost est l'estimation de son impact sur la plante (Spohn, 1978; Zucconi *et al.*, 1981; de Bertoldi *et al.*, 1983; Nicolardot *et al.*, 1986; Iannotti *et al.*, 1994; Avnimelech *et al.*, 1996; Chefetz *et al.*, 1996 ; Helfrich *et al.*, 1998; Wu & Ma, 2001).

IV.2 Critères d'évaluation de la maturité d'un compost

Il existe de nombreuses méthodes pour apprécier la maturité des composts. Le Tableau 1.5 présentent ces différentes méthodes répertoriées dans la littérature.

IV.2.a Stabilité biologique de la matière organique, une condition nécessaire de maturité

Quelle que soit l'approche considérée, un compost mûr doit obligatoirement avoir une matière organique stable. Comme nous l'avons vu précédemment, la stabilité est l'opposée de la biodégradabilté. **La méthode de référence pour évaluer la stabilité d'un compost est le suivi de l'activité respiratoire d'un sol auquel le compost est incorporé**. Cette activité respiratoire est généralement estimée par le dégagement de CO_2 au cours d'incubations à 25-30°C de composts préalablement séchés et homogénéisés (Robertson & Morgan, 1995; Bernal *et al.*, 1998c; Garcia-Gomez *et al.*, 2003). Les composts immatures, riches en composés facilement biodégradables, entraîneront une minéralisation rapide du carbone durant les premiers jours d'incubation. Ceci conduit à penser que des incubations de 21 voire 7 jours peuvent être suffisantes pour évaluer le degré de stabilisation des composts (Morel *et al.*, 1986).

Les quantités de carbone minéralisé au cours des incubations dépendent de **l'origine des composts** (procédé et déchets) et de **l'âge du compost**. Pour des déchets urbains non compostés, 50% du carbone peut être minéralisé après 5 mois d'incubation, alors qu'une minéralisation de 17% obtenue avec un compost d'ordures ménagères âgé de 4 mois permet de considérer le compost mûr (Morel *et al.*, 1986). En 70 jours d'incubation, Bernal *et al.* (1998b) mesurent des minéralisations de 40% à 90% du carbone initial pour des composts de déchets ménagers échantillonnés en début de compostage et considérés immatures, et de 10% à 40% pour les mêmes composts échantillonnés en fin de compostage et considérés mûrs. Ayuso *et al.* (1996) ne mesurent qu'une minéralisation de 10% du carbone apporté des déchets à base d'ordures ménagères et de boues, en 70 jours d'incubation.

Signalons cependant qu'aucune référence bibliographique fixant des niveaux de stabilité n'a été trouvée. Les travaux mettent généralement en évidence les composts très instables dont l'incorporation au sol entraîne une très forte augmentation de l'activité microbienne et les composts très stables dont l'incorporation au sol ne modifie pas l'activité microbienne. Les situations comprises entre ces deux extrêmes correspondent à une gamme continue de stabilisation. Ces situations intermédiaires rendent **difficile la comparaison de résultats tirés d'études distinctes**.

Tableau 1.5 : ***Différentes méthodes d'évaluation de la maturité des composts.***

	Tests	Exemples de références
Physique	Température compost	(Harada *et al.,* 1981; Kapetanios *et al.,* 1993)
	Odeur	
	Couleur	(Sugahara *et al.,* 1979; Morel, 1982)
Chimique	pH	(Forster *et al.,* 1993 ; Avnimelech *et al.,* 1996)
	C/N	(Roletto *et al.,* 1985a; Saviozzi *et al.,* 1988)
	NO_3^-/ NH_4^+	(Forster *et al.,* 1993; Sanchez-Monedero *et al.,* 2001)
	Capacité d'échange cation.	Saharinen, 1998
	AH/AF	(Roletto *et al.,* 1985a; Saviozzi *et al.,* 1988)
	Solvita	(Brinton & Evans, 2000) (Changa *et al.,* 2003)
Activité microbienne	CO_2 émis ou O_2 consommé	(Nicolardot *et al.,* 1986 ; Adani *et al.,* 1995)
	Enzyme	(Forster *et al.,* 1993; Kostov *et al.,* 1994)
	Auto-échauffement	(Bidlingmaier, 1993; Weppen *et al.,* 1998),
	Solvita	(Brinton & Evans, 2000; Changa *et al.,* 2003)
Sur plantes	Germination	(Garcia *et al.,* 1992; Wu *et al.,* 2000)
	Croissance	(Garcia *et al.,* 1992; Helfrich *et al.,* 1998)
	Croissance racinaire	(Zucconi *et al.,* 1981; Brinton & Evans, 2000)
Analyse spectrale	RMN-C^{13}	(Deiana *et al.,* 1990; Chen, 2003)
	Infrarouge	(Provenzano *et al.,* 1998; Chen, 2003)

IV.2.b Indicateurs basés sur l'évolution physique, chimique et biologique des composts

Le Tableau 1.6 présente des résultats obtenus avec les différents indicateurs de stabilité répertoriés dans la littérature sur des composts considérés mûrs ou immatures par les auteurs, et les seuils de ces indicateurs fixés par certains auteurs pour définir les composts mûrs ou au contraire immatures.

● *Respirométrie*

Les tests respirométriques sont basés sur l'activité respiratoire de la population endogène du compost. Ils consistent à incuber du compost seul, ajusté à une humidité optimale pour l'activité microbienne, et à suivre durant 3 à 10 jours la minéralisation du carbone (Forster *et al.*, 1993; Iannotti *et al.*, 1994) ou la consommation de l'oxygène (Nicolardot *et al.,* 1986). Du fait de leur estimation directe de l'activité microbienne, les méthodes respirométriques sont considérées comme étant les méthodes d'évaluation de la maturité les plus fiables (Rynk, 2003). Le test AT4, qui fait l'objet d'un projet de directive européenne, considère qu'un compost minéralisant moins de 10 mg d'O_2 par kg de matière sèche en 4 jours est mûr. Selon Scaglia *et al.* (2000), un compost mûr consomme moins de 1g d'O_2 par kg de matière organique en une heure.

● *Test d'auto-échauffement*

Une des conséquences de l'intense activité microbienne au cours du compostage est la production de chaleur. Le degré de **décomposition de la matière organique** d'un compost peut donc se traduire par son aptitude à l'auto-échauffement. Le test d'auto-échauffement est apparu en Allemagne à la fin des années 70, et y est actuellement utilisé comme indicateur de référence (Bidlingmaier, 1993). Il estime le niveau de stabilité de la matière organique d'un compost à partir de la température maximale obtenue par auto-échauffement d'un

compost placé dans un vase isotherme **DEWAR** de 1.5L. Le test est réalisé sur du compost dont l'humidité est ajustée à un niveau correspondant à l'activité microbienne optimale. Un indice supérieur ou égal à quatre sur une échelle de cinq révèle un compost mûr (FCQAO, 1994). Ce test peut être considéré comme un **test respirométrique** (Rynk, 2003). Des travaux récents ont montré la pertinence du test d'auto-échauffement pour évaluer la maturité des composts (Brinton *et al.,* 1995; Kuhner & Sishler, 1996; Leifeld *et al.,* 2001). Becker & Kotter (1995), au cours d'une étude sur divers composts urbains, et Koenig & Bari (2000), au cours d'une étude portant sur un compost de biodéchets élaboré en réacteur de laboratoire, ont mis en évidence l'étroite corrélation entre les résultats de ce test et les résultats donnés par les tests respirométriques. Bien que Rynk (2003) considère que «ce test requiert un certain art », le test d'auto-échauffement est un test facilement utilisable sur plate-forme de compostage et apparaît être le test le plus pratique pour déterminer la maturité d'un compost (Butler *et al.,* 2001).

● ***Test Solvita®***

Basé sur la **minéralisation du carbone** et la **volatilisation de l'ammoniac**, il existe un test de maturité commercialisé sous le nom de test Solvita® (Woods Research® Management, USA). Ce test est réalisé sur du compost dont l'humidité est ajustée à un niveau correspondant à l'activité microbienne optimale. Il combine une estimation de la minéralisation du carbone et une estimation de la volatilisation de l'ammoniac du compost placé dans un flacon hermétiquement fermé de 200 mL, grâce à deux indicateurs colorés, qui renvoient à un indice global. Un indice supérieur à 6, sur une échelle de 1 à 8, caractérise un compost mûr. Ce test récent est utilisé sur des plates-formes au Danemark et aux Etats-Unis. Il fait l'objet de publications récentes et rares qui semblent montrer qu'il est pertinent surtout pour les composts ayant atteint un stade avancé de stabilité (Seekins, 1996; Brinton & Evans, 2000) mais qu'il n'est pas toujours correctement corrélé au test d'auto-échauffement (Brinton & Evans, 2000). Outre le niveau de stabilité qui est évalué directement à partir du CO_2 dégagé, l'éventuelle phytotoxicité liée à la présence d'ammonium est approchée grâce à l'estimation de l'ammoniac volatilisé (Changa *et al.,* 2003).

● ***Caractéristiques physico-chimiques classiques***

La grande majorité des travaux portant sur le compostage montre l'évolution des caractéristiques physico-chimiques classiques des composts au cours du compostage. Les caractéristiques pouvant être utilisées comme indicateurs de maturité sont le pH, la CEC (en liaison directe avec le pH), le rapport C/N et le rapport N-$N\text{-}NO_3^-$/N- NH_4^+ (Tableau 1.6).

Les **pH** acides sont caractéristiques des composts immatures alors que les composts mûrs sont caractérisés par des pH compris entre 7 et 9 (Roletto *et al.,* 1985b; Forster *et al.,* 1993; Avnimelech *et al.,* 1996).

Selon Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia (1989), une **CEC** supérieure à 60 meq/100g de MO est nécessaire pour pouvoir considérer le compost comme mûr. Mais Saharinen (1998) rapporte que la CEC ne peut pas être utilisée comme indicateur de maturité des produits d'origine et de composition variées.

Le **C/N** est un indicateur très utilisé dans l'étude des composts. Le C/N diminue au cours du compostage et Roletto *et al.* (1985b) considèrent qu'une valeur inférieure à 25 caractérise un compost mûr, alors

que Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia (1989), dans leur synthèse bibliographique, considèrent qu'un rapport inférieur à 20 et même 15 est préférable. Mais beaucoup d'auteurs considèrent que la valeur du C/N d'un compost n'est pas suffisante pour déterminer sa maturité (Morel *et al.,* 1986; Saviozzi *et al.,* 1988; Serra-Wittling, 1995). De plus, le C/N se stabilise avant que ne se stabilise la matière organique du compost (Chen, 1994).

Le rapport **$N\text{-}NO_3^-/N\text{-}NH_4^+$** est utilisé par certains auteurs comme indicateur de maturité. L'apparition des nitrates dans le compost peut être un indicateur de maturité et Finstein (1985) (cité par Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989) définit le concept de maturité en terme de nitrification, le compost étant considéré mûr quand des quantités appréciables de nitrates apparaissent. Le rapport $N\text{-}NO_3^-/N\text{-}NH_4^+$ est cependant peu utilisé et les résultats trouvés sont très différents (voir Tableau 1.6).

● *Rapport d'humification (AH/AF)*

Le procédé de compostage étant un processus d'humification, des travaux se sont logiquement orientés vers l'étude de cette matière organique humifiée. Le fractionnement chimique de la matière organique (en acides fulviques, humiques et humine) a conduit certains auteurs à calculer des indicateurs de maturité à partir des différentes fractions. Le plus courant est le rapport de la fraction humique sur la fraction fulvique (**C_{AH}/C_{AF}**). Les études montrent une augmentation significative de ce rapport au cours du compostage (Saviozzi *et al.,* 1988). Les résultats trouvés dans la littérature sont assez concordants avec des valeurs inférieures à 1 pour des composts immatures, et supérieures à 1ou 3 pour les composts mûrs (voir Tableau 1.6).

● *Autres critères relevés dans la littérature*

Il existe des tests basiques simples pour déterminer la maturité des composts. La **stabilisation de la température du compost** traduit la fin de phase de dégradation intensive (Harada *et al.,* 1981; Kapetanios *et al.,* 1993). L'**absence d'odeurs déplaisantes** générées par l'émission de composés organiques volatiles lors de la phase de dégradation intensive peut également être utilisée (Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989). Le changement de couleur des déchets au cours du compostage a conduit certains auteurs à mettre en place des **tests colorométriques**, soit directement à partir des composts (Sugahara *et al.,* 1979), soit sur des solutions de composts (Morel, 1982). Mais ces tests ne s'appliquent généralement que sur un produit donné et nécessitent le suivi de tout le procédé de compostage. L'ensemble de ces test simples apparaît trop peu généralisable et trop peu précis pour constituer des indicateurs standards et fiables de maturité.

Il existe d'autres méthodes plus complexes et peu utilisées comme l'estimation des lipides extractibles (Dinel *et al.,* 1996) et le suivi de l'évolution de la biomasse microbienne ou de l'activité enzymatique au cours du compostage (Forster *et al.,* 1993; Kostov *et al.,* 1994). Les méthodes utilisant l'analyse spectrales sont également utilisées par certains auteurs pour déterminer la maturité des composts (Chen, 2003). Mais ces techniques sont délicates ou assez lourdes et par conséquent ne peuvent servir d'outils pratiques pour l'estimation de la maturité des composts.

***Tableau 1.6** : Quelques valeurs des principaux indicateurs de maturité relevées dans la littérature (les valeurs explicitement définies par les auteurs comme seuil de maturité sont soulignées)*

Analyses	Valeurs compost immature	Valeurs compost mûr	Déchets	Références
Respirométrie		0.9 et 1.5g/kg/j le 3j	OM	(Forster *et al.,* 1993)
	16gC-CO2/kg MS en 3j (initial)	1.3g/kg MS en 3j	OM	(Iannotti *et al.,* 1994)
	2.8 g CO2 / kg MO / h	1.2 g CO2 / kg MO / h		(Adani *et al.,* 1995)
	9.et 18 g/kg MO./ h	< 1 g O2/kg MO ./h	Boue	(Lasaridi & Stentiford, 1998)
	>15 g O2/kg MS en 7j	<7 g O2/kg MS en 7j	OM	(Nicolardot *et al.,* 1986)
		< 1 g O2/kg fraction volatile./h	OM	(Scaglia *et al.,* 2000)
		<100 mgO2/kg MS/ h	Boue	(Schumann *et al.,* 1993)
	1.2 g O2/kgMS/h	80 mg O2 / kg MS/ h	OM	(Iannotti *et al.,* 1994)
pH	6.2	7.5	BIO	(Avnimelech *et al.,* 1996)
	6.7	8	OM	(Bernal *et al.,* 1998b)
	5.6 à 7.6	7.1 à 7.5	Boue+DV	//
	5,7	7.1 et 7.7	OM	(Forster *et al.,* 1993)
	7.9 à 8.6	7.8	Fumier	(Gagnon *et al.,* 1997)
	6.6 à 7	7.5 à 8.0	DV	(Hartz & Giannini, 1998)
	7 (initial)	7	OM	(Iannotti *et al.,* 1994)
		8.4	OM	(Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993)
	7 (initial)	7.3 à 8	BIO	(Kapetanios *et al.,* 1993)
		6.2 à 8.1	Fumier	(N'Dayegamiye *et al.,* 1997)
	6.5	7.1	DV	(Roletto *et al.,* 1985a)
NO_3/NH_4	<1	1.4 et 6.8	OM	(Forster *et al.,* 1993)
	-	> 1	OM	(Senesi (1989), cité par Serra-Wittling, 1995)
	-	> 6.3	OM	(Sanchez-Monedero *et al.,* 2001)
CEC		> 60meq/100g MS	OM	(Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993)
C/N solide	28.8 (initial)	13,5	Fumier	(Adani *et al.,* 1995)
	19.3	7.8	OM	(Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993)
	11 à 31	8.6 à 11.8	Boue+DV	//
	20 (initial)	10.4	BIO	(Brinton & Evans, 2000)
	16.3 et 20.9	12.3 et 13.2	Fumier	(Forster *et al.,* 1993)
	15 à 26	10	OM	(Gagnon *et al.,* 1997)
	22 (initial)	10	OM	(Harada *et al.,* 1981)
	20.7 (initial)	14.9	OM	(Hirai *et al.,* 1986)
	8.74 (initial)	11.2	Boue	//
	21.5 (initial)	17.9	Boue+DV	//
	20 (initial)	12	OM	(Iannotti *et al.,* 1994)
	-	< 15-20	OM	(Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989)
	13.9	10.8	OM	(Jedidi *et al.,* 1995)
	22 à 32	13 à 16	BIO	(Kapetanios *et al.,* 1993)
	-	12 à 28	Fumier	(N'Dayegamiye *et al.,* 1997)
	25	20.5	Fumier	(Paré *et al.,* 1998)
	24 à 27	14 à 18	BIO	(Pichler & Kögel-Knabner, 2000)
	20 (initial)	17	Fumier	(Robertson & Morgan, 1995)
	83 (initial)	< 25	DV	(Roletto *et al.,* 1985b)
	-	Δ(C/N)=-40%	OM	(Saviozzi *et al.,* 1988)
	-	11.3	OM	(Serra-Wittling, 1995)
	20	17	Boue	(Schumann *et al.,* 1993)
	19 à 25	12.5 à 13.2	OM	(Sugahara & Ionoko, 1981)
AH/AF	-	3.3 et 7.5	OM	(Forster *et al.,* 1993)
	-	1.9	OM	(Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993)
	0.82	1.1	DV	(Kostov *et al.,* 1994)
	0 (initial)	3.1 à 4.8	Fumier	(N'Dayegamiye *et al.,* 1997)
	-	>1	DV	(Roletto *et al.,* 1985b)
	-	Δ(AH/AF)=70%	OM	(Saviozzi *et al.,* 1988)
	0.1 à 0.3	0.9 à 1.8	OM	(Sugahara & Ionoko, 1981)
Auto-échauffement	2	> 4	BIO	(FCQAO, 1994)
Solvita	4	**> 6**	BIO	(Brinton & Evans, 2000)

IV.2.c Phytotoxicité et maturité

La simple considération de la stabilité ne permet pas de prendre en compte l'éventuel effet dépressif pour une plante lié à l'incorporation au sol d'un compost. Les tests de phytotoxicité sont le seul moyen pour évaluer la toxicité d'un compost (de Bertoldi *et al.,* 1983). Les différents tests sont :

- Les tests de croissance de plantes (Hirai *et al.,* 1986; Garcia *et al.,* 1992; Helfrich *et al.,* 1998)
- Les tests de germination (Zucconi *et al.,* 1981; Garcia *et al.,* 1992 ; Wu *et al.,* 2000)
- Les test de développement racinaire (Zucconi *et al.,* 1981; Brinton & Evans, 2000)

Ces tests sont réalisés au laboratoire sur des végétaux divers (cresson, tabac, ray-grass) et les doses de compost incorporé varient généralement de 0 à 100%. Les causes possibles de phytotoxicité sont nombreuses : échauffement racinaire et immobilisation de l'azote dus à la stimulation de l'activité microbienne du sol, forte salinité, excès d'ammoniac, présence d'acides organiques, présence de pathogènes ou de métaux (Hirai *et al.,* 1986; Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989; Garcia *et al.,* 1992; Abad Berjon *et al.,* 1997). La plupart des effets dépressifs sont donc la conséquence directe d'un manque de stabilité. Plusieurs études montrent que la stabilisation des composts entraine une diminution du risque de phytotoxicité (Zucconi *et al.,* 1981; de Vleesschauwer *et al.,* 1981; Nicolardot *et al.,* 1986; Helfrich *et al.,* 1998; Hartz & Giannini, 1998; Itavaara *et al.,* 2002). Mais des composts fortement stabilisés peuvent également présenter une certaine phytotoxicité, certainement à cause de leur salinité qui elle, n'est pas liée à la stabilité de la matière organique (Hirai *et al.,* 1986; Garcia *et al.,* 1992).

De plus, l'effet dépressif des composts n'est pas lié uniquement aux caractéristiques des composts. Il est aussi fonction des doses appliquées (de Haan, 1981; Abad Berjon *et al.,* 1997), et des cultures pour lesquelles ils servent d'amendements (Iannotti *et al.,* 1994). Pour Chen & Inbar (1993) ou Hartz & Giannini (1998), « la signification de la maturité dépend de l'usage que l'on fait du compost » . Ceci a même conduit Blanco & Almendros (1997) à la notion de compost « post-mature », caractérisant un compost très stabilisé ayant dépassé le niveau de stabilisation permettant le développement optimal des végétaux sur lesquels sont réalisés les tests.

Conclusion

Cette étude bibliographique montre que l**a maturité définie comme l'absence d'effets dépressifs ne correspond plus à l'état d'un amendement donné, mais à l'état d'un amendement donné pour une utilisation donnée. Selon cette approche, la mise au point de méthodes standards permettant de définir la maturité des composts, indépendamment de leur origine et de leur fabrication, semble s'avérer impossible**. Rynk (2003) aboutit à la même réflexion au terme de son introduction du numéro spécial de Compost Science and Utilization sur la maturité. Il considère qu'un compost mûr est un compost « convenable

pour la croissance de la plante », et que « trouver une méthode universelle pour estimer la maturité est peut-être trop demander ». Aussi préconise-t-il d'utiliser l'ensemble de « l'outillage disponible ».

L'approche qui consiste à **associer la maturité d'un compost à la stabilité de sa matière organique paraît être l'approche la plus juste** au niveau de la sémantique, et la plus pertinente pour la recherche d'indicateurs standards de maturité.

La stabilisation de la matière organique au cours du compostage, c'est à dire l'augmentation de la résistance de la matière organique face à la dégradation microbienne, se fait de manière continue. Par conséquent, il semble préférable de parler d'**augmentation du degré de maturité** au cours du compostage, correspondant à la stabilisation de la matière organique, plutôt que de réaliser une simple distinction entre compost mûr et compost immature.

Chapitre V :

Valeur Agronomique des Composts

La valeur agronomique des composts peut être définie comme l'aptitude des composts à améliorer la fertilité du sol. Les composts sont en effet des produits riches en matières organiques et également en composés minéraux (N, P, K, Mn, oligo-éléments,…) et à ce titre sont susceptibles d'améliorer la fertilité du sol (Soumaré et al., 2003). Plusieurs travaux ont d'ailleurs mis en évidence le gain qualitatif ou quantitatif occasionné par l'application de compost sur un sol cultivé, en combinaison ou non avec un complément de fertilisant minéral (Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993; N'Dayegamiye et al., 1997; Mamo et al., 1999). Cependant il est souvent difficile de voir si cette amélioration de la fertilité du sol est due à la présence d'éléments minéraux fertilisants au sein du compost, à leur minéralisation progressive, à l'amélioration des caractéristiques physiques du sol, etc…

Ce chapitre présente les effets des composts sur les sols, en insistant particulièrement sur deux aspects de cette problématique : la valeur amendante et la valeur azotée des composts. L'intérêt porté à ces deux caractéristiques dépasse le cadre de l'augmentation de la fertilité des sols, puisqu'elles sont impliquées dans des problématiques environnementales – lutte contre l'effet de serre additionnel dans le cas du carbone et pollution des eaux dans le cas des nitrates.

V.1 Généralités sur le rôle des matières organiques du sol

V.1.a Matière organique et fertilité du sol

La teneur en matière organique d'un sol est une composante majeure de sa fertilité (Stevenson & Cole, 1999). L'hétérogénéité des éléments organiques présents dans le sol conduit souvent à parler non plus de matière organique mais de matière**s** organique**s**. Les matières organiques du sol peuvent être divisées en deux fractions. D'une part les **matières organiques jeunes et actives,** généralement facilement minéralisables avec des durées de vie de l'ordre de l'année, qui sont une source d'éléments nutritifs pour les plantes. D'autres part les **matières organiques stables**, avec des durées de vie de l'ordre de la décennie, sans aucun effet direct sur la nutrition des plantes (Loveland & Webb, 2003).

Globalement, les matières organiques améliorent les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol (Chenu, 2002).

Les matières organiques sont une réserve d'**éléments nutritifs** (azote, phosphore, etc..) qui sont libérés dans le sol lors de leur minéralisation.

Les matières organiques du sol servent de **source énergétique aux micro-organismes du sol** dont la plupart sont hétérotrophes. S'il est prouvé que les pratiques entraînant une augmentation de la teneur en matières organiques du sol s'accompagnent d'une augmentation de la microfaune et de la macrofaune du sol, l'effet du stock de matière organique sur la biodiversité de la faune du sol n'est pas réellement avéré.

Les matières organiques améliorent les **propriétés physiques du sol**. L'augmentation de la teneur en matières organiques du sol permet d'augmenter sa porosité et de diminuer sa densité apparente ce qui favorise le développement racinaire, le développement biologique et le travail du sol. En augmentant la stabilité des agrégats, les matières organiques du sol diminuent le risque de phénomènes d'érosion.

Depuis la fin du XIXème siècle, l'agriculture s'est tournée vers une utilisation massive de fertilisants minéraux délaissant les amendements organiques (Dehérain, 1898). La généralisation de ces pratiques, accompagnée d'un travail intensif du sol, a conduit à un appauvrissement des sols en matière organique observé dès les années 1950 (Henin & Dupuis, 1945) et qui s'est poursuivi pour devenir un problème majeur de l'agriculture contemporaine (Felipo, 1993; Balesdent, 1996). Roussel *et al.* (2001) estiment qu'aujourd'hui 30 à 39 % des terres arables françaises et sont déficitaires en matière organique, avec des teneurs inférieures à 2%. Le déficit en matière organique du sol est encore plus problématique dans les régions au climat aride qui favorise la dégradation des sols. C'est le cas par exemple de l'Andalousie où 60% des sols agricoles sont à moins de 2% de matières organiques (Aguilar *et al.,* 1997).

V.1.b Carbone organique du sol et effet de serre

Le gaz carbonique (CO_2) fait partie des gaz présents dans l'atmosphère qui piègent le rayonnement infrarouge émis par la terre, et il participe ainsi au phénomène naturel de l'effet de serre. Il est aujourd'hui largement reconnu que l'activité humaine est responsable d'une augmentation de la concentration en CO_2 de l'atmosphère observée depuis 250 ans, générant un **effet de serre additionnel**, qui peut conduire à un réchauffement climatique. Pour lutter contre cet effet de serre additionnel, de nombreux pays se sont engagés à réduire leurs émission de gaz à effet de serre (protocole de Kyoto, 1997). Le **stockage de carbone dans le so**l peut alors participer à la réduction de la concentration en CO_2 de l'atmosphère (Balesdent & Arrouays, 1999).

Le sol tient en effet une place importante dans le cycle du carbone (Figure 1.5). Avec une estimation au niveau planétaire à 2000 Gt, le sol constitue **la plus grande réserve de carbone,** hors océans profonds et combustibles fossiles pour lesquels les échanges de carbone avec l'atmosphère sont très lents.

En France, le stock moyen du carbone dans les sols cultivés est faible et estimé à 40 $tC.ha^{-1}$. Dans l'horizon de surface (0-30cm), le stock de carbone est de 3.1 Gt sur l'ensemble du territoire métropolitain et de 35 Gt sur l'ensemble de l'Europe (Arrouays *et al.,* 1999).

L'évolution des flux de carbone entre le sol et l'atmosphère est très dépendante des conditions climatiques et des pratiques culturales. Balesdent & Arrouays (1999) attribuent par exemple le faible stockage annuel global observé en France sur la décennie 1900-1990 (1Mt.ha^{-1}) à la mise en place de la jachère nue imposée par l'Union Européenne. On peut supposer que les positions politiques actuelles tant au niveau Français, qu'au niveau Européen, conduiront à une diminution de l'exploitation intensive du sol, en favorisant les pratiques préservant l'environnement.

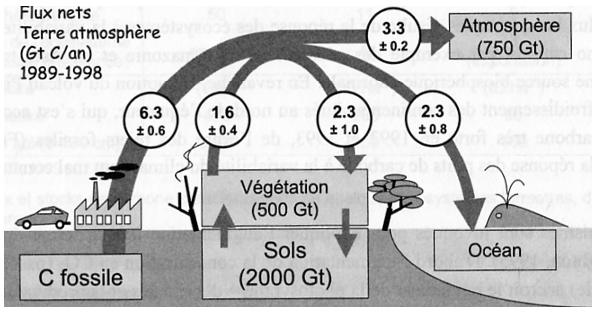


***Figure 1.5** : Cycle global du carbone et flux nets terre-atmosphère (Balesdent et al., 2002, d'après GIEC, 2001).*

V.1.c Evolution de la teneur en matière organique du sol : utilisation de modèles dynamiques

L'évolution de la teneur en carbone du sol est un processus lent. Par conséquent son étude en conditions réelles nécessite des expérimentations de longue durée, ce qui la rend difficile et souvent limitée à des conditions pédo-climatiques données. L'utilisation de modèles pour décrire la dynamique du carbone dans le sol s'avère donc indispensable (Balesdent *et al.*, 2002).

● *Modèle Hénin-Dupuis*

La premier modèle de l'évolution de la matière organique d'un sol est celui établi par Henin & Dupuis (1945) (Figure 1.6). Ce modèle ne considère qu'un seul compartiment de la matière organique du sol, et utilise le **coefficient isohomique K_1**, défini comme le taux de matière organique d'une matière exogène apportée au sol contribuant à alimenter le stock de matière organique du sol. L'évolution du taux de matière organique du sol est donnée par l'équation suivante :

$$dy = (K_1\omega - K_2 y)\, dt \qquad \textit{Equation 1.1}$$

Avec
- ω : apport de matière organique exogène (T.ha^{-1}.an^{-1})
- y : le taux de matière organique du sol (T.ha^{-1})
- K_1 : coefficient isohumique de la substance apportée, défini comme la proportion de la MO apportée alimentant le stock de MO du sol

- K_2 : constante de destruction de la matière humique du sol (an^{-1})
- Le temps t est exprimé en année

L'équation 1.1 s'intègre de la façon suivante :

$$\int_{y} \frac{1}{K_1\omega - K_2 y} dy = \int_{t} dt$$

$$-\frac{1}{K_2} \ln\left(K_1\omega - K_2\, y(t)\right) = t + a \qquad \textit{Equation 1.2}$$

La valeur de la constante d'intégration *a* est déterminée par la condition à la limite $y(0)=y_0$ quand t = 0 (taux de matière organique stable du sol initial) :

$$a = -\frac{1}{K_2} \ln\left(K_1\omega - K_2\, y_0\right)$$

L'équation 1.2 devient : $-\frac{1}{K_2} \ln\left(K_1\omega - K_2\, y(t)\right) = t - \frac{1}{K_2} \ln\left(K_1\omega - K_2\, y_0\right)$

$$-\frac{1}{K_2} \ln\left(\frac{K_1\omega - K_2\, y(t)}{K_1\omega - K_2\, y_0}\right) = t$$

$$\frac{K_1\omega - K_2\, y(t)}{K_1\omega - K_2\, y_0} = e^{-K_2 t}$$

Finalement $$\mathbf{y(t) = y_0\, e^{-K_2 t} + \frac{K_1\omega}{K_2}\left(1 - e^{-K_2 t}\right)} \qquad \textit{Equation 1.3}$$

Le coefficient K_2 varie suivant le type de sol mais également suivant les conditions climatiques. Voisin de 0.02 dans les régions tempérés, il est de l'ordre de 0.03 sous climat méditerranéen (Henin & Dupuis, 1945; Le Villio *et al.,* 2001).

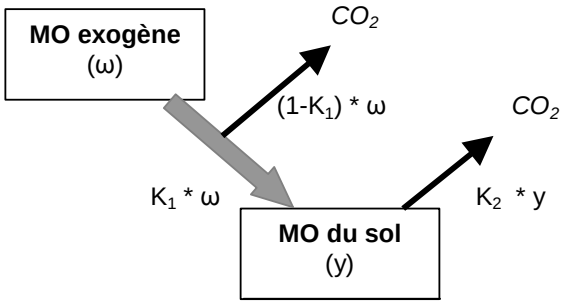


***Figure 1.6** : Représentation du modèle de Hénin et Dupuis (1945) décrivant la dynamique de la matière organique dans un sol.*

● ***Modèles pluri-compartimentaux***

Considérant qu'un modèle mono-compartimental était insuffisant pour décrire correctement l'évolution de la matière organique dans le sol, certains auteurs ont ajouté un compartiment au modèle de Hénin-Dupuis, permettant de séparer la matière organique du sol en une fraction active et une fraction stable (Andriulo *et al.,* 1999). Le modèle le plus utilisé dans le cadre du stockage du carbone dans le sol est le modèle britannique ROTHC, ou modèle CENTURY dans sa version américaine (Balesdent, 2002). Il s'agit d'un modèle à 5 compartiments, dont chacun suit une décomposition du premier ordre, et qui fait intervenir les différents facteurs du milieu (température, humidité, texture du sol, couverture végétale).

V.2 Valeur amendante du compost

La notion de valeur amendante est entendue ici uniquement sous son aspect matière organique. Nous appelons valeur amendante des composts, **l'aptitude des composts à entretenir ou augmenter le stock de matière organique du sol**. Cette valeur amendante est donc liée à la teneur en matière organique du compost et au niveau de **stabilité** de cette matière organique. La stabilité de la matière organique des composts est estimée par des mesures sur le terrain, ou par des expérimentations au laboratoire.

V.2.a Comment estimer la valeur amendante d'un compost ?

● ***Mesure au champ***

La mesure au champ consiste à suivre pendant plusieurs années la teneur en matière organique d'un sol ayant reçu un compost et à la comparer avec un sol témoin non amendé. Ces essais de longue durée sont rares compte tenu de la complexité de leur réalisation (Berry, 2001; Le Bohec *et al.,* 2001; Houot *et al.,* 2002). L'application du modèle de Hénin-Dupuis permet de calculer le coefficient isohumique K_1 de ces amendements. Mais ces expérimentations de terrain sur de longues durées, porte sur un produit donné, sur un sol donné, dans des conditions de pratiques agricoles particulières . Une telle méthode est donc **inadaptée** pour caractériser la valeur amendante d'un grand nombre de composts.

● ***Réalisation d'incubations***

Les cinétiques de minéralisation du carbone au cours d'incubations en milieu contrôlé de mélange de sol et de compost sont très fréquemment utilisées car elles placent les micro-organismes en conditions optimales, diminuant ainsi la durée de l'expérimentation par rapport à un essai au champ (Morel *et al.,* 1986; Costa *et al.,* 1989; Saviozzi *et al.,* 1993). L'ajustement de fonctions mathématiques aux cinétiques expérimentales obtenues permet de déterminer des proportions de carbone stable sur des durées supérieures aux

incubations (Djakovitch, 1988). La durée des incubations doit cependant être de plusieurs mois pour conduire à une estimation précise du carbone stable. Cette méthode est actuellement en cours de normalisation (U44-162).

- ***Utilisation du fractionnement biochimique (ISB et CBM)***

Pour obtenir une évaluation plus rapide et moins contraignante de la proportion de matière organique susceptible de contribuer à l'entretien de la matière organique du sol, Linères & Djakovitch (1993) ont mis au point une méthode reliant le niveau de stabilité de la matière organique à la nature biochimique du matériau. Les auteurs ont évalué le taux de carbone restant dans le sol (Tr) à partir de fonctions puissances ajustées aux cinétiques de minéralisation du carbone obtenues lors d'incubations de longues durées (150 jours) de ces matériaux dans du sol. Ils ont ensuite relié par régression multiple les valeurs Tr aux fractions biochimiques suivantes : fraction soluble (SOLU), hemicellulose (HEMI), et lignine (LIGN), obtenues par fractionnement biochimique basé sur la méthode de Van Soest[1], et cellulose brute (CEW) obtenue par fractionnement Weende[1]. Cette régression a défini un jeu de 4 coefficients permettant le calcul d'un indicateur appelé **Indice de Stabilité Biologique** (ISB). L'ISB d'un produit est donc une détermination du niveau de stabilité biologique d'un produit uniquement à partir de sa composition biochimique.

Une correspondance satisfaisante entre l'ISB et le K_1 a été obtenue à partir de données d'essais au champs portant sur une large gamme de composts (Berry, 2001; Le Bohec *et al.*, 2001).

Egalement basé sur le fractionnement biochimique de la matière organique, Robin (1997) propose une autre modélisation aboutissant à la détermination d'un **taux de carbone restant** dans le sol à long terme, que nous noterons Tr^{CBM}, à partir de la Composition Biochimique de la Matière du produit. La méthode est la même que pour l'ISB, à savoir la mise en relation entre la proportion de carbone stable estimée par une fonction puissance ajustée à des cinétiques de minéralisation du carbone au cours d'incubation en laboratoire, et la composition biochimique des matériaux étudiés. La principale différence avec l'ISB est la prise en compte de la fraction minérale dans la régression. L'auteur s'appuie sur la notion d'interactions entre la matière organique et la matière minérale qui forment le complexe argilo-humique du sol. Cette fraction peut réagir avec les composés organiques, et jouer sur l'extractibilité des différentes fractions organiques. La cellulose brute n'intervient pas dans le calcul du Tr^{CBM}, seul le fractionnement Van Soest est donc nécessaire pour la détermination de ce coefficient. Signalons également que pour le Tr^{CBM}, l'évaluation du taux de carbone stable se fait à partir d'incubations de courte durée (40 jours contre 150 jours pour l'ISB).

Testée sur une large gamme de produits très différents (fumiers, composts végétal, etc…) la corrélation entre le Tr^{CBM} et l'ISB apparaît satisfaisante (Berry, 2001).

Le Tableau 1.7 présente quelques valeurs de K_1, d'ISB et de Tr^{CBM} trouvées dans la littérature. Nous voyons que la matière organique stable peut atteindre des valeurs voisines de 80% de la matière organique pour les composts de déchets verts, alors que pour les composts d'ordures ménagères des teneurs inférieures à 50% sont généralement mesurées.

Signalons que l'ISB et le Tr^{CBM} sont actuellement en cours de normalisation (U44-163).

[1] Ces méthodes de fractionnement ont été abordées dans le Chapitre III de cette partie.

***Tableau 1.7** : Valeurs d'ISB et de Tr^{CBM} pour différents composts*

Déchets compostés	ISB	Tr^{CBM}	Références
Déchets verts	0.4	30	(Berry, 2001)
	0.6 - 0.8		Linères (communication personnelle)
		20-90	(Metzger *et al.,* 2002)
		20 -90	(Robin, 1997)
Biodéchets	0.4 - 0.6		(ADEME,(à paraitre))
Compost de boues	0.2 – 0.8		Linères (communication personnelle)
OM	0.2 - 0.6		(ADEME,(à paraitre))
	0.2 - 0.5		Linères (communication personnelle)
		40	(Robin, 1997)

V.2.b Composter pour lutter contre l'effet de serre additionnel ?

Dans le contexte de la lutte contre l'effet de serre additionnel, l'incorporation au sol de produits contenant des matières organiques stabilisées semble judicieuse. La production annuelle de composts urbains en France s'élève à 1,7 Gt, représentant environ 220 Kt de carbone (ifen , 2002). Mais la proportion de carbone résistant, qui est liée à la fois au degré de maturité du compost et aux déchets compostés, varie entre 20 et 70% du carbone total du compost (Linères & Djakovitch, 1993). Basés sur les teneurs moyennes en carbone résistant des grands types de composts, et sur les productions annuelles, Houot (2002) évalue à 1 Mt le potentiel de stockage du carbone dans le sol. Le développement du compostage, et l'épandage de composts ayant une matière organique plus stabilisée permet d'augmenter ce potentiel. L'utilisation de matières organiques peu stabilisées aura l'effet contraire, en augmentant l'activité microbienne du sol et donc le retour à l'atmosphère du carbone (Ginting *et al.,* 2003).

Le CO_2 n'est pas le seul GES à prendre en considération dans le cadre de l'utilisation de compost. Le méthane (CH_4) et l'oxyde nitreux (N_2O) sont des molécules beaucoup plus efficaces que le CO_2 pour augmenter l'effet de serre (Mégie, communication personnelle), et qui sont susceptibles d'être émises au cours du compostage (Hellebrand, 1998; Beck-Friis *et al.,* 2000) ou après l'épandage du compost au champ (Ginting *et al.,* 2003). Les travaux sur les gaz à effet de serre et les composts sont récents, en nombre assez restreint, et la complexité des phénomènes interagissant ne permet pas à ce jours d'avoir d'idée précise sur le rôle des composts dans cette problématique, comme le montre la synthèse bibliographique de Zeman *et al.* (2002).

V.3 Valeur azotée des composts

Nous appelons ici valeur azotée, l'**aptitude des composts à fournir de l'azote aux plantes**. Cette fourniture peut être **immédiate** dans le cas de composts riches en azote minéral, ou à plus **long terme** du fait de la minéralisation de la matière organique du compost dans le sol. La connaissance de la valeur azotée des composts constitue une demande majeure de la part des agriculteurs (Francou & Houot, 2000).

V.3.a Généralités

● ***Cycle de l'azote***

L'azote du sol est essentiellement sous forme organique. L'**azote minéral** du sol représente généralement moins de 5% de l'azote total du sol et se trouve sous forme de nitrates (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+) (Robert, 1996). Les transformations de l'azote sont assurées par les microorganismes du sol (Figure 1.7).

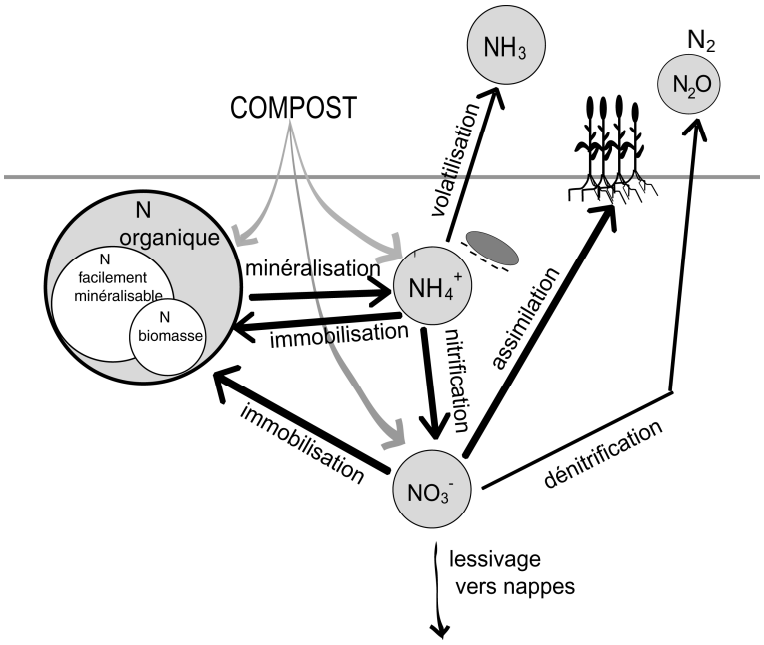


***Figure 1.7** : Schéma simplifié du cycle de l'azote lié à un apport de compost.*

L'azote organique est **minéralisé** en NH_4^+ (ammonification), puis nitrifié en NO_3^- . L'ammonification est réalisée par des micro-organismes variés alors que la nitrification est réalisée par des micro-organismes plus spécifiques, les nitrosomas et les nitrobacters. L'azote minéral (NO_3^- et NH_4^+) est susceptible d'être **assimilé par les plantes,** ou **immobilisé dans la biomasse microbienne** du sol. En cas de présence d'ammonium et de nitrates dans le sol, c'est l'ammonium qui est préférentiellement utilisé par les micro-organismes du sol alors que les nitrates sont préférentiellement incorporés par la culture (Jansson *et al.,* 1955; Broadbent & Tyler, 1962).

Dans un sol sans plante, lorsque la minéralisation brute est plus forte que l'immobilisation brute, on observe une minéralisation nette de l'azote. A l'inverse l'immobilisation nette correspondant au cas où l'immobilisation brute est plus forte que la minéralisation brute. Une forte immobilisation de l'azote peut être observée dans le cas de l'incorporation au sol d'un produit riche en carbone facilement dégradable, les micro-organismes puisant dans les réserves minérales l'azote indispensable à leur développement. Bien que consommant préférentiellement l'azote ammoniacal, une organisation rapide de l'azote nitrique est observée lorsque la présence d'un excès de carbone dans le sol est conjointe à une absence d'ammonium (Rice & Tiedje, 1989; Recous *et al.,* 1990).

● ***Nitrates et environnement***

L'azote constitue un élément nutritif de base des plantes qui l'utilisent principalement sous forme de nitrates (NO_3^-). Ceci a conduit à une utilisation massive d'engrais chimiques visant à fournir aux cultures des conditions azotées optimales de développement. Les nitrates ne sont pas adsorbés sur les surfaces des argiles du sol, entraînant des pertes par ruissellement vers les eaux superficielles, et des pertes par drainage vers les nappes d'eau souterraines. Or la présence de nitrates dans l'eau constitue une pollution : risque environnemental (eutrophisation des eaux superficielles), et risque sanitaire (altération du transfert d'oxygène vers les cellules pour les nourrissons).

A l'inverse des engrais minéraux qui permettent d'évaluer de manière précise les doses à apporter aux cultures, l'incorporation au sol d'amendements organiques est suivie d'une minéralisation de l'azote dépendant des doses apportées. L'évaluation des quantités d'amendements organiques à apporter pour satisfaire le besoin des plantes et limiter les risques de lessivage sont difficiles à estimer (Chaussod *et al.,* 1997). En effet la minéralisation de l'azote de l'amendement organique dépend des caractéristiques du produit et des conditions pédo-climatiques. La connaissance de la disponibilité de l'azote dans les amendements organiques apparaît essentielle afin d'assurer une gestion agri-environnementale correcte de l'azote (Kanal & Kuldkepp, 1993; Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993; Li *et al.,* 1997; Mamo *et al.,* 1999).

V.3.b Méthodes d'évaluation de la valeur azotée

Pour apprécier la valeur azotée d'un compost il existe trois types d'expériences basées sur la mesure de l'azote dans le sol et parfois sur l'exportation de l'azote vers les plantes, dans des conditions de plein champ ou au laboratoire.

Les expérimentations en présence de plantes **au champ** permettent d'apprécier les effets des apports de compost sur la dynamique de l'azote du sol, sur sa biodisponibilité et sur la croissance des plantes en conditions similaires aux pratiques agricoles (Kanal & Kuldkepp, 1993; Sanchez *et al.,* 1997; Gagnon *et al.,* 1997; Abad Berjon *et al.,* 1997; Mamo *et al.,* 1999; Eriksen *et al.,* 1999; Houot *et al.,* 2003).

Les **expérimentations avec plantes et en pot** permettent également de voir les effets sur les plantes. Elles nécessitent la mise en place d'expérimentations moins lourdes et plus rapides que les expérimentations de terrain, mais s'éloignent des pratiques agricoles (Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993; Alliévi *et al.,* 1993; Astier *et al.,* 1994; Brinton & Evans, 2000) .

Les expérimentations au **laboratoire sans plante** avec des mélanges contenant du sol et du compost placés en incubations en conditions contrôlées s'éloignent des conditions réelles d'utilisation mais offrent une plus grande facilité de réalisation (Stanford *et al.,* 1974; Beloso *et al.,* 1993; Chéneby *et al.,* 1994; Hadas & Portnoy, 1994; Sikora & Yakovchenko.V, 1996; Iakimenko *et al.,* 1996; Eriksen *et al.,* 1999).

De l'**azote isotopiquement marqué** (N^{15}) est également utilisé dans un certain nombre d'études sur la dynamique de l'azote dans le sol. Un tel traceur permet d'estimer les quantités brutes d'azote immobilisé et minéralisé par la biomasse, ou assimilé par les plantes (Jedidi *et al.,* 1995; Crippa & Zaccheo, 1995; Sikora & Enkiri, 2001; Ambus *et al.,* 2002) ou d'étudier le « priming effect » lié à l'incorporation au sol d'une matière exogène (Woods *et al.,* 1987).

Il existe un certain nombre de **modèles** simulant les transformations de l'azote dans le sol, généralement conjointement au carbone. Les modèles NCSOIL, CERES, CANTIS par exemple permettent de simuler le turnover de l'azote et du carbone à partir de plusieurs compartiments (produit incorporé, biomasse microbienne, matière organique active et stable du sol) (Hadas & Portnoy, 1994; Corbeels *et al.,* 1999). Des modèles comme LIXIM (Mary *et al.,* 1999; Trinsoutrot *et al.,* 2000) et DAISY (Gerke *et al.,* 1999) servent à simuler la minéralisation de l'azote et son lessivage.

V.3.c Données sur la valeurs azotée des composts

La matière sèche des composts pouvant contenir jusqu'à 0.4% d'azote minéral (Hirai *et al.,* 1986), leur incorporation au sol peut entraîner une augmentation immédiate de l'azote minéral du sol. Plus le compost est stabilisé plus cet apport initial est important, du fait de l'augmentation de la teneur en azote minéral avec l'âge

du compost (Robertson & Morgan, 1995). Dans le cas d'un mélange contenant 2% d'un compost de boue, Bernal *et al.* (1998a) constatent un apport immédiat en azote minéral de 75 $mgN.kg^{-1}$ de sol pour un compost mûr (soit approximativement 300 $kgN.ha^{-1}$), de 25 $mgN.kg^{-1}$ de sol pour un compost en fin de phase de dégradation intensive (100 $kgN.ha^{-1}$) . Avec un mélange à 1.5%, Beloso *et al.* (1993) obtient un enrichissement immédiat de 30 $mgN.kg^{-1}$ de sol (120 $kgN.ha^{-1}$).

Mais la valeur azotée d'un compost est avant tout définie par l'intensité de minéralisation de son azote après incorporation au sol. Deux comportements distincts sont généralement observés après l'incorporation de compost dans le sol: soit une minéralisation progressive du compost entraînant une lente augmentation de l'azote minéral du sol après leur incoporation au sol (Beloso *et al.,* 1993; Hadas & Portnoy, 1994; Robertson & Morgan, 1995; Sikora & Yakovchenko.V, 1996; N'Dayegamiye *et al.,* 1997; Hartz & Giannini, 1998; Shi & Norton, 2000), soit une immobilisation nette de l'azote du sol pouvant atteindre -50 $mg.kg^{-1}$ de sol (Jedidi *et al.,* 1995; Sikora & Yakovchenko.V, 1996; Bernal *et al.,* 1998a; Eriksen *et al.,* 1999; Francou *et al.,* 1999).

Quelques rares travaux mentionnent une minéralisation rapide de l'azote du sol après un apport de compost. C'est le cas de de Haan (1981) qui considère qu'aucun arrière-effet n'est observé dans le cas de composts d'ordures ménagères et de N'Dayegamiye *et al.* (1997) qui observent une minéralisation rapide et exponentielle (200 $mg.kg^{-1}$ de sol après 20 jours d'incubations) dans le cas d'un compost de fumier épandu à très forte dose (75% massique).

Le **lien entre l'état de stabilité de la matière organique et la disponibilité de l'azote** a été mis en évidence par quelques travaux, montrant que le potentiel de minéralisation diminue et la teneur en azote minéral initial augmente lorsque qu'augmente l'âge du compost (Robertson & Morgan, 1995; N'Dayegamiye *et al.,* 1997; Hartz & Giannini, 1998; Bernal *et al.,* 1998a). Ceci s'explique par l'humification de la matière organique au cours du compostage qui rend la matière organique plus résistante à la biodégradation (Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993). L'immobilisation de l'azote est attribuable à un manque de stabilité du compost (Jedidi *et al.,* 1995). La présence d'un substrat carboné facilement dégradable stimule l'activité microbienne, entraînant alors une forte assimilation de l'azote par la microflore du sol.

Les conséquences de l'apport de composts sur les **exportations par les plantes** ont également été étudiées. Mais les résultats relevés dans la littérature sont variables. Des gains quantitatifs et qualitatifs pour les cultures ont souvent été mis en évidence, essentiellement lorsque le compost est combiné à un fertilisant minéral (Mays *et al.,* 1973; de Bertoldi *et al.,* 1983; Gagnon *et al.,* 1997; Abad Berjon *et al.,* 1997; Soumaré *et al.,* 2003; Martinez *et al.,* 2003). A l'inverse, Petersen (2003) ne constate qu'un très faible effet sur le rendement suite à l'utilisation d'un compost d'ordures ménagères, par rapport à un fumier ou une boue. Il semble que les gains observés ne soient pas dus à l'azote, et des travaux montrent une déficience en azote pour les plantes après l'application de composts (Sims, 1990; Sikora & Enkiri, 2001). Le prélèvement de l'azote par les plantes dépend du type de compost appliqué et de la dose d'application (Jellum *et al.,* 1995; Eriksen *et al.,* 1999). La quantité d'azote prélevé par les plantes augmente linéairement avec la quantité d'azote minéral dans le sol (Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993). Houot *et al.* (2003) observent que moins de 10% de l'azote des composts est exporté vers les plantes dans le cas d'un apport au champ de composts d'origines urbaines à des doses agronomiques.

V.4. Autres effets des composts sur les caractéristiques du sol

Plusieurs études ont eu pour objet l'estimation des impacts de l'utilisation des composts sur les qualités physiques, chimiques et biologiques du sol. Cependant l'observation des effets positifs des composts sur les propriétés physiques du sol nécessite de fortes doses d'apport, pas toujours compatibles avec les pratiques agricoles habituelles.

V.4.a Apport d'éléments fertilisants (autres que N)

● ***Phosphore (P)***

Le phosphore représente approximativement 0.2 – 0.5% de la masse sèche des composts d'origine urbaine (He *et al.,* 1992; Iglesias-Jimenez *et al.,* 1993; Ribeiro *et al.,* 2000; Erich *et al.,* 2002; Petersen, 2003)). Comme pour l'azote, il semble que la disponibilité en phosphore soit assez faible car difficilement accessible pour les plantes (Pommel, 1982; Ribeiro *et al.,* 2000). Pour des concentrations en P de 0.6% et 0.4% dans des composts à base d'ordures ménagères, Garcia *et al.* (1992) mesurent des concentrations de P disponible de 0.07% et 0.04% respectivement. De Haan (1981) rapporte même un effet négatif d'un compost d'ordures ménagères sur le prélèvement du P par des tomates. Signalons cependant que d'autres travaux montrent que l'ajout de compost augmente la quantité de phosphore disponible pour les plantes (Erich *et al.,* 2002).

Il faut ajouter également que l'excès de phosphore est une source de pollution des eaux de surfaces, entrainant une eutrophisation, et que l'incoporation des composts au sol peut être une source de contamination (McDowell & Sharpley, 2003).

● ***Potassium (K)***

Le potassium est présent en concentrations variables et généralement très faibles, plus basses que dans les sols cultivés (moins de 1%) (He *et al.,* 1992). Mais à l'inverse de l'azote et du phosphore sa disponibilité est très grande, puisque pratiquement tout le K est disponible (de Haan, 1981; Garcia *et al.,* 1992; Jakobsen, 1995).

V.4.b Effets sur les caractéristiques physiques et chimiques du sol

L'incorporation de composts à pH basique peut également permettre de **réduire l'acidité du sol**, et de diminuer ainsi les risques d'exportation des métaux vers la plante. Dans leur étude, Bolan *et al.* (2003) constatent que l'ajout de compost à un sol permet de réduire l'extractibilité des polluants métalliques par rapport au même sol non amendé.

L'incorporation de compost au sol s'avère efficace pour lutter contre la dégradation de la surface du sol (Bresson *et al.*, 2001). L'**amélioration de la structure** du sol par l'utilisation de composts est généralement attribuée aux polysaccharides et autres biopolymères venant des composts (He *et al.*, 1992). Mais selon Pascual *et al.* (1999), les polysaccharides des composts ont plutôt une fonction de source de carbone et d'énergie pour la biomasse microbienne, alors que ce sont les polysaccharides d'origine microbienne qui assurent la fonction d'amélioration structurale du sol.

Une étude au champs de Bazzoffi *et al.* (1998) portant sur un compost d'ordures ménagères pouvant être considéré comme stabilisé montre une **réduction significative de la densité apparente** du sol pour un apport de 60 $t.ha^{-1}$ durant l'année suivant l'apport. Les auteurs constatent que cet effet du compost est moins évident à partir de la deuxième année et ils attribuent la réduction de la densité apparente du sol observée à la présence d'inertes au sein du compost.

Les composts ayant un pouvoir de rétention en eau supérieur au sol, l'incorporation de composts au sol **augmente la capacité de rétention** du sol proportionnellement à la dose apportée (Serra-Wittling, 1995).

V.4.c Effets sur les caractéristiques biologiques du sol

L'amélioration des propriétés physiques du sol dues à l'incorporation des composts permet d'offrir des conditions favorables aux micro-organismes du sol, augmentant ainsi l'activité biologique des sols.

Diaz *et al.* (1994) observent une **augmentation significative de la population** fongique et bactérienne durant les deux années suivant l'application d'un compost urbain jeune. L'incorporation de compost augmente aussi l'**activité enzymatique** du sol (Giusquiani *et al.*, 1995; Serra-Wittling, 1995).

Cependant les composts semblent avoir des effets de stimulation de l'activité microbienne du sol moins marqués que les déchets organiques non compostés, à cause de la réduction de leur concentration en élément nutritifs pour les microorganismes du sol (Emmerling *et al.*, 2000).

L'apparition de **résistances à certaines maladies des plantes** a également été observée (Serra-Wittling, 1995).

Conclusion

L'utilisation des composts en agriculture permet d'améliorer la fertilité du sol. De nombreuses études ont mis en évidence des gains qualitatifs et quantitatifs pour les cultures. Cette amélioration semble résulter davantage de l'effet de l'apport organique sur le sol, que d'un apport en éléments nutritifs.

L'incorporation au sol de composts permet d'entretenir, voire d'enrichir le stock de matière organique du sol, améliorant ainsi les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol, et participant à la lutte contre l'effet de serre additionnel.

Cette aptitude à entretenir ou enrichir le stock de carbone du sol, définit ce que nous appelons la valeur amendante des composts. Elle peut être évaluée en utilisant l'ISB (Linères & Djakovitch, 1993) et le Tr^{CBM} (Robin, 1997), qui estiment le coefficient isohumique K_1 du modèle de Henin & Dupuis (1945) à partir de fractionnements biochimiques de la matière organique. La valeur amendante peut être variable selon l'origine des composts et leur degré d'évolution.

Généralement, une faible valeur azotée est attribuée au compost. L'incorporation de composts dans le sol peut conduire à une immobilisation de l'azote dans le cas des composts riches en substrats carbonés facilement minéralisables, ou à une minéralisation lente dans le cas des composts ayant une matière organique résistante à la biodégradation. Cette variabilité des comportements peut rendre difficile la gestion de la fertilisation azotée par les agriculteurs.

Conclusion de l'Etude Bibliographique (objectifs du projet)

La gestion des déchets d'origine urbaine est une problématique universelle. L'élimination de ces déchets par compostage permet d'élaborer une matière première - le compost - susceptible d'être utilisé en agriculture. Cependant un tel mode de traitement nécessite une bonne connaissance des conséquences agronomiques et environnementales liées à leur utilisation.

La littérature sur le compostage est très riche d'informations, à la fois sur leur **élaboration**, sur leurs **caractéristiques** ou sur leurs comportement après **incorporation** au sol. Malheureusement ces informations ne sont que rarement présentes ensembles. Aussi, il est difficile de faire des liens entre ces informations.

Les caractéristiques d'un compost, et donc son comportement au champ, dépendent de la nature des déchets compostés, des procédés de compostage, et de l'âge du compost.
Or la plupart des études ne mentionnent pas de manière détaillée les données concernant les déchets compostés ni celles concernant le procédé de compostage. La comparaison des résultats fournis par ces différentes études est donc difficile également.

Tous ces travaux montrent néanmoins le rôle central joué par la matière organique des composts. La matière organique des composts, qu'elle soit stable ou instable, présente un intérêt agronomique certain. Mais il existe des risques liés à l'utilisation de composts ayant un faible niveau de stabilité (phytotoxicité liée à l'ammonium ou aux acides organiques par exemple). La stabilisation de la matière organique au cours du compostage est due à la dégradation des composés facilement dégradables (sucres simples issus des déchets, cellulose) entraînant une concentration des matériaux plus résistants (lignine) alors que simultanément la matière organique s'humifie. La stabilisation de la matière organique au cours du compostage permet de limiter les risques de phytotoxicité, et confère généralement aux composts stabilisés une valeur amendante élevée. Cette valeur amendante est intéressante dans le cadre de l'amélioration de la fertilité des sols, mais également dans le contexte globale de la lutte contre l'effet de serre additionnel. Toutefois, la place des composts dans le cadre de la lutte contre l'effet de serre additionnel nécessite la prise en compte de l'ensemble des paramètres susceptibles d'intervenir (principaux gaz à effet de serre émis lors du compostage et après épandage, comparaison aux autres filières de traitement des déchets), ce qui n'est pas envisageable dans notre étude.

Objectifs du projet et Démarche adoptée

Partant des considérations précédentes, il nous a semblé nécessaire de **faire le lien entre l'origine des composts (nature des déchets et procédé de compostage), leurs caractéristiques, et les conséquences liées à leur utilisation en agriculture, en terme de valeur amendante et de disponibilité de leur azote**.

A ces objectifs s'est ajouté un objectif pratique, consistant à la **validation d'outils opérationnels visant à révéler le niveau de stabilité de la matière organique au cours du compostage**.

Pour atteindre les objectifs fixés, notre travail s'est déroulé en deux phases successives, portant sur l'étude de composts d'origine urbaine fabriqués sur plates-formes de compostage industriel, et sur l'étude de composts réalisés en composteurs de laboratoire (Figure 1.8) :

Phase 1 :

La première phase porte sur l'étude de **composts urbains fabriqués sur des plates-formes industrielles.** Ces composts doivent être représentatifs des composts habituellement utilisés sur les sols agricoles. La connaissance des caractéristiques des déchets compostés et des procédés de fabrication est nécessaire. L'influence de l'origine des composts (procédé + nature du déchet) et de la durée de compostage sont étudiées dans cette première phase.

La **caractérisation physico-chimique** est réalisée à partir d'analyses classiques (MO, C, N, pH, conductivité électrique) ainsi que par des **méthodes de fractionnement de la matière organique** (fractionnement en acides humiques et fulviques, fractionnement Van Soest). Des méthodes d'analyse plus fines (**IRTF**) doivent permettre une approche plus fine des caractéristiques de la matière organique.

Les résultats de ces différentes analyses sont à interpréter en fonction des caractéristiques de fabrication des composts et doivent permettre d'expliquer les **différences de stabilité estimées lors d'incubations** de mélange sol-compost. La valeur azotée des composts est aussi évaluée au cours d'incubations, et la valeur amendante est estimée grâce à l'ISB et au Tr^{CBM}.

Enfin, au cours de cette phase, la pertinence de différents **tests de maturité** (ou de stabilité) doit être testée, en se référant aux niveaux de stabilité évalués lors des incubations : tests d'auto-échauffement, test Solvita, indicateurs chimiques (C/N, pH, $N\text{-}NO_3^-/N\text{-}NH_4^+$, AH/AF).

Phase 2 :

L'objectif de la seconde phase est de différencier l'influence des déchets compostés et celle du procédé de compostage sur les caractéristiques de la matière organique des composts. Pour cela des **composts en réacteurs de laboratoire** sont réalisées. Un procédé unique de compostage et des mélanges réalisés à partir de mélange de déchets types doivent permettre d'atteindre cet objectif. Au cours de cette phase, l'évolution des caractéristiques physico-chimiques des composts, en particulier de leur matière organique, est suivie par les mêmes méthodes que celles utilisées dans la phase 1.

La présentation des résultats de notre travail (Partie 3) ne suit pas la chronologie du projet. L'influence de l'origine des déchets sur les caractéristiques des composts est d'abord étudiée, en intégrant les résultats des

deux phases décrites ci-dessus, avant de présenter les résultats concernant les indicateurs de maturité puis ceux concernant la valeur agronomique des composts industriels étudiés.

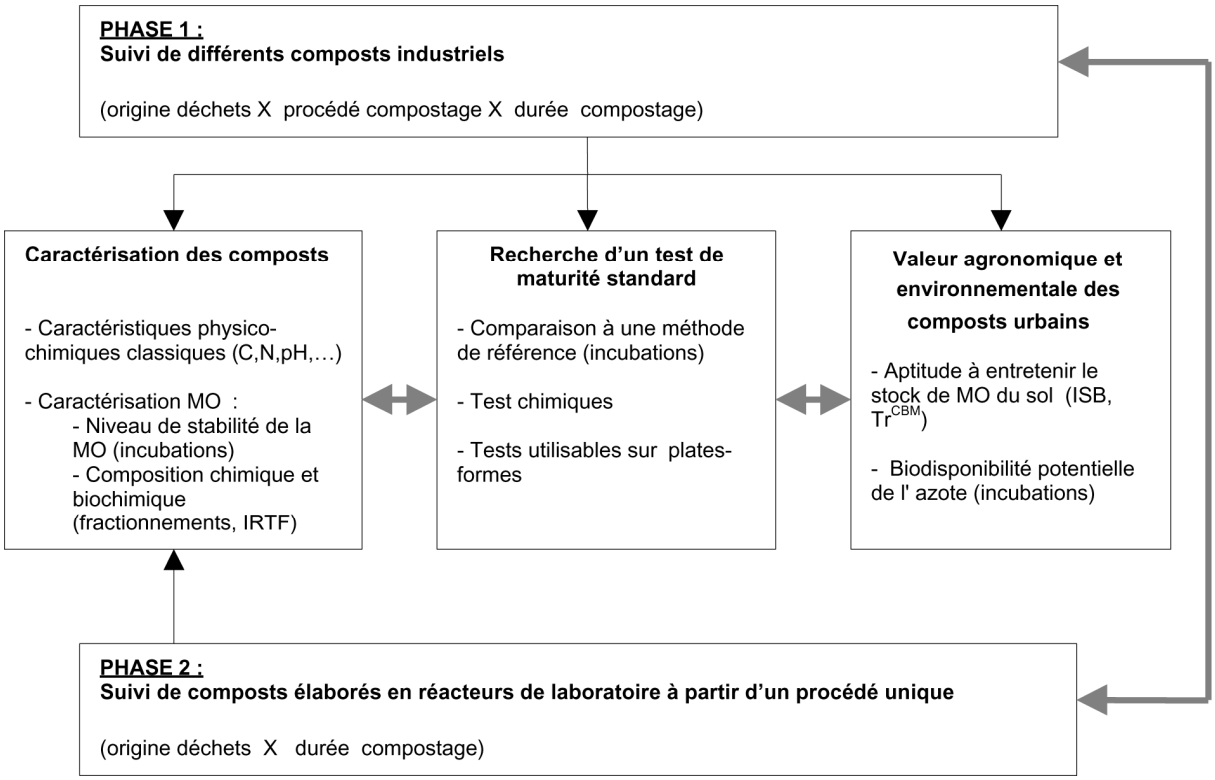


***Figure 1.8** : Représentation synoptique de la démarche expérimentale suivie.*

Partie 2 :
Matériels et méthodes

I COMPOSTS ETUDIES 73
I.1 Composts en réacteurs de laboratoire 73
I.2 Composts industriels étudiés 78
I.3 Correspondance entre les composts de laboratoire et les composts industriels 81
II CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE 85
II.1 Matière sèche 85
II.2 Extraction et analyse de l'azote minéral sur composts non séchés 85
II.3 Caractéristiques physico-chimiques classiques sur produits sec 86
III CARACTERISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE 89
III.1 Fractionnement Biochimique de la matière organique 89
III.2 Fractionnement de la matière organique en acides fulviques, acides humiques et humine 94
III.3 Spectrométrie infrarouge à transformée de Fourier 96
IV INCUBATIONS EN CONDITIONS CONTROLEES 97
IV.1 Minéralisation du carbone 97
IV.2 Evolution de l'azote minéral 100
V TESTS DE MATURITE UTILISABLES SUR PLATE-FORME DE COMPOSTAGE : TEST D'AUTO-ECHAUFFEMENT ET TEST SOLVITA 101
V.1 Préparation des échantillons 101
V.2 Test d'auto-échauffement (Dewar) 101
V.3 Test Solvita® 102
V.4 Robustesse des tests de plate-forme 102

I Composts Etudiés

Notre étude s'est déroulée en deux phases qui portaient sur des composts élaborés dans des réacteurs de laboratoire à partir d'un procédé de compostage identique, et sur des composts industriels urbains d'origines diverses. Le choix des types de composts et des plates-formes de compostage a été fait avec le CREED qui a également mis à notre disposition le pilote de compostage utilisé.

I.1 Composts en réacteurs de laboratoire

I.1.a Description du pilote de compostage

Les composts sont élaborés à l'intérieur de **4 réacteurs**, cuves cylindriques de 170 litres (40 cm de diamètre intérieur et 90 cm de hauteur intérieure), isolés thermiquement par une couche de laine de verre sur leur surface latérale et munis d'un couvercle amovible (Figure 2.1). A la base des réacteurs, une vanne permet l'élimination d'éventuels lixiviats. Ces réacteurs sont alimentés à leur base par une **arrivée d'air** assurée par un compresseur commun. Deux électrovannes à programmation automatique permettent d'alterner l'aération des réacteurs. La régulation du débit d'air est réalisée manuellement, indépendamment pour chaque réacteur et contrôlée avec un débitmètre. L'air destiné à l'analyse est prélevé au sommet des quatre réacteurs et traverse un **système de filtration** (sécheur de gaz et filtre à poussières) destiné à éliminer l'eau et les poussières avant l'analyse des gaz. L'**analyseur de gaz** (CRISTAL 3000 de marque COSMA), muni d'une pompe assurant un débit de 120 $L.h^{-1}$, prélève successivement du gaz au sommet des quatre réacteurs durant 5 minutes, puis dans un filtre d'attente pour rincer les lignes à l'air ambiant durant 10 minutes. La durée totale du cycle est donc de 30 minutes. L'analyseur de gaz fournit la concentration en O_2 (cellule électrochimique de mesure d'oxygène) et CO_2 (absorption du rayonnement infrarouge) de l'air au sein des réacteurs.

La mesure de la température à l'intérieur des réacteurs se fait simultanément et en continu par quatre **sondes de température** (Pt 100) de 50 centimètres de longueur, fixées sur les couvercles.

Les sondes de température et l'analyseur de gaz sont reliés à un **terminal informatique** muni d'un logiciel de commande de marque COSMA. Ce logiciel permet la visualisation des paramètres en cours de mesure (température des quatre réacteurs et teneur en O_2 et CO_2 d'un réacteur ou de l'air ambiant), ainsi que le stockage des données de manière automatique toutes les 30 minutes dans des fichiers Excel (Microsoft).

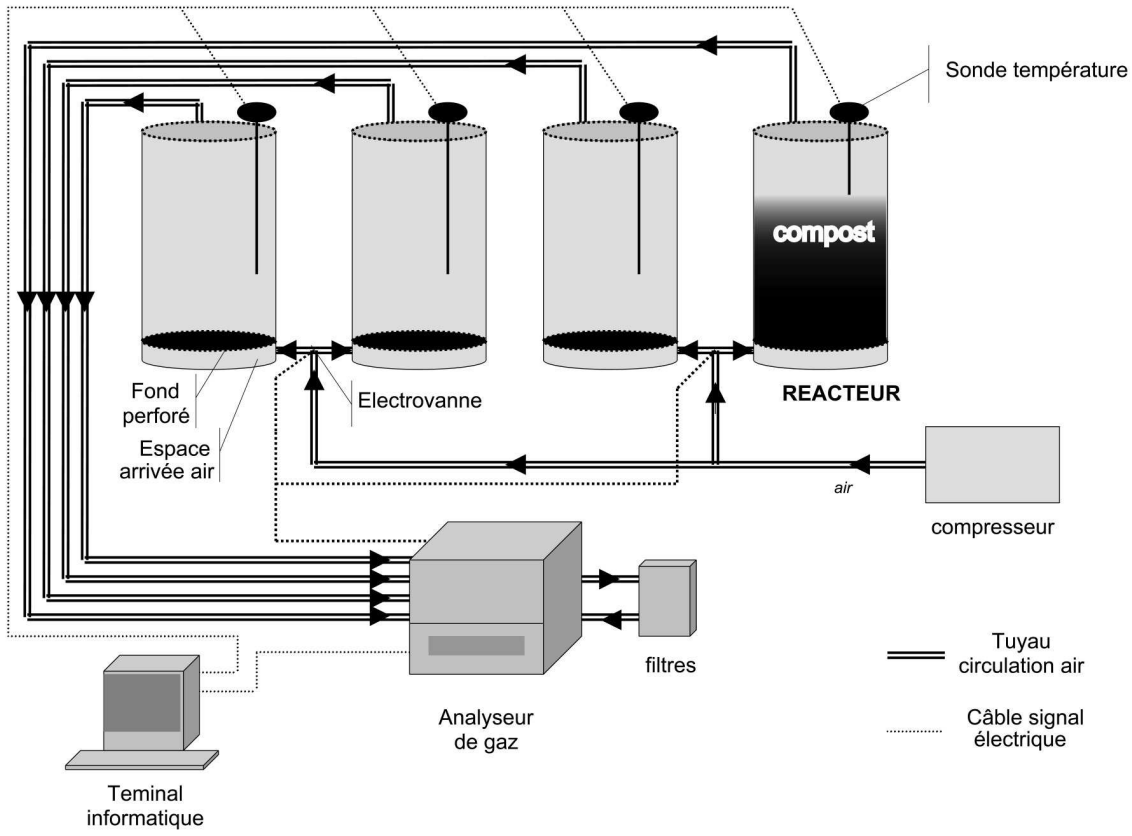


***Figure 2.1*: Représentation schématique du pilote de compostage utilisé**

I.1.b Matériaux compostés

Deux séries de compostage d'une durée de 12 semaines chacune sont réalisées à 5 mois d'interval - la première de juin à août 2002 (composts notés R1 à R4) et la seconde de décembre à mars 2003 (composts notés R5 à R8). Trois types de matériaux sont mélangés pour être compostés :

- Des **déchets verts** fournis par une usine de compostage de la région parisienne, collectés et criblés à 20 mm dans la semaine précédant le début des expérimentations,

- Des **biodéchet**s composés à part égale (en masse brute) de salades, courgettes, carottes, pommes et oranges. Ils sont achetés dans un supermarché dans la semaine précédant les séries et conservés à +4°C jusqu'au début des séries,

- Des **papiers-cartons** composés au deux tiers (en masse brute) par des cartons d'emballage et à un tiers par des journaux.

Les biodéchets et les papiers-cartons sont hachés manuellement à moins de 50 mm. Les journaux sont broyés à 20 mm dans un broyeur de jardin.

Les **proportions** des déchets diffèrent selon le réacteur. Elles sont exprimées par rapport à la matière sèche totale sur la Figure 2.2, et par rapport à la matière brute totale (matière sèche plus eau) dans le Tableau 2.1. Les proportions des déchets verts vont de 26% à 91% (en masse sèche), celles de biodéchets de 8% à 17% (en masse sèche), et celles des papiers-cartons de 0 à 59% (en masse sèche). Les mélanges R2 et R6 sont identiques.

L'ajout d'eau permet d'assurer une **humidité** comprise entre 61% et 70% pour les différents mélanges (Tableau 2.1). La quantité d'eau à ajouter est calculée sur la base de l'humidité du mélange le plus humide, c'est à dire le mélange sans papier (R1). Cette humidité est considérée permettre un bon compostage.

***Tableau 2.1** Contenus initiaux des réacteurs*

Réacteur	Masse totale dans réacteur	Déchets Verts	Biodéchets[(1)]	Papiers cartons [(2)]	Eau ajoutée	Humidité	Masse volumique
	(kg de MB)	*(% de la MB)*				*(% de la MB)*	*(kg de MB . L^{-1})*
R1	79	69	31	0	0	66	0.46
R2	61	55	31	8	6	67	0.35
R3	50	44	31	15	10	65	0.29
R4	39	33	31	22	14	61	0.23
R5	43	18	54	21	7	70	0.25
R6	57	55	31	8	6	67	0.34
R7	57	36	54	10	0	68	0.34
R8	52	27	54	15	3	68	0.31

(1) salades (20% en MB), carottes (20% en MB), courgettes (20% en MB), oranges (20% en MB), pommes (20% en MB)
(2) cartons (67%) et journaux (33%)

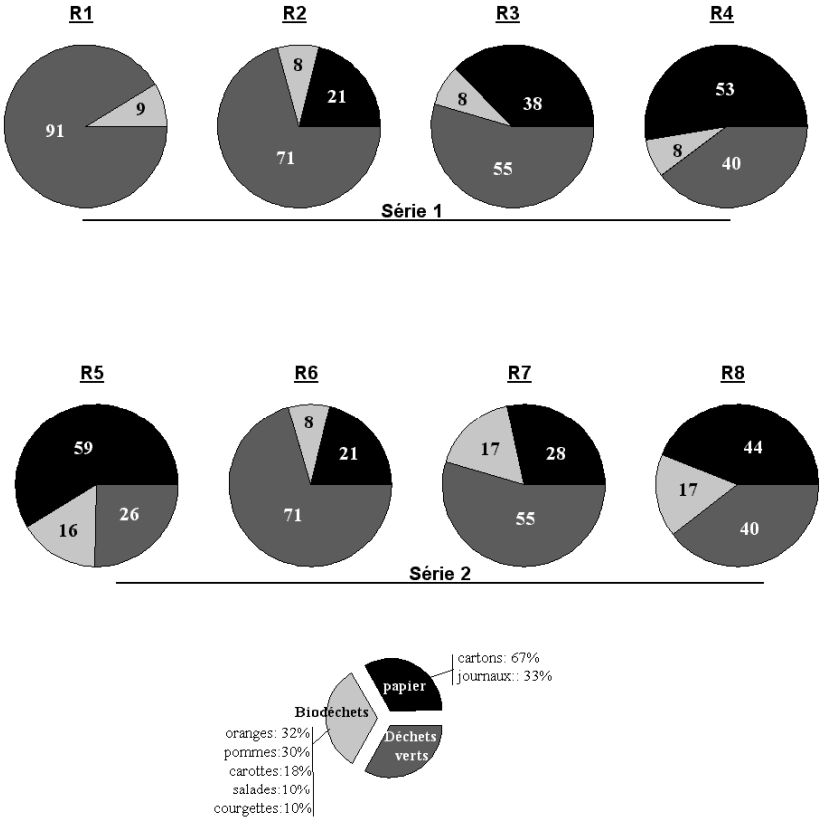


***Figure 2.2** : Répartition massique initiale des déchets verts, des papiers-cartons, et des biodéchets biodéchets dans les réacteurs. Proportions exprimées en pour-cent de la masse sèche*

I.1.c Mode opératoire

● *Préparation des mélanges*

Deux jours avant le lancement des séries, les papiers-cartons sont mélangés à l'eau ajoutée, à l'intérieur des réacteurs, afin de permettre leur bonne humidification. Le jour du commencement du compostage, les papiers-cartons humidifiés contenus dans les réacteurs sont vidés et mélangés soigneusement aux déchets verts et aux biodéchets. Les réacteurs sont ensuite remplis sans tassement actif. L'excédent de chaque mélange est conservé dans un bac à température ambiante. Il sert à compléter les réacteurs durant la première semaine d'expérimentation, pour compenser un tassement excessif. Les masses préparées, les masses mises dans les réacteurs et les masses excédentaires sont pesées avec une balance de 60 kg de portée (précision à 20 g).

● *Mélanges et échantillonnages*

Sont échantillonnés pour analyse, les mélanges initiaux, puis les mélanges prélevés **après 1, 2, 4, 6, 8, 10 et 12 semaines de compostage**. A chaque date de prélèvement, les réacteurs sont vidés et leur contenu est mélangé et homogénéisé à la pelle sur bâche plastique. Un mélange de 10 échantillons individuels, d'une masse globale d'environ 2.5 kg, est prélevé à chaque date d'échantillonnage. Les masses prélevées, les masses de lixiviats perdues et les masses de compost remises dans les réacteurs sont systématiquement pesées (Annexe A). Une partie de l'échantillon prélevé est stockée en chambre froide pour les analyses sur produit frais, une partie est congelée à –20°C avant lyophylisation et une partie est séchée à 80°C pour les analyses physico-chimiques classiques. Cette température de séchage élevée s'explique par la lenteur d'un séchage à température inférieure de matériaux comme les biodéchets, riches en eau fortement retenue.

● *Aération des réacteurs*

Le flux d'air au sein des réacteurs est ajusté afin de réaliser une aération suffisante mais non excessive du compost pour obtenir une élévation maximum de température, en intensité et en durée. Ce flux d'air varie de près de 400 $L.h^{-1}$ (environ 12 à 25 $L.h^{-1}.kg^{-1}$ de MS) durant le premier mois à 60 $L.h^{-1}$ (3 à 6 $L.h^{-1}.kg^{-1}$ de MS) en fin d'expérimentation. Dans la littérature, les données concernant l'aération optimale durant la phase active varient de 3 $L.h^{-1}.kg^{-1}$ de MS (Lau *et al.*, 1992; Sadaka & El.Taweel , 2003) à 150 $L.h^{-1}.kg^{-1}$ de MS (Mathur *et al.*, 1993). Les mélanges effectués aux dates de prélèvement permettent non seulement d'aérer les composts, mais aussi d'exposer de nouvelles surfaces à la biodégradation (Smars *et al.*, 2001).

I.1.d Suivi quotidien des réacteurs: Température, CO_2, O_2

● *CO_2 et O_2*

Le suivi des teneurs en CO_2 et en O_2 n'a malheureusement pas été fait en totalité en raison de dysfonctionnements techniques du préfiltre lors de la première série, et de la cellule d'analyse des gaz lors de la seconde série. Cependant l'évolution des caractéristiques physico-chimiques présentées dans le Chapitre I de la Partie 3 montre que le compostage s'est fait dans les conditions aérobies souhaitées.

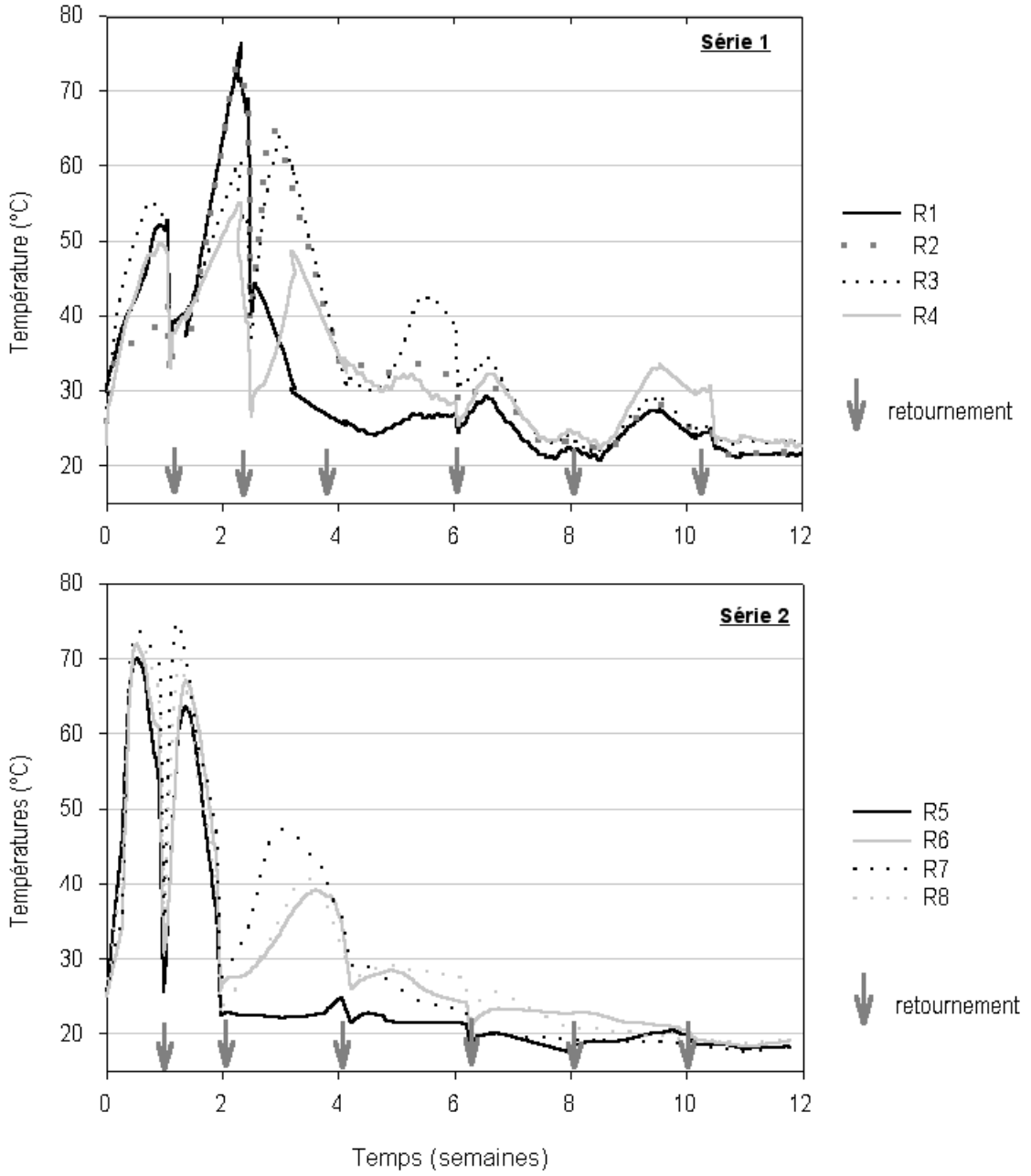


Figure 2.3 : Evolution de la température dans les réacteurs de laboratoire au cours du compostage

- ***Température***

Les températures mesurées dans les réacteurs atteignent leur maximum vers 2 semaines (Figure 2.3). La montée en température légèrement plus rapide pour les réacteurs de la deuxième série s'explique par une aération plus importante en début de procédé assurant de meilleures conditions à l'activité microbienne. Les températures maximales sont de 70°C à 75°C pour l'ensemble de réacteurs, excepté pour R3 (64°C) et R4 (54°C). Hormis pour R4, les températures restent supérieures à 60°C durant 4 à 7 jours. Elles chutent ensuite et ne dépassent plus 42°C après 4 semaines (Tableau 2.2).

Les courbes de température sont de même allure que celles observées lors d'études en réacteurs de laboratoire sans forçage actif de la température (Deschamps *et al.*, 1979; Beck-Friis & Smars , 2003). La forte

montée en température est due à une intense activité microbienne se développant sur un substrat riche en matière organique facilement dégradable. La phase thermophile et la phase de refroidissement sont néanmoins assez brèves. Cela peut être dû aux faibles masses de produits présents dans les réacteurs, car il est connu que l'importance de l'élévation de température ainsi que le maintien à des températures élevées sont liés à la masse de compost, en raison de l'inertie thermique (Petiot & de Guardia, à paraitre).

Les composts R4 et R5 se distinguent des autres composts. R4 présente une température maximale basse (54°C) et R5 reste inférieur à 30°C dès 2 semaines. L'importante quantité de papiers-cartons dans ces mélanges entraîne une densité moindre qui peut expliquer ce refroidissement rapide.

***Tableau 2.2** : Temps de séjour des réacteurs dans les différentes classes de température (température en ℃, temps en jour)*

température	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
≥ 70℃	2	2	0	0	1	2	5	2
[60;70[	2	5	4	0	4	5	2	4
[50;60[	4	5	13	3	4	4	3	3
[40;50[	8	5	14	15	2	2	11	5
< 40℃	69	68	54	66	73	72	63	70

I.2 Composts industriels étudiés

I.2.a Choix des composts

Les composts industriels étudiés, représentatifs des composts d'origine urbaine classiquement réalisés en France, sont :

- **3 composts de déchets verts (DV1, DV2 et DV2re**) provenant de deux sites différents. DV2 et DV2re proviennent d'un même site, mais DV2re subit une fréquence renforcée de retournements par rapport à DV2.

- **2 composts de boues résiduaires urbaines co-compostées avec des déchets verts (DVB1 et DVB2)** provenant de deux sites différents. DVB1 est réalisé spécialement pour l'étude à partir de boues résiduaires et des déchets verts de la plate-forme DV2.

- **4 composts de biodéchets (BIO1, BIO2, BIO3 et BIO3st)** provenant de trois sites différents. Ces composts sont obtenus à partir de mélanges de déchets fermentescibles (ou putrescibles) de cuisine, de papiers-cartons et de déchets verts. BIO1 est réalisé dans le cadre d'un essai expérimental particulier, où la proportion de déchets fermentescibles est plus importante qu'habituellement. BIO3 et BIO3st sont fabriqués sur un même site à partir des mêmes déchets issus de collectes sélectives des déchets fermentescibles ayant subi la même phase de dégradation. Contrairement à BIO3, aucun travail

(retournement, ajustement de l'humidité) n'est réalisé sur BIO3st durant la phase dite de maturation (andain statique).

- **4 composts d'ordures ménagères résiduelles (OM1, OM2, OM3 et OM3st)** obtenues après élimination des papiers, cartons et contenants plastiques lors de collectes sélectives. OM1 et OM2 sont produits sur le même site à partir des mêmes déchets initiaux, mais selon deux procédés différents (voir paragraphe suivant). OM3 et OM3st sont fabriqués sur un second site. OM3st désigne un compost « statique » obtenu à partir des même déchets qu'OM3 mais qui ne subit aucun travail (ajustement de l'humidité ou retournement) durant la phase dite de maturation.

I.2.b Caractérisation des déchets compostés

La caractérisation des déchets intrants est réalisée à l'entrée de l'usine, lors de l'arrivée des bennes à ordures (Tableau 2.3). Les procédés de compostage permettent d'éliminer une partie des indésirables (verres, plastiques, métaux). Les caractéristiques présentées dans le Tableau 2.3 ne reflètent donc pas parfaitement les mélanges compostés. Pour la discussion ultérieure, on supposera cependant une efficacité de tri identique pour l'ensemble des usines.

La caractérisation détaillée des **déchets verts** n'a pas été possible.

Les **co-composts de boues** sont constitués de 70% de déchets verts et 30% de boues (en masse brute).

Pour les composts dits de **biodéchets** BIO2 et BIO3 (= BIO3st), les déchets verts composent la fraction dominante (près de 60%). BIO1 est composé majoritairement de déchets de cuisine (54%). La part de papiers-cartons représente de 9% (BIO1) à 21% (BIO3). A noter que malgré la collecte sélective, des inertes (verre, plastiques, métaux et autres déchets non biodégradables) sont présents dans BIO2 et BIO3 (8% et 7% respectivement). La caractérisation initiale de BIO1 se distingue des deux autres composts de biodéchets car il s'agit d'un compost fait dans le cadre d'un essai expérimental qui utilise des biodéchets simulant des déchets de marché. Cela explique également l'absence totale d'inertes dans ce mélange.

Pour les composts d'**ordures ménagères résiduelles**, la somme des déchets de cuisine et des déchets verts représente 42% de la matière brute (essentiellement des déchets verts pour OM1 et OM2 et majoritairement des déchets de cuisine pour OM3). La part de papiers-cartons est de 18% pour OM1 et OM2 et de 25% pour OM3 (=OM3st). Les inertes constituent une part importante de ces déchets puisqu'ils représentent 40% de la masse brute de OM1 et OM2, et 31% de OM3.

I.2.c Procédés de compostage

A chaque compost industriel étudié correspond un procédé de compostage particulier (Tableau 2.4). Les phases de dégradation sont accélérées par aération forcée (insufflation ou aspiration d'air), sauf pour DV2, OM1 et DVB1. Les retournements sont réalisés afin d'aérer et d'homogénéiser les andains. Ils sont effectués de manière automatique (roue Siloda®) ou par tracto-pelle, et le nombre de retournements durant les 6 mois de compostage varie de 0 (DVB2) à 15 (OM1). Seuls BIO1 et DVB2 ne sont pas criblés. Pour les autres composts, la date de criblage se fait entre 6 jours (OM1) et 5 mois (BIO2) et la maille de criblage est comprise entre 10 mm (OM3 et OM3st) et 25 mm (BIO2). Le stockage des composts DV1, DV2, BIO3, BIO3st, OM3 et OM3st est réalisé sous abri, les protégeant ainsi des contraintes climatiques (excès de pluie ou assèchement), ce qui n'est pas le cas des composts BIO1, BIO2, OM1, OM2, DVB1, et DVB2, stockés en extérieur sans abri.

Tableau 2.3 : Caractérisation en entrée d'usine des déchets compostés sur les plates-formes industrielles

Notations	Type de compost	Caractérisation initiale (en % de la masse brute)							
					inertes				
		Déchets verts	Déchets cuisine	Papiers-cartons	Verre	Plastiques	Métaux	autres	Boues
DV1	Déchets Verts de jardins	100							
DV2	publics	100							
DV2re	et privés	100							
BIO1	Biodéchets	37	54	9	0	0	0	0	
BIO2	(putrescibles) collectés	59	19	14	2	5	0	1	
BIO3	sélectivement	58	14	21	2	0	0	5	
BIO3st	plus déchets verts	58	14	21	2	0	0	5	
OM1	Ordures Ménagères	30	12	18	6	21	3	10	
OM2	sans les recyclables	30	12	18	6	21	3	10	
OM3	(papier, plastiques,…)	17	25	25	14	6	1	12	
OM3st	collectés sélectivement	17	25	25	14	6	1	12	
DVB1	Boues de STEP	70							30
DVB2	plus Déchets Verts	71							29

Tableau 2.4: Principales caractéristiques des procédés de fabrication des composts industriels étudiés

Notations	Durée de l'aération forcée (*semaines*)	Nombre de retournements			Criblage		Stockage	Début de compostage
		de 0 à 3 mois	de 3 à 4 mois	de 4 à 6 mois	Date	Maille (mm)		
DV1	5	8	2	4	1 mois	20	abri	mars
DV2	non	2	1	0	3 mois	20	abri	juin
DV2re	non	6	1	0	3 mois	20	abri	juin
BIO1	12	0	2	3	Pas de criblage		extérieur	janvier
BIO2	3	0	0	0	5 mois	25	extérieur	avril
BIO3	4	7	1	2	1 mois	15	abri	avril
BIO3st	4	5	0	0	1 mois	15	abri	avril
OM1	non	12	1	2	6 jours	20	extérieur	avril
OM2	6	5	1	2	2 mois	20	extérieur	avril
OM3	3	7	1	1	10 jours	10	abri	mai
OM3st	3	4	0	0	10 jours	10	abri	mai
DVB1	non	4	0	0	2 mois	20	extérieur	juillet
DVB2	9	0	0	0	Pas de criblage		extérieur	octobre

I.2.d Suivi sur sites: Température et humidité des composts avant échantillonnage

La température des composts et leur teneur en eau sont suivies directement par les exploitants des plates-formes (Figure 2.4). Hormis pour BIO3st et OM3st, l'humidité a été ajustée par ajout d'eau afin d'éviter un assèchement préjudiciable au bon déroulement des biodégradations lors du compostage.

Aucune différence notable n'apparaît entre les différents composts. On constate une forte montée en température en début de compostage. Les températures dépassent 60°C et peuvent atteindre 75°C dans les deux premières semaines de compostage. Les températures peuvent rester ensuite à des valeurs élevées supérieures à 40°C durant toute la durée du compostage. Pour certains composts les températures restent proches de 50°C jusqu'à 6 mois.

Les courbes de température observées ont la même allure que les courbes théoriques. La phase mésophile apparaît très brève (moins d'une semaine dans le cas de OM3) alors que la phase thermophile dure plusieurs semaines. Les remontées de températures relevées pour certains composts (DV2 à 2 mois par exemple) sont dues aux retournements et à l'arrosage des andains qui relancent l'activité microbienne. Ce phénomène est fréquemment observé (Canet & Pomares, 1995; Eklind & Kirchmann, 2000a). Le lent refroidissement des andains est explicable par l'inertie des tas de composts due à leur masse.

I.2.e Echantillonnage des composts industriels

L'échantillonnage est réalisé par quartage d'après la norme U44-101 après 3, 4 et 6 mois de compostage, c'est à dire durant la phase supposée de maturation.

Des prélèvements élémentaires sont réalisés lors du retournement de l'andain si celui-ci coïncide avec la date de prélèvement, ou en plusieurs endroits d'une tranchée transversale à l'andain faite par tracto-pelle dans le cas contraire. Ces prélèvements élémentaires sont réunis en un échantillon global d'une masse d'environ 40 kg, homogénéisée par mélange. Deux divisions et mélanges successifs conduisent à une masse d'environ 10 kg constituant l'échantillon pour laboratoire. Une partie de l'échantillon est stockée en chambre froide avant analyses sur produits frais. Le reste est séché à l'air pour les différentes analyses sur produit sec.

I.3 Correspondance entre les composts de laboratoire et les composts industriels

Les composts de laboratoire et les composts industriels peuvent être rapprochés en fonction des caractéristiques de leurs déchets compostés.

Le Tableau 2.5 présente une estimation de la répartition en masse sèche des déchets compostés au sein des composts industriels. Cette estimation ne considère que les déchets fermentescibles (déchets verts, biodéchets et papiers-cartons) des déchets caractérisés en entrée d'usine (Tableau 2.3) et suppose que le tri réalisé lors du procédé de compostage n'est pas discriminant pour ces déchets fermentescibles. L'humidité

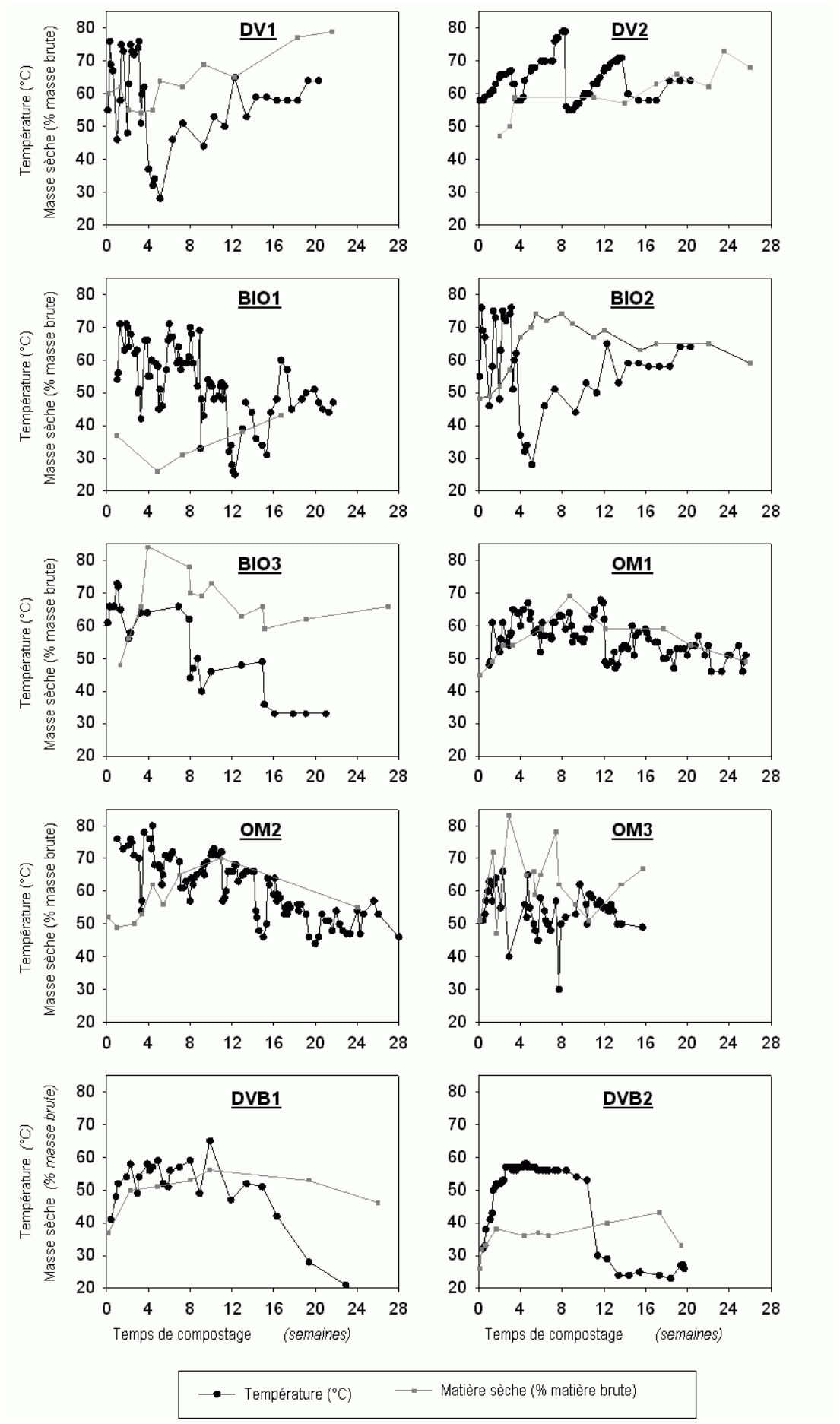


***Figure 2.4** : Evolution de la température et de la teneur en matière sèche des composts industriels au cours du compostage – suivi réalisé par les exploitants.*

attribuée à chacune des fractions déchets verts, biodéchets, papiers-cartons, et les boues est fixée respectivement à 50%, 80%, 20% et 80%.

Sur la base d'une analyse en composantes principales (ACP), présentée sur la Figure 2.5, nous pouvons établir une correspondance entre les composts de laboratoire et les composts industriels (Tableau 2.6). Compte tenu de l'absence d'utilisation de boues résiduaires dans l'élaboration des composts de laboratoire, les composts industriels DVB1 et DVB2 n'ont pas de correspondance au laboratoire.

***Tableau 2.5** : Estimation approchée de la répartition de la matière fermentescible initiale des composts industriels en déchets verts, biodéchets, papiers-cartons et boues de station d'épuration, en pour-cent de la matière sèche – L'estimation est calculée sur la base de la caractérisation en entrée d'usine, en supposant un tri non discriminant, et des teneurs en humidité respectives de 50%, 80%, 20% et 80% de la matière brute.*

Compost	Déchets verts	Biodéchets	Papiers	Boues
	(% de la matière sèche totale)			
DV1	100	0	0	0
DV2	100	0	0	0
BIO1	51	30	20	0
BIO2	66	8	25	0
BIO3	60	6	35	0
OM1	47	7	45	0
OM2	47	7	45	0
OM3	25	15	60	0
DVB1	87	0	0	13
DVB2	87	0	0	13

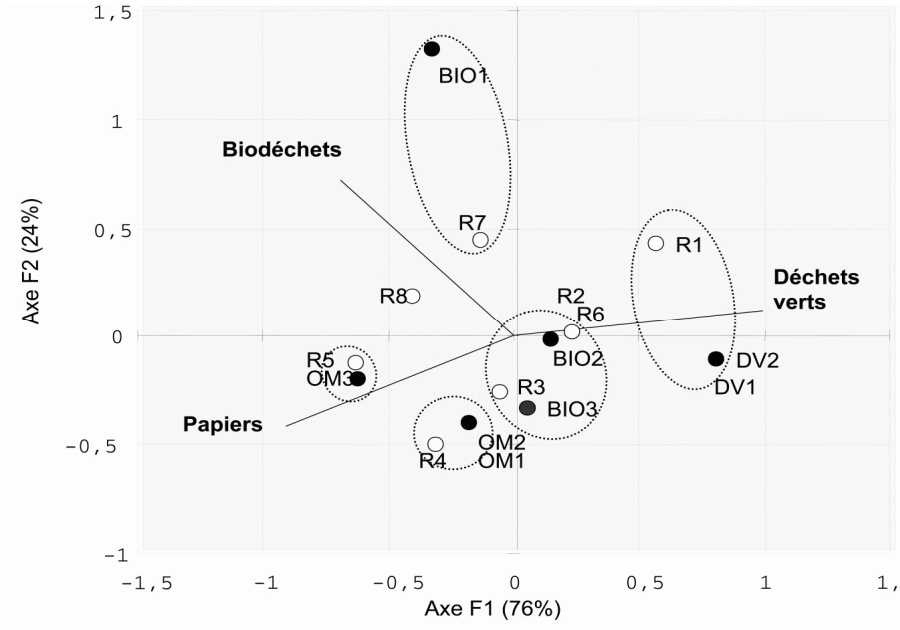


***Figure 2.5** : ACP des mélanges initiaux des composts de laboratoire étudiés (individus), en fonction des proportions de déchets compostés (variables : déchets verts, biodéchets, papiers-cartons). Les plans des axes F1 et F2 représentent 100% de la variance totale.*

***Tableau 2.6** : Rapprochement des composts élaborés au laboratoire et des composts industriels en fonction du de déchets compostés.*

Caractérisation du mélange	Composts de laboratoire	Composts industriels
Déchets verts principalement	R1	DV1, DV2 (DV2re)
Déchets verts majoritaires + papiers-cartons + peu de biodéchets	R2, R3 et R6	BIO2 et BIO3 (BIO3st)
Déchets verts majoritaires + beaucoup de biodéchets + papiers-cartons	R7 (et R8)*	BIO1
« Ordures ménagères » avec proportions voisines de déchets verts et de papiers-cartons	R4 (et R8)*	OM1 et OM2
« Ordures ménagères » avec proportion élevée de papiers et faible proportion de déchets verts	R5 (et R8)*	OM3 (OM3st)
Déchets verts + boues		DVB1 et DVB2

(*) compost intermédiaire

II Caractérisation Physico-Chimique

Le protocole général d'analyse suivi par les composts industriels et les composts de laboratoire est donné sur la Figure 2.6.

II.1 Matière sèche

● ***Echantillons analysés***

- Tous les matériaux compostés au laboratoire
- Tous les composts de laboratoire à 0, 2, 4, 6, 8, et 12 semaines de compostage
- Tous les composts industriels à 3, 4 et 6 mois de compostage.

● ***Protocole***

Immédiatement après l'échantillonnage, une aliquote de chacun des composts est placée dans une boite à tare de masse connue (m) et séchée dans une étuve à 105°C. L'ensemble est pesé avant (M_1) et après passage à l'étuve (M_2). Le séchage est considéré comme complet lorsque la masse est constante (environ 48 heures). La teneur en matière sèche (MS) de l'échantillon se calcule selon la formule ci-dessous. Trois répétitions sont réalisées.

$$MS = 100 * \frac{M_2 - m}{M_1 - m} \qquad \text{(en \% de la matière brute)}$$

II.2 Extraction et analyse de l'azote minéral sur composts non séchés

● ***Echantillons analysés***

- Seuls les composts industriels à 3, 4 et 6 mois de compostage sont analysés. Les échantillons non séchés sont conservés quelques jours au plus en chambre froide à +4°C jusqu'à l'extraction.

● ***Protocole***

Dans des flacons de 500 mL, 100 mL de chlorure de potassium molaire (KCl 1M) sont ajoutés à 25 g de compost non séché. Les flacons sont agités 1 heure sur agitateur rotatif à environ 20°C, puis centrifugés 5 minutes à 2660 g. Le surnageant est ensuite filtré sur filtre en fibres de verre GF-C (Whatman), puis stocké à –25°C jusqu'à l'analyse. Chaque répétition est effectuée trois fois.

Les extraits sont analysés par colorimétrie sur un analyseur en flux continu (SKALAR) utilisant la méthode de Berthelot pour le dosage de $N\text{-}NH_4^+$, et la méthode de Griess et Ilossay pour le dosage de $N\text{-}NO_3^-$, après réduction des nitrates en nitrites par passage sur une colonne de cadmium.

● ***Expression des résultats***

Les résultats obtenus en milligrammes de N par litre d'extrait sont convertis en milligrammes de N par kilogramme de compost sec selon le calcul suivant :

$$N_{com} = (n_{extrait} - n_{blanc}) \frac{V_{solution} + m_{com}(1 - \tau_{MS})}{m_{com}\,\tau_{MS}}$$

Avec
- N_{com} : teneur en azote nitrique (ou ammoniacal) du compost (en $mg.kg^{-1}$ de MS)
- $n_{extrait}$: teneur en azote nitrique (ou ammoniacal) dans la solution extraite avec compost (en $mg.L^{-1}$)
- n_{blanc} : teneur en azote nitrique (ou ammoniacal) dans la solution d'extraction (en $mg.L^{-1}$)
- $V_{solution}$: volume de solution KCl utilisée pour l'extraction (en mL)
- τ_{MS} : taux de matière sèche du compost
- m_{com} : masse brute de compost utilisée pour l'extraction (en g)

II.3 Caractéristiques physico-chimiques classiques sur produits sec

Toutes les caractéristiques physico-chimiques classiques sur produits secs, exceptée la détermination de la teneur en matière organique, sont réalisées par le ***laboratoire d'analyses des sols de l'INRA à ARRAS****.*

● ***Echantillons analysés***

- Matériaux initiaux des composts de laboratoire : après lyophilisation et broyage à 1 mm (broyeur à couteaux), leurs teneurs en matière organique totale, carbone organique total, azote total, azote nitrique, azote ammoniacal et leur pH sont déterminés.
- Composts de laboratoire à 0, 2, 4, 6, 8, et 12 semaines après séchage à 80°C (ou lyophilisation pour la détermination de la teneur en matière organique) et broyage à 1mm (broyeur à couteaux) : toutes les analyses décrites ci-après à l'exception de la conductivité et l'humidité équivalente uniquement mesurées à 0 et 12 semaines, et des carbonates.
- Composts industriels après 3, 4 et 6 mois de compostage, séchés à l'air ambiant, tamisés à 10 mm (tamis à mailles carrées) et broyés à 1mm (broyeur à couteaux) : toutes les analyses décrites ci-après sauf l'humidité équivalente non mesurée sur les composts industriels.

● ***Analyses***

- **La teneur en matière organique totale (MOT en g.kg^{-1} de MS à 105°C)** est déterminée par la perte en masse lors de la calcination à 480°C durant 6 heures de l'échantillon d'humidité résiduelle connue**.**

- **La teneur en carbone organique total (COT, en g.kg^{-1} de MS à 105°C)** est déterminée après combustion sèche (analyse élémentaire) selon la norme ISO 10694. La teneur en CO_2 dégagé par oxydation du carbone total à 900°C est déterminée par catharométrie. Un traitement préalable de l'échantillon à l'acide chlorhydrique permet d'éliminer les carbonates présents dans l'échantillon, le CO_2 mesuré correspondant alors à l'oxydation du carbone organique seul.

- **La teneur en carbonate ($CaCO_3$, en mg.kg^{-1} de MS à 105°C)** est déterminée par méthode volumétrique (norme ISO 10693). Les carbonates sont détruits par attaque à l'acide chlorhydrique donnant du CO_2 mesuré à l'aide d'un appareil de Shreiber et comparés au volume de CO_2 produit par du carbonate de calcium pur.

- **La teneur en azote total (Ntotal, en g.kg^{-1} de MS à 105°C)** est déterminée après combustion sèche (analyse élémentaire) selon la norme ISO 13878. L'azote moléculaire est mesuré par conductibilité thermique après oxydation et/ou volatilisation à 900°C des composés organiques et minéraux de l'azote.

- **La teneur en azote minéral ($N\text{-}NO_3^-$ et $N\text{-}NH_4^+$, en mg.kg^{-1} de MS à 105°C)** est déterminée après extraction dans un volume de solution de KCl 0.5N dans un rapport compost/solution de 1/5. L'agitation dure 1 heure. Le dosage se fait par colorimètre à flux continu.

- **Le pH** est mesuré dans une suspension de composts avec un rapport compost/solution de 1/5 (norme ISO 10390).

- **L'humidité équivalente à 1000 g** correspond à la quantité d'eau retenue par un échantillon de compost d'environ 1 cm d'épaisseur, préalablement saturé en eau et soumis à une accélération de 1000 g pendant 40 minutes (méthode INRA Arras).

- **La conductivité électrique** totale est mesurée sur un extrait à 1/25 (masse de compost/volume de solution) à 25°C, grâce à deux électrodes de platine parallèles.

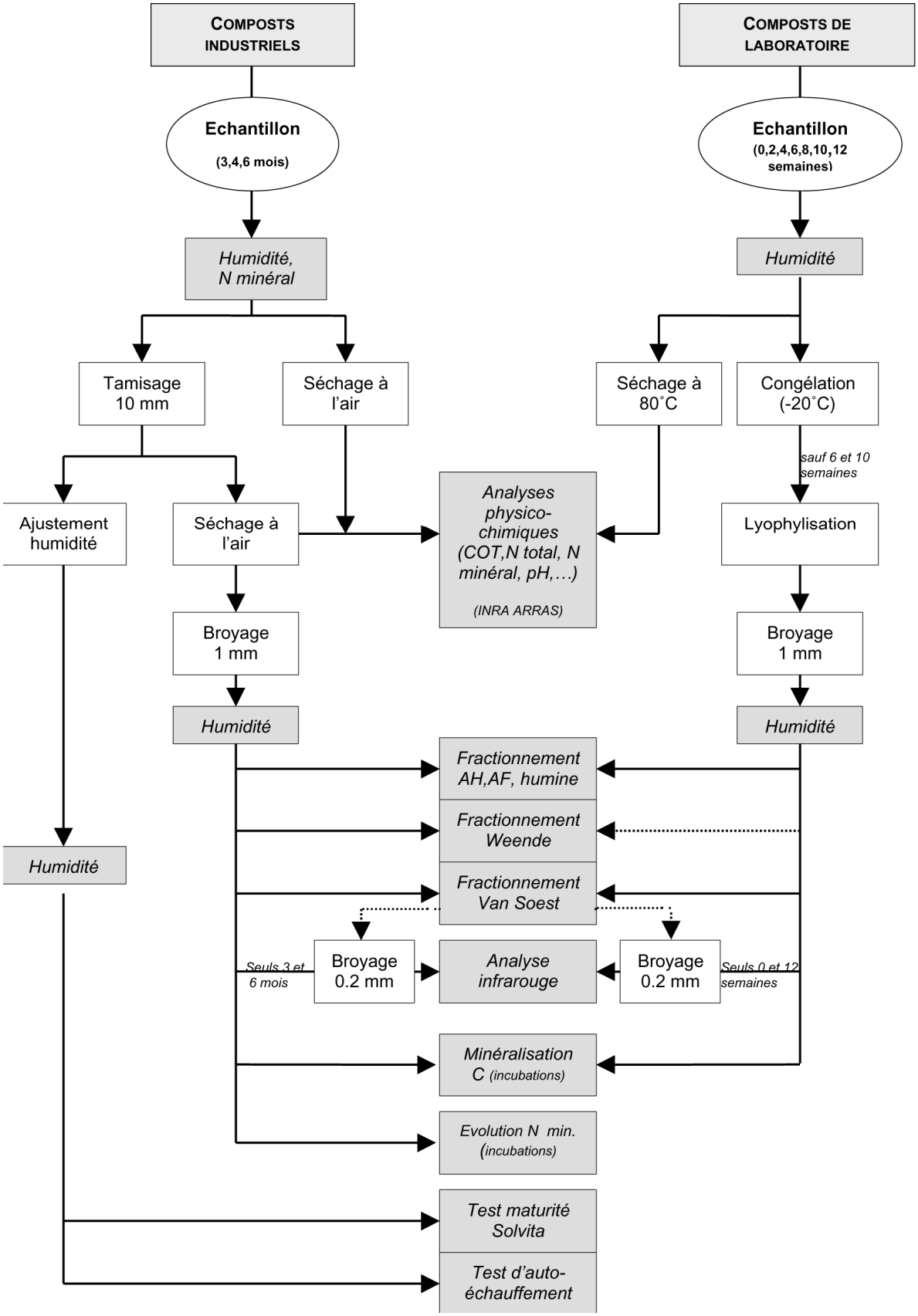


***Figure 2.6** : Protocole général d'analyse suivi par les composts industriels et les composts de laboratoire étudiés. Les traits pointillés représentent des analyses complémentaires dont les résultats figurent en annexes.*

III CARACTERISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE

III.1 Fractionnement Biochimique de la matière organique

Les échantillons caractérisés par le fractionnement biochimique sont :

- Les atériaux compostés au laboratoire, après lyophilisation et broyage à 1 mm
- Les composts de laboratoire à 0, 2, 4, 8, et 12 semaines de compostage lyophilisés et broyés à 1 mm (broyeur à couteaux)
- Les composts industriels à 3, 4 et 6 mois de compostage, séchés à l'air, tamisés à 10 mm, et broyés à 1 mm (broyeur à couteaux).

III.1.a Fractionnement Van Soest

● ***Principe***

Le fractionnement biochimique de la matière organique inspiré du fractionnement Van Soest (1967) consiste en un fractionnement de la matière organique en quatre familles biochimiques, sur la base de leur solubilisation successive dans des réactifs d'extraction : substances solubles (notées SOLU), hémicellulose (notée HEMI), cellulose (notée CELL) et lignine (notée LIGN). Le protocole suivi est actuellement en phase de normalisation à l'AFNOR.

● ***Réactifs***

- Solution de détergent neutre : dissoudre 30 g de dodécyl sulphate de sodium (C12H25NaO4S; n°CAS 151-21-3) dans 400 mL d'eau. Ajouter à la solution 18.61 g d'ethylènediaminetétraacétate dihydraté (EDTA-Na; C10H14N2Na2O8; n°CAS 6381-92-6), 6.81 g de tétraborate de sodium décahydraté (Na2B4O7; n°CAS 1303-96-4) et 4.46 g d'hydrogénophosphate de sodium (Na2B4O7; n°CAS 7558-79-4). Transvaser dans une fiole de 1 L, ajouter 10 ml de triéthylglycol (C6 heures14O4; n°CAS 112-27-6) puis ajuster à 1 L. Le pH doit être à 7 ±1.

- Solution de détergent acide : dissoudre 20 g d'hexadécyltriméthyl-ammonium bromure (CTAB; C19H42NBr; n°CAS 57-09-0) dans 0.8 L d'eau. Ajouter 49.1 g d'acide sulfurique concentré (H2SO4 95-97%; n°CAS 7664-93-9) puis ajuster à 1L dans une fiole jaugée.

- Réactif d'extraction acide (H2SO4 72%) : mélanger 750 mLd'acide sulfurique concentré (n°CAS 7664-93-9) dans 400 mL d'eau.

- Antimousse : octanol

- ***Protocole***

Préparation des creusets

Trois creusets (porosité de 0.45 µm) contenant 2 g d'adjuvant de filtration (sable de Fontainebleau calciné) sont mis à dessécher 2 heures à 105°C, puis pesés après refroidissement. 1g d'échantillon (de teneurs en MS et MOT connues) est ajouté dans chaque creuset. Les creusets pleins sont alors pesés.

Détermination du contenu en composés organiques insolubles dans le detergent neutre (NDF) :

Les creusets sont placés sur l'extracteur (marque Fibertest®). Ajouter 100 mL d'eau chaude et quelques gouttes d'antimousse par creuset et maintenir à ébullition durant 30 minutes. Eliminer la solution par filtration et rincer 5 fois à l'eau chaude. Ajouter aussitôt 100 mL de détergent neutre chaud et quelques gouttes d'antimousse par creuset et maintenir à ébullition pendant 1 heure. Eliminer la solution par filtration, rincer 10 fois à l'eau chaude puis 3 fois à l'acétone hors extracteur. Peser le résidu d'un des trois creusets après séchage à 105°C (16 heures) puis après calcination à 480°C (6 heures). On obtient ainsi la fraction NDF (neutral detergent fiber) (Figure 2.7).

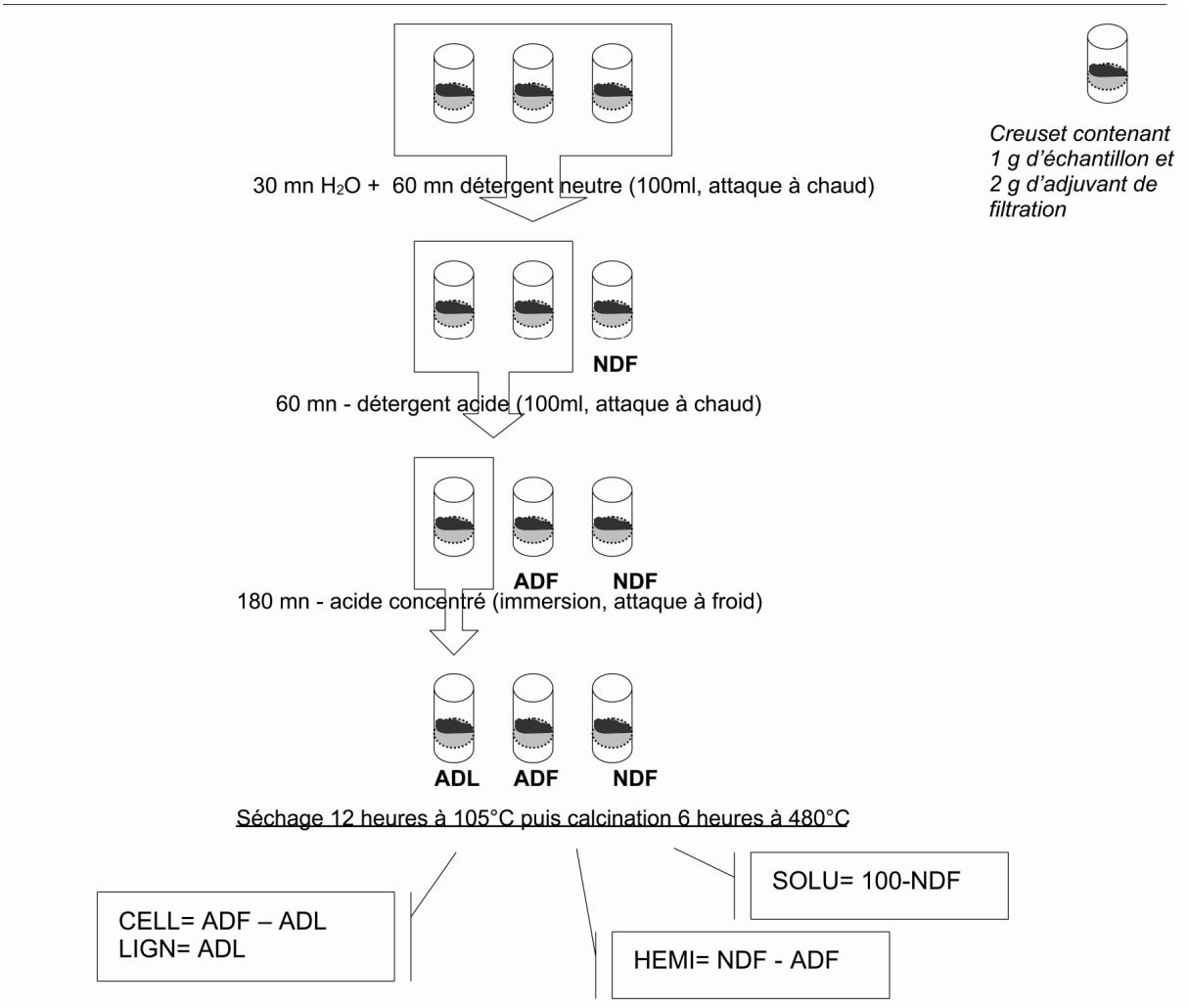


***Figure 2.7** : Protocole de fractionnement biochimique de la matière organique (d'après Linères, communication personnelle).*

Obtention des composés organiques insolubles dans le détergent acide (ADF) :

Disposer les deux creusets restants sur l'extracteur. Ajouter 100 mL de détergent acide et quelques gouttes d'antimousse par creuset et maintenir à ébullition pendant 1 heure. Eliminer la solution par filtration, rincer 10 fois à l'eau chaude puis 3 fois à l'acétone hors extracteur. Peser un des deux creusets après séchage à 105°C (16 heures) puis après calcination à 480°C (6 heures). On obtient ainsi la fraction ADF (acid detergent fiber).

Obtention des composés organiques insolubles dans l'acide sulfurique (ADL) :

Placer le dernier creuset dans un cristallisoir. Maintenir le résidu immergé dans de l'acide sulfurique 72% pendant 3 heures en ajoutant suffisamment d'acide et en remuant régulièrement. Rincer le creuset 10 fois à l'eau chaude et vérifier au papier pH que le pH est proche de 7 puis rincer 3 fois à l'acétone. Peser le creuset après séchage à 105°C (16 heures) puis après calcination à 480°C (6 heures). On obtient ainsi la fraction ADL (acid detergent lignin).

● ***Expression des résultats***

Les fractions NDF (neutral detergent fiber), ADF (acid detergent fiber) et ADL (acid detergent lignin) sont exprimées en pourcentage de la teneur en MOT de l'échantillon.

Le pourcentage de matière organique totale du compost, présent dans chaque résidu d'hydrolyse est obtenu par le calcul suivant :

$$RESIDU = 100 * \frac{\Delta m_{calci}}{(m_{MO})_{initial}} \qquad \text{(en \% de la MOT du compost)}$$

Où $\Delta m_{calci} = m_2 - m_3$

$(m_{MO})_{initial} = (m_1 - m_0) * \tau_{MS} * \tau_{MO}$

Avec RESIDU= NDF, ADF, ADL

Δmcalci : masse perdue lors de la calcination

$(m_{MO})_{initial}$: masse de MO présente dans le creuset avant hydrolyses

m_0 : masse creuset avec sable

m_1 : masse creuset avec sable + compost

m_2 : masse creuset après hydrolyses et séchage à 105°C

m_3 : masse creuset après hydrolyses et calcination 6 heures à 480°C

τ_{MS} : taux de matière sèche du compost (masse sèche à 105°C / masse sèche à l'air)

τ_{MO} : taux de matière organique du compost (masse de MOT / masse sèche à 105°C)

Les quantités des composés solubilisés au cours des différentes attaques sont obtenues par différences et **exprimées en pour-cent de la MOT du compost** :

Fraction soluble : SOLU = 100-NDF

Hémicellulose : HEMI = NDF-ADF

Cellulose : CELL =ADF-ADL

Lignine : LIGN = ADL

Les résultats s'expriment en pour-cent de la matière sèche en multipliant par le taux de MOT :

$$X(\%MS)=X(\%MO)* \tau MO$$

avec X= SOLU, HEMI, CELL et LIGN

III.1.b Fractionnement de Weende

● ***Principe***

La méthode de fractionnement mise au point par l'Institut Agronomique de Weende consiste en une double hydrolyse du matériau donnant un résidu organique correspondant à la cellulose appelée cellulose brute. Le matériel utilisé est identique à celui du fractionnement Van Soest.

● ***Réactifs***

- Acide sulfurique H2SO4 titrée à 0.13 mol.L-1
- Hydroxyde de sodium (NaOH) titrée à 0.23 mol.L-1

● ***Protocole***

Préparation des creusets

Préparer un creuset contenant 2 g d'adjuvant de filtration (sable de Fontainebleau calciné). Dessécher le creuset en les passant 2 heures à 105°C et le peser après refroidissement. Ajouter 1 g d'échantillon (de teneur en MS et MO connues), et peser le creuset plein.

Obtention de la cellulose Weende (CEW)

Disposer les creusets sur l'extracteur. Ajouter 100 mL de la solution d'acide sulfurique chaude et quelques gouttes d'antimousse par creuset et maintenir à ébullition durant 30 minutes. Eliminer la solution par filtration et rincer 5 fois à l'eau chaude. Ajouter aussitôt 100 mL de la solution de soude chaude et quelques gouttes d'antimousse et maintenir à ébullition pendant 30 minutes. Eliminer la solution par filtration, rincer 10 fois à l'eau chaude puis 3 fois à l'acétone hors extracteur. Peser le résidu contenu dans le creuset après séchage à 105°C (environ 16 heures) puis après calcination à 480°C (6 heures). La fraction perdue lors de la calcination correspond à la cellulose Weende, ou cellulose brute (CEW).

● ***Expression des résultats***

La proportion de cellulose brute contenue dans la matière organique totale du compost (MOT) est obtenue par le calcul suivant :

$$CEW = 100 * \frac{\Delta m_{calci}}{(m_{MO})_{initial}} \qquad \text{(en \% de la MOT du compost)}$$

$$\Delta_{mcalci} = m_2 - m_3$$

$$(m_{MO})_{initial} = (m_1 - m_0) * \tau_{MS} * \tau_{MO}$$

Avec Δm_{calci} : masse perdue lors de la calcination

$(m_{MO})_{initial}$: masse de MO présente dans le creuset avant hydrolyses

m_o : masse creuset avec sable

m_1 : masse creuset avec sable + compost

m_2 : masse creuset après hydrolyses et séchage à 105°C

m_3 : masse creuset après hydrolyses et calcination 6 heures à 480°C

τ_{MS} : taux de matière sèche du compost (masse sèche à 105°C / masse totale)

τ_{MO} : taux de matière organique du compost (masse de MO/ masse sèche à 105°C)

Le résultat s'exprime en pour-cent de la matière sèche en multipliant par le taux de MOT :

$$CEW(\%MS) = CEW(\%MO) * \tau MO \qquad \text{(en \% de la MS du compost)}$$

III.1.c Calcul de l'ISB et du Tr^{CBM}

L'indice de stabilité biologique (ISB) défini par Linères & Djakovitch (1993) et le taux résiduel de carbone évalué par la caractérisation biochimique de la matière (Tr^{CBM}) définie par Robin (1997) sont utilisés pour déterminer la proportion de matière organique stable dans les amendements organiques.

● ***ISB***

L'indice de Stabilité biologique (ISB), valeur comprise entre 0 et 1, correspond à un taux de matière organique stable exprimé par rapport à la matière organique totale (MOT), et est calculé à partir des résultats du fractionnement Van Soest et du fractionnement de Weende. La valeur d'ISB est donnée par l'équation définie par Linères & Djakovitch (1993).

ISB = 2.112–(0.02009*SOLU)–(0.02378*HEMI)–(0.02216*CEW)+(0.00840*LIGN)

avec SOLU : fraction soluble (% MOT)

HEMI : hémicelluloses (% MOT)

CEW : cellulose Weende (% MOT)

LIGN : lignine (% MOT)

● ***Tr^{CBM}***

Le Tr^{CBM} est obtenu à partir du même fractionnement que le fractionnement Van Soest utilisé pour l'ISB. La valeur de CBM (en % MOT) est donnée par l'équation définie par (Robin , 1997)

Tr^{CBM} = (0.3221*SOLU - 0.7155*HEMI +0.6717*CELL + 1.8919*LIGN) *MOT*10-2 + 0.0271*MM

avec SOLU : fraction soluble (% MOT)
HEMI : hémicelluloses (% MOT)
CELL : cellulose (% MOT)
LIGN : lignine (% MOT)
MOT : teneur en MO (% MS)
MM : teneur en matière minérale (% MS)

III.2 Fractionnement de la matière organique en acides fulviques, acides humiques et humine

Les échantillons caractérisés par ce fractionnement chimique sont :

- Les matériaux compostés au laboratoire, après lyophilisation et broyage à 1 mm (broyeur à couteaux)
- Les composts de laboratoire à 0, 2, 4, 8, et 12 semaines de compostage, lyophilisés et broyés à 1 mm (broyeur à couteaux)
- Les compost industriels à 3, 4 et 6 mois de compostage, séchés à l'air, tamisés à 10 mm, et broyés à 1 mm (broyeur à couteaux).

III.2.a Protocole

Le fractionnement que nous avons réalisé est adapté de celui utilisé par Serra-Wittling *et al.* (1996).

Les acides humiques (AH) et acides fulviques (AF) sont extraits par agitation sur agitateur rotatif durant 2 heures, de 2 g de l'échantillon de compost avec 100 mL de NaOH 0.1M dans des flacons de 250 mL. Cette fraction soluble en milieu alcalin (AH+AF) est récupérée par centrifugation à 8627 g durant 15 minutes puis filtration (filtre Whatman GF-C en fibre de verre).

Le pH de 20 mL du surnageant est acidifié jusqu'à pH 1.5 par ajout de 1.8 mL d'H_2SO_4 1M. Après une nuit à +4°C, la fraction fulvique soluble en milieu acide (AF) est séparée de la fraction humique insoluble (AH) par centrifugation à 6320 g durant 15 minutes et est recueillie après filtration (filtre Whatman GF-C en fibre de verre). Trois répétitions sont réalisées pour chaque échantillon.

III.2.b Dosage du C

Le carbone des deux extraits obtenus (AH+AF et AF) est dosé par un analyseur de carbone en milieu liquide. L'appareil utilisé est le SHIMADZU TOC avec injecteur automatique (SHIMADZU ASI-5000). Le carbone total est dosé après combustion dans un four à 680°C, par détection infrarouge du CO2 formé. Le carbone minéral (carbonates et bicarbonates) est mesuré par détection infrarouge du CO2 formé après acidification de l'échantillon. Le carbone organique est donné par la différence entre le carbone total et le carbone minéral. Une dilution par deux est nécessaire pour le carbone contenu dans l'extrait alcalin.

III.2.c Expression des résultats

La teneur en carbone organique dans les extraits AH+AF ou AF est donné par :

$$Ci = (c_{extrait} - c_{blanc}) * \frac{Vsolution\ i}{m_{cs}}$$

Avec
- Ci : quantité de carbone dans la fraction i (i= AF et AH+AF) (g.kg-1 MS)
- $c_{extrait}$: teneur en C dans la solution d'extraction du compost (en g.L-1)
- c_{blanc} : teneur en C dans la solution d'extraction (en g.L-1)
- Vsolution i : volume de solution utilisée (en mL), soit 100 mL de NaOH pour AH+AF, et 100*(1+ 1.8/20) mL pour AF
- m_{cs} : masse de compost sec (en g)

On en déduit la teneur en carbone sous forme d'acides humiques et d'humine :

$$C_{AH} = C_{AH+AF} - C_{AF}$$
$$C_{HUMINE} = COT - C_{AH+AF}$$

III.3 Spectrométrie infrarouge à transformée de Fourier

III.3.a Echantillons analysés

- Matériaux compostés au laboratoire, après lyophilisation et broyage à 1 mm (broyeur à couteaux)
- Tous les compost industriels à 3 et 6 mois de compostage, séchés à l'air, tamisés à 10 mm, et broyés à 1mm (broyeur à couteaux)
- Tous les composts de laboratoire à 0 et 12 semaines de compostage lyophilisés et broyés à 1mm (broyeur à couteaux)
- Certains composts de laboratoire après calcination 6 heures à 480°C
- Résidus de certains compost industriels et composts de laboratoire à différentes étapes du fractionnement Van Soest .

Pour les analyses en infrarouge, un broyage supplémentaire au mortier en agate est réalisé afin que tout passe à travers un tamis de 0.2 mm.

III.3.b Protocole

Les analyses sont faites sur des pastilles (échantillon+KBr) de 13 mm de diamètre et compressées à 10 tonnes pendant 5 minutes. Une quantité de compost équivalente à une masse de COT de 2 mg est mélangée à 400 mg de KBr dans un mortier en agate. Des pastilles de 116 mg (soit 0.6 mg de C) sont réalisées à partir de ces mélanges. Pour les résidus de compost issus du fractionnement biochimique, ainsi que pour les résidus de composts après calcination, la masse de résidus mélangé au KBr est égale à la masse de compost total correspondant. L'analyse est réalisée avec un spectromètre infrarouge (Brucker IFS48) entre 4000 cm^{-1} et 400 cm^{-1}.

III.3.c Traitement des spectres

L'acquisition des spectres, exprimés en absorbance, est faite par le logiciel OPUS (Brucker). Pour des raisons de commodité, les données ont été transférées sur logiciel Excel. La ligne de base a été ajustée en fixant l'intensité à zéro pour la fréquence 4000 cm^{-1}, puis la détermination des intensités d'absorption a été faite en utilisant le logiciel Labview. Seules les hauteurs des pics caractéristiques ont été étudiées, et non les surfaces. L'interprétation des spectres se fait grâce au tableau d'assignation des fréquences d'absorption présenté dans la Partie 1 (Tableau 1.3).

IV INCUBATIONS EN CONDITIONS CONTROLEES

Le suivi de l'évolution de l'azote minéral et celui de la minéralisation du carbone se font indépendamment mais simultanément et dans les mêmes conditions, au cours d'incubations en conditions contrôlées de mélanges de sol et de compost.

IV.1 Minéralisation du carbone

IV.1.a Cas des composts de laboratoire

● *Echantillons*

Tous les composts de laboratoire à 0, 2, 4, 8, et 12 semaines de compostage, ainsi que les déchets initiaux des composts de laboratoire (sauf les déchets verts de la seconde série) lyophilisés et broyés à 1mm (broyeur à couteaux) sont étudiés.

● *Conditions d'incubation*

Les incubations de sol additionné de l'échantillon sont réalisées dans des bocaux hermétiques de 0.5 L. Le sol utilisé est un sol limono-argileux qui provient de la parcelle témoin du site expérimental de Feucherolles (Yvelines) (Houot *et al.,* 2002) (Tableau 2.7). Immédiatement après prélèvement, le sol est tamisé à 5 mm et conservé à 4°C jusqu'à utilisation. Les mélanges contiennent l'équivalent de 25 g de sol sec à 105°C, et une masse de compost telle que l'apport de carbone organique représente 0.4 % de la masse de sol sec.

Les incubations se font à l'obscurité, à une température constante de 28°C, et à une humidité correspondant à 85% de la capacité de rétention (soit une teneur en eau de 19 g d'eau pour 100 g de sol humide) ce qui assure des conditions optimales pour l'activité des micro-organismes du sol (Stanford *et al.,* 1974). L'humidité des mélanges est contrôlée et ajustée si nécessaire durant toute la durée des incubations.

Un pilulier contenant 10 mL de NaOH 1M, placé dans les bocaux d'incubation permet de piéger le C-CO_2 minéralisé. Le renouvellement des piluliers de NaOH se fait à 1, 3, 7, 10, 14, 21 et 28 jours. En attendant d'être analysés, les piluliers sont stockés dans des dessiccateurs, empêchant toute contamination atmosphérique. Trois répétitions sont réalisées pour chaque mélange et pour le témoin (sol seul). Des « mouchards » ou blancs (bocal sans sol ni compost) permettent de tenir compte de la carbonatation initiale de la soude. La durée des incubations est de 28 jours. Trois répétitions sont réalisées

Tableau 2.7 : ***Principales caractéristiques du sol utilisé lors des incubations***

Granulométrie ($g.kg^{-1}$)					C organique ($(g.kg^{-1})$)	N total ($g.kg^{-1}$)	C/N	pH eau
Argile	Limon fin	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier				
169	277	491	57	6	11.3	1.11	10.2	6.9

IV.1.b Cas des composts industriels

● *Echantillons*

Tous les composts industriels à 3, 4 et 6 mois de compostage, séchés à l'air, tamisés à 10 mm et broyés à 1 mm (broyeur à couteaux) sont étudiés.

● *Conditions d'incubation*

Le protocole d'incubation avec les composts industriels est légèrement différent de celui réalisé avec les composts de laboratoire.

La durée d'incubation est de 3 mois, avec renouvellement des piluliers de NaOH à 1, 3, 7, 10, 14, 21, 28, 35 jours puis toutes les deux semaines jusqu'au terme de l'incubation.

Un apport initial de 0.5 mL de solution de KNO_3 pour 25 g de sol sec à 105°C (50 mg $N.kg^{-1}$ de sol sec) est réalisé pour éviter le risque de se placer en condition d'azote limitant en cas de forte immobilisation de l'azote du sol. Le nombre de répétitions est de 4.

IV.1.c Dosage du CO_2

La quantité de carbone contenue dans la soude est mesurée par colorimétrie en flux continu (appareil SKALAR). Le CO_2 dégazé de la soude par addition d'acide sulfurique 0.5M provoque une diminution de pH d'une solution tampon de carbonates (Na_2CO_3 et $NaHCO_3$) colorée à la phénophtaléine entraînant une décoloration dont l'intensité est mesurée à 550 nm.

IV.1.d Expression des résultats

Les résultats à la sortie de l'analyseur en flux continu donnent la concentration en C dans la solution de soude en $mg.L^{-1}$. La quantité de $C\text{-}CO_2$ minéralisé par le sol amendé ou non amendé est donné par :

$$C_{sol+comp} = (c_{solution} - c_{blanc}) \frac{V_{NaOH}}{ms_{sol}}$$

Avec $C_{sol+comp}$: C minéralisé par le sol amendé ($mg.kg^{-1}$ sol sec)

$c_{solution}$: C-CO2 dans la solution de NaOH ($mg.L^{-1}$)

c_{blanc} : concentration de C-CO2 dans la solution de NaOH du bocal mouchard ($mg.L^{-1}$)

On peut négliger l'effet de stimulation de la dégradation du carbone endogène du sol lié à l'apport du compost (Serra-Wittling, 1995). La quantité de carbone minéralisé provenant du compost, exprimée par rapport à la masse de compost est alors donnée par :

$$C_{comp} = (C_{sol+comp} - C_{sol\ seul}) \frac{ms_{sol}}{ms_{comp}}$$

Avec C_{comp} : C du compost minéralisé ($g.kg^{-1}$ compost sec)

$C_{sol\ seul}$: C-CO2 minéralisé pour sol seul ($mg.kg^{-1}$ sol sec)

V_{NaOH} : volume de NaOH (mL)

ms_{sol} : masse sèche de sol (g)

$ms_{compost}$: masse sèche de compost (g)

Elle s'exprime en pour-cent du carbone organique total du compost (COT) par :

$$C_{comp}(\%COT) = 100 * \frac{C_{comp}\left(g.kg^{-1}\ compost\ sec\right)}{COT\left(g.kg^{-1}\ compost\ sec\right)}$$

IV.1.e Ajustement des cinétiques

Les cinétiques de minéralisation du carbone sont modélisées selon un modèle bi-compartimental de minéralisation. Les deux compartiments, un labile et un résistant se décomposent selon des cinétiques d'ordre 1 :

$$f(t) = C_0 (1-e^{-kt}) + C_1 (1-e^{-ht})$$

Le premier compartiment est supposé se dégrader rapidement alors que le second se décompose lentement, ce qui donne après développement limité au premier ordre quand t tend vers zéro:

$$\mathbf{f(t) = C_0 (1-e^{-kt}) + bt}$$

Avec C_0 : carbone labile (%COT)

k : vitesse de dégradation du compartiment labile (en j^{-1})

b : coefficient de dégradation du compartiment résistant (en %COT . j^{-1})

IV.2 Evolution de l'azote minéral

IV.2.a Conditions d'incubation

Seuls les composts industriels, séchés à l'air et broyés à 1 mm, sont étudiés. Les conditions d'humidité, de température et d'obscurité sont les mêmes que celles décrites pour la minéralisation du carbone. Ces incubations sont réalisées simultanément à celles destinées à suivre la minéralisation du carbone.

Les bocaux d'incubation destinés au suivi de l'évolution de l'azote minéral ne contiennent pas de pilulier de NaOH. Pour assurer de bonnes conditions d'oxygénation, les bocaux sont ouverts durant deux minutes aux dates correspondant aux remplacements des piluliers de NaOH. Les extractions de l'azote minéral sont faites à 0, 7, 14, 28, 49, 77, et 108 jours. L'azote minéral est extrait par agitation d'une heure du mélange avec 100 mL de KCl 1N, suivi par la filtration du surnageant (filtre Whatman GF-C en fibres de verre). Le nombre de répétitions est de 4.

IV.2.b Dosage du N minéral

L'analyse se fait par colorimétrie sur un analyseur en flux continu (SKALAR) utilisant la méthode de Berthelot pour le dosage de $N\text{-}NH_4^+$ et la méthode de Griess et Ilossay pour le dosage de $N\text{-}NO_3^-$.

IV.2.c Expression des résultats

Les résultats à la sortie de l'analyseur en flux continu donnent la concentration en azote en $mg.L^{-1}$. La concentration en N minéral du sol amendé en compost ou non est donné par le calcul suivant :

$$N_{sol} = (n_{sol} - n_{blanc}) \frac{V_{solution} + me_{sol}}{ms_{sol}}$$

Avec
- N_{sol}: teneur en azote nitrique (ou ammoniacal) du sol (en $mg.kg^{-1}$ MS)
- n_{sol}: concentration en azote nitrique (ou ammoniacal) dans l'extrait de sol (en $mg.L^{-1}$)
- n_{blanc} : concentration en azote nitrique (ou ammoniacal) dans la solution d'extraction (en $mg.L^{-1}$)
- $V_{solution}$: volume de solution KCl utilisé (en mL)
- me_{sol} : masse d'eau dans le sol (en g)
- ms_{sol} : masse sèche de sol utilisé (en g)

V TESTS DE MATURITE UTILISABLES SUR PLATE-FORME DE COMPOSTAGE : TEST D'AUTO-ECHAUFFEMENT ET TEST SOLVITA

V.1 Préparation des échantillons

Les tests de maturité ont été réalisés sur tous les composts industriels échantillonnés à 3, 4, et 6 mois de compostage.

Les deux tests sont réalisés sur des **composts frais** (non secs) préparés de manière identique. Les échantillons sont tamisés à 10 mm. Leur humidité est ajustée par le test dit « de la poignée » (FCQAO, 1994). Ce test consiste à presser l'échantillon de compost dans la main. Si l'échantillon s'effrite de lui même lorsque le manipulateur ouvre la main, le compost est trop sec et doit être humidifié. L'échantillon est à la bonne humidité quand il s'effrite sous une légère pression du pouce. S'il est seulement déformé et ne s'effrite pas lors de la légère pression, il est trop humide et doit être séché. Une fois l'humidité ajustée, une **mise à l'équilibre** de deux jours à température ambiante est préconisée .

V.2 Test d'auto-échauffement (Dewar)

Ce test est décrit par une norme allemande (FCQAO, 1994). Un vase DEWAR de 1.5 L (10 cm de diamètre intérieur) est complètement rempli par l'échantillon de compost sans tassement actif (simple tassement par son propre poids en tapotant la base du vase). Le vase ouvert à son sommet contenant l'échantillon est placé dans une chambre thermostatée (20±1°C). La température à l'intérieur du vase est mesurée par un thermomètre dont le capteur est situé à 20 cm sous la surface du compost. La durée du test est de 10 jours. La température maximale atteinte (Tmax) permet d'attribuer le degré de maturité du compost (Tableau 2.8). Cet indice varie de I (température maximale supérieure à 60°C) pour un compost assimilé à de la matière brute, à V (température maximale inférieure à 30°C) pour un compost considéré comme mûr et fini. Les indices de II (entre 50 et 60°C), III (entre 40 et 50°C) et IV (entre 30 et 40°C) correspondent aux situations intermédiaires.

***Tableau 2.8*: Valeurs de l'indice de maturité du test d'auto-échauffement (DEWAR) en fonction de la température maximale atteint (T_{max})(FCQAO, 1994)**

	Compost frais				Compost fini
T_{max} (°C)	60-70	50-60	40-50	30-40	< 30
Rotting degree *(Indice Dewar)*	I	II	III	IV	V

V.3 Test Solvita®

Le test Solvita® est utilisé en suivant les recommandations du fabricant (Woods End® Research Laboratory, USA). L'échantillon est préparé dans les mêmes conditions que pour le test d'auto-échauffement. L'échantillon de compost est placé dans un récipient hermétiquement fermé (100 mL d'échantillon dans un récipient de 250 mL) contenant deux indicateurs colorés. Un indicateur sert à mesurer le carbone minéralisé et vire en fonction de l'intensité de dégagement de CO_2. L'autre sert à mesurer l'ammonium volatilisé et vire en fonction de l'intensité de dégagement de NH_3. Le récipient est placé dans une chambre thermostatée (20±1°C) durant 4 heures. Les deux indicateurs colorés sont « lus » après 4 heures et comparés à deux gammes d'intensité de couleur notées de 1 à 8 pour le dioxyde de carbone et de 1 à 5 pour l'ammonium. La compilation de ces deux nombres donne un indice de maturité compris entre 1 pour le compost frais à 8 pour le compost mûr (Tableau 2.9).

***Tableau 2.9** : Grille de détermination de l'indice de maturité Solvita®en fonction des indices CO_2 et NH_3 et interprétation (données du fabricant).*

			CO_2 Solvita							
			CO_2 élevé							*CO_2 faible*
			1	2	3	4	5	6	7	8
NH_3 Solvita	*NH_3 faible*	5	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
		4	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
		3	**1**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
		2	**1**	**1**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
	NH_3 élevé	1	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**2**	**3**	**4**

Mûr
Maturation
Dégradation
Frais

V.4 Robustesse des tests de plate-forme

La robustesse de ces indicateurs de terrain est testée. L'origine des composts n'étant pas importante pour ces expériences, les composts sont désignés par une simple lettre.

V.4.a Répétitivité du test

Deux répétitions des deux tests ont été réalisées sur trois composts (A, B et C) de maturité différente. Les répétitions sont réalisées sur des échantillons préparés de façon identique.

V.4.b Sensibilité à la teneur en eau des échantillons

L'influence de l'humidité est testée sur un compost de stabilité moyenne (noté D) et un compost stable (mûr) (noté E). Après tamisage à 10 mm, l'humidité des composts est ajustée à trois niveaux différents. Un niveau correspond à l'humidité optimale estimée grâce au test de la poignée, le deuxième correspond à un léger manque d'eau et le troisième à un léger excès d'eau. Les échantillons sont conservés 2 jours à température ambiante avant réalisation des tests.

V.4.c Sensibilité à la durée de mise à l'équilibre

L'influence de la durée de mise en équilibre est testée sur un compost instable (noté F) et un compost stable (noté G). L'humidité des composts est ajustée par le test de la poignée et trois échantillons de chaque compost sont placés une semaine en chambre froide dans des récipients hermétiques distincts. Les échantillons sont sortis à température ambiante, trois jours, deux jours et un jour avant d'effectuer les tests d'auto-échauffement et Solvita®.

V.4.d Appréciation du manipulateur

La variabilité introduite lors de la lecture du test Solvita a été approchée. Sept composts de stabilité différente (notés de H à N) ont été testés. En fin de test, les indicateurs colorés ont été soumis à l'appréciation de six personnes différentes.

Partie 3 : Résultats

CHAPITRE I: EVOLUTION DES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES CLASSIQUES AU COURS DU COMPOSTAGE 107
I.1 Composts en réacteurs de laboratoire *107*
I.2 Composts industriels *119*
Conclusion du Chapitre I *128*
CHAPITRE II: STABILISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE : CINETIQUES DE MINERALISATION DU CARBONE 131
II.1 Composts en réacteurs de laboratoire *131*
II.2 Composts industriels *135*
II.3 Réalisation d'une gamme de stabilité *138*
Conclusion du Chapitre II *141*
CHAPITRE III: CARACTERISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE DES COMPOSTS 143
III.1 Fractionnement biochimique *143*
III.2 Fractionnement humique *155*
III.3 Spectrométrie infrarouge *161*
Conclusion du Chapitre III *172*
CHAPITRE IV : INDICATEURS DE MATURITE DES COMPOSTS 175
IV.1 Minéralisation du COT : la référence *175*
IV.2 Indicateurs physico-chimiques classiques *176*
IV.3 Tests utilisables en plate-forme de compostage *181*
Conclusion du Chapitre IV *189*
CHAPITRE V: VALEUR AGRONOMIQUE DES COMPOSTS 191
V.1 Valeur amendante *191*
V.2 Valeur azotée *202*
Conclusion du Chapitre V *214*

CONCLUSION GENERALE 217

Chapitre I:
Evolution des Caractéristiques Physico-Chimiques Classiques au Cours du Compostage

Ce premier chapitre présente l'évolution des principales caractéristiques physico-chimiques de l'ensemble des composts utilisés pour notre étude : teneur en matière sèche, en matière organique, en carbone et azote, ainsi que d'autres paramètres comme le pH, ou la conductivité électrique. Le suivi des composts élaborés en réacteurs de laboratoire nous a permis d'interpréter les résultats obtenus avec les composts industriels.

I.1 Composts en réacteurs de laboratoire

I.1.a Caractérisation des matériaux compostés et des mélanges initiaux

● ***Matériaux compostés***

Les caractéristiques physico-chimiques des déchets intrants (papiers-cartons, biodéchets, déchets verts) et des mélanges initiaux sont présentées sur le Tableau 3.1.

Les **biodéchets** ont des teneurs élevées en matière organique (90% de la matière sèche), en carbone (42%) et en azote organique (environ 2%). Ceci leur confère un C/N relativement bas (20). Ils sont riches en azote nitrique qui représente près de 8% de l'azote total. Les biodéchets étudiés sont légèrement acides.

Les **papiers-cartons** ont également des teneurs élevées en matière organique (89% de leur matière sèche). Ils sont riches en carbone (43%) mais pauvre en azote (0.1%), ce qui leur confère un C/N très élevé (386). L'azote est essentiellement sous forme ammoniacale (à 80%). Les papiers ont un pH basique.

Les **déchets verts** des deux séries sont composés à 50% de matière organique. Avec environ 25% de carbone et 1.5% d'azote, ils ont un rapport C/N assez bas (entre 15 et 21). Ces déchets sont légèrement basiques. Des différences sont observables entre les deux prélèvements de déchets verts : pH plus bas, moins d'azote et C/N plus élevé pour les déchets verts de la seconde série par rapport à ceux de la première. Ces différences sont vraisemblablement dues aux dates de prélèvement différentes. La première série utilise des déchets verts

prélevés au printemps, sans doute plus riches en tonte de pelouse et en feuilles juvéniles, qui ont un pH basique (environ 8) et des C/N de 16; alors que la seconde série utilise des déchets verts prélevés à l'automne, sans doute plus riches en feuilles sénescentes qui sont plus acides (pH de 6) et qui ont des C/N de 50 (Michel *et al.*, 1996).

***Tableau 3.1*: Principales caractéristiques physico-chimiques des matériaux compostés au laboratoire.**

	MS	MOT	COT	N total	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	C/N	pH eau
	%MB	*%MS*		*g.kg^{-1} MS*	*mg.kg^{-1} MS*			
Déchets verts - série1	50	50.9	26.4	17.7	0.2	98.7	14.9	8.2
Déchets verts - série2	50	50.4	23.4	11.0	0.8	348.0	21.3	7.5
Biodéchets	10	90.1	41.6	20.7	1710.0	773.0	20.1	5.4
Papiers -cartons	95	89.2	43.5	1.13	4.8	882.0	386.0	8.7

MS: masse sèche

● *Les mélanges initiaux*

L'**humidité** mesurée dans les mélanges initiaux est comprise entre 60% et 70% de la masse brute (Tableau 3.2). L'humidité optimale pour le compostage, c'est-à-dire celle permettant l'activité microbienne optimale, est généralement située entre 50% et 70%, en fonction des déchets compostés (Jeris & Regan, 1973a; Richard *et al.*, 2002).

La connaissance de la quantité d'eau retenue par un échantillon de compost soumis à une pression donnée permet de faire le lien entre porosité du milieu et humidité. Cette grandeur, appelée **humidité équivalente** à 1000 g (dans le cas d'une pression de 1000 g) et exprimée par rapport à la masse sèche, est très utilisée en science du sol car elle correspond à peu près à la capacité au champ (Bonneau & Souchier, 1979). L'humidité équivalente à 1000 g initiale est fonction du mélange (Figure 3.1, Tableau 3.2). Elle est positivement corrélée avec la teneur en papiers (au seuil de 0.1%). Ce sont donc les mélanges contenant le plus de papiers qui ont le plus fort pouvoir de rétention de l'eau, avec une humidité équivalente de l'ordre de 110% (R4, R5 et R8). R1, dépourvu de papiers a l'humidité équivalente la plus faible (76% de la matière sèche). Ces résultats s'expliquent par la composition très fibreuse des papiers.

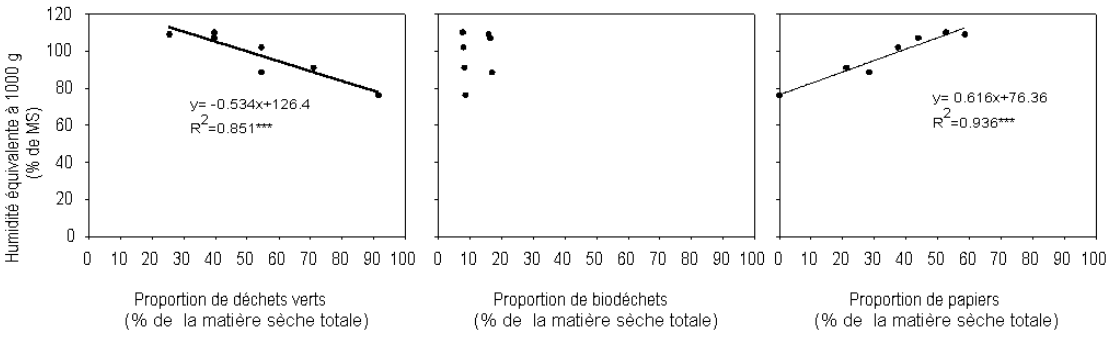


***Figure 3.1* : Relation entre l'humidité équivalente à 1000 g des mélanges initiaux et les proportions de déchets verts, de biodéchets et papiers (i.e., papiers-cartons)**

La teneur initiale en matière organique totale (**MOT**) des mélanges varie de 46.7% pour le mélange sans papiers-cartons (R1) à 85.9% pour le mélange à forte teneur en papiers-cartons et biodéchets (R5) (Tableau 3.2). Ces valeurs mesurées sont bien corrélées (au seuil de 1%) avec les valeurs attendues en utilisant les analyses sur les déchets initiaux (Annexe A). Les mélanges les plus riches en MOT correspondent aux faibles proportions de déchets verts. De telles teneurs en MOT sur des mélanges initiaux sont courantes dans la littérature (Morel *et al.,* 1986; Kirchmann & Widen, 1994; Sanchez-Monedero *et al.,* 2001).

La teneur initiale en carbone organique total (**COT)** varie de 30.8% pour R1 à 41% pour R4 (Tableau 3.2). Elle est également corrélée avec la valeur théorique estimée (au seuil de 1%)(Annexe A). Le mélange R1, constitué principalement de déchets verts mais avec une part de biodéchets, se trouve logiquement en haut de la gamme de 20-30% relevée dans des études portant sur des déchets verts (Riffaldi *et al.,* 1986; Vallini *et al.,* 1993). Alors que les autres mélanges se situent dans la large gamme de 25-50% mesurée par d'autres travaux sur des ordures ménagères (Garcia *et al.,* 1992; Avnimelech *et al.,* 1996; Sanchez-Monedero *et al.,* 2001).

La teneur initiale en **azote total** (N total) représente de 6.6 $g.kg^{-1}$ de MS à 17.7 $g.kg^{-1}$ de MS des mélanges initiaux (Tableau 3.2) et est hautement corrélée avec la teneur théorique estimée (au seuil de 0.1%) (Annexe A). Logiquement elle diminue lorsque la proportion de papiers-cartons augmente et que la proportion de déchets verts diminue. L'**azote minéral** (N min) ne représente qu'une très faible proportion de l'azote total des composts initiaux (moins de 1%). Ces données sont du même ordre que celles relevées dans la littérature sur des mélanges d'ordures ménagères et de biodéchets avant compostage (Brinton & Evans, 2000; Sanchez-Monedero *et al.,* 2001; Wolkowski, 2003).

Les rapports **C/N** des mélanges initiaux augmentent logiquement avec la proportion de papiers (Tableau 3.2). D'après les références bibliographiques, le C/N d'un produit doit être compris entre 25 et 40 pour permettre un compostage optimum (Leclerc, 2001). Le mélange R1 aurait donc un C/N un peu bas à 17. A l'opposé, les mélanges R4, R5, et R8, avec des C/N voisins de 60, seraient apparemment trop riches en COT par rapport à leur niveau de N.

Les mélanges initiaux ont des **pH** compris entre 6 et 7 (Tableau 3.2), conformes aux pH habituellement mesurés sur des ordures ménagères (Morel *et al.,* 1986; Sanchez-Monedero *et al.,* 2001). Mais il apparaît une légère différence entre les deux séries. R1 à R4 ont des pH légèrement basiques, voisins de 7.4, alors que R5 à R8 sont légèrement acides avec des pH voisins de 6. Cette différence a deux origines. La première est la présence plus importante de biodéchets (pH 5.4) dans la seconde série. La seconde est liée à la légère différence des pH des déchets verts incorporés dans les deux séries. La première série utilise des déchets verts prélevés au printemps (pH de 8.2), alors que la seconde utilise des déchets verts prélevés à l'automne (pH de 7.5). Cette différence est donc en accord avec le travail de Michel *et al.* (1996) mentionné précédemment.

***Tableau 3.2*: Evolution des caractéristiques physico-chimiques classiques des composts au cours du compostage en réacteurs de laboratoire.**

Réacteur	Age	MS	MOT	COT	N total	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	C/N	pH eau	Humi. équiv. à 1000 g	Conductivité électrique
	Sem.	*%MB*	*%MS*		*g.kg^{-1} MS*	*mg.kg^{-1} MS*				*% MS*	*mS.cm^{-1}*
R1	0	36	46.7	30.8	17.7	25.0	56.3	17.4	7.5	76.1	1.54
	2	34	48.5	25.4	17.6	0.3	15.3	14.4	8.2	nd	nd
	4	35	42.6	24.3	16.5	0.3	37.0	14.8	8.7	nd	nd
	6	35	nd	23.7	16.6	0.3	49.5	14.2	8.9	nd	nd
	8	36	42.1	23.6	16.4	0.3	7.8	14.4	8.6	nd	nd
	10	35	nd	24.8	16.3	0.3	17.4	15.3	9.1	nd	nd
	12	35	40.7	25.2	15.7	0.5	23.8	16.1	8.6	52.6	1.20
R2	0	33	73.0	32.0	13.5	21.3	39.3	23.9	7.4	nd	0.97
	2	32	57.3	34.9	15.2	0.3	16.9	20.1	8.4	nd	nd
	4	30	55.6	29.9	17.6	0.3	15.1	16.4	9.1	nd	nd
	6	29	nd	31.4	17.8	0.3	11.9	15.9	9.2	nd	nd
	8	29	50.3	29.5	17.9	0.3	17.7	14.7	8.8	nd	nd
	10	28	nd	30.3	18.3	0.3	11.1	14.9	8.7	nd	nd
	12	29	48.5	28.0	16.3	0.3	32.1	15.4	8.8	58.4	1.29
R3	0	35	73.8	38.3	9.1	27.9	30.3	42.6	7.3	102.0	1.08
	2	32	71.9	34.9	13.2	0.3	25.6	26.4	8.6	nd	nd
	4	31	61.1	29.9	14.6	0.3	14.1	20.5	8.9	nd	nd
	6	27	nd	31.4	17.6	0.3	44.7	17.8	8.8	nd	nd
	8	27	53.1	29.5	18.3	0.3	10.9	16.1	8.7	nd	nd
	10	27	nd	30.3	17.6	0.3	21.4	17.3	8.7	nd	nd
	12	27	50.8	28.0	18.2	0.3	13.1	15.4	8.6	59.8	1.11
R4	0	39	73.1	41.0	6.6	28.4	25.8	65.0	7.3	110.0	1.07
	2	34	76.8	38.2	9.4	0.3	9.6	41.2	8.5	nd	nd
	4	34	70.9	37.1	9.7	0.3	13.5	34.6	8.8	nd	nd
	6	32	nd	37.4	10.6	0.3	22.3	35.3	8.6	nd	nd
	8	32	65.5	36.4	12.9	0.3	16.0	28.2	8.6	nd	nd
	10	31	nd	36.7	12.6	0.3	22.8	29.2	8.5	nd	nd
	12	31	65.4	34.6	12.4	0.3	14.8	28.0	8.6	75.9	0.95
R5	0	30	85.9	39.2	6.8	14.6	10.7	57.4	6.1	109	1.11
	2	30	84.0	41.1	5.9	12.1	11.0	70.4	8.5	nd	nd
	4	29	85.4	39.1	6.8	7.4	10.5	57.3	8.4	nd	nd
	6	30	nd	41.0	5.8	10.1	10.3	70.2	8.6	nd	nd
	8	28	82.4	39.6	6.4	3.7	12.1	61.8	7.8	nd	nd
	10	27	nd	39.5	6.9	4.4	10.8	59.3	8.1	nd	nd
	12	27	78.1	39.9	8.0	2.6	10.1	50.2	8.2	106.0	0.78
R6	0	33	64.7	33.6	9.2	64.4	17.7	36.6	6.2	91.0	0.98
	2	33	58.7	33.1	9.8	4.2	12.3	33.7	7.9	nd	nd
	4	32	56.2	30.2	10.9	3.3	12.9	27.7	7.9	nd	nd
	6	32	nd	29.3	11.3	5.2	16.7	26.1	8.3	nd	nd
	8	32	51.2	29.5	10.9	2.7	14.0	27.0	7.5	nd	nd
	10	31	nd	30.6	10.5	3.4	15.2	29.3	7.9	nd	nd
	12	31	48.7	29.1	11.3	1.5	15.2	25.8	8.3	62.9	0.71
R7	0	32	69.5	32.5	10.1	6.5	10.5	32.2	5.9	88.6	1.15
	2	26	66.9	35.0	10.2	6.7	14.2	34.3	8.3	nd	nd
	4	24	64.5	29.6	11.0	3.5	14.4	26.8	8.1	nd	nd
	6	25	nd	32.2	13.8	7.3	17.4	23.3	8.5	nd	nd
	8	24	56.2	30.5	13.3	2.6	13.8	22.9	8.3	nd	nd
	10	25	nd	31.2	14.3	2.8	16.4	21.8	8.2	nd	nd
	12	25	53.5	30.8	13.5	1.5	17.0	22.8	8.4	61.6	0.89
R8	0	32	80.0	39.4	6.6	6.8	0.6	60.0	5.9	107.0	1.03
	2	29	75.7	37.6	8.3	6.4	14.2	45.4	8.2	nd	nd
	4	27	68.2	36.4	9.7	4.8	14.0	37.4	8.1	nd	nd
	6	26	nd	36.0	9.5	9.5	16.7	34.3	8.7	nd	nd
	8	26	66.9	34.2	11.1	4.4	13.3	30.7	8.3	nd	nd
	10	25	nd	33.5	11.1	3.1	13.6	30.3	8.2	nd	nd
	12	25	63.9	34.2	12.0	2.1	13.9	28.5	8.4	80.5	0.91

MS: masse sèche
MB: masse brute
nd: non déterminé

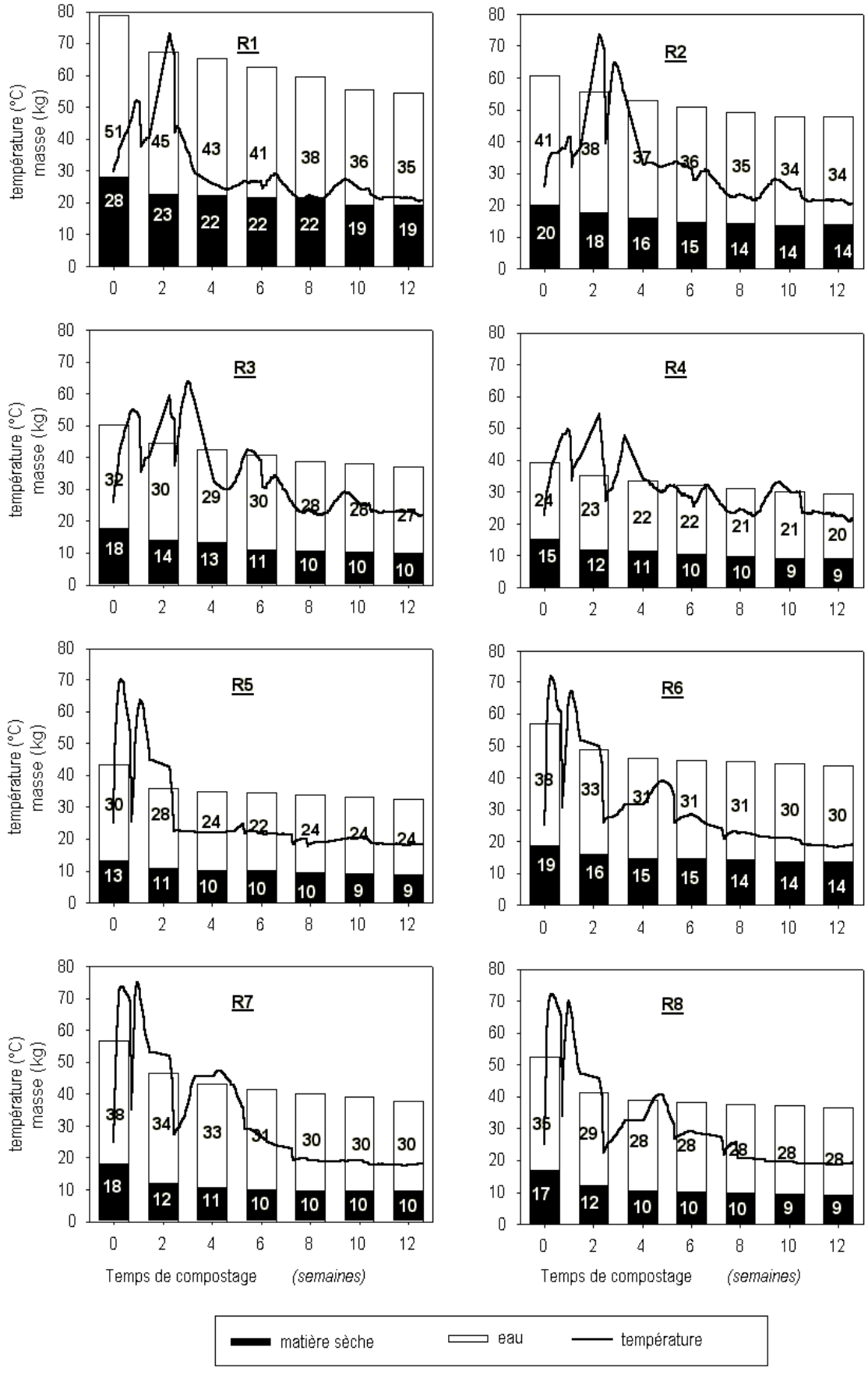


Figure 3.2: ***Evolution de la masse brute des composts de laboratoire au cours du compostage : différentiation entre la matière sèche (noir) et la masse d'eau (blanc) et rappel des courbes de température.***

La **conductivité électrique** des mélanges initiaux est comprise entre 0.97 et 1.54 $mS.cm^{-1}$ (Tableau 3.2). Ces valeurs sont deux à huit fois plus faibles que celles trouvées par Michel & Reddy (1998) ou Avnimelech *et al.* (1996) sur des ordures ménagères. Des différences au niveau du rapport d'extraction pourraient expliquer ces divergences.

I.1.b Evolution au cours du compostage

● *Evolution de la masse totale*

Afin de réaliser des estimations des évolutions de masses des différents composés, une évaluation de la perte de masse totale au sein des réacteurs a été réalisée. La masse totale correspond à la matière sèche et à la masse d'eau liquide présentes dans les composts. Etant donné que des prélèvements sont réalisés périodiquement pour les différentes analyses, la perte en masse totale des composts a été estimée par calcul, en tenant compte des masses prélevées (Annexe A).

On appelle **masse théorique** du compost à la date t, la masse estimée qu'aurait le compost si aucun prélèvement n'avait été effectué, et si aucune perte par lixiviation n'avait eu lieu. L'évolution de cette masse théorique au cours du compostage permet d'estimer les pertes de masses organiques par minéralisation du carbone et évaporation de l'eau. Cette estimation reste approximative, car en l'absence de prélèvement, les masses présentes dans les réacteurs seraient supérieures, modifiant ainsi les conditions d'aération et les échanges de chaleur, conduisant à une modification de la minéralisation de la matière organique (Richard *et al.*, 2002).

On a donc $MB_{th}(t) = MB_{th}(t\text{-}i)\,(1 - \sigma(t))$

où $$\sigma(t) = \frac{MB^{p}(t) + MB^{l}(t) + MB^{r}(t)}{MB^{r}(t-i)}$$

et $MS_{th}(t) = MB_{th}(t) * \tau_{MS}(t)$

avec
- σ : taux de variation relative de la masse brute de compost entre deux échantillonnages séparés de i jours
- $MB^{p}(t)$: masse brute prélevée à la date t
- $MB^{l}(t)$: masse brute lixiviée entre la date t et la date t+i
- $MB^{r}(t)$: masse brute remise dans le réacteur à la date t, après prélèvement
- $MB^{r}(t\text{-}i)$: masse brute remise dans le réacteur à la date t-i (après le prélèvement précédent)

- $MS_{th}(t)$: masse sèche théorique dans le réacteur à la date t (si aucun prélèvement n'avait été effectué)
- $\tau_{MS}(t)$: taux de matière sèche du produit dans le réacteur à la date t

L'évolution de la masse théorique est représentée sur la Figure 3.2. La masse brute initiale de compost dans les différents réacteurs est comprise entre 33 kg (R5) et 79 kg (R1). A la fin de l'essai, la perte en masse brute totale estimée varie de 13 kg pour R2 (soit 21% de la masse brute initiale perdue), à 16 kg pour R7 (soit 35% de la masse brute initiale perdue). La durée du compostage n'a pas permis d'atteindre des pertes de l'ordre de 50% de masse brute initiale relevées dans la bibliographie (Leclerc, 2001)

● ***Matière sèche et teneur en eau***

La masse d'eau présente dans les réacteurs diminue de manière significative au cours de l'essai traduisant des pertes par évaporation (Figure 3.2). Mais le taux d'humidité dans les composts reste constant et élevé (60 à 70% d'humidité) (Tableau 3.2), alors qu'un assèchement dû à l'évaporation importante se produisant à haute température est généralement observé lors du compostage. Sadaka & El.Taweel (2003) et Canet & Pomares (1995) par exemple, mesurent des taux d'humidité chutant de près de 50% en 7 semaines de compostage en réacteur de laboratoire. Dans notre cas il est probable que l'évacuation de l'air au sommet des réacteurs soit insuffisante pour évacuer la totalité de la vapeur d'eau émise. La vapeur se condense sur les parois des réacteurs, en particulier sous le couvercle, et ré-humecte le compost.

● ***Humidité équivalente à 1000 g***

Au cours de l'essai, l'humidité équivalente à 1000 g diminue pour l'ensemble des réacteurs (Tableau 3.2). La diminution relative est voisine de 30% pour la majorité des composts, et traduit une modification des caractéristiques physiques du milieu, comme le pouvoir de rétention intrinsèque des matériaux ou la porosité du milieu. Cette modification de la porosité, traduite par une augmentation de la densité apparente au cours du compostage, correspond aux résultats d'études antérieures (Michel *et al.,* 1996; Das & Keener, 1997; Richard *et al.,* 2002).

● ***Matière organique totale (MOT)***

La teneur en MOT (masse de MOT / masse de matière sèche) diminue au cours de l'essai pour l'ensemble des composts mais avec des valeurs différentes selon le mélange (Tableau 3.2, Figure 3.3). Dans le mélange R1, sans papiers-cartons, et les mélanges R4 et R5 très riches en papiers-cartons, les concentrations en MOT diminuent d'environ 10% par rapport aux teneurs initiales. Cette diminution relative est plus marquée et comprise entre 25 et 33% pour les mélanges contenant 20 à 40% de papiers-cartons (R2, R3, R6, R7). Le mélange R8 se trouve dans une position intermédiaire avec une diminution relative de 20%.

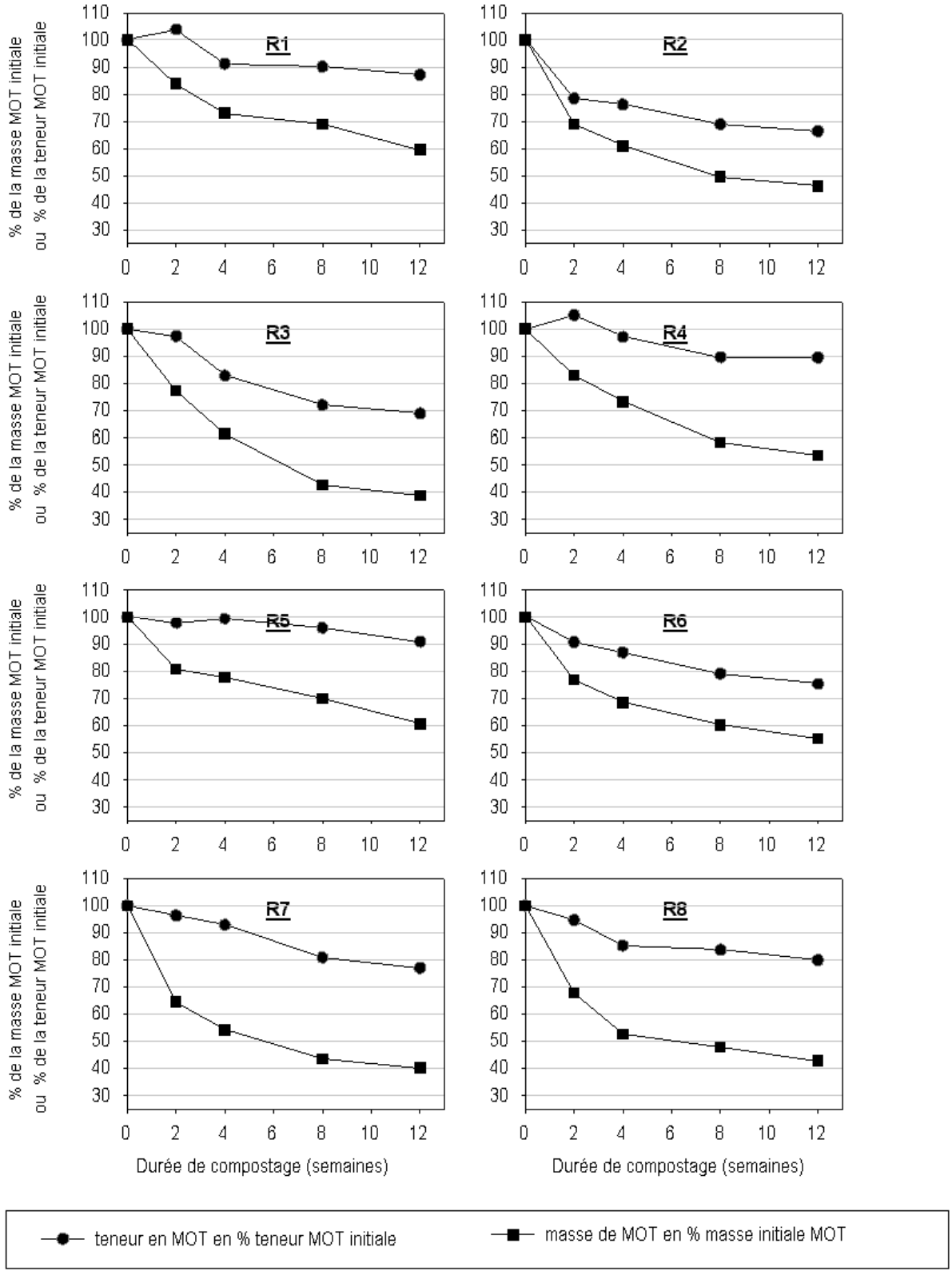


Figure 3.3: ***Evolutions relatives au cours du compostage des teneurs en MOT (MOT/MS) des composts de laboratoire, exprimées en proportion des teneurs initiales (cercles). Et évolutions relatives des masses de MOT au cours du compostage exprimées en proportion des masses initiales de MOT des mélanges (carrés).***

Si l'on ne considère non plus les diminutions relatives des teneurs en MOT par rapport aux teneurs initiales, mais les diminutions des masses totales de MOT calculées grâce à l'estimation de la perte en masse sèche totale (Figure 3.2), on arrive à des résultats différents (Figure 3.3). La **perte en masse de MOT représente alors 40 à 60% de la masse de MOT initiale**. Cette perte de MOT traduit sa minéralisation et a été décrite dans les mêmes ordres de grandeur par de nombreux auteurs (Iannotti *et al.*, 1994; Canet & Pomares, 1995; Avnimelech *et al.*, 1996; Atkinson *et al.*, 1996).

Un ajustement à une fonction parabolique de la perte relative de la teneur en MOT en fonction des déchets compostés (Figure 3.4) permet de voir que les **pertes maximales de MOT ont lieu pour des mélanges contenant 60% de déchets verts, 30% de papier et 10% de biodéchets (en masses sèches)**.

Il apparaît aussi que **la perte en MOT est liée aux rapports C/N initiaux des mélanges** (Figure 3.5). La présence importante de papiers-cartons place le mélange en condition de carence azotée, limitant ainsi l'activité microbienne dégradante.

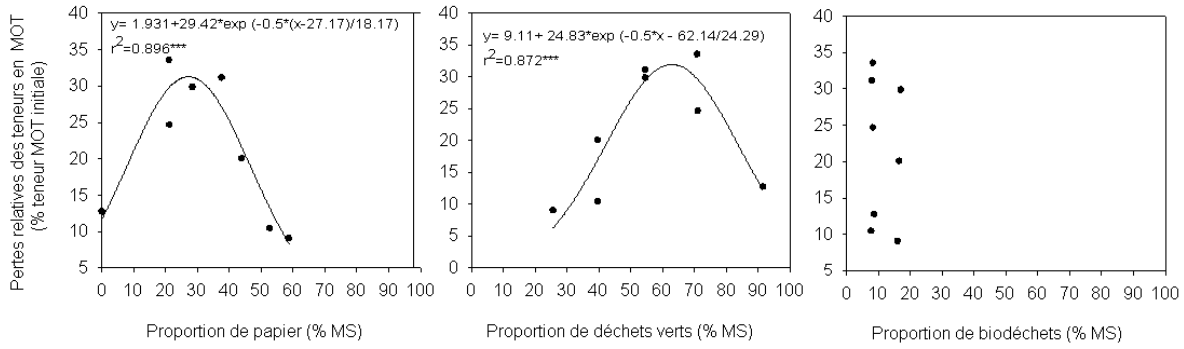


Figure 3.4: Relation entre et la perte relative après 12 semaines de compostage de la teneur en matière organique (en % de la teneur initiale) et les proportions de papiers (i.e., papiers-cartons), déchets verts et biodéchets.

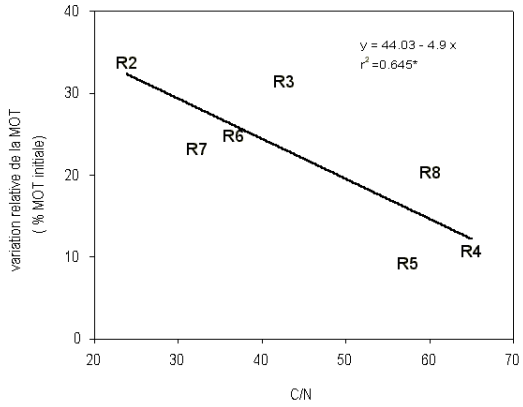


Figure 3.5: Relation entre et la perte relative après 12 semaines de compostage de la teneur en matière organique (en % de la teneur initiale) et le C/N initiaux des mélanges contetant des papiers-cartons.

- ***Carbone organique total (COT):***

A l'exception de R5 dont la teneur en COT reste constante à 40% de la MS durant les douze semaines de l'essai, on observe une diminution de la teneur en COT (Tableau 3.2). La diminution relative, par rapport à la teneur initiale en COT varie de 5% pour R7 à 26% pour R3. Cette diminution de teneur en COT montre que le carbone disparaît dans des proportions plus importantes que la matière sèche totale.

La **perte de COT s'explique principalement par la minéralisation de la matière organique en CO_2.** La perte de carbone sous forme d'acides gras volatiles est possible. Cependant, il a été montré que les acides gras volatiles représentent moins de 10% du COT, cette proportion n'étant atteinte que dans les cas de conditions anaérobies, et s'accompagnant d'une acidification du milieu (Beck-Friis & Smars, 2003). Or les pH élevés qui ont été mesurés sur les composts de laboratoire mettent en évidence des conditions aérobies (Tableau 3.2).

Une régression linéaire (avec passage par l'origine) entre le COT et la MOT mesurée après 6 heures de calcination à 480°C a été effectuée, et montre une bonne corrélation de ces grandeurs (significative à 0.1%; Figure 3.6). Cette régression donne :

$$MOT = 1.93 * COT \qquad (r^2 = 0.831^{***})$$

Cette valeur est donc très proche des références de la littérature qui considèrent que le carbone organique compose la moitié de la matière organique (Kapetanios *et al.*, 1993).

Le rapport **MOT/COT varie en fonction du type de mélange** initial. Il est de 1.7 dans le mélange composé principalement de déchets verts (R1) alors qu'il est proche de 2 dans les mélanges à forte proportion de biodéchets (R5, R7, R8). Ces résultats vont dans le sens des observations de Navarro *et al.* (1993) qui trouvent des coefficients différents en fonction du type de déchets compostés. Cela s'explique par la différence de nature biochimique de la matière organique en fonction de déchets.

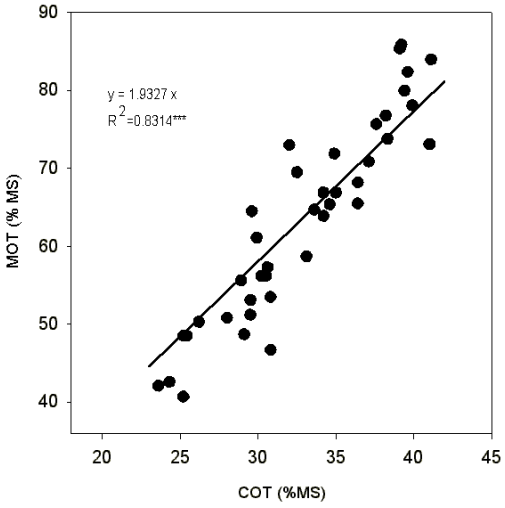


***Figure 3.6:** Relation entre les teneurs en carbone organique total (COT) et les teneurs en matière organique totale (MOT) des composts de laboratoire (exprimées en pourcentage de la matière sèche)- Régression linéaire sur l'ensemble des points, et passant par l'origine.*

- ***Teneur en azote (N) sur produit sec***

Comme pour les teneurs en matière organique, l'évolution des teneurs azote total au cours du compostage est exprimée par rapport aux teneurs initiales ou en proportion de la quantité d'azote total initial (Figure 3.7).

Au cours du compostage, la quantité d'azote diminue dans le compost par rapport à la quantité initialement présente, mais moins rapidement que la masse sèche totale. On observe donc une augmentation sensible de la teneur en azote de la matière sèche entre 0 et 12 semaines, hormis pour R1. Cette **concentration de l'azote** est souvent observée et est d'autant plus marquée que la perte en matière sèche totale est importante (Canet & Pomares, 1995; Brinton & Evans, 2000).

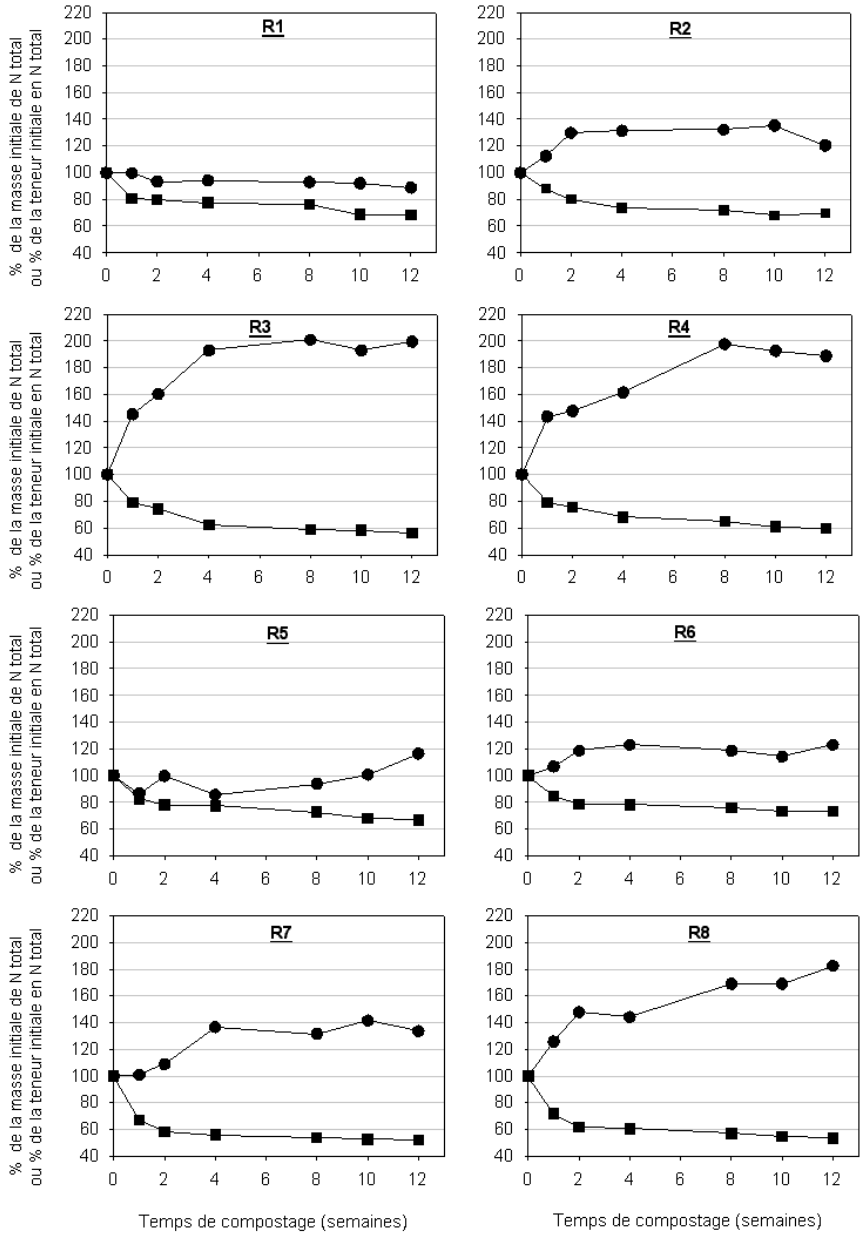


Figure 3.7: ***Evolutions relatives au cours du compostage des teneurs en N total (N total/MS) des composts de laboratoire, exprimées en proportion des teneurs initiales (cercles). Et évolutions relatives des masses de N total au cours du compostage exprimées en proportion des masses initiales de N total des mélanges (carrés).***

Les faibles teneurs de nitrates mesurées en début d'essai disparaissent dès deux semaines de compostage alors que l'ammonium reste à une teneur constante et basse. La faible teneur en ammonium mesurée peut avoir pour origine la volatilisation de l'ammoniac lors du séchage. La disparition des nitrates va à l'encontre des nombreux travaux qui ont mis en évidence des phénomènes de nitrification au cours du compostage (Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia, 1989; Eggen & Vethe, 2001; Sanchez-Monedero *et al.*, 2001). Il est probable que la durée de l'expérimentation ait été trop courte pour observer une nitrification de l'ammonium qui se produit généralement en fin de compostage. Une autre explication possible est l'existence de conditions d'anaérobiose, qui conduiraient la microflore à utiliser le NO_3^- comme source d'oxygène. Des conditions strictement anaérobies n'auraient pas permis des élévations de température au niveau de celles observées, mais il est possible que des sites anaérobies existent au sein du compost, comme cela a été révélé par différentes études (He *et al.*, 2000; Beck-Friis & Smars, 2003).

- ***Rapport C/N***

Les rapports C/N diminuent pour tous les composts au cours du compostage (Tableau 3.2). Le C/N de R1, initialement bas, diminue peu (17.4 à 16.1 entre 0 et 12 semaines), alors que le C/N de R4, initialement haut chute fortement (65.0 à 28.0 entre 0 et 12 semaines). Cette diminution du C/N au cours du compostage est classiquement observée et est la conséquence des pertes en carbone par minéralisation. Le C/N final de R5 (50) est très élevé par rapport aux valeurs relevées dans la littérature, généralement inférieures à 25 pour des composts finis (Roletto *et al.*, 1985a; Hirai *et al.*, 1986; Kapetanios *et al.*, 1993; Bernal *et al.*, 1998b; Eggen & Vethe, 2001).

- ***pH***

Pour l'ensemble des mélanges, le pH augmente au cours du compostage (Tableau 3.2). Dès 2 semaines, tous les pH sont supérieurs à 7 et atteignent des valeurs comprises entre 8.2 (R5) à 8.6 (R1) après 12 semaines. Cette augmentation générale du pH entre l'état initial et un état de compostage avancé est conforme aux données de la littérature. Plusieurs études ont en effet montré que les composts soumis à de bonnes conditions d'oxygénation ont des pH qui atteignent rapidement des valeurs voisines de 8 (Michel & Reddy, 1998; Eklind & Kirchmann, 2000b; Sanchez-Monedero *et al.*, 2001).

Notons également qu'aucune acidification du milieu en début de procédé n'apparaît, à l'inverse des résultats trouvés lors de certains travaux précédents (Forster *et al.*, 1993). Or l'acidification du milieu est imputable à une oxydation incomplète de la matière organique conduisant à la production d'acides gras organiques en conditions anaérobies. Cela confirme que notre essai s'est déroulé dans des conditions d'aération satisfaisantes.

- ***Conductivité électrique***

Seuls les composts R2 et R3 présentent une augmentation de leur conductivité au cours des 12 semaines de compostage (Tableau 3.2). Ces composts sont ceux qui perdent le plus de matière durant l'expérimentation. Il

est donc vraisemblable que les sels se concentrent dans la matière restante, entraînant une augmentation de la salinité, et donc de la conductivité électrique. A l'opposé, les autres composts se dégradent moins vite, et il est probable que l'humification de la matière organique du compost augmente la force des liaisons entre les cations minéraux et les complexes organiques stables, causant ainsi une diminution de la conductivité mesurée dans les extraits (Avnimelech *et al.*, 1996).

I.2 Composts industriels

I.2.a Matière organique et carbone organique

Les résultats obtenus avec les composts fabriqués en réacteurs de laboratoire nous permettent d'interpréter les différences de teneurs initiales en matière organique (MOT) et carbone organique (COT) des composts industriels (Tableau 3.3). Nous avons vu que la matière sèche des papiers-cartons et des biodéchets étudiés (fruits et légumes) n'avait qu'une très faible charge minérale (10%). En revanche, les déchets verts étudiés ont une charge minérale qui représente la moitié de leur matière sèche. Ceci explique que les composts de déchets verts sont les moins riches en matière organique, avec une teneur initiale voisine de 50%, alors que les composts d'ordures ménagères ont des teneurs comprises entre 55% (OM3) et 74% (OM1). De même les composts de biodéchets qui ont des teneurs initiales en MOT variant de 43% (BIO2) à 67% (BIO1), sont d'autant plus riches en MOT qu'ils sont riches en papiers et biodéchets (déchets de cuisine) et pauvres en déchets verts (Tableau 2.3, Partie 2).

Cependant, le compost OM3 est le compost d'ordures ménagères qui contient le moins de déchets verts et le plus de papiers et déchets de cuisine, mais présente une teneur initiale en MOT plus basse que OM1 et OM2. Cela peut s'expliquer par la répartition différente des inertes parmi ces composts. OM1 et OM2 ont moins de verre et trois fois plus de plastiques que OM3 (Tableau 2.3, Partie 2). Or les plastiques sont composés de macromolécules organiques. Ils sont donc minéralisables par calcination à 480°C et assimilables à la matière organique d'origine biologique.

L'ajout de boues riches en matières organiques donne des mélanges initiaux de co-compost déchets verts et boues à un peu plus de 60% de MOT. Cela correspond aux teneurs en MOT des composts de boues habituellement mesurées entre 50% et 72% (Ayuso *et al.*, 1996; Pascual *et al.*, 1997; Bernal *et al.*, 1998a).

Les teneurs en MOT diminuent au cours du compostage (Figure 3.8, Tableau 3.3). Cette diminution est très marquée en début de compostage, entre 0 et 3 mois (-40% par rapport aux teneurs initiales pour OM1 et DVB1 par exemple). Elle est due à la minéralisation des composés organiques peu réfractaires (Morel *et al.*, 1986; Chen & Inbar, 1993). Après 3 mois de compostage, la diminution de la teneur en MOT se poursuit mais de manière moins intense qu'en début de compostage, exceptée pour OM1 et OM2. Pour ces deux composts, les teneurs en MOT passent environ de 75% de la MOT initiale à 50% de la MOT initiale entre 3 et 6 mois de compostage.

***Tableau 3.3*: Evolution des caractéristiques physico-chimiques classiques au cours du compostage des composts industriels.**

Compost	Age	MS	MOT	COT	N total	C/N	pH eau	CaCO3	Humi. équiv. à 1000 g	Conductivité électrique
		%MB	*%MS*		*g.kg^{-1} MS*			*% MS*		*mS.cm^{-1}*
DV1	Initial*	60	53.8	26.9	10.0	27.4	7.2	nd	nd	nd
	3 mois	68	37.1	23.7	14.5	16.3	8.2	7.6	55.8	0.61
	4 mois	70	45.4	20.7	13.7	15.1	8.2	8.5	58.8	0.62
	6 mois	71	37.6	20.3	14.9	13.6	8.3	7.7	46.7	0.74
DV2	Initial*	58	48.7	24.4	15.0	15.9	6.0	nd	nd	nd
	3 mois	64	34.6	27.9	19.1	14.6	6.5	0.2	69.2	1.31
	4 mois	64	37.8	19.6	16.8	11.6	8.0	0.3	50.4	1.05
	6 mois	68	35.2	22.3	19.2	11.6	8.0	0.9	48.8	1.14
DV2re	6 mois	67	29.6	19.2	18.0	10.6	8.0	1.8	47.6	1.23
BIO1	Initial*	37	67.0	33.5	15.0	22.6	7.9	nd	nd	nd
	3 mois	40	46.9	24.3	18.1	13.4	8.9	12.9	71.4	1.13
	4 mois	39	44.9	24.3	18.3	13.2	8.9	13.0	58.4	1.12
	6 mois	55	36.4	20.9	16.7	12.5	8.6	13.5	48.4	1.43
BIO2	Initial*	nd	42.9	21.5	12.0	17.9	6.5	nd	nd	nd
	3 mois	58	28.5	16.6	12.5	13.4	8.2	7.5	44.6	0.81
	4 mois	65	27.4	15.5	13.2	11.8	8.1	6.5	38.2	0.89
	6 mois	58	23.9	18.8	12.4	15.2	8.7	7.3	45.6	0.76
BIO3	Initial*	48	52.7	26.4	14.0	18.9	6.4	nd	nd	nd
	3 mois	65	29.8	19.8	13.8	14.4	8.4	8.2	44.5	1.04
	4 mois	61	28.8	17.5	13.4	13.1	8.4	9.4	42.2	1.04
	6 mois	65	28.3	18.2	14.3	12.7	8.4	8.9	42.1	1.33
BIO3st	6 mois	85	29.0	21.5	13.7	15.7	8.4	8.2	50.9	1.18
OM1	Initial*	45	74.3	37.2	14.0	27.0	6.4	nd	nd	nd
	3 mois	60	53.2	27.2	14.2	19.1	8.6	14.8	63.8	1.61
	4 mois	58	42.9	24.4	15.3	15.9	8.5	16.1	60.5	1.66
	6 mois	47	39.7	22.5	16.2	13.9	8.3	16.3	50.0	2.16
OM2	Initial*	52	68.4	34.2	13.0	25.4	6.1	nd	nd	nd
	3 mois	68	53.4	27.9	15.6	17.9	8.3	12.3	58.4	1.53
	4 mois	60	39.2	24.0	18.1	13.3	8.5	15.9	58.4	1.62
	6 mois	50	35.1	21.0	19.1	11.1	8.4	14.7	40.3	2.11
OM3	Initial*	51	55.0	27.5	18.0	15.6	6.8	nd	nd	nd
	3 mois	62	46.6	23.4	21.0	11.1	8.3	15.1	44.1	1.62
	4 mois	63	39.7	24.3	22.0	11.0	8.1	14.8	47.3	1.73
	6 mois	68	39.7	20.2	21.1	9.6	8.4	16.7	51.8	2.21
OM3st	6 mois	81	55.1	33.7	22.5	14.9	5.7	4.2	41.8	3.06
DVB1	Initial*	37	62.5	31.3	22.0	14.1	6.9	nd	nd	nd
	3 mois	56	33.5	20.2	24.6	10.4	8.3	2.6	49.4	1.33
	4 mois	53	36.1	20.3	25.3	11.3	7.8	3.0	42.4	1.15
	6 mois	45	34.7	19.6	19.1	10.3	8.1	2.9	39.5	1.17
DVB2	Initial*	26	61.1	30.6	27.0	11.5	6.8	nd	nd	nd
	3 mois	33	46.6	29.9	24.6	12.1	7.7	6.6	50.5	1.05
	4 mois	32	47.27	28.9	25.3	11.4	7.7	7.6	50.5	1.27
	6 mois	34	42.37	27.2	23.8	11.4	7.9	10.1	46.3	1.20

MS: matière sèche
MB: matière brute
nd: non déterminé
: échantillonnage effectué par l'exploitant et analyse réalisée par le LCA, (COT= 0.5* MOT)

Cette gamme de variation est du même ordre que les pertes mesurées classiquement sur ce type de produits, traduisant la minéralisation de la matière organique lors du compostage (Iannotti *et al.*, 1994; Canet & Pomares, 1995). Nous observons que la perte en MOT n'est pas fonction de la teneur initiale. DVB1 et DVB2 par exemple, ont des teneurs initiales en MOT très proches, mais présentent des pertes relatives de MOT de 40 et 30% respectivement. Cela met en évidence des caractéristiques de MOT différentes et/ou des procédés de compostage d'efficacité contrastée.

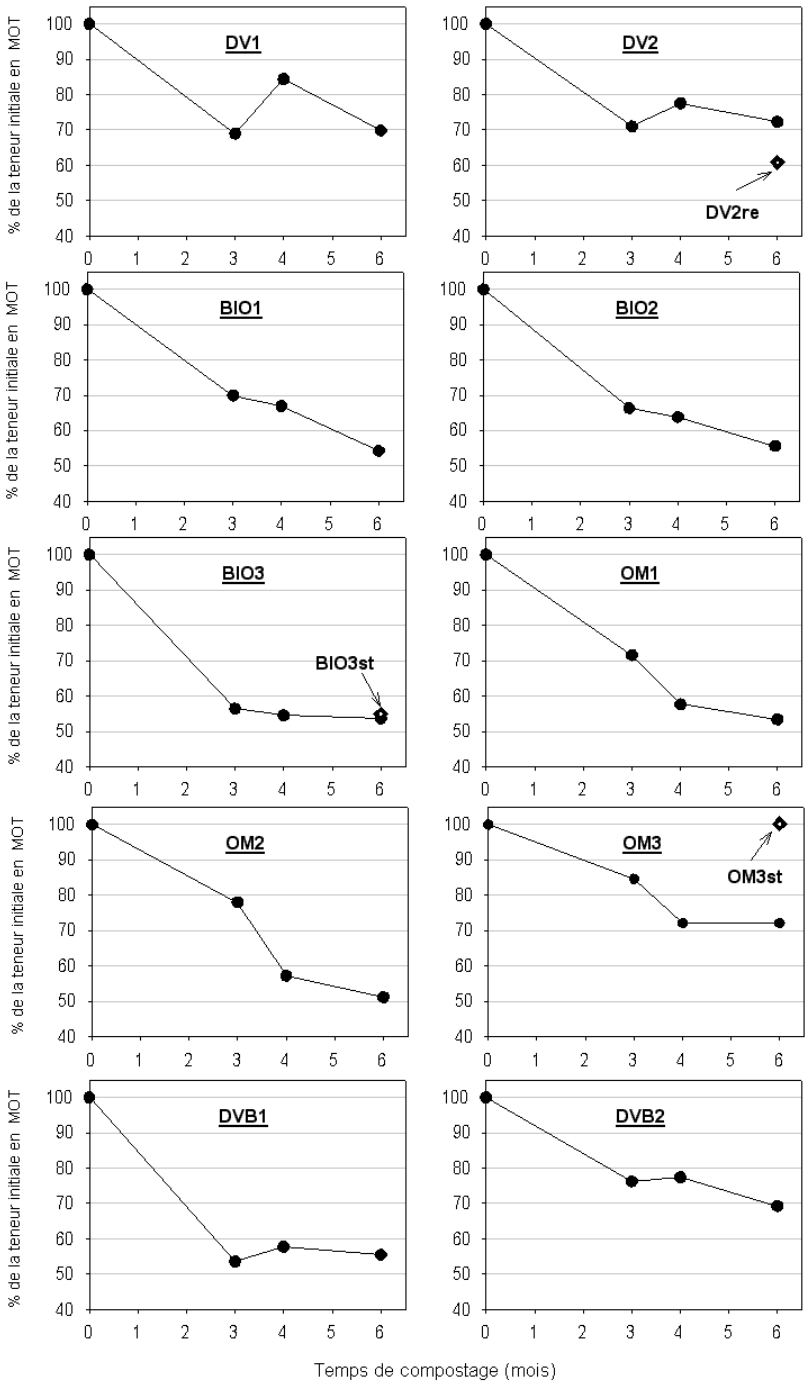


***Figure 3.8** : Evolution relative des teneurs en MOT des composts industriels au cours du compostage, exprimées en pour-cent des teneurs initiales en MOT.*

L'effet du procédé de compostage est mis en évidence avec les composts particuliers DV2re, BIO3st, OM3st, obtenus avec les même déchets que DV2, BIO3 et OM3 mais avec une modification du nombre de retournements durant la phase dite de maturation (Tableau 2.4, Partie 2). Les composts OM3st-6m et BIO3st-6m dits statiques, c'est-à-dire ayant peu ou pas de retournements après la phase de dégradation intensive, ont des teneurs en MOT supérieures à celles de leurs homologues OM3-6m et BIO3-6m fréquemment retournés. A l'inverse, le compost DV2re-6m, avec une fréquence accrue des retournements, est plus pauvre en MOT que DV2 obtenu avec une plus faible fréquence de retournements. Parmi les composts de biodéchets, BIO3 se distingue de BIO1 et BIO2 par sa très faible perte en MOT entre 3 et 6 mois. Or ce compost est le seul compost de biodéchets qui subit des retournements en plus de l'aération forcée durant les 3 premiers mois de compostage. De même, la perte en MOT entre 0 et 3 mois est plus importante pour le compost OM1 que pour le compost OM2, pourtant issus des mêmes déchets, vraisemblablement à cause de la fréquence des retournements plus de deux fois supérieure, et malgré l'absence d'aération forcée, dans le cas de OM1. Ceci met en évidence **l'importance des retournements sur la vitesse de dégradation de la matière organique**.

Une régression linéaire sur l'ensemble des données, hormis les teneurs initiales non mesurées au laboratoire, montre un coefficient de passage de 1.7 entre le COT et la MOT (Figure 3.9). C'est à dire qu'en moyenne la MOT est constituée à 58% de COT. Ce coefficient est du même ordre que celui obtenu avec les composts de laboratoire composés d'une forte proportion de déchets verts (R1). Cette similarité peut s'expliquer par la présence importante de déchets verts dans la majorité des composts industriels étudiés (Tableau 2.3, Partie 2).

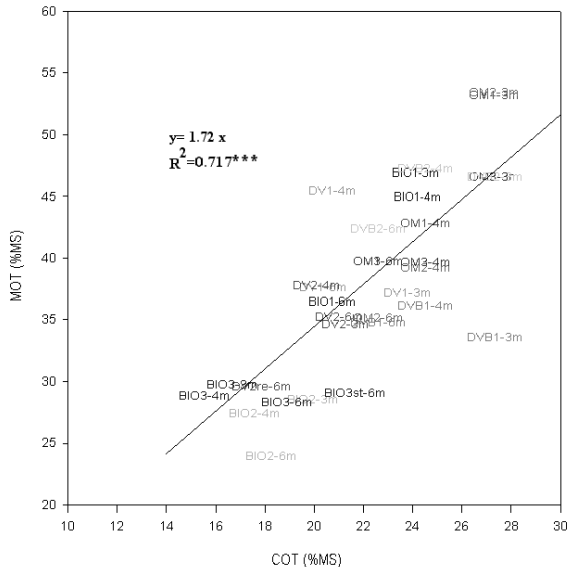


***Figure 3.9** : Relation entre les teneurs en carbone organique total (COT) et les teneurs en matière organique totale (MOT) des composts industriels (exprimées en pourcentage de la matière sèche)- Régression linéaire sur l'ensemble des points, et passant par l'origine.*

I.2.b Azote

● *Azote total sur compost sec*

La teneur en azote total, mesurée sur compost sec agé de 3, 4 et 6 mois (Tableau 3.4) varie de 10 à 25 g.kg^{-1}de MS, la majorité des composts ayant des teneurs entre 15 et 20 g.kg^{-1}. Une classique tendance à la **concentration de l'azote total** dans les composts apparaît au cours du compostage (Canet & Pomares, 1995; Brinton & Evans, 2000). Aucune différence significative n'apparaît en fonction du type de déchets compostés. La comparaison de DV2 et DVB1 (déchets verts de même origine) montre que l'ajout de boues, riches en azote (Sanchez-Monedero *et al.*, 2001), n'a pas entraîné de modification significative de la teneur an azote total des composts produits. En revanche, le compost DVB2 a la plus forte teneur en azote tout au long du compostage. Les concentration en azote mesurées sur les composts concordent avec les données relevées dans la bibliographie qui sont généralement comprises entre 10 et 40 mg.kg^{-1}de MS (de Haan, 1981; Hirai *et al.*, 1986; Willson, 1989; ADEME, 2001).

***Tableau 3.4 :** Teneurs en azote minéral des compost industriels secs et non séchés, échantillonnés à 3, 4 et 6 mois de compostage.*

compost	âge	Composts séchés				Composts non séchés						
		$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NH_4^+$	N minéral		$N\text{-}NO_3^-$		$N\text{-}NH_4^+$		N minéral		
						moyenne	*écart type*	moyenne	*écart type*	moyenne	*écart type*	
		mg.kg^{-1} MS		*mg.kg^{-1} MS*	***% N total***	*mg.kg^{-1} MS*				*mg.kg^{-1} MS*		***% N total***
DV1	3 mois	14.4	52.7	67.0	**0.5**	14.7	*1.0*	177.9	*6.9*	192.6	*6.9*	**1.4**
	4 mois	34.7	68.4	103.1	**0.7**	31.6	*0.6*	352.6	*0.8*	384.2	*1.0*	**2.7**
	6 mois	226.9	67.4	294.3	**2.0**	257.6	*13.3*	122.6	*13.2*	380.2	*18.8*	**2.5**
DV2	3 mois	0.5	730.7	731.3	**3.8**	1.4	*0.7*	2192	*50.0*	2193.4	*50.0*	**10.7**
	4 mois	2.1	380.0	382.1	**2.2**	1.1	*1.0*	1681.5	*109.2*	1682.6	*109.2*	**9.2**
	6 mois	7.6	430.1	437.7	**2.3**	0.3	*0.5*	1905.7	*22.0*	1906.0	*22*	**9.3**
DV2re	6 mois	173.8	295.1	469	**2.6**	149.5	*2.5*	1493.1	*37.0*	1642.5	*37.1*	**8.6**
BIO1	3 mois	113.4	30.3	143.7	**0.8**	25.7	*3.5*	72.6	*4.9*	98.2	*6.1*	**0.5**
	4 mois	111.2	23.2	134.4	**0.7**	9.5	*1.2*	136.8	*6.8*	146.3	*6.9*	**0.8**
	6 mois	487.0	36.9	523.9	**3.1**	486.5	*11.8*	132.8	*6.2*	619.3	*13.3*	**3.6**
BIO2	3 mois	142.4	70.8	213.2	**1.8**	166.5	*11.2*	849.8	*30.6*	1016.3	*32.6*	**7.9**
	4 mois	486.8	70.5	557.4	**4.0**	218.2	*14.5*	712.3	*16.6*	930.5	*22.1*	**6.5**
	6 mois	123.3	23.2	146.6	**1.2**	115.1	*5.5*	0.0	*0.0*	115.1	*5.5*	**1.0**
BIO3	3 mois	398.6	48.2	446.8	**3.2**	384.7	*13.9*	424.5	*23.5*	809.2	*27.3*	**5.6**
	4 mois	538.0	22.8	560.8	**4.3**	394.6	*13.8*	191.8	*4.8*	586.4	*14.6*	**4.5**
	6 mois	916.9	21.5	938.4	**6.7**	955.7	*11.2*	2.9	*0.9*	958.6	*11.2*	**6.8**
BIO3st	6 mois	163.1	421.5	584.6	**4.2**	140.1	*2.5*	895.0	*37.2*	1035.1	*37.3*	**7.2**
OM1	3 mois	4.3	54.8	59.1	**0.4**	5.5	*0.0*	1748.0	*88.8*	1753.5	*88.8*	**11.2**
	4 mois	41.1	165	206.2	**1.4**	0.8	*0.0*	1948.1	*79.1*	1948.9	*79.1*	**11.6**
	6 mois	1427.9	85.6	1513.5	**9.5**	643.2	*30.9*	1247.1	*27.4*	1890.3	*41.2*	**11.5**
OM2	3 mois	5.7	339.4	345.1	**2.3**	4.3	*0.4*	2351.8	*259.6*	2356.1	*259.6*	**13.9**
	4 mois	17.0	210.8	227.8	**1.3**	10.0	*5.4*	1832.9	*130.9*	1842.9	*131.0*	**9.4**
	6 mois	1314.9	162.1	1477.0	**7.8**	367.8	*43.4*	1855.5	*104.2*	2223.3	*112.9*	**11.3**
OM3	3 mois	2.2	82.3	84.5	**0.4**	0.5	*0.4*	3480.7	*198.1*	3481.2	*198.1*	**14.3**
	4 mois	1.6	415.8	417.4	**1.9**	0.7	*0.0*	4361.1	*144.8*	4361.8	*144.8*	**16.8**
	6 mois	170.8	1717.1	1887.9	**9.0**	240.3	*6.9*	4126.0	*57.5*	4366.3	*57.9*	**18.6**
OM3st	6 mois	2.1	1452.3	1454.4	**6.6**	0.0	*0.0*	1442.0	*228.0*	1442.0	*228*	**6.6**
DVB1	3 mois	323.3	767.3	1090.6	**5.7**	0.8	*0.0*	3642.5	*6.0*	3643.3	*6.0*	**16.9**
	4 mois	128.5	280.1	408.6	**2.3**	0.0	*0.0*	3891.6	*22.8*	3891.6	*22.8*	**18.1**
	6 mois	297.1	122.6	419.9	**2.2**	0.0	*0.0*	4939.9	*411.9*	4939.9	*411.9*	**21.0**
DVB2	3 mois	137	368.9	505.9	**2.0**	414.3	*159.0*	5389.5	*411.9*	5803.8	*441.6*	**19.2**
	4 mois	350.1	143.0	493.1	**2.0**	1098.5	*190.3*	19.7	*0.3*	1155.5	*190.3*	**4.5**
	6 mois	428.8	80.2	509.0	**2.1**	606.8	*159*	13.0	*4.3*	619.8	*159.1*	**2.6**

MS : masse sèche

● ***Azote minéral***

L'azote minéral mesuré sur compost après séchage ne représente qu'une faible proportion de l'azote total et est très variable suivant le produit (Tableau 3.4). Il représente moins de 10% de l'azote total pour tous les composts et moins de 5% de l'azote total pour la majorité d'entre eux. Les composts qui ont les proportions d'azote total sous forme minérale les plus importantes sont OM2-6m (7.8%), OM3-6m (9.0%) et OM1-6m (9.1%). Cette faible proportion de l'azote minéral est en accord avec les les références bibliographiques (Hirai *et al.*, 1986; Francou, 1998).

Hormis pour DV2, BIO2 et DVB1, la teneur en azote minéral augmente entre 3 et 6 mois de compostage. Cette augmentation est très marquée pour les trois composts d'ordures ménagères. Pour OM1 et OM3 l'azote minéral représente moins de 0.5% de l'azote total à 3 mois et atteint 9% à 6 mois. L'augmentation de la proportion d'azote minéral au cours du compostage s'explique par la minéralisation de l'azote organique en azote ammoniacal. Cette minéralisation est suivie de la nitrification de l'azote ammoniacale si les conditions sont favorables au développement des micro-organismes responsables (Avnimelech *et al.*, 1996; Paré *et al.*, 1998). Il est donc logique d'observer une augmentation de la proportion de nitrates dans la majorité des composts étudiés. Les composts DV2, OM3 et OM3st restent cependant dépourvus en nitrates, même après 6 mois de compostage. La nitrification peut avoir été inhibée par un excès d'ammonium, un excès d'humidité, un manque d'oxygène ou la présence d'agents inhibiteurs de la nitrification. Les composts ne contenant pas de nitrates ne sont pas les plus humides, il paraît donc peu probable que cette absence de nitrates soit due à une humidité excessive. Une mauvaise oxygénation et la forte teneur en ammonium des composts peut expliquer l'absence de nitrification, comme par exemple dans le cas de OM3st.

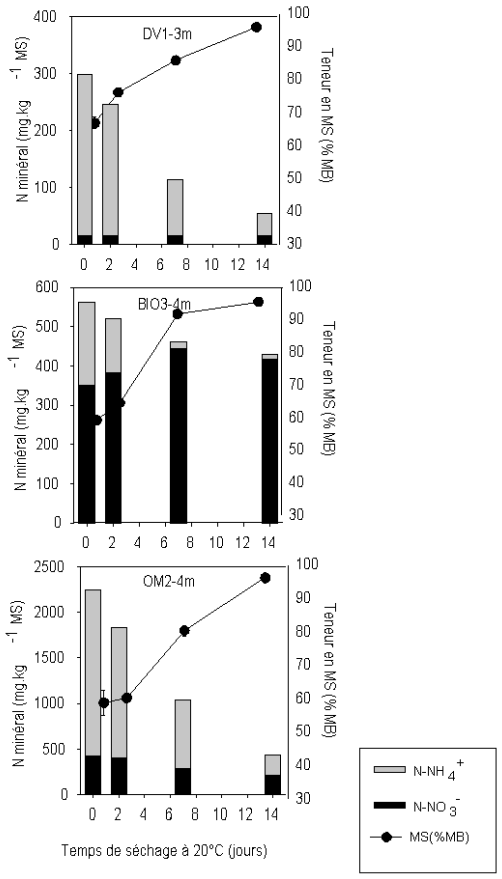


***Figure 3.10** : Evolutions des teneurs en matières sèches (MS), en $N\text{-}NO_3^-$ et $N\text{-}NH_4^+$ au cours du séchage à température ambiante. Exemple des composts DV1-3m, BIO3-4m, OM2-4m .*

L'**effet du séchage** sur les teneurs en azote minéral des composts a été mis en évidence avec les composts DV1-3m, BIO3-4m et OM2-4m mis à sécher à 20°C durant 14 jours (Figure 3.10). La quantité d'ammonium du compost diminue au cours du séchage. Après 14 jours de séchage et une humidité inférieure à 5%, la concentration en ammonium peut ne représenter que 10% de la concentration initiale en ammonium (OM2-4m). Cette perte est due à la volatilisation de l'ammoniac.

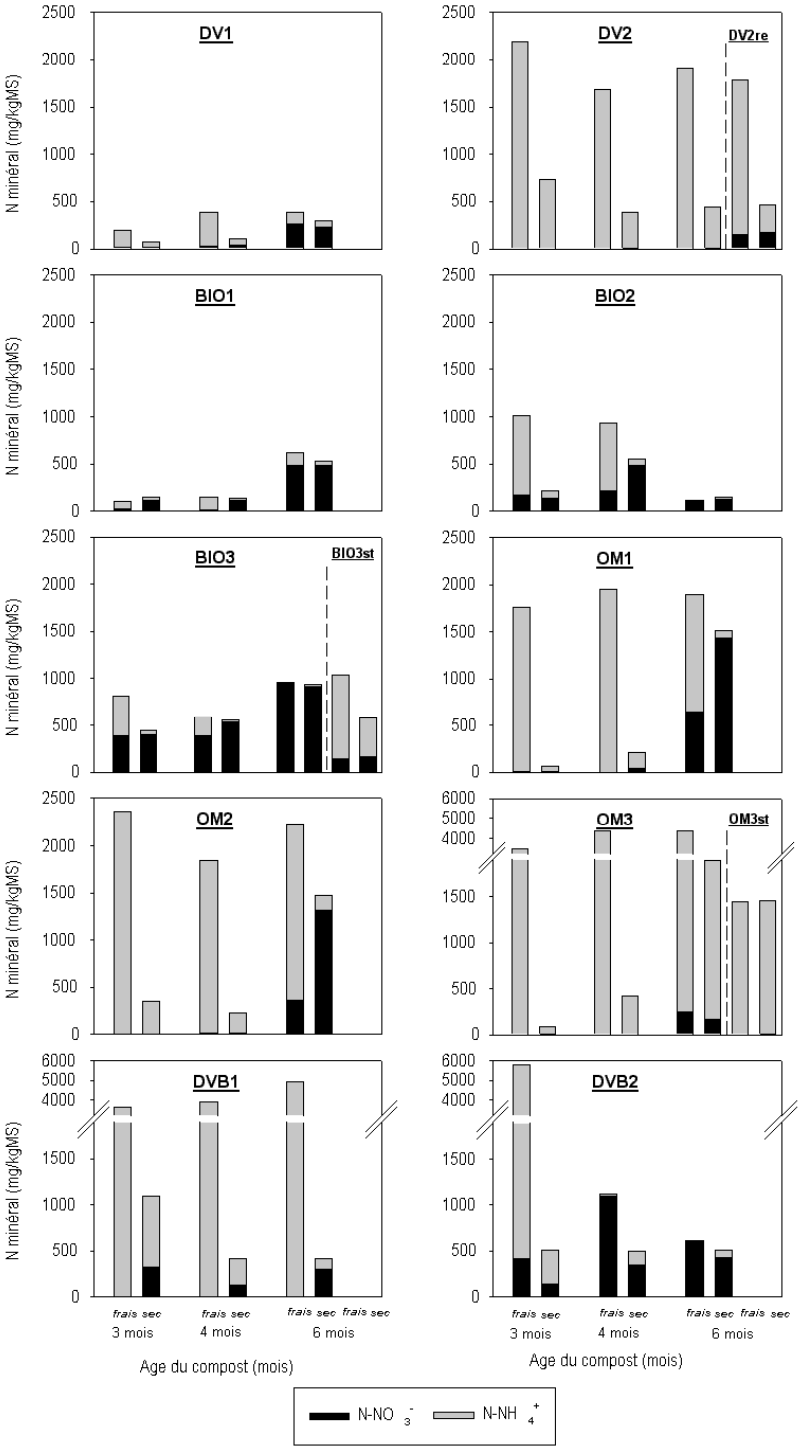


***Figure 3.11 :** Teneurs en N-NO3- (noir) et N-NH4+des composts industriels se à l'air et non séchés, échantillonnés après 3, 4 et 6 mois de compostage.*

Le Tableau 3.4 et la Figure 3.11 donnent les teneurs en azote nitrique et ammoniacal de l'ensemble des composts non séchés. L'azote minéral sur produit frais est essentiellement sous forme ammoniacale, à l'exception de DV1-6m, BIO1-6m et BIO3-6m pour lesquels les nitrates constituent la forme minérale azotée prédominante. Les composts d'ordures ménagères et les co-composts de boues sont les plus riches en ammonium (environ 4 $g.kg^{-1}$ de MS pour OM3 et DVB1). Le compost DV2 apparaît assez riche en azote ammoniacal (de 2.2 à 1.7 $g.kg^{-1}$ de MS). Enfin les composts DV1, et les trois composts de biodéchets en contiennent moins de 1 $g.kg^{-1}$ de MS. **Mesuré sur compost non séché, l'azote minéral peut représenter jusqu'à 20% de l'azote total** (OM3-6m, DVB1-6m, DVB2-6m).

Notons que le séchage n'entraîne pas de perte de l'azote ammoniacal de OM3st-6m. Ceci peut s'expliquer par le pH acide (5.7) qui a pour effet de bloquer l'ammonium. Il est également intéressant de remarquer une teneur plus importante en nitrates dans certains composts séchés par rapport aux mêmes composts non séchés (OM1-3m, OM2-3m,DVB1-3m, 4m et 6m). Cela traduirait un phénomène de nitrification au cours du séchage.

Ces résultats montrent que le **séchage des composts cause une modification de la concentration en azote minéral et de sa répartition sous forme nitrique et ammoniacal, conduisant généralement à une grande sous estimation de l'azote ammoniacal**.

I.2.c Rapport C/N

Il s'agit du C/N total mesuré sur produit sec. Le C/N organique sur produit sec donne des résultats très proches (résultats non présentés). Les mélanges initiaux ont tous des rapports C/N compris entre 11 et 27 (Tableau 3.3). Les co-composts de boues ont les C/N initiaux les plus bas, (11 et 14). Ceci s'explique par la teneur en azote des boues. Le mélange initial OM3 présente également un C/N bas (16) par rapport à OM1 et OM2 (voisins de 26).

Après 3 mois de compostage, il n'y a plus de différence importante entre les composts. Les C/N calculés sont tous assez bas (entre 10 et 16) à l'exception de OM1-3m et OM2-3m qui ont des valeurs de 19 et 18 respectivement. On observe une diminution du C/N entre 3 et 6 mois, assez marquée pour OM1 et surtout OM2 (de 18 à 12) et peu marquée pour la plupart des autres composts. On remarque que OM3 a un rapport C/N bas et quasiment constant dès le troisième mois de compostage (entre 10 et 11). Ces valeurs de C/N sont du même ordre que celles habituellement trouvées sur les composts urbains en France (ADEME, 2001).

Cette **diminution du C/N, principalement au début de compostage**, figure dans de nombreuses études (Kapetanios *et al.*, 1993; Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993; Iannotti *et al.*, 1994; Bernal *et al.*, 1998b; Brinton & Evans, 2000). Notons cependant que, bien que similaire au C/N des déchets verts utilisés pour l'élaboration des composts de laboratoire, le C/N initial des déchets verts que nous avons mesuré sur DV1 et DV2 est quatre fois plus bas que celui mesuré par Roletto *et al.* (1985b). Cette divergence est sans doute due à la composition très variable des déchets verts.

I.2.d Autres caractéristiques : pH, conductivité électrique et carbonates

● ***pH***

La plupart des composts de plus de 3 mois sont légèrement **basiques** (7.7 à 8.9) (Tableau 3.3). Seuls DVB2-3m et OM3st-6m sont légèrement acides (pH de 6.5 et 5.7 respectivement). Nous n'observons **pas d'évolution du pH entre 3 et 6 mois de compostage**, ni de différence selon le type de déchets compostés. Ces valeurs légèrement basiques correspondent aux très nombreuses références bibliographiques (Roletto *et al.*, 1985b; Avnimelech *et al.*, 1996; Hartz & Giannini, 1998; ADEME, 2001).

L'acidité de OM3st-6m et DVB2-3m révèle vraisemblablement la production d'acides organiques. Il est en effet mentionné dans la littérature que des composts ayant des **pH acides** sont généralement des composts en phase active de dégradation (Forster *et al.*, 1993; Michel & Reddy, 1998). Ils témoignent de la production d'acides organiques et révèlent des **conditions anaérobies**. L'absence de retournement de DVB2 durant toute la durée du compostage, et de OM3st à partir de 3 mois (Tableau 2.4, Partie 2), peuvent expliquer un manque d'oxygénation de ces composts. La comparaison entre OM3st et OM3 montre que de fréquents retournements sont nécessaires pour une bonne aération, même durant la phase supposée de maturation.

● ***Conductivité électrique***

On observe des valeurs de conductivité à 3, 4 et 6 mois, plus importantes pour les composts d'ordures ménagères (entre 1.5 $mS.cm^{-1}$ et 3 $mS.cm^{-1}$) que pour les autres composts (entre 0.6 $mS.cm^{-1}$ et 1.4 $mS.cm^{-1}$) (Tableau 3.3). Ces valeurs sont du même ordre que celles rencontrées dans la bibliographie (Garcia *et al.*, 1992; Avnimelech *et al.*, 1996). Hormis pour BIO2 et DVB1, la conductivité augmente entre 3 et 6 mois pour l'ensemble des composts. Ce sont les trois composts d'ordures ménagères qui présentent l'augmentation la plus importante (de 1.5 à 2.1 $mS.cm^{-1}$ pour OM2 et de 1.6 à 2.2 $mS.cm^{-1}$ pour OM1 et OM3). Cette augmentation plus élevée pour les composts d'ordures ménagères peut s'expliquer par la minéralisation importante de la matière organique entre 3 et 6 mois de compostage qui entraîne une augmentation de la concentration en sels et donc une augmentation de la conductivité.

● ***Carbonates***

La teneur en carbonates est relativement constante entre 3 et 6 mois (Tableau 3.3). Les composts d'ordures ménagères et le compost BIO1 ont des teneurs en carbonates supérieures aux autres composts, vraisemblablement à cause de la présence de cailloux dans ces composts. Notons que OM3st-6m contient quatre fois moins de carbonates que OM3-6m. Ceci s'explique par l'acidité de OM3st-6m qui empêche la précipitation des carbonates.

Conclusion du Chapitre I

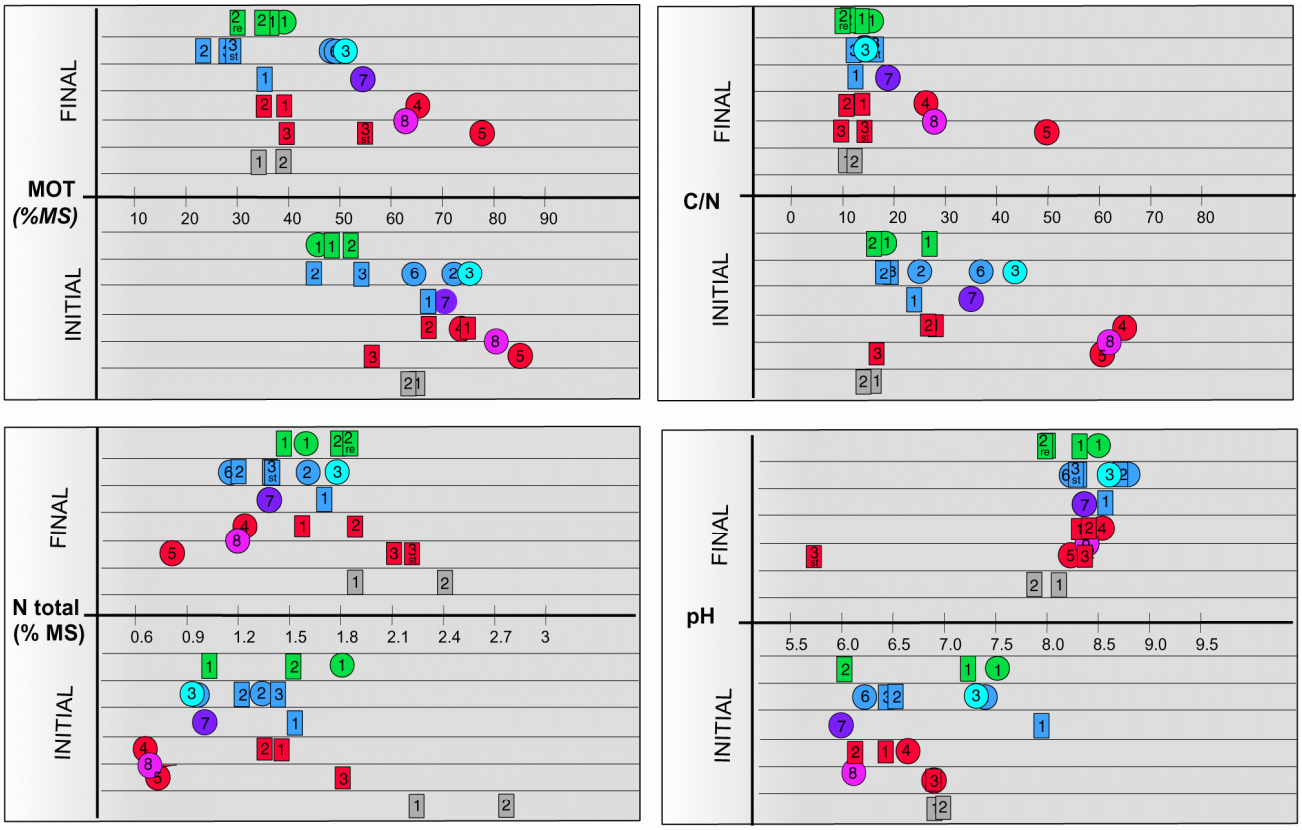
Ce premier chapitre avait pour but de présenter les caractéristiques physico-chimiques classiquement mesurées sur les composts, au cours du compostage des composts de laboratoire et des composts industriels. Cette caractérisation physico-chimique montre une variabilité importante des résultats selon la nature des déchets compostés (Figure 3.12).

On observe des différences importantes des caractéristiques physico-chimiques des mélanges initiaux, dues aux proportions des différents déchets. Ces **caractéristiques évoluent rapidement en début de compostage et se stabilisent vite, et les différences entre les divers composts s'atténuent au cours du compostage**. L'influence des retournements a également été mise en évidence au cours de cette première étape de caractérisation des composts. Une fréquence de retournements accrue provoque une minéralisation plus importante de la matière organique, et des retournements fréquents s'avèrent autant, voire même plus efficace qu'une simple aération forcée.

Le rapprochement de l'évolution des caractéristiques des composts industriels avec celle des composts de laboratoire doit être fait avec précaution. En effet les durées de compostage et les masses de compost sont très différentes. De plus des inertes sont présents dans certains composts industriels et ne sont pas considérés dans le compostage au laboratoire.

Les résultats obtenus avec les composts de laboratoire ont montré que le compostage s'est effectué en conditions aérobies satisfaisantes (minéralisation importante de la matière organique, pas d'acidification du milieu).

Cette première caractérisation était nécessaire pour réaliser une typologie des composts. Elle n'a cependant pas permis de mettre véritablement en évidence l'influence de l'origine des déchets, et n'est donc pas suffisante pour réaliser une typologie des composts. Une caractérisation plus fine des matières organiques des composts s'avère indispensable, afin de voir notamment comment celles-ci évoluent au cours du compostage en fonction des déchets compostés et du procédé de compostage. Les deux chapitres suivants sont consacrés à cette étude de la matière organique.



	composts de laboratoire (*)	composts industriels
Déchets verts principalement	1	DV1, DV2, DV2re
Déchets verts majoritaires + papiers-cartons + peu de biodéchets	2, 6, 3	BIO2, BIO3, BIO3st
Déchets verts majoritaires + beaucoup de biodéchets + papiers-cartons	7	BIO1
"Ordures ménagères" avec proportions voisines de déchets verts et de papiers-cartons	4	OM1, OM2
"Ordures ménagères" avec forte proportion élevée de papiers-cartonset faible proportion de déchets verts	8, 5	OM3, OM3st
Déchets verts plus boues		DVB1, DVB2

(*) pour les composts de laboratoire, le numéro correspond à la notation des composts 1= compost R1, 2= compost R2....

Figure 3.12: Représentation synthétique des teneurs en MOT, C/N, teneur en N total (sur produit sec) et pH des composts étudiés, en début et en fin de compostage. La fin de compostage est à 12 semaines pour les composts de laboratoire et à 6 mois pour les composts industriels.

CHAPITRE II:
STABILISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE : CINETIQUES DE MINERALISATION DU CARBONE

Le degré de stabilité biologique d'un compost est défini comme son degré de résistance face à la dégradation microbienne une fois incorporé au sol. Cette stabilité peut donc être estimée par un suivi de la minéralisation du carbone des composts au cours d'incubations de mélanges sol-compost en milieu contrôlé. Ce chapitre présente les cinétiques de minéralisation pour l'ensemble des composts utilisés dans notre étude. La stabilité biologique d'un compost dépend du produit composté, du procédé de compostage utilisé, et de la durée de compostage. Les différences de stabilité mises en évidence dans ce chapitre seront interprétées d'après les caractérisations de la matière organique des composts présentées dans le chapitre suivant. Les cinétiques de minéralisation du carbone des composts industriels serviront de référence pour la recherche de tests opérationnels fiables d'appréciation du niveau de maturité des composts (Chapitre IV), et seront également utilisées pour interpréter les résultats concernant la valeur agronomique des composts (Chapitre V). Ce chapitre constitue donc ***la pièce centrale de cette étude.***

II.1 Composts en réacteurs de laboratoire

II.1.a Matériaux compostés

Rappelons que les incubations des composts de laboratoire ont duré 28 jours, durée suffisante pour observer les différences de biodégradabilité entre les composts (Morel *et al.,* 1986).

Les cinétiques de minéralisation du carbone sont modélisées selon un modèle bi-compartimental de minéralisation : $C\text{-}CO_2(t) = C_o (1-e^{-kt})+bt$.

Les **déchets verts** incubés sont les déchets verts de la première série d'expérimentation. Leur incorporation au sol entraîne une cinétique de dégradation de forme exponentielle avec maximum, qui se linéarise progressivement au cours de l'incubation (Figure 3.13). Après 28 jours d'incubation, 22% du COT est minéralisé. La part du carbone facilement minéralisable est estimée à 11% du COT (Tableau 3.5).

Le compartiment labile est beaucoup plus important dans les **biodéchets**. Il représente 45% du COT et correspond à la quantité de carbone minéralisé en une semaine d'incubations (Figure 3.12, Tableau 3.5). Pour les déchets verts et les biodéchets, la minéralisation devient linéaire après épuisement de ce compartiment labile. La partie résistante des biodéchets se minéralise un peu plus rapidement que celle des déchets verts, et au bout de 28 jours d'incubation, près de 60% du COT des biodéchets est minéralisé .

Les **papiers-cartons** ont une cinétique de dégradation linéaire, traduisant le caractère résistant de leur carbone organique (Figure 3.13). La part du carbone facilement minéralisable des papiers-cartons est évaluée à seulement 2% du COT (Tableau 3.5). Mais cette résistance apparente est peut être due à un manque d'azote, car ces produits ont un C/N très élevé (386, Tableau 3.1 Chapitre I). En effet, Abdelhafid *et al.* (2000) ont montré que l'apport d'azote minéral augmente fortement la minéralisation de la cellulose. La part plus résistante se minéralise à une vitesse comparable à celle des compartiments résistants des biodéchets et des déchets verts.

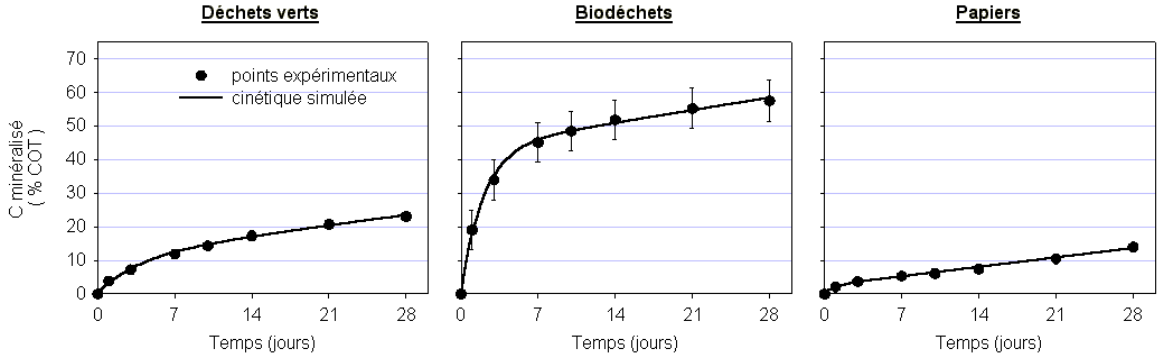


***Figure 3.13*: Cinétiques de minéralisation du carbone des matériaux compostés au laboratoire au cours d'incubations en mélange dans un sol: déchets verts (série 1), biodéchets, papiers (i.e., papiers journaux + cartons). Résultats exprimés en pourcentage du COT. Ajustements aux fonctions $C\text{-}CO_2(t)=C_0(1-e^{-kt}) + bt$**

II.2.b Mélanges initiaux

A l'état initial, le mélange R1 composé essentiellement de déchets verts apparaît moins biodégradable que les mélanges contenant une fraction de papiers-cartons (Figure 3.14, Tableau 3.5). Ceci semble contradictoire avec l'apparente résistance des papiers-cartons vue précédemment, mais s'explique en fait par les caractéristiques des composés apportés par chacune des fractions, notamment leur C/N. La biodégradabilité d'un matériau est dépendante de son rapport C/N, et il est largement admis que des C/N trop élevés ne sont pas propices à la minéralisation rapide. En ajoutant des déchets verts aux papiers-cartons, le C/N diminue vers des valeurs comprises entre 24 et 65, ce qui leur confère une plus grande biodégradabilité.

L'influence des biodéchets apparaît sur ces cinétiques de minéralisation des mélanges initiaux dans le sol. Les mélanges contenant la plus forte proportion de biodéchets, c'est à dire R5, R7 et R8 avec une proportion de biodéchets de 16% en masse sèche, présentent une phase de minéralisation très intense pendant les premiers jours d'incubations. Ceci correspond à la dégradation des composés très facilement métabolisables des biodéchets. Puis les cinétiques présentent un point d'inflexion et la vitesse ralentit. La forte biodégradabilité apparente de R2 est à interpréter avec précaution car elle est peut-être due à une sous-estimation de sa teneur initiale en COT, comme peut le laisser supposer la comparaison avec sa teneur initiale en MOT (Tableau 3.2, Chapitre I).

***Tableau 3.5** : Paramètres du modèle $C\text{-}CO_2=C_0*(1-e^{-k*t})+b*t$ utilisé pour simuler les données expérimentales de minéralisation du carbone durant les incubations, en mélange dans un sol- cas des composts de laboratoire et des matériaux initiaux compostés.*

	Age (semaines)	C_0 (% COT)	k ($jour^{-1}$)	b (% COT. $jour^{-1}$)	r^2
Déchets verts	-	11	0.27	0.44	0.997***
Biodéchets	-	43	0.49	0.53	0.998***
Papiers	-	2	1.00	0.40	0.994***
R1	0	15	0.08	0.00	0.998***
	2	19	0.08	0.00	0.996***
	4	15	0.08	0.00	0.999***
	8	9	0.07	0.03	0.998***
	12	11	0.07	0.01	0.999***
R2	0	22	0.12	0.41	0.998***
	2	20	0.06	0.00	0.996***
	4	8	0.10	0.22	0.999***
	8	4	0.13	0.12	0.997***
	12	3	0.16	0.13	0.996***
R3	0	28	0.08	0.00	1.000***
	2	22	0.07	0.00	0.998***
	4	8	0.09	0.20	0.998***
	8	3	0.19	0.09	0.991***
	12	3	0.33	0.10	0.991***
R4	0	14	0.09	0.24	0.999***
	2	14	0.08	0.13	0.999***
	4	7	0.12	0.30	0.999***
	8	3	0.20	0.30	0.999***
	12	7	0.09	0.07	0.997***
R5	0	7	0.07	0.67	0.998***
	2	2	0.43	0.59	0.999***
	4	4	0.23	0.51	0.999***
	8	2	0.40	0.51	0.999***
	12	4	0.22	0.30	0.999***
R6	0	7	0.28	0.48	0.999***
	2	5	0.29	0.35	1.000***
	4	5	0.28	0.30	1.000***
	8	6	0.16	0.21	1.000***
	12	3	0.30	0.28	0.998***
R6	0	10	0.61	0.63	0.996***
	2	7	0.15	0.41	0.999***
	4	12	0.11	0.20	0.999***
	8	8	0.13	0.11	0.998***
	12	4	0.31	0.25	0.996***
R6	0	7	0.99	0.61	0.999***
	2	5	0.17	0.41	0.999***
	4	5	0.27	0.36	0.999***
	8	6	0.17	0.26	0.999***
	12	2	0.50	0.43	0.997***

****indique une significativité au seuil de 0.001*

II.2.c Evolution au cours du compostage

Pour l'ensemble des composts, on observe une diminution entre 0 et 12 semaines de l'intensité de la minéralisation qui montre la stabilisation de la matière organique des composts au cours du compostage (Figure 3.14, Tableau 3.5). La différence de comportement entre R2 et R6, obtenus à partir de mélanges identiques, rend la **comparaison des deux séries difficile**. La différence de déchets verts utilisés dans les deux séries peut en partie expliquer cette variabilité (Tableau 3.1, Chapitre I). Cette explication ne peut être vérifiée car seule les déchets verts de la première série ont été incubés.

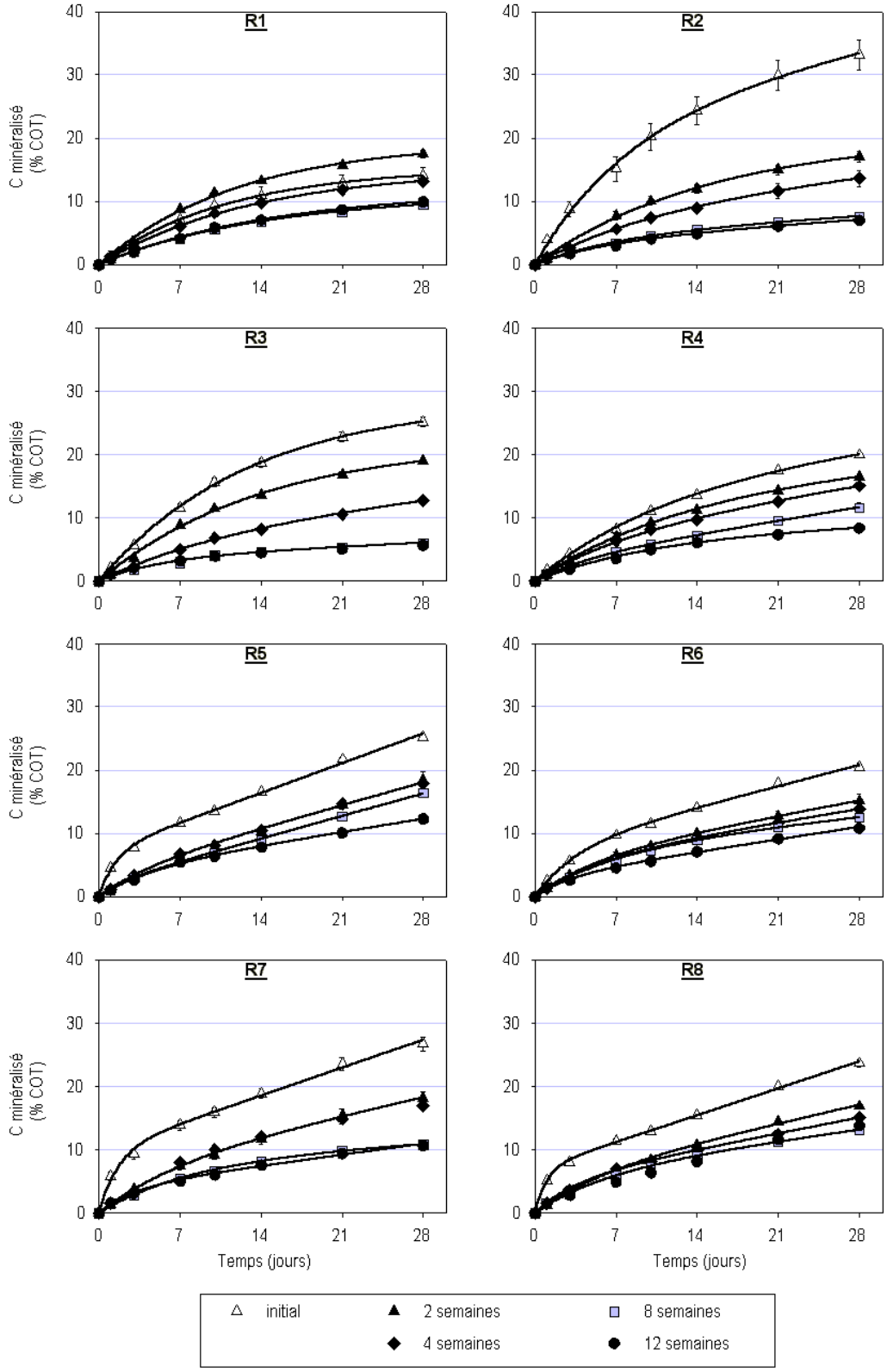


Figure 3.14: ***Cinétiques de minéralisation du carbone des composts de laboratoire au cours d' incubations en mélange dans un sol. Résultats exprimés en pourcentage du COT des composts. Ajustements aux fonctions*** $C\text{-}CO_2(t)=C_0(1-e^{-kt}) + bt$.

Le compost R1, qui ne contient pas de papiers-cartons, est déjà assez stable (faiblement biodégradable) à l'état initial. Il n'évolue que légèrement entre 0 et 12 semaines, la proportion de carbone facilement minéralisable passant de 15% du COT à 11% du COT. Garcia-Gomez *et al.* (2003) obtiennent un résultat similaire sur un compost végétal.

Les composts R4 et R5, qui contiennent plus de 50% de papiers-cartons se stabilisent durant toute la durée du compostage, leur biodégradabilité continuant à diminuer entre 8 et 12 semaines.

Pour les autres composts (R2, R3, R6, R7 et R8) la stabilisation est marquée durant les premières semaines de compostage et est quasiment nulle entre 8 et 12 semaines. Cela signifie que la proportion de MOT du compost résistante à la biodégradation n'est pas plus grande à 12 semaines qu'à 8 semaines. On peut interpréter ce résultat soit comme une absence d'humification au cours du compostage, soit comme la libération dans la matrice du compost de composés peu résistants simultanément à l'humification de la matière organique.

Ces résultats sont conformes à des travaux antérieurs montrant que l'excès de papier diminue la vitesse de compostage (Jeris & Regan , 1973b).

II.2 Composts industriels

Comme pour les composts de laboratoire, toutes les cinétiques de minéralisation des composts industriels présentent tout d'abord une phase de minéralisation rapide résultant de la biodégradation des matières organiques facilement métabolisables par les micro-organismes (Figure 3.15). Après 20 jours d'incubation, les taux de minéralisation diminuent à cause de la rémanence de matières organiques plus réfractaires à la biodégradation. De telles cinétiques figurent dans de nombreuses publications (Beloso *et al.*, 1993; Hadas & Portnoy , 1997).

Dans le sol incubé seul (témoin) moins de 5% du COT est minéralisé après 108 jours d'incubation. Riffaldi *et al.* (1996) ont montré que l'intensité de minéralisation du carbone d'un sol peut varier d'un facteur 10 suivant la nature du sol considéré. Nos résultats sont du même ordre que ceux obtenus sur des sols similaires (Costa *et al.*, 1989; Riffaldi *et al.*, 1996).

Pour tous les composts, **la proportion du COT minéralisé au cours des incubations diminue lorsqu'augmente la durée du compostage**, ce qui met en évidence la stabilisation de la matière organique durant le compostage.

Pour le compost DV1 âgé de 3 mois, 12% du COT est minéralisé à la fin des incubations. La proportion descend à 9% et 6% du COT après 4 et 6 mois de compostage. Le compost DV2 âgé de 3 mois apparaît moins bien stabilisé puisque 15% du COT est minéralisé à la fin des incubations. Cependant, après 6 mois de compostage, l'intensité de minéralisation du COT au cours des incubations est similaire à celle de DV1. Pour ces deux composts, le compartiment de carbone labile décroît de 10% à 5% du COT au cours des 3 derniers mois de compostage (Tableau 3.6). La comparaison entre DV1 et DV2, obtenus respectivement selon des procédés de

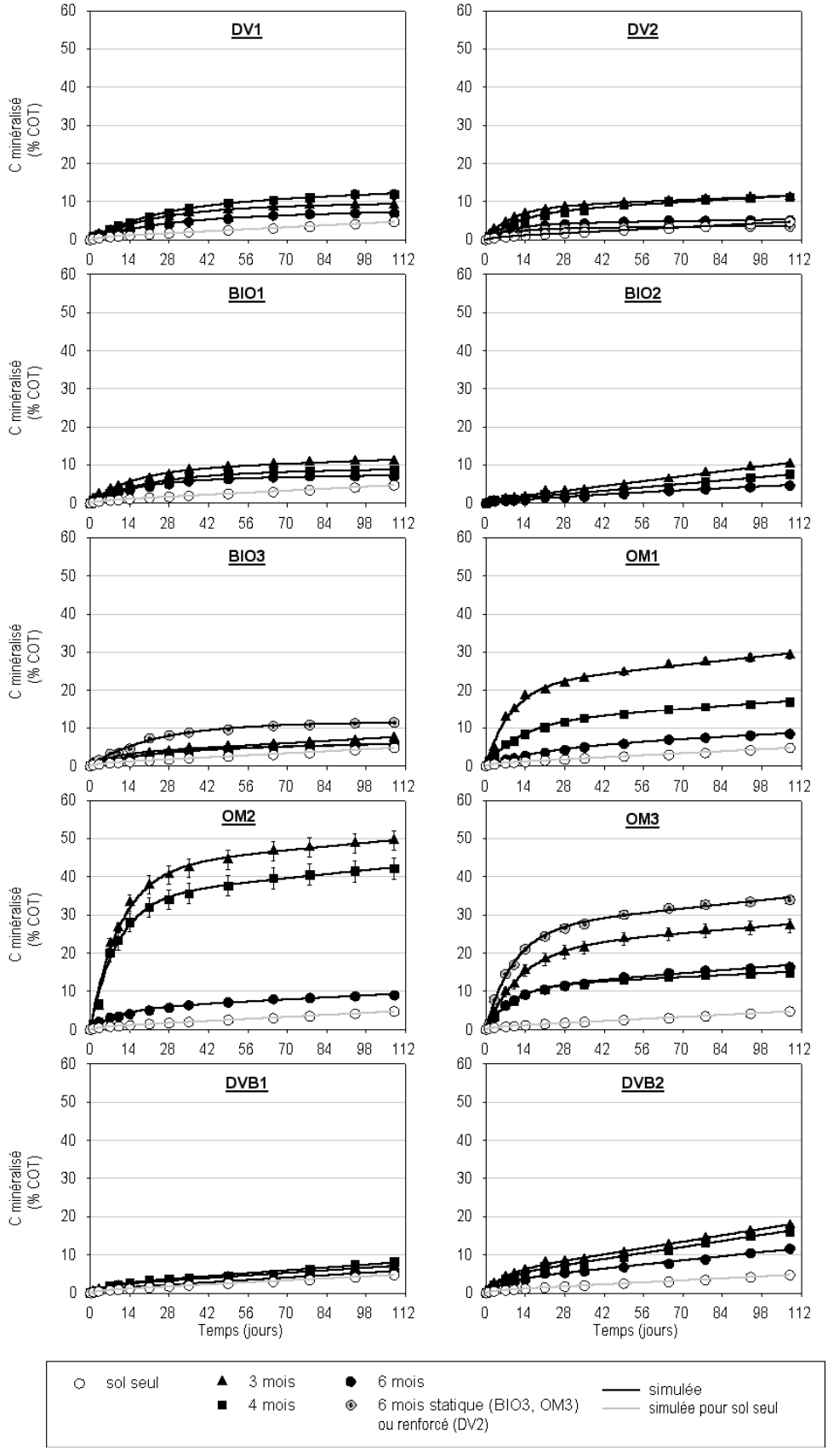


Figure 3.15: ***Cinétiques de minéralisation du carbone des composts industriels au cours d'incubations en mélange dans un sol. Résultats exprimés en pourcentage du COT. Ajustements aux fonctions*** $C\text{-}CO_2\ (t) = C_0\ (1\text{-}e^{-kt}) + bt$.

compostage accéléré et lent, montre que le procédé accéléré permet effectivement d'accélérer légèrement la stabilisation de la matière au cours du compostage.

Moins de 10% du COT est minéralisé à la fin des incubations de tous les composts de biodéchets, excepté BIO3st-6 mois (compost sans retournement ni arrosage après la phase de dégradation intensive). Aucune différence significative n'est observée entre 3, 4, et 6 mois de compostage. Rappelons que tous ces composts de biodéchets sont obtenus avec un procédé utilisant l'aération forcée, expliquant certainement cette stabilité dès 3 mois de compostage. A la fin de l'incubation de BIO3st-6m, 13% du COT est minéralisé ce qui est supérieur au 6% de COT minéralisé dans le cas de BIO3-6m. La maîtrise de l'humidité et le retournement des tas au delà de 3 mois de compostage apparaissent donc nécessaires pour accélérer la stabilisation de la matière organique. On remarque que BIO2 est stable dès 3 mois malgré l'absence de retournements durant la phase dite de maturation. Deux raisons peuvent être retenues pour expliquer cette stabilité, par rapport à un compost comme BIO3st.

Tableau 3.6 : Paramètres du modèle $C\text{-}CO_2=C_0*(1-e^{-k*t}+b*t$ utilisé pour simuler les données expérimentales de minéralisation du carbone durant les incubationsen mélange dans un sol- cas des composts industriels.

Compost	Age *(mois)*	C_0 *(% COT)*	k *(jour^{-1})*	b *(% COT. jour^{-1})*	r^2
DV1	3	9	0.04	0.01	0.997***
	4	9	0.04	0.03	0.998***
	6	6	0.04	0.01	0.989***
DV2	3	8	0.11	0.03	0.998***
	4	7	0.08	0.04	0.995***
	6	4	0.12	0.01	0.995***
DV2re	6	3	0.12	0.01	0.997***
BIO1	3	8	0.07	0.03	0.991***
	4	7	0.05	0.01	0.992***
	6	6	0.06	0.01	0.989***
BIO2	3	1	0.64	0.09	0.995***
	4	1	1.00	0.06	0.992***
	6	1	0.03	0.03	0.992***
BIO3	3	3	0.12	0.04	0.994***
	4	4	0.05	0.02	0.997***
	6	4	0.05	0.02	0.997***
BIO3st	6	10	0.05	0.01	0.994***
OM1	3	21	0.11	0.08	0.996***
	4	11	0.08	0.06	0.999***
	6	5	0.05	0.04	0.997***
OM2	3	42	0.09	0.07	0.992***
	4	34	0.10	0.07	0.994***
	6	5	0.10	0.04	0.980***
OM3	3	21	0.08	0.06	0.999***
	4	11	0.11	0.03	0.998***
	6	11	0.11	0.06	0.997***
OM3st	6	26	0.10	0.08	0.997***
DVB1	3	2	0.16	0.05	0.996***
	4	2	0.16	0.05	0.990***
	6	1	0.22	0.04	0.990***
DVB2	3	5	0.16	0.12	0.998***
	4	4	0.16	0.11	0.997***
	6	3	0.13	0.08	0.994***
Sol seul		1	0.22	0.04	0.999***

****indique une significativité au seuil de 0.001*

La présence d'éléments grossiers due à la large maille de criblage de BIO2 favorise les échanges d'air au sein de la matrice, assurant une oxygénation qui permet un compostage rapide (Michel & Reddy, 1998). A cela peut s'ajouter la composition des déchets initiaux. En effet BIO2 est obtenu à partir d'une proportion plus faible de papiers, et une teneur supérieure en inertes. BIO2 est donc vraisemblablement plus stable que BIO3 dès le début du compostage.

Bien que la phase de dégradation ne soit pas accélérée par de l'aération forcée, les fréquents retournements et la présence importante de déchets verts permettent à DVB1 d'avoir une matière organique stabilisée dès 3 mois de compostage. Il n'y pas de différence significative entre 3, 4 et 6 mois de compostage, et 7 à 9% du COT est minéralisé à la fin des incubations. En revanche le compost DVB2 se stabilise moins vite, vraisemblablement à cause de sa forte teneur en eau (Tableau 3.3) qui empêche une aération favorable à l'activité microbienne. A la fin de l'incubation, 19% du COT de DVB2-3m est minéralisé. La proportion de COT minéralisé diminue à 12% après 6 mois de compostage.

Les composts d'ordures ménagères diffèrent des autres composts. La diminution de l'intensité de minéralisation du COT entre 3 et 6 mois de compostage est plus marquée. Après 3 mois de compostage, la fraction facilement minéralisable représente de 21% (OM1) à 42% (OM2) du COT (Tableau 3.6). Après 6 mois de compostage, ce compartiment facilement dégradable diminue pour ne plus représenter que 5% du COT, proportion similaire aux autres composts. Le compost OM2 à 3 et 4 mois présente l'instabilité la plus grande malgré le procédé accéléré par insufflation d'air pendant six semaines. La différence avec OM1, stable plus rapidement bien qu'obtenu à partir du même gisement de déchets, peut s'expliquer par le nombre accru de retournements dans le cas de OM1 (15 au total contre 8 pour OM2) (Tableau 2.4, Partie II). Le compost OM3 évolue avec une amplitude moindre par rapport à OM1 et OM2. Ceci peut s'expliquer par le criblage fin et précoce à 10 mm de OM3 qui a pu limiter l'aération du compost et par conséquent limiter les vitesses de transformation de sa matière organique. La comparaison entre OM3 et OM3st montre que le maintien à une humidité satisfaisante et la réalisation de retournements après la phase de dégradation intensive permettent de stabiliser la matière organique du compost. A la fin de l'incubation de OM3st-6m, 37% du COT est minéralisé contre 15% seulement pour OM3-6m.

II.3 Réalisation d'une gamme de stabilité

Les différences de vitesses de stabilisation des composts au cours du compostage ont été mises en évidence lors des incubations présentées précédemment. Afin d'être utilisées comme référence pour la validation d'indicateurs de maturité, il est nécessaire d'établir des classes de stabilité.

Nous appelons **Coefficient de Biodégradabilité** du compost après n jours d'incubation (noté CB_n) la proportion de COT du compost minéralisé après n jours d'incubation :

$$\mathbf{CBn = \frac{C_{CO2}\ issu\ de\ la\ minéralisation\ du\ COT\ du\ compost\ après\ n\ jours\ d'incubation}{COT\ du\ compost} * 100}$$

Les résultats finaux des incubations sur 108 jours permettent une bonne visualisation des différences selon les composts. Ce sont donc eux que nous utilisons pour définir ces seuils (Figure 3.16). La démarche a été la suivante. Trois groupes apparaissent : un large groupe ayant 25 à 50 % de son COT minéralisable en 108 jours d'incubation, un groupe ayant entre 4 et 12% de COT minéralisable en 108 jours d'incubation, et un groupe intermédiaire étroit ayant entre 15 et 20% de COT minéralisable en 108 jours d'incubation. Ce dernier groupe intermédiaire, présentant des vitesses de minéralisation modérées est défini comme le groupe charnière

entre les composts bien stabilisés et les composts nettement non stabilisés, et correspond à la classe des composts que nous appellerons « moyennement stables » (CB_{108} compris entre 15 et 20). La classe des composts stabilisés est divisée en deux sous-classes, celle des composts « très stables » de biodégradabilité voisine de celle du sol seul (CB_{108} inférieur à 10), et celle des composts « stables » (CB_{108} compris entre 10 et 15). La classe de composts non stabilisés est aussi subdivisée en deux sous-classes, l'une correspondant aux composts « très instables » (CB_{108} supérieur à 30) et l'autre associée aux composts « instables » (CB_{108} compris entre 20 et 30). Ce choix de quatre valeurs seuils semble suffisant pour une bonne appréciation des classes de biodégradabilité de la matière organique des composts.

Les résultats d'incubations à 28 jours d'incubations sont hautement corrélés (au seuil de 0.1%) aux résultats obtenus à 108 jours d'incubation (Figure 3.17), permettant ainsi d'attribuer des valeurs de CB_{28} aux seuils définis précédemment (Tableau 3.7). Les répartitions des composts de laboratoires et industriels au sein des différentes classes de stabilité sont données sur les Figures 3.18 et 3.19.

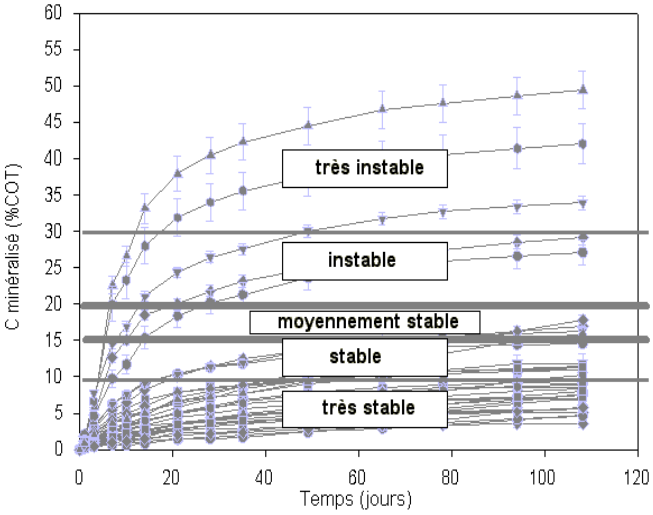


Figure 3.16: ***Classes de stabilité basées sur la minéralisation du carbone au cours des incubations en milieu contrôlé des composts industriels.***

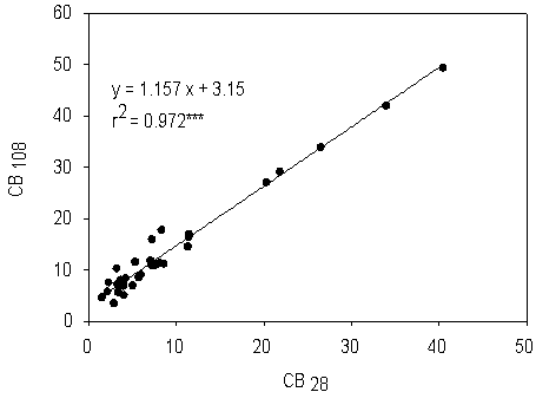


Figure 3.17*: Corrélation entre la proportion de COT minéralisé en 28 (CB_{28}) et 108 (CB_{108}) jours d'incubations à 28°C pour les composts industriels.*

Tableau 3.7 : ***Valeurs du CB_{28} correspondant aux seuils de stabilité définis par le CB_{108}.***

Niveau de stabilité du compost	**CB_{108}**	CB_{28}
Compost très stable :	**[0; 10]**	[0; 6]
Compost stable :	**]10; 15]**	]6; 10]
Compost moyennement stable :	**]15; 20]**	]10; 15]
Compost instable :	**]20; 30]**	]15; 23]
Compost très instable	**> 30**	> 23

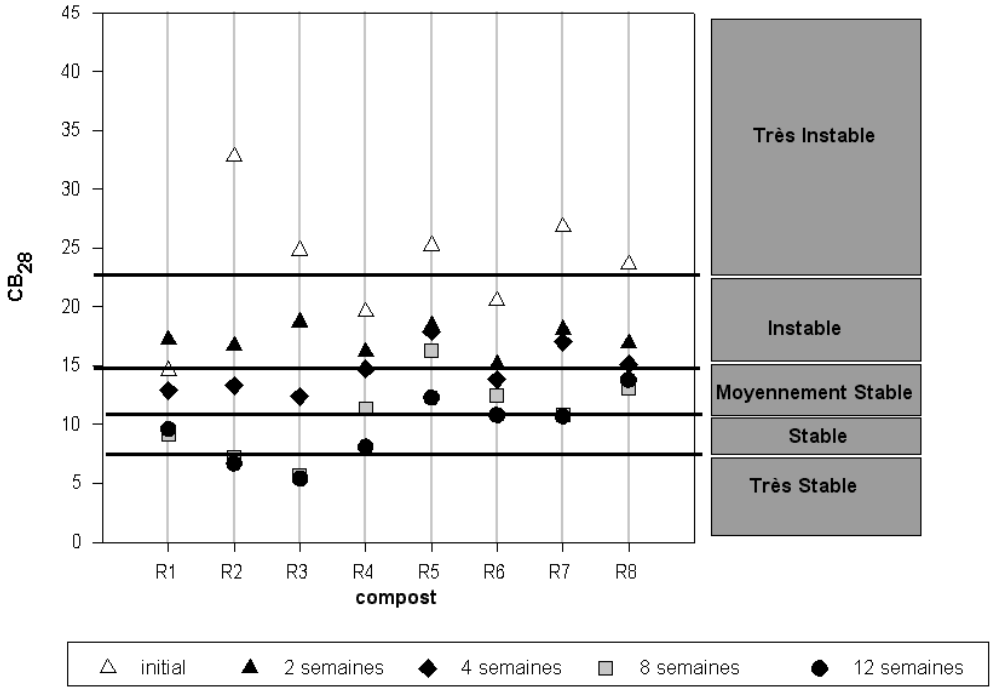


***Figure 3.18**: Répartition des composts élaborés en réacteurs de laboratoire dans les différentes classes de stabilité.*

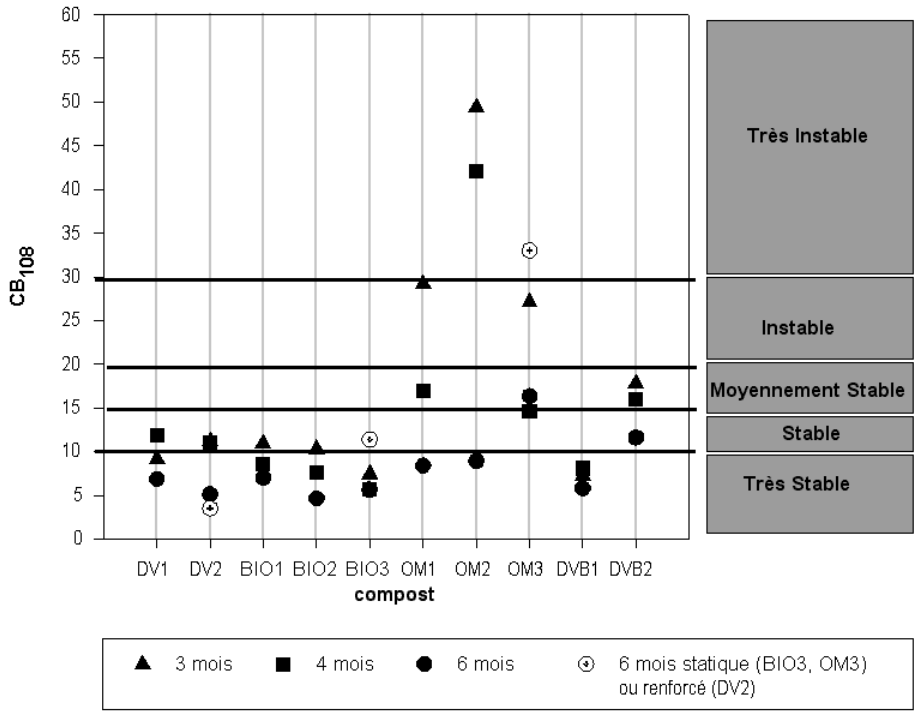


***Figure 3.19**: Répartition des composts industriels dans les différentes classes de stabilité.*

Conclusion du Chapitre II

Ce chapitre visait à évaluer le niveau de stabilisation des composts au cours du compostage en fonction de leur origine (déchet et procédé).

La stabilisation de la matière organique au cours du compostage se traduit lors d'incubations de compost en mélange dans un sol par une diminution de la minéralisation du carbone lorsque la durée de compostage augmente.

La stabilisation est plus marquée en début de compostage comme le montre les résultats sur les composts de laboratoire qui ont été suivis dès le début du compostage. Cependant, les expérimentations réalisées sur les composts industriels âgés de 3 à 6 mois ont montré que la stabilisation de la matière organique se poursuit au cours du compostage, principalement pour les composts d'ordures ménagères, qui possédaient une matière organique encore très instable à 3 mois.

La stabilisation de la matière organique des composts peut avoir plusieurs explications. Par définition les matériaux réfractaires à la dégradation microbienne se dégradent moins vite que les matériaux facilement décomposables, ce qui entraîne leur concentration dans la matière organique au cours du compostage. Cela explique que le compost de laboratoire le plus riche en déchets verts ait une matière organique faiblement biodégradable à l'état initial. Cela explique également que les composts industriels à fortes teneurs en déchets verts, c'est à dire tous les composts étudiés exceptés les composts d'ordures ménagères, présentent une certaine stabilité dès 3 mois de compostage. A cette concentration des composés résistants s'ajoute vraisemblablement une humification de la matière organique durant le compostage, qui contribue à la stabilisation de la matière organique des composts.

La stabilité de la matière organique des composts apparaît très dépendante de la nature des déchets compostés et plus particulièrement des proportions de papiers-cartons et des déchets verts.

La prédominance dans le mélange initial de déchets verts rend le compost rapidement stable. C'est le cas des composts de R1, R2, R3, R6, R7 et R8 dont la matière organique ne se stabilise plus entre 8 et 12 semaines de compostage au laboratoire. C'est également le cas des composts industriels issus directement de la collecte de déchets verts (DV1, et DV2), mais aussi des composts industriels appelés composts de biodéchets, mais qui contiennent plus de 50% de déchets vert (BIO1, BIO2, BIO3) (Tableau 2.5, Partie II). Les co-composts de boues avec déchets verts se stabilisent également rapidement au cours du compostage.

A l'opposé, **une présence importante de papiers-cartons (similaire ou supérieure à celle de déchets verts en masse sèche) confère aux composts produits une stabilisation plus lente**. C'est le cas des composts de laboratoire R4 et R5, dont la matière organique continue à se stabiliser entre 8 et 12 semaines de compostage. C'est aussi le cas de tous les composts industriels d'ordures ménagères, riches en papiers-cartons (Tableau 2.5, Partie II), qui sont très instables à 3 mois, et dont la matière organique continue à se stabiliser au mois jusqu'à 6 mois.

L'influence des biodéchets (déchets de cuisine) sur la biodégradabilité de la matière organique des composts n'apparaît que sur les mélanges initiaux, dans le cas des composts de laboratoire. Les biodéchets considérés (fruits et légumes) sont très rapidement consommés durant la phase active d'activité microbienne (deux premières semaines). Bien que pouvant représenter une part importante de la matière brute des composts (jusqu'à 54% de la matière brute, Tableaux 2.1 et 2.3, Partie II), les biodéchets ne représentent en fait qu'une moindre proportion de la matière sèche (16% de la matière sèche au maximum pour les compost de laboratoire, Tableau 2.2 Partie 2). Il semble donc que **la proportion de biodéchets compostés, dans la gamme des composts que nous avons étudiés, n'influe pas sur la stabilisation de la matière organique** au cours du compostage (hormis bien sûr pour ce qui concerne les conséquences liées à l'humidité apportée par les biodéchets). Ceci explique qu'après 3 mois de compostage, les composts industriels BIO1, BIO2 et BIO3 ont tendance à se comporter comme les composts de déchets verts. Mais il est également possible que la présence modérée de papiers-cartons permette une évolution rapide de ces composts, conduisant à une matière organique déjà stabilisée dès 3 mois de compostage. Ceci pourrait être confirmé par le compost BIO3st, sans retournement après la phase de dégradation intensive, qui présente une certaine biodégradabilité résiduelle traduisant vraisemblablement une dégradation incomplète des composés facilement minéralisables.

Cela met aussi en évidence **l'influence du procédé de compostage, en particulier la fréquence de retournements y compris après la phase de dégradation intensive**. Cette influence du procédé de compostage apparaît nettement dans le cas de l'étude des composts d'ordures ménagères. Le compost OM1 se stabilise plus rapidement que le compost OM2, produit à partir du même gisement de déchets mais qui a subi un nombre de retournements très inférieur. Après 6 mois de compostage, ces deux composts sont stabilisés et présentent des niveaux de biodégradabilité de leur matière organique similaires. Le criblage précoce et fin semble être responsable de la stabilisation moins rapide de OM3. Le compost OM3st à 6 mois est fortement instable. Cette instabilité est attribuée à un manque de retournement après la phase de dégradation intensive, conduisant au développement de conditions anaérobies au sein du compost, mises en évidence par le pH acide notamment (Tableau 3.3, Chapitre I). Le manque d'humidité de ce compost peut également être impliqué (Tableau 3.3, Chapitre I).

Dans le chapitre suivant, la caractérisation de la matière organique des composts étudiés permettra de mieux comprendre ces différences de stabilité observées.

CHAPITRE III:
CARACTERISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE DES COMPOSTS

La caractérisation de la matière organique des composts au cours du compostage, qui fait l'objet de ce chapitre, permet d'interpréter les différentes vitesses de stabilisation présentées au cours du chapitre précédent. La caractérisation de la matière organique des composts se fait sur la base de leur composition biochimique, de leur degré d'humification, et de la détermination de leurs groupes fonctionnels par spectrométrie infrarouge. Les composts obtenus en réacteurs de laboratoire et les composts obtenus sur plates-formes industrielles sont étudiés.

III.1 Fractionnement biochimique

La caractérisation biochimique des composts que nous avons réalisée est issue de la méthode Van Soest (1967), séparant les fractions solubles, l'hémicellulose, la cellulose et la lignine .

III.1.a Composts en réacteurs de laboratoire

● ***Matériaux compostés et mélanges initiaux***

Le fractionnement biochimique des **déchets verts** a été effectué sur les deux séries de déchets verts et donne des répartitions similaires en composés solubles (environ 26% de la MOT), cellulose (25.8 et 32% de la MOT), et lignine (29.6% et 33.2% de la MOT) (Figure 3.20). L'hemicellulose ne représente que 12.9% et 14.2% de la MOT. Ces données sont concordantes avec les références trouvées. Les déchets verts sont un mélange de produits végétaux ayant des compositions biochimiques variables. La lignine est prédominante dans les écorces, pouvant atteindre 60% de la MOT alors que dans les feuilles et le bois on trouve en général des teneurs en lignine comprises entre 5 et 40% et des teneurs en cellulose de 10 à 50% (Linères, communication personnelle; Henriksen & Breland, 1999). Les mélanges de déchets verts ont donc une composition biochimique équilibrée entre ces quatre fractions.

Les **biodéchets** sont essentiellement constitués de composés solubles (86.9% de la MOT) (Figure 3.20). Il s'agit vraisemblablement de sucres simples habituellement très présents dans les fruits et légumes. La somme de la cellulose et de l'hémicellulose représente 11.6% de la MOT, alors que la lignine est pratiquement absente.

La matière organique des **papiers-cartons** est constituée essentiellement de cellulose (68.4% de la MOT), la fraction soluble, l'hémicellulose et la lignine étant présentes en proportions égales (9.2 à 11.4% de la MOT) (Figure 3.20). Ceci est en accord avec la connaissance que l'on a de la fabrication du papier (Arnaud, 1990; Tuomela *et al.,* 2000).

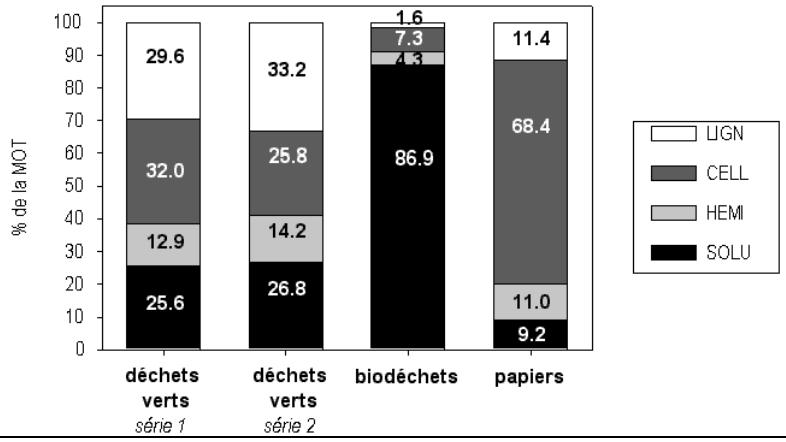


***Figure 3.20** : Composition biochimique de la matière organique des matériaux compostés au laboratoire (déchets verts, biodéchets et papiers (i.e. papiers-cartons)), sous forme de fraction soluble (SOLU), hémicellulose (HEMI), cellulose (CELL) et lignine (LIGN) – Résultats exprimés en pour-cent de la matière organique totale (MOT).*

***Tableau 3.8**: Evolution au cours du compostage de la teneur en matière organique totale (MOT) des composts de laboratoire et répartition sous forme de fraction soluble (SOLU), d'hémicellulose (HEMI), de cellulose (CELL) et de lignine (LIGN) - Résultats exprimés en pour-cent de la masse sèche (MS).*

Réacteur	Age	MO		SOLU		HEMI		CELL		LIGN		LIGN / (CELL+HEMI)
		Moyenne	*E.type*	Moyenne	*E.type*	Moyenne	*E.type*	Moyenne	*E.type*	Moyenne	*E.type*	
						(% MS)						
R1	0	46.69	*1.01*	13.19	*3.00*	8.83	*2.91*	12.40	*0.02*	12.27	*0.11*	0.58
	2	48.51	*0.64*	16.96	*0.49*	3.56	*1.99*	13.94	*1.03*	14.05	*0.46*	0.80
	4	42.64	*1.30*	14.07	*1.73*	3.58	*0.24*	10.49	*1.02*	14.50	*0.47*	1.03
	8	42.13	*0.53*	13.78	*1.31*	3.85	*0.32*	9.43	*0.43*	15.07	*0.55*	1.13
	12	40.68	*1.41*	13.99	*1.46*	0.66	*0.22*	10.18	*1.10*	15.85	*0.14*	1.46
R2	0	73.01	*1.04*	22.31	*5.46*	5.81	*6.46*	31.73	*0.39*	13.16	*0.61*	0.35
	2	57.31	*5.43*	9.44	*1.89*	4.52	*1.46*	25.49	*1.98*	17.86	*2.41*	0.59
	4	55.62	*3.30*	15.30	*2.03*	4.79	*1.51*	16.01	*3.57*	19.52	*0.03*	0.94
	8	50.34	*0.83*	16.04	*0.24*	4.58	*0.86*	12.67	*1.00*	17.05	*0.10*	0.99
	12	48.46	*4.38*	15.00	*0.18*	5.55	*1.00*	12.69	*0.55*	15.23	*0.63*	0.84
R3	0	73.84	*1.60*	12.83	*0.42*	8.19	*0.28*	38.49	*2.45*	14.34	*2.30*	0.31
	2	71.89	*0.77*	12.59	*0.19*	8.03	*0.47*	33.64	*1.82*	17.63	*2.48*	0.42
	4	61.11	*0.21*	12.58	*2.04*	5.71	*0.12*	20.73	*0.78*	22.09	*2.70*	0.84
	8	53.14	*2.01*	17.31	*0.14*	5.26	*0.71*	13.19	*1.24*	17.37	*0.67*	0.94
	12	50.75	*0.87*	16.38	*0.36*	6.21	*0.06*	9.56	*1.55*	18.61	*1.85*	1.18
R4	0	73.13	*0.84*	12.18	*1.25*	9.42	*0.47*	38.36	*0.54*	13.17	*0.24*	0.28
	2	76.76	*0.28*	9.35	*2.96*	6.19	*1.54*	45.50	*1.57*	15.71	*0.15*	0.30
	4	70.85	*3.07*	8.91	*1.76*	7.41	*0.66*	37.04	*2.65*	17.48	*1.55*	0.39
	8	65.53	*1.42*	11.47	*1.72*	6.48	*0.17*	30.40	*2.72*	17.17	*1.17*	0.47
	12	65.35	*3.15*	11.45	*1.35*	9.18	*0.37*	25.98	*0.71*	18.73	*1.00*	0.53
R5	0	85.92	*0.95*	15.27	*2.25*	9.31	*2.65*	49.18	*0.58*	12.15	*0.17*	0.21
	2	83.98	*0.30*	8.83	*1.66*	7.07	*0.37*	52.27	*4.51*	15.81	*3.23*	0.27
	4	85.43	*0.79*	14.13	*0.81*	6.58	*0.35*	51.13	*0.98*	13.59	*0.52*	0.24
	8	82.40	*0.18*	9.18	*0.75*	6.77	*1.01*	49.44	*1.18*	17.01	*0.92*	0.30
	12	78.10	*0.39*	13.18	*1.08*	7.87	*1.62*	38.79	*0.00*	18.25	*2.70*	0.39
R6	0	64.73	*1.67*	16.72	*1.49*	10.50	*1.65*	22.45	*3.35*	15.07	*0.21*	0.46
	2	58.70	*0.44*	9.73	*0.91*	7.06	*0.04*	24.63	*1.01*	17.26	*0.05*	0.54
	4	56.24	*2.06*	11.15	*0.61*	6.17	*0.60*	22.61	*0.96*	16.31	*0.25*	0.57
	8	51.23	*2.01*	11.73	*2.56*	4.07	*1.84*	18.20	*0.55*	17.24	*0.17*	0.77
	12	48.74	*1.15*	13.38	*1.37*	3.86	*0.57*	15.09	*0.74*	16.41	*1.21*	0.87
R7	0	69.50	*3.81*	19.98	*4.21*	7.60	*2.65*	27.95	*1.49*	13.97	*0.07*	0.39
	2	66.95	*1.78*	12.02	*0.85*	7.81	*1.65*	31.78	*2.18*	15.34	*1.38*	0.39
	4	64.52	*1.81*	12.85	*1.41*	6.00	*2.21*	27.71	*2.63*	17.96	*1.00*	0.53
	8	56.20	*2.91*	16.14	*0.93*	6.36	*0.39*	16.13	*1.61*	17.57	*1.06*	0.78
	12	53.54	*0.84*	13.47	*1.19*	4.61	*1.31*	15.93	*0.18*	19.53	*0.06*	0.95
R8	0	80.03	*0.20*	17.84	*0.86*	8.91	*1.41*	41.47	*2.11*	11.80	*0.16*	0.23
	2	75.74	*0.28*	10.78	*2.47*	8.46	*4.11*	39.35	*2.58*	17.15	*0.94*	0.36
	4	68.16	*2.06*	15.85	*2.12*	7.17	*8.30*	28.38	*5.86*	16.76	*0.32*	0.47
	8	66.87	*1.45*	13.06	*3.68*	6.01	*2.06*	27.84	*1.94*	19.95	*0.32*	0.59
	12	63.85	*2.33*	15.57	*0.20*	6.23	*0.22*	22.38	*1.90*	19.68	*2.32*	0.69

La caractérisation biochimique de la matière organique des **mélanges initiaux** correspond aux résultats attendus en tenant compte des proportions de biodéchets, déchets verts et papiers-cartons entrant dans leur constitution (Tableau 3.8 et Figure 3.21, Annexe A). Les caractéristiques biochimiques du mélange R1 sont similaires à celles des déchets verts. Les répartitions des autres mélanges sont dépendantes des quantités de papiers-cartons et déchets verts. Ainsi le compost R5 pauvre en déchets verts et riche en papiers-cartons est le moins riche en lignine (14% de la MOT) et le plus riche en cellulose (57% de la MOT), et les mélanges R2, R6 et R7 à teneurs basses en papiers-cartons, sont les mélanges comportant le moins de cellulose (moins de 45% de la MOT). Ces résultats sont du même ordre que ceux trouvés par (Eklind & Kirchmann, 2000a), bien que la présence importante de papiers-cartons dans la plupart des réacteurs nous conduise à des teneurs en cellulose légèrement plus importante.

● ***Evolution au cours du compostage***

L'évolution de la composition biochimiques des composts élaborés au laboratoire est exprimée par rapport à la matière sèche (Tableau 3.8) et par rapport à la teneur en MOT (Figure 3.21). L'estimation des pertes de masse présentées au Chapitre I permet d'évaluer les pertes des différentes fractions durant le compostage, par rapport aux masses de MOT initiales (Figure 3.22).

La proportion en **cellulose** de la MOT diminue pour l'ensemble des composts mais avec des intensités différentes. Elle est peu marquée pour R1 (de 26.6% à 25% de la MOT, soit -6% de la teneur initiale en cellulose) et très forte pour le compost R3 (52.1% à 28.8% de la MOT, soit -64% de la teneur initiale en cellulose). En fin d'expérimentation les proportions de cellulose sont comprises entre 19% (R3) et 50% (R5). Ceci va dans le même sens que le travail d'Eklind & Kirchmann (2000a) qui mesurent des dégradations de cellulose dans des proportions variables suivant que les ordures ménagères sont mélangées avec des pailles (-70% de la teneur initiale après un an en réacteur de laboratoire), ou avec des bois tendres (-8% de la teneur initiale après un an en réacteur de laboratoire).

Les résultats exprimés par rapport à la masse initiale montrent que la dégradation de la cellulose est forte pour l'ensemble des composts (Figure 3.22). Pour R3 par exemple, la teneur initiale en cellulose représente 52.1% de la MOT du mélange initial, et représente moins de 10% de la masse de MOT initiale à partir de 8 semaines de compostage. Les différences de vitesses de dégradation de la cellulose peuvent s'expliquer par la disponibilité de l'azote dans les mélanges (Abdelhafid *et al.*, 2000). Pour les composts R2, R3, R6, et R7, la

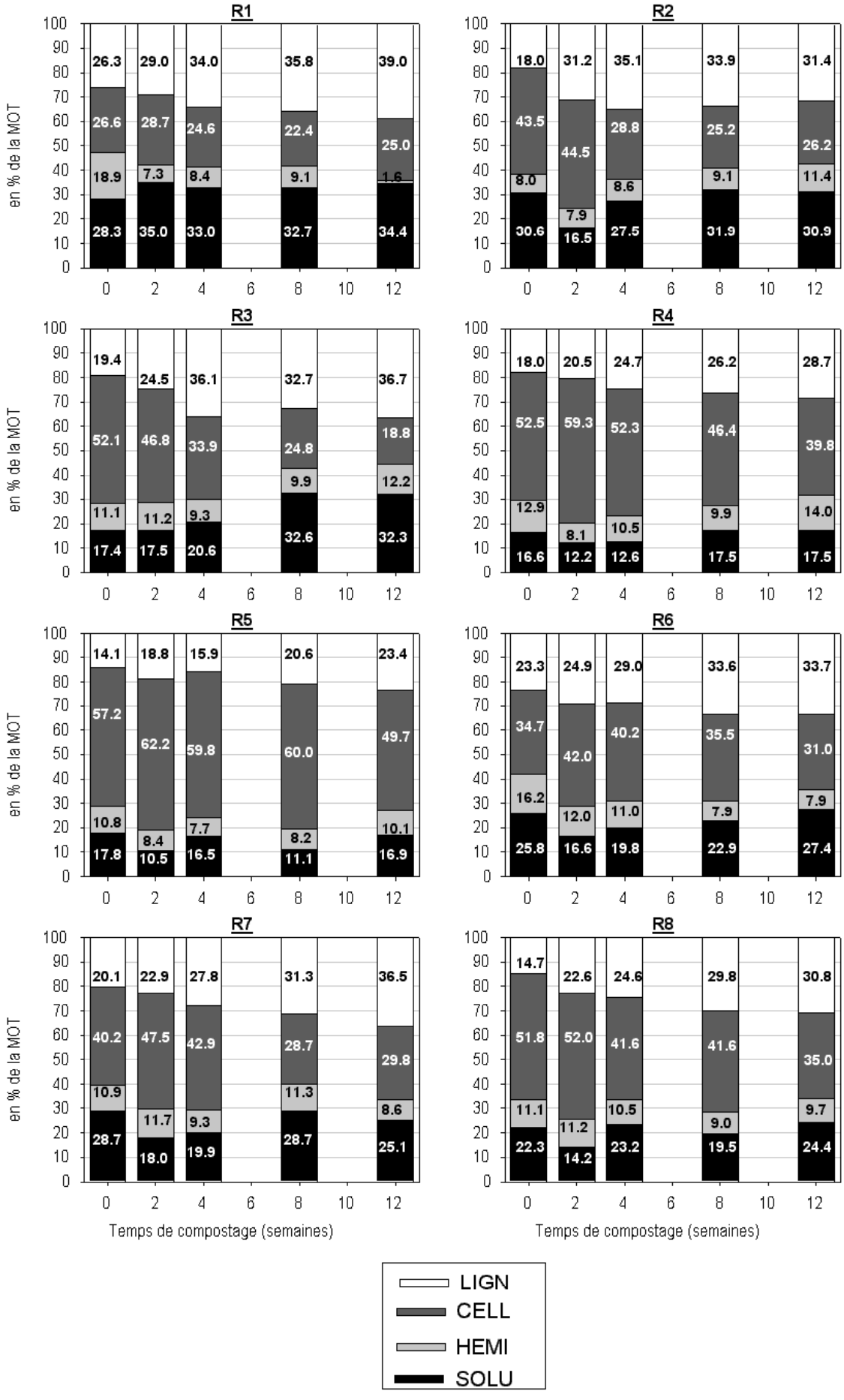


***Figure 3.21** : Evolution de la composition biochimique de la matière organique des composts de laboratoire au cours du compostage, sous forme de fraction soluble (SOLU), hémicellulose (HEMI), cellulose (CELL) et lignine (LIGN) – Résultats exprimés en pour-cent de la matière organique totale (MOT).*

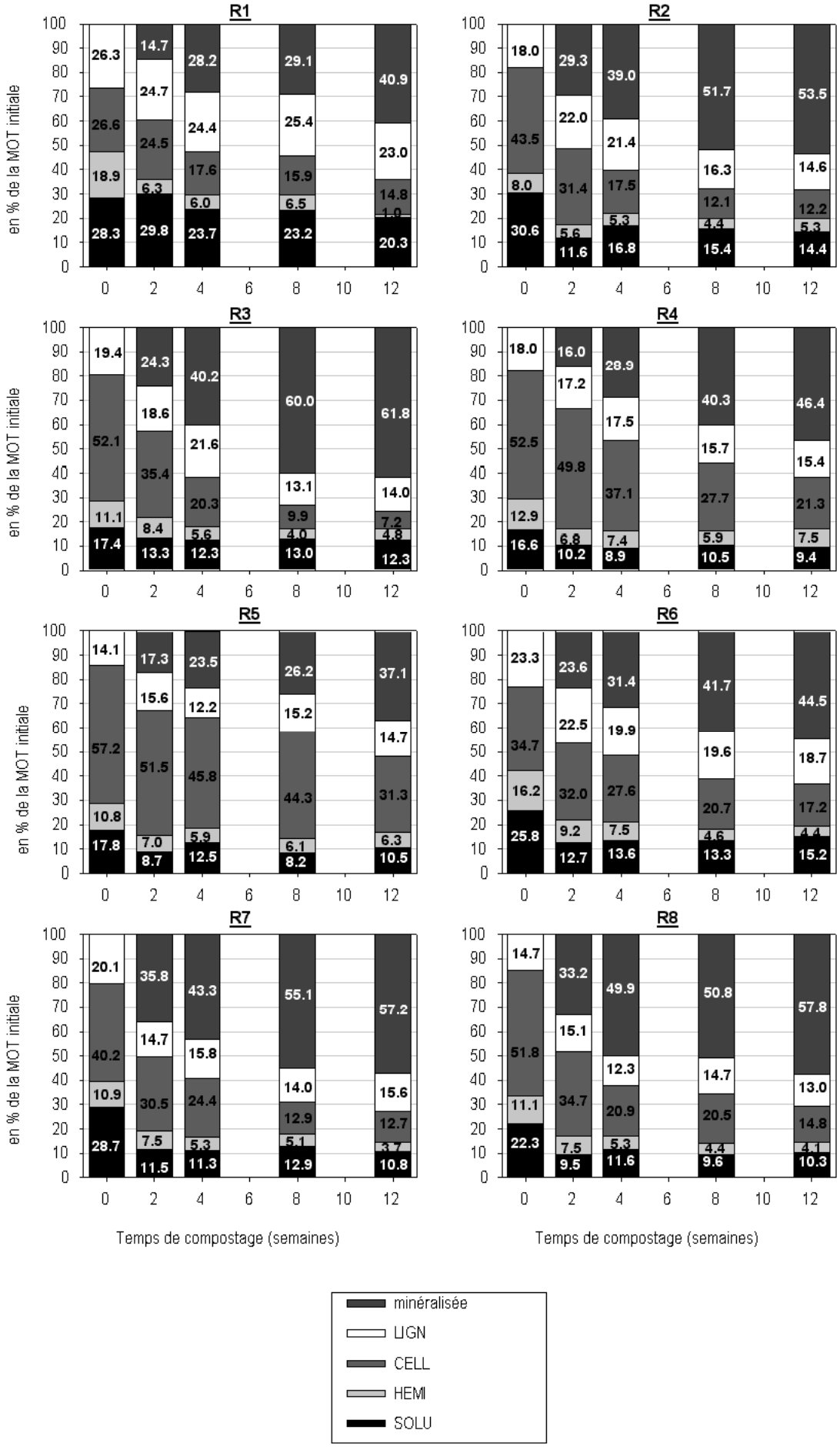


***Figure 3.22** : Estimation de l'évolution de la composition biochimique de la matière organique des composts de laboratoire au cours du compostage, sous forme de fraction minéralisée, fraction soluble (SOLU), hémicellulose (HEMI), cellulose (CELL) et lignine (LIGN) – Résultats exprimés en pour-cent de la masse initiale de matière organique totale (MOT).*

dégradation de la cellulose est rapide et se fait essentiellement durant les quatre premières semaines de compostage, vraisemblablement à cause de la présence d'une quantité modérée de papiers-cartons, qui confère aux mélanges initiaux un rapport carbone sur azote compris entre 25 et 40 (Tableau 3.2, Chapitre I), favorable à l'activité microbienne. En revanche un excès de carbone dû à une trop forte proportion de papiers-cartons (R4, R5) ralentit la dégradation de la matière organique, en particulier la dégradation de la cellulose. La lente dégradation de la cellulose de R1 (mélange de déchets verts et de biodéchets uniquement) peut être due à la faible teneur en cellulose au sein du mélange initial, mais aussi à une biodégradabilité moins forte de la cellulose des déchets verts par rapport à celle des papiers, liée au procédé de fabrication du papier, qui rompt des liaisons carbonées (Eklind & Kirchmann, 2000a).

Nos résultats sont aussi concordants avec des études antérieures qui ont montrées la **dégradation rapide de la cellulose en début de compostage**, perte atteignant 50% de la masse initiale de cellulose après environ 10 semaines de compostage d'ordures ménagères (Harada *et al.,* 1981; Pichler & Kögel-Knabner, 2000).

La teneur en **lignine** dans la MOT augmente de façon sensible pour l'ensemble des composts (Figure 3.21). Il est classique d'observer de telles augmentations de la lignine en proportion de la MOT au cours du compostage (Inbar *et al.,* 1989; Eklind & Kirchmann, 2000a). La lignine ne peut pas être synthéthisée par les micro-organismes (Burdon, 2001). C'est donc uniquement **son caractère plus réfractaire face à la dégradation microbienne par rapport aux autres constituants biochimiques qui entraîne sa concentration dans la MOT**. La proportion de MOT sous forme de lignine dans R1 se trouve dans la gamme de valeurs obtenues dans des composts de déchets verts (20 à 40% de la MOT) (Tuomela *et al.,* 2000; Linères, communication personnelle).

Mais bien que résistante, une part de la lignine est dégradée. C'est ce que montre la Figure 3.22 qui exprime l'évolution des quantités des différentes fractions biochimiques en fonction de la quantité de MOT initiale. Ce sont les mélanges à forte teneur en papiers-cartons (R4 et R5) et le mélange sans papier (R1) qui présentent les plus faibles pertes en lignine (diminution de 4%[2] pour R5 à 14% pour R4). Pour les autres composts, la quantité de lignine perdue représente de 20% (R2) à 28% (R3) de la masse initiale de lignine. Pichler & Kögel-Knabner (2000) évaluent aussi à 20% la masse de lignine perdue en 10 semaines de compostage.

Il faut rappeler que le fractionnement de Van Soest a été élaboré dans le but d'isoler la lignine. Les composts de laboratoire étudiés ne contiennent pas d'inertes (pas de plastiques notamment) et l'on peut donc supposer que la fraction lignine correspond effectivement à des composés ligniques (plus quelques cutines, (Djakovitch, 1988). Bien que considérée comme réfractaire à la biodégradation, il semble donc que **les micro-organismes du compost sont capables de dégrader des quantités importantes de lignine**. Il apparaît donc que la résistance de la lignine face à la biodégradation ne soit pas aussi grande que celle qu'on lui attribue habituellement. La dégradation de la lignine se fait dès le début du compostage. Elle est due à l'activité des champignons et actimomycètes thermophiles, qui sont les seuls à pouvoir dégrader la lignine (Reid, 1995; Tuomela *et al.,* 2000). Des conditions aérobies étant nécessaires à de tels micro-organismes, ces résultats confirment à nouveau que le compostage au laboratoire s'est fait dans de bonnes conditions d'oxygénation.

La proportion de MOT sous forme de **fraction soluble** est assez constante durant toute la durée de l'expérimentation, traduisant une dégradation de ce compartiment dans des proportions identiques à celles de l'ensemble de la matière organique (Figure 3.21). Elle représente de 10 à 34% de la MOT. Rappelons que la fraction soluble extraite par hydrolyse à l'eau puis au détergent neutre solubilise non seulement les sucres simples, mais également les acides organiques, les lipides, et certaines protéines (Djakovitch, 1988). Exprimée par rapport à la MOT initiale (Figure 3.22), la **fraction soluble diminue nettement durant les deux premières semaines de compostage**, du fait de la minéralisation de composés facilement utilisables par les micro-organismes, comme des sucres, des lipides, et des protéines (Pichler & Kögel-Knabner, 2000), **puis reste à un niveau à peu près constant**. Inbar *et al.,* (1989) et Müller W. *et al.* (1998) observent une évolution similaire lors d'études portant respectivement sur le compostage d'un fumier de bovins et sur le compostage d'ordures ménagères plus boues. La dégradation de composés plus complexes peut conduire à des composés organiques intermédiaires qui contribuent au maintien de la fraction soluble. La lignine par exemple n'est que partiellement oxydée et dépolymérisée par les champignons bruns (Kögel-Knaber, 2002). La constance de la fraction soluble traduirait donc **des transferts des composés des compartiments organiques plus complexes vers le compartiment soluble** selon des flux similaires au flux de dégradation du compartiment soluble. Une autre explication, qui du reste peut renforcer la précédente, réside dans le caractère moins facilement biodégradable des composés solubles d'origine microbienne par rapport à ceux d'origine végétale, utilisés préférentiellement comme source d'énergie par les micro-organismes (Lichtfouse *et al.,* 1998; Pascual *et al.,* 1999). Bonneau & Souchier (1979) font état de travaux montrant que la biodégradation de glucose, d'hémicellulose et de la cellulose conduit à la formation de résidus stables directement associés à l'activité microbienne.

L'évolution de la teneur en **hémicellulose** est difficilement interprétable. Il faut rappeler que l'évaluation de cette fraction se fait par différence des masses des résidus des attaques NDF et ADF, entraînant un cumul des imprécisions qui rend difficile l'observation de variations pour ces valeurs basses. La teneur en hemicellulose très basse de R1 à 12 semaines en est vraisemblablement l'illustration. Les valeurs trouvées sont faibles par rapport à celles de Eklind & Kirchmann (2000a) mais du même ordre que celles de Inbar *et al.,* (1989). Seuls R1 et R6 présentent une diminution de la proportion de MOT sous forme d'hémicellulose. Pour les autres composts, la proportion de MOT présente sous forme d'hemicellulose n'évolue pas de façon notable au cours du compostage et reste généralement à un niveau assez faible compris entre 8 et 15% de la MOT (Figure 3.21), soit moins de 10% de la matière sèche (Tableau 3.8). Mais exprimée par rapport à la teneur initiale en MOT (Figure 3.22), la dégradation de l'hémicellulose apparaît marquée durant les deux premières semaines de compostage.

La comparaison avec les degrés de stabilisation des composts mis en évidence au chapitre précédent (Figure 3.17, Chapitre 2) montre que **la diminution de la biodégradabilité de la matière organique au cours**

[2] Il s'agit de la variation relative de la proportion de lignine en 12 semaines de compostage (c'est à dire la perte relative en masse de lignine), exprimée en pour-cent de la proportion initiale [= ((proportion initiale *(%MOT initiale)* – proportion finale *(%MOT initiale)*)/(proportion initiale *(%MOT initiale)**100))]

du compostage est due à la diminution de la proportion de cellulose et à la concentration de la lignine dans la matière organique du compost.

Le mélange largement dominé par la présence de déchets verts (R1), présente un équilibre entre les formes biochimiques et un C/N bas, et évolue peu au cours du compostage. La présence importante de lignine dans ce compost lui confère une certaine stabilité dès le début du compostage. L'apport de papiers-cartons a pour conséquence une forte stimulation de l'activité microbienne. La cellulose du papier, moins protégée que dans les structures végétales, est rapidement dégradée. Ces composts se stabilisent fortement au cours du compostage (R2, R3, R6, R7, et R8 dans une moindre mesure). Mais un excès de papiers-cartons entraîne une carence en azote, et le compost se stabilise moins vite (R4 et R5).

La cellulose et l'hémicellulose qui sont des polysaccharides souvent présents ensemble dans la nature et qui présentent une résistance modérée à la dégradation microbienne peuvent être regroupés. Le terme holocellulose est donné à l'ensemble formé de la cellulose et de l'hémicellulose (Henriksen & Breland, 1999). L'augmentation du rapport LIGN/(CELL+HEMI) traduit la stabilisation de la matière organique (Tableau 3.8). Il augmente de 0.35 et 1.18 pour R3 qui se stabilise fortement entre 0 et 12 semaines de compostage, et de 0.21 à 0.39 pour R5 qui n'est que moyennement stable à 12 semaines (Figure 3.18, Chapitre II). Le rapport LIGN/(CELL+HEMI) des mélanges initiaux est négativement corrélé (au seuil de 0.1%) à la teneur initiale en papiers-cartons, et l'est donc positivement à la teneur en déchets verts (Figure 3.23). Cela signifie que les composts présentent un potentiel de résistance à la biodégradation qui diminue quand augmente la teneur initiale en papiers-cartons. Après 12 semaines de compostage la corrélation est encore significative (au seuil de 1%), montrant que l'influence du type de déchet se fait encore sentir.

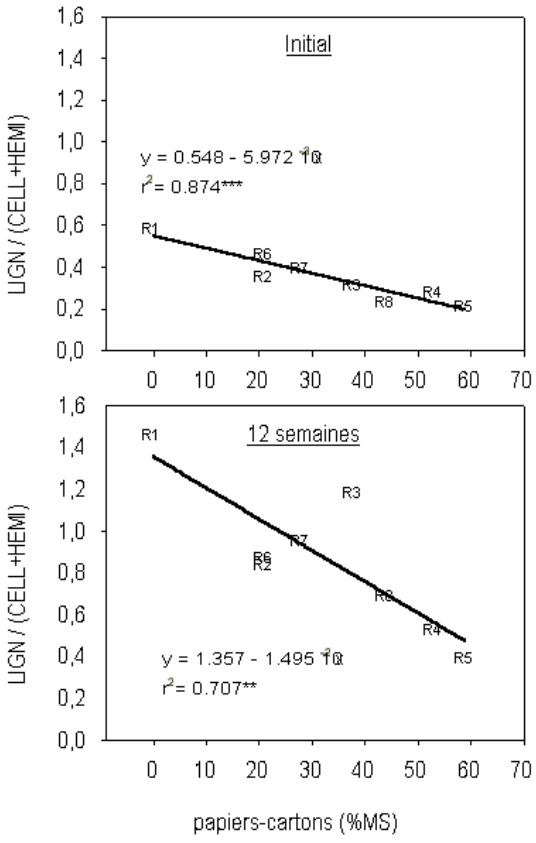


***Figure 3.23** : Corrélations entre la proportion initiale de papiers-cartons dans les mélanges et le rapport LIGN/(CELL+HEMI) des mélanges initiaux et des composts de laboratoires âgés de 12 semaines.*

III.1.b Composts industriels

Le résultats du fractionnement biochimique des composts industriels sont exprimés par rapport à la matière sèche (Tableau 3.9) et par rapport à la MOT (Figure 3.24).

Les composts de **déchets verts** et de **biodéchets** ont des répartitions similaires qui évoluent peu entre 3 et 6 mois, avec environ 30 à 40% de la MOT sous forme soluble, 30 à 40% sous forme de lignine et 10 à 20%

sous forme de cellulose. Ces données sont cohérentes avec d'autres études sur ce genre de composts (Metzger *et al.*, 2002; Linères, communication personnelle). La forte teneur en composés solubles même à un âge avancé de compostage et leur légère augmentation entre 3 et 6 mois confirme ce qui a été dit précédemment, à savoir que la fraction soluble n'est pas forcément facilement minéralisable ou qu'un enrichissement de ce compartiment soluble se fait en proportion similaire, voire supérieure, à sa minéralisation. Ces composts initialement riches en déchets verts contiennent une forte proportion de lignine et des quantités faibles de matières organiques facilement dégradables (cellulose notamment), ce qui limite l'activité dégradante de la microflore au cours du compostage. La proportion importante de lignine et la proportion faible de cellulose expliquent que ces composts sont pour la plupart très stables dès 3 mois de compostage (Figure 3.19, Chapitre II).

Les composts à base de **déchets verts et de boues** évoluent peu entre 3 et 6 mois de compostage et présentent des répartitions de leur matière organique proches des composts de déchets verts et de biodéchets. Seule la proportion de composés solubles dans le compost DVB1 est légèrement supérieure à celle de DVB2 (respectivement 50% et 40% de la MOT). Ces valeurs sont cohérentes avec les valeurs trouvées par Linères (communication personnelle) sur des co-composts de boue et de déchets verts.

***Tableau 3.9:* Evolution au cours du compostage de la teneur en matière organique totale (MOT) des composts industriels, et répartition sous forme de fraction soluble (SOLU), d'hémicellulose (HEMI), de cellulose (CELL) et de lignine (LIGN) - Résultats exprimés en pour-cent de la masse sèche (MS).**

Compost	Age	MOT Moyenne	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	LIGN/ (CELL+HEMI)
				(% MS)			
DV1	3 mois	37.15	15.4	1.7	6.2	13.9	1.8
	4 mois	45.45	19.3	-0.3	10.1	16.4	1.7
	6 mois	37.62	17.0	1.5	2.7	16.4	3.9
DV2	3 mois	34.59	11.7	3.3	6.7	12.9	1.3
	4 mois	37.77	11.6	3.5	6.1	16.6	1.7
	6 mois	35.24	14.5	0.2	8.2	12.4	1.5
DV2re	6 mois	29.58	10.8	3.6	6.9	8.3	0.8
BIO1	3 mois	46.90	15.4	7.6	7.7	16.2	1.1
	4 mois	44.95	16.9	4.8	8.4	14.9	1.1
	6 mois	36.40	17.6	2.5	4.8	11.5	1.6
BIO2	3 mois	28.50	13.4	1.6	5.2	8.3	1.2
	4 mois	27.36	14.6	1.3	5.0	6.6	1.1
	6 mois	23.95	10.9	1.3	3.3	8.5	1.9
BIO3	3 mois	29.76	10.9	3.3	5.2	10.4	1.2
	4 mois	28.80	6.9	4.8	6.6	10.5	0.9
	6 mois	28.26	11.9	2.2	3.0	11.2	2.2
BIO3st	6 mois	29.03	5.8	5.8	6.4	11.1	0.9
OM1	3 mois	53.22	15.3	1.7	22.5	13.2	0.5
	4 mois	42.87	11.4	3.4	16.8	15.5	0.8
	6 mois	39.74	9.3	2.1	12.4	15.9	1.1
OM2	3 mois	53.44	17.9	5.8	20.7	9.1	0.3
	4 mois	39.18	10.0	5.8	13.2	10.1	0.5
	6 mois	35.11	15.8	0.6	9.0	9.7	1.0
OM3	3 mois	46.57	25.3	0.5	13.2	7.6	0.6
	4 mois	39.66	22.2	2.2	7.2	8.0	0.8
	6 mois	39.70	20.7	1.1	8.9	9.0	0.9
OM3st	6 mois	55.06	38.7	-0.5	9.4	7.5	0.8
DVB1	3 mois	33.54	16.4	1.7	4.6	10.9	1.7
	4 mois	36.12	18.7	2.1	5.5	9.8	1.3
	6 mois	34.75	18.6	2.7	4.7	8.7	1.2
DVB2	3 mois	46.58	18.2	4.7	8.2	15.5	1.2
	4 mois	47.27	18.7	3.5	8.3	16.8	1.4
	6 mois	42.37	16.8	3.9	7.4	14.2	1.3

MS : masse sèche

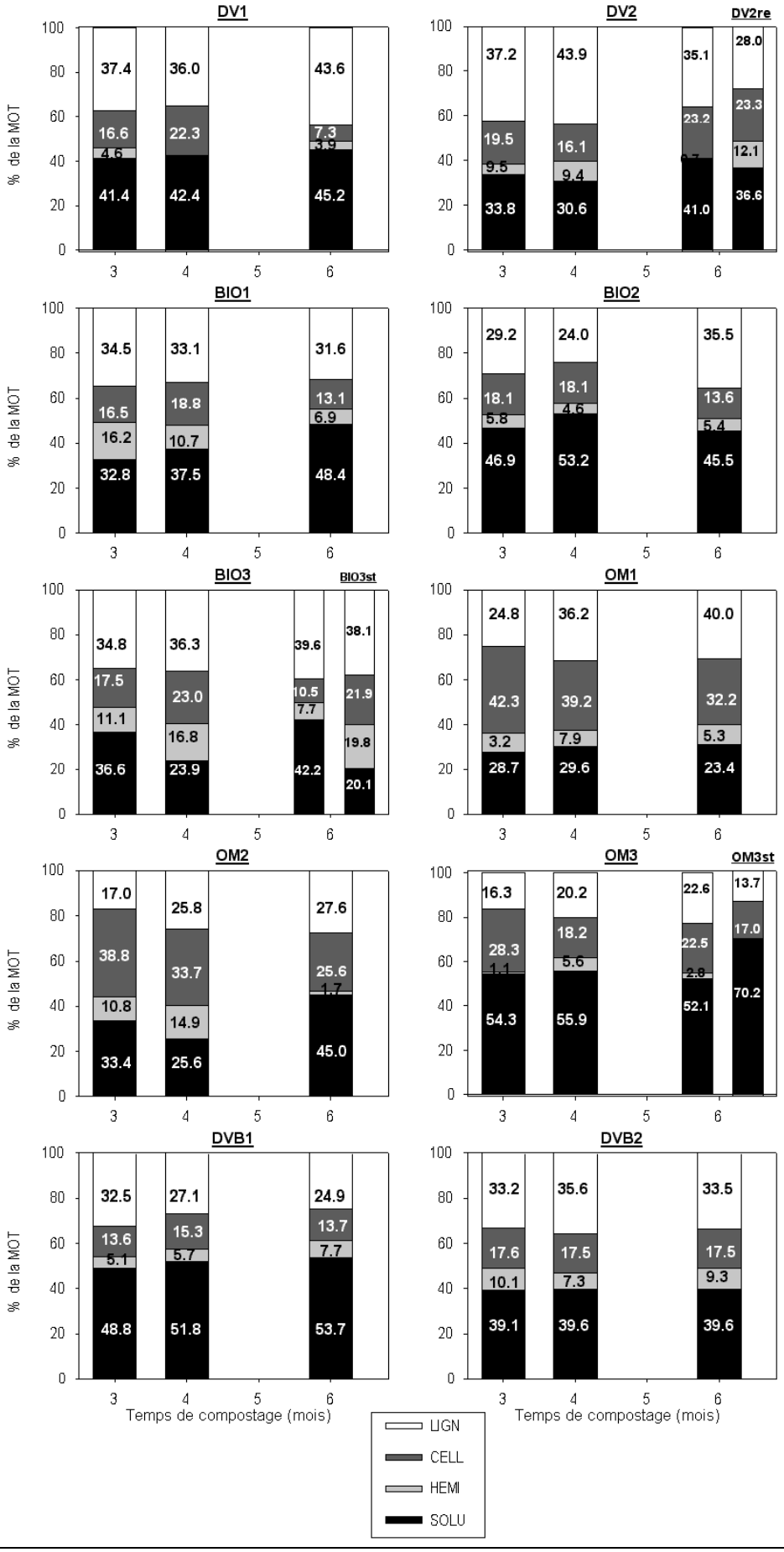


***Figure 3.24*: Evolution de la composition biochimique de la matière organique des composts industriels au cours du compostage, sous forme de fraction soluble (SOLU), hémicellulose (HEMI), cellulose (CELL) et lignine (LIGN) – Résultats exprimés en pour-cent de la matière organique totale (MOT).**

Les composts d'**ordures ménagères** âgés de 3 mois contiennent majoritairement des composés solubles (28 à 55% de la MOT) et de la cellulose (environ 28 à 39% de la MOT). La fraction lignine représente entre 16 et 25% de la MOT à 3 mois. Pour comparaison, les valeurs moyennes trouvées pour 60 composts d'ordures ménagères produits en France sont respectivement de 33% de la MOT pour la fraction soluble, 7% pour l'hemicellulose, 36% pour la cellulose et 24% pour la lignine (ADEME, à paraître). La proportion importante de cellulose et la proportion faible de lignine trouvées sur les composts que nous avons étudiés, expliquent qu'ils sont instables voire très instables à 3 mois de compostage (Figure 3.19, Chapitre II).

Au cours du compostage, la proportion de cellulose dans la MOT diminue fortement pour les composts OM1 et OM2 (de 42.3% à 32.2% et de 38.8% à 25.6% respectivement), alors que la proportion de lignine augmente de 24.8% à 40.0% de la MOT pour OM1 et de 17.0% à 27.6% de la MOT pour OM2. **Cette forte dégradation de la cellulose accompagnée de la concentration de la lignine dans la matière organique explique la stabilisation importante observée pour ces composts entre 3 et 6 mois de compostage** (Figure 3.19, Chapitre II). Le compost OM3 contient moins de cellulose à 3 mois que les composts OM1 et OM2 expliquant sa plus faible biodégradabilité observée lors des incubations. Cette moindre teneur en cellulose peut être due à une évolution plus rapide de ce compost durant les 3 premiers mois de compostage. Mais elle peut également être due au criblage précoce (10 jours) à une maille fine (10 mm) (Tableau 2.4, Partie 1) qui a pu éliminer de manière mécanique une partie des composés facilement dégradables. Le criblage à maille fine a pu également causer une altération des conditions d'aération de ce compost, entraînant alors un ralentissement de l'évolution de ses caractéristiques biochimiques entre 3 et 6 mois, qui est en accord avec la faible intensité de sa stabilisation observée lors des incubations. Pour OM3, la fraction soluble représente plus de la moitié de sa matière organique, soit près de deux fois plus que la proportion de fraction soluble mesurée sur OM1, et illustre ce qui a été dit précédemment à ce sujet.

Le fractionnement biochimique montre des différences entre le compost OM3 avec retournements fréquents, et OM3st-6m sans retournement durant la phase dite de maturation. OM3st-6m est très riche en composés solubles (70% de la MOT), mais plus pauvre en lignine que OM3-6m (respectivement 13.7% et 22.6% de la MOT) ainsi qu'en cellulose (respectivement 17% et 22% de la MOT). Ce type de répartition est inhabituel pour un compost, mais peut se rencontrer pour des boues ou des lisiers (Linères, communication personnelle). L'explication peut être la suivante. Le pH acide de OM3st-6m (Tableau 3.3, Chapitre I) révèle des conditions anaérobies. La dégradation en anaérobiose de la cellulose conduit à la formation d'acides organiques solubles. La faible teneur en cellulose (17% de la MOT) et la forte concentration en composés solubles (70.2% de la MOT) de OM3st-6m confirment cette hypothèse. Cette dégradation, mise en évidence par la diminution de la proportion de cellulose, cause la libération de composés moins complexes donc plus solubles. Cependant la forte présence de composés solubles montre que le processus de fermentation n'a pas été conduit à son terme. Ceci s'explique par le caractère strictement anaérobie des bactéries méthanogènes, que des traces d'oxygène suffisent à tuer (Pelmont, 1993). **Du fait de la présence importante de composés solubles, et bien que très pauvre en cellulose, ce compost reste fortement biodégradable lorsqu'il est incorporé au sol en conditions optimales de l'activité de la microflore du sol** (Figure 3.19, Chapitre II).

Après 3 mois de compostage, pour l'**ensemble des composts industriels,** le rapport LIGN/(CELL+HEMI) est encore corrélé aux teneurs initiales en papiers-cartons (au seuil de 1%, Figure 3.25). Plus le mélange initial contient de papiers-cartons, plus le compost à 3 mois contient de cellulose et moins il contient de lignine. L'influence de l'origine des déchets encore perceptible après 3 mois de compostage, disparaît au bout de 6 mois (plus de corrélation significative). Autrement dit, l'influence de la nature des déchets compostés sur les caractéristiques de la matière organique des composts déterminées par le fractionnement biochimique diminue au cours du compostage. **Au cours du compostage, les matières organiques des différents composts évoluent vers un produit aux caractéristiques biochimiques de plus en plus proches et indépendantes de l'origine des composts**.

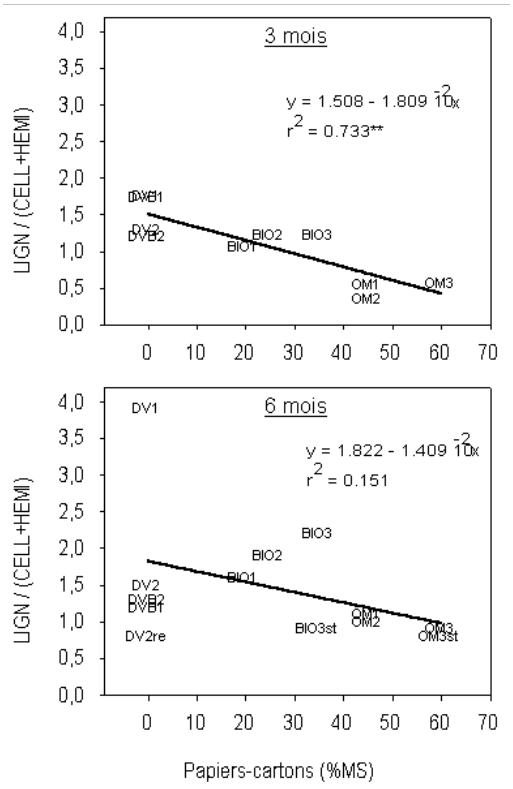


***Figure 3.25** : Corrélations entre la proportion initiale estimée de papiers-cartons dans les mélanges initiaux et le rapport LIGN/(CELL+HEMI) des composts industriels âgés de 3 et 6 mois.*

III.2 Fractionnement humique

Dans le contexte de l'étude des matières organiques des sols, l'utilisation de solvants alcalins permet d'extraire les substances humiques dont la formation résulte de l'humification des matières organiques fraîches (Baldock & Nelson, 2000). Cette méthode est très présente dans la littérature sur le compostage, et permet de mettre en évidence l'évolution des caractéristiques des matières organiques et le processus de leur humification au cours du compostage (Riffaldi *et al.,* 1983; Inbar *et al.,* 1990a)*. Mais dans le cas des déchets non compostés, il est impossible d'avoir une matière humifiée, et ces substances appelées substances humiques sont en fait des biomolécules présentes dans les déchets (protéines, hémicelluloses, etc…) qui ont les mêmes propriétés d'extractibilité que les substances humiques. Les composés appelés acides humiques et acides fulviques des composts sont donc un ensemble de composés solubles dans la soude, regroupant des composés humifiés et des biomolécules. Par conséquent,* ***le rapport d'humification RH (C_{AH}/C_{AF}) traduit une différence d'extractibilité des composés organiques, et non un réel degré d'humification de la matière organique***.

III.2.a Compost de laboratoire

- ***Matériaux compostés et mélanges initiaux***

La part du carbone non extractible (C_{humine}) des **déchets verts**[3] représente 85% du COT (Figure 3.26). Il est admis que ce carbone non extractible, appelé l'humine dans le contexte de l'étude des sols, est constitué d'une grande variété de composés aliphatiques (lipides, glucides) et de composés aromatiques (Rice, 2001). La forte proportion de carbone non extractible dans les déchets verts s'explique par la présence d'une grande quantité de lignine, cutine, tannins, terpènes et autres acides gras dans les végétaux. La cellulose qui n'est hydrolysable qu'à chaud dans l'acide ou à froid dans l'acide concentré, compose également vraisemblablement cette fraction humine. Le carbone extractible à la soude représente 15% du COT des déchets verts. Il s'agit vraisemblablement d'hémicellulose, de sucres simples et de certains acides aminés, qui sont des composés généralement solubles. Le RH des déchets verts est à 0.86 et reflète une certaine stabilité leur matière organique.

La fraction fulvique (C_{AF}) est prédominante dans les **biodéchets** (plus de 65% du COT), traduisant la présence importante de polysaccharides de faible poids moléculaire, et d'acides aminés (He *et al.,* 1992). Ceci confirme les résultats du fractionnement biochimique présentés précédemment, qui montraient une très forte proportion de composés solubles dans les biodéchets. La fraction non extractible représente environ 25% du COT et est certainement principalement composée de cellulose, de cutines, ou de cires très présentes à la surface les fruits et légumes. Le carbone sous forme humique (C_{AH}) est peu présent dans les biodéchets (environ 9% du COT). Le RH des biodéchets est très bas (0.13) et traduit la labilité de la matière organique des biodéchets.

[3] Seuls les déchets verts de la première série ont subi ce fractionnement

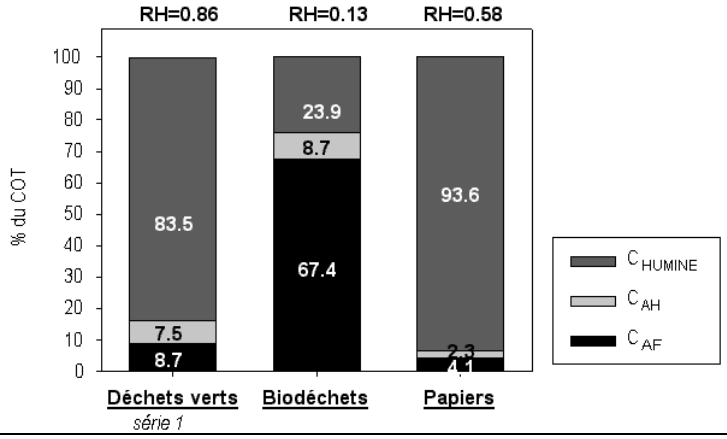


***Figure 3.26** : Répartition du carbone organique des matériaux compostés (déchets verts, biodéchets et papiers (i.e. papiers+cartons)) au laboratoire sous forme d'acides fulviques (C_{AF}), d'acides humiques (C_{AH}) et d'humine (C_{HUMINE}), et valeurs du RH (C_{AH}/C_{AF}) – Résultats exprimés en pour-cent du carbone organique totale (COT).*

***Tableau 3.10**: Evolution au cours du compostage de la teneur en carbone organique total (COT) des composts de laboratoire et répartition sous forme fulvique (C_{AF}), humique (C_{AH}) et humine (C_{HUMINE}), et valeurs du RH (C_{AH}/C_{AF}) - Résultats exprimées en g de C.kg^{-1} de matière sèche, et en pourcentage du COT.*

Réacteur	Age (sem.)	COT	C_{AF}		C_{AH}		C_{humine}		C_{AF}	C_{AH}	RH
			moyenne	*E.type*	moyenne	*E.type*	moyenne	*E.type*			
		g.kg^{-1} MS							% COT		
R1	0	308.1	26.9	*0.6*	18.1	*1.4*	263.1	*0.9*	8.7	5.9	0.67
	2	254.1	17.0	*0.5*	24.9	*2.7*	212.2	*3.2*	6.7	9.8	1.46
	4	243.3	15.6	*0.2*	23.8	*0.3*	203.9	*0.4*	6.4	9.8	1.52
	8	236.1	11.9	*0.3*	20.3	*1.0*	203.9	*1.2*	5.1	8.6	1.70
	12	251.8	10.4	*1.0*	21.2	*1.0*	220.1	*0.5*	4.1	8.4	2.05
R2	0	319.6	43.4	*2.7*	22.4	*1.8*	253.7	*4.0*	13.6	7.0	0.52
	2	306.3	15.3	*0.4*	15.6	*2.7*	275.3	*3.1*	5.0	5.1	1.02
	4	288.7	13.2	*0.0*	18.9	*0.6*	256.6	*0.6*	4.6	6.5	1.43
	8	262.3	9.1	*0.3*	18.4	*0.3*	234.8	*0.2*	3.5	7.0	2.03
	12	252.3	11.4	*0.2*	23.3	*0.3*	217.6	*0.3*	4.5	9.2	2.04
R3	0	383.2	26.9	*0.9*	23.5	*7.8*	332.8	*7.5*	7.0	6.1	0.88
	2	348.9	16.5	*1.3*	15.3	*4.0*	317.1	*3.1*	4.7	4.4	0.94
	4	299.4	12.6	*0.2*	14.1	*0.9*	272.8	*1.1*	4.2	4.7	1.12
	8	294.5	11.1	*0.1*	17.5	*1.1*	265.9	*1.2*	3.8	5.9	1.57
	12	279.6	14.1	*0.6*	21.0	*0.4*	244.5	*0.6*	5.0	7.5	1.49
R4	0	410.4	24.7	*0.1*	16.9	*0.4*	368.8	*0.4*	6.0	4.1	0.68
	2	381.6	14.4	*0.3*	10.6	*0.5*	356.7	*0.7*	3.8	2.8	0.73
	4	370.5	13.1	*0.4*	11.7	*0.1*	345.7	*0.3*	3.5	3.2	0.90
	8	364.2	11.0	*0.1*	12.3	*0.3*	340.9	*0.3*	3.0	3.4	1.12
	12	346.1	12.2	*0.3*	18.4	*1.8*	315.5	*1.7*	3.5	5.3	1.50
R5	0	391.7	41.8	*1.0*	21.7	*1.2*	328.2	*1.7*	10.7	5.5	0.52
	2	411.1	14.7	*0.2*	12.3	*0.1*	384.0	*0.3*	3.6	3.0	0.84
	4	391.0	12.2	*0.1*	10.6	*0.6*	368.2	*0.6*	3.1	2.7	0.87
	8	395.7	9.7	*0.0*	11.4	*0.4*	374.6	*0.4*	2.5	2.9	1.18
	12	398.8	13.0	*0.1*	18.8	*0.8*	367.0	*0.8*	3.3	4.7	1.45
R6	0	336.3	29.2	*0.5*	19.0	*0.8*	288.1	*1.3*	8.7	5.6	0.65
	2	331.3	16.1	*0.2*	10.4	*0.2*	304.8	*0.4*	4.9	3.1	0.64
	4	302.0	15.6	*0.7*	13.3	*2.1*	273.1	*2.6*	5.2	4.4	0.86
	8	295.0	10.7	*0.6*	14.1	*0.4*	270.2	*0.3*	3.6	4.8	1.32
	12	291.1	11.4	*0.1*	13.2	*2.5*	266.5	*2.5*	3.9	4.5	1.15
R7	0	324.6	48.9	*1.1*	16.3	*0.6*	259.4	*0.6*	15.1	5.0	0.33
	2	349.5	16.9	*0.2*	11.8	*1.2*	320.7	*1.3*	4.8	3.4	0.70
	4	296.4	14.6	*0.2*	15.0	*0.7*	266.9	*0.6*	4.9	5.0	1.03
	8	304.5	12.6	*0.4*	14.8	*1.3*	277.2	*1.0*	4.1	4.9	1.18
	12	307.6	11.4	*0.2*	13.4	*1.2*	282.8	*1.3*	3.7	4.3	1.17
R8	0	394.0	48.6	*0.7*	12.0	*1.9*	333.3	*1.3*	12.3	3.1	0.25
	2	376.0	16.8	*0.2*	11.8	*1.5*	347.4	*1.2*	4.5	3.1	0.70
	4	364.0	15.1	*0.6*	12.2	*0.9*	336.7	*1.4*	4.1	3.4	0.81
	8	342.3	13.3	*0.2*	15.1	*0.7*	313.8	*0.6*	3.9	4.4	1.13
	12	341.8	12.0	*0.3*	14.1	*0.4*	315.7	*0.4*	3.5	4.1	1.18

La part du carbone non extractible représente 94% du COT des **papiers-cartons**. Cette forte proportion correspond à la forte concentration de cellulose observée lors du fractionnement biochimique (Figure 3.19). Le carbone sous forme d'acides humiques (C_{AH}) et sous forme d'acides fulviques (C_{AF}) représente respectivement environ 2.3% et 4.1% du COT. Ces fractions peuvent contenir de l'hémicellulose ainsi que des composés des encres, décrochables par gonflement des fibres en milieu basique (Gillet, 2000).

La répartition du carbone sous forme C_{AF}, C_{AH} et C_{Humine} dans les **mélanges initiaux** est logiquement dépendante des proportions de déchets compostés (Tableau 3.10, Annexe A). Les mélanges les plus riches en carbone non extractible sont les mélanges qui contiennent le plus de papiers-cartons, et les mélanges contenant 16% de biodéchets possèdent plus de C_{AF} que les mélanges avec 8% de biodéchets. Le RH des mélanges initiaux est compris entre 0.25 (R8) et 0.88 (R2).

● ***Evolution au cours du compostage***

La proportion de COT sous forme fulvique diminue de façon importante durant les deux premières semaines de compostage, ce qui correspond à la forte dégradation des composés labiles en début de compostage, puis se stabilise autour de 4% du COT (Tableau 3.10). La proportion de carbone sous forme humique n'évolue pratiquement pas au cours du compostage au laboratoire et reste inférieure à 7% du COT pour la quasi-totalité des composts (Tableau 3.10). Ceci va à l'encontre de résultats relevés dans la littérature, comme ceux de Inbar *et al.* (1990a) qui montrent un doublement de la proportion d'acides humiques en deux mois de compostage. Cette divergence s'explique par la purification des substances humiques réalisée par Inbar, qui lui permet d'approcher l'humification réelle au cours du compostage. Alors que dans notre travail, l'évolution de la fraction C_{AH} est le bilan d'une part de la synthèse de réelles substances humiques et d'autre part de la transformation de biomolécules. La proportion de COT sous forme non extractible (C_{humine}) reste à peu près constante au cours du compostage avec des valeurs comprises entre 80% et 95% du COT selon les composts. Les proportions de carbone non extractible trouvées sont supérieures aux résultats cités lors d'études précédentes (Forster *et al.*, 1993; Provenzano *et al.*, 1998). La durée d'agitation assez courte (deux heures) peut expliquer la faible quantité de carbone extrait.

Le raisonnement par rapport aux masses initiales de COT (Figure 3.27) met en évidence la forte dégradation de la fraction non extractible, certainement due à la dégradation de la cellulose décrite précédemment. La perte en C_{AF} et C_{AH} est importante durant les deux premières semaines de compostage, et est imputable à la consommation des composés peu réfractaires comme les glucides simples et protéines. Ensuite les fractions fulvique et humique restent à une proportion constante du COT initial. Cette constance peut s'expliquer par la dégradation de biomolécules extractibles à la soude, compensée par une humification réelle de la matière organique et par un réapprovisionnement de ce compartiment soluble dû à la dégradation de biomolécules plus complexes. Les produits de dégradation de la lignine peuvent conduire par exemple à des composés solubles dans la soude (Kögel-Knaber, 2002).

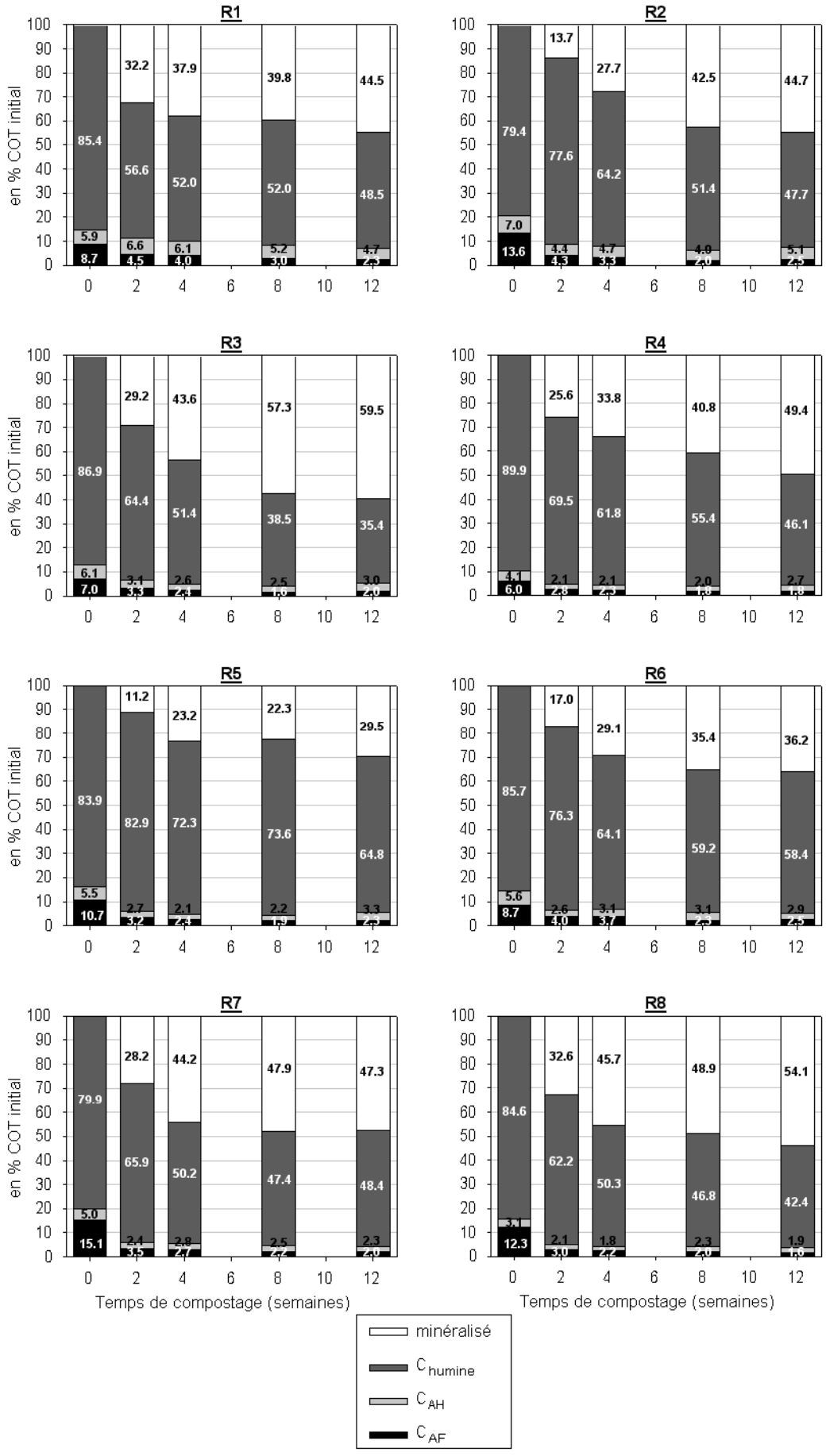


***Figure 3.27** : Estimation de l'évolution de la composition du carbone organique des composts de laboratoire au cours du compostage, sous forme de fraction minéralisée, acides fulviques (C_{AF}), acides humiques (C_{AH}), et humine (C_{humine}) – Résultats exprimés en pour-cent de la masse initiale de carbone organique total (COT).*

Nous voyons également que la diminution de la fraction C_{AH} en début de compostage est moins importante pour le compost élaboré sans papier (R1). On peut donc penser que le carbone présent sous la forme humique (C_{AH}) des papiers-cartons contient une proportion de carbone facilement dégradable, ou bien que la présence de papiers permet à la microflore du milieu de dégrader des composés organiques offrant une certaine résistance.

Le RH des composts étudiés augmente au cours du compostage (Tableau 3.10). De telles augmentations ont été fréquemment observées dans la littérature (Chefetz *et al.*, 1996; Barberis & Nappi, 1996; Chen *et al.*, 1996). Confrontés au niveau de stabilité des composts obtenus lors des incubations, ces résultats montrent que **le RH reflète bien, si ce n'est un réel niveau d'humification, un niveau de stabilisation du compost**.

III.2.b Composts industriels

Le Tableau 3.11 donne la répartition du carbone organique dans les fractions fulvique, humiques et humine. Pour l'ensemble des composts industriels, le carbone organique se trouve principalement sous forme non extractible (C_{humine}), le carbone extractible (C_{AF} et C_{AH}) représentant de 9% à 27% du COT. Ces valeurs sont cohérentes avec les valeurs habituellement mesurées (Riffaldi *et al.*, 1983; Saviozzi *et al.*, 1988; Forster *et al.*, 1993; Serra-Wittling, 1995; Ayuso *et al.*, 1996).

On observe une tendance à la diminution de la proportion de COT sous forme d'acides fulviques et une augmentation de la proportion de COT sous forme d'acides humiques entre 3 et 6 mois, alors que la fraction non extractible conserve une proportion à peu près stable. C'est dans les composts OM2 et OM3 que l'augmentation de la teneur en carbone dans la fraction C_{AH} est la plus sensible (5.3% à 9.4% du COT pour OM2, 6.6% à 10% pour OM3).

Avec un RH (C_{AF}/C_{AH}) proche de 1.1, DV1 n'évolue pas entre 3 et 6 mois de compostage. Par contre la matière organique de DV2 (compostage lent) « s'humifie » nettement de 3 à 6 mois avec un rapport variant de 1.4 à 3.2. Ces résultats vont dans le sens de la plus grande stabilisation au cours du compostage observée pour DV2 (et DV2re) lors des incubations. Les valeurs trouvées de RH dans la littérature sur des composts de végétaux se situent entre 1 et 10 (Forster *et al.*, 1993; Adani *et al.*, 1995).

Le RH de DVB1 à 3, 4 et 6 mois est supérieur à celui de DVB2 aux mêmes dates. L'absence de retournement pour DVB2 peut être à l'origine de cette différence. Il est intéressant de comparer DVB1 et DV2 dont les déchets verts proviennent du même gisement. L'ajout de boue et/ou le procédé de compostage fournit une matière organique qui semble s'humifier plus rapidement. Après 6 mois les rapports RH sont les mêmes (3.2). Les RH relevés dans la littérature sur les composts de boues varient de 0.7 (Riffaldi *et al.*, 1983) à 10 (Adani *et al.*, 1995).

***Tableau 3.11 :** Teneurs en COT sous forme fulvique (C_{AF}), d'acides humique (C_{AH}), et humine (C_{humine}), et valeurs du RH (C_{AH}/ C_{AF}) dans les composts industriels à 3, 4 et 6 mois de compostage -*

Compost	Age	COT	C_{AF} moyenne	*E. type*	C_{AH} moyenne	*E. type*	C_{humine} moyenne	*E. type*	C_{AF}	C_{AH}	RH
		g.kg^{-1} MS							% COT		
DV1	3 mois	237.4	9.8	*0.1*	11.8	*0.2*	215.7	*0.1*	4.1	5.0	1.20
	4 mois	207.1	11.2	*0.1*	12.7	*0.2*	183.2	*0.2*	5.4	6.1	1.13
	6 mois	203.3	11.1	*0.1*	12.3	*0.3*	179.9	*0.4*	5.4	6.1	1.11
DV2	3 mois	278.6	24.2	*0.5*	33.8	*0.2*	220.6	*0.6*	8.7	12.1	1.39
	4 mois	195.6	27.4	*0.1*	35.5	*0.6*	142.6	*0.7*	8.9	18.2	2.04
	6 mois	222.9	11.1	*0.4*	35.6	*1.2*	176.2	*1.6*	5.0	16.0	3.20
DV2re	6 mois	191.9	8.8	*0.3*	35.4	*0.7*	147.7	*1.0*	4.6	18.4	4.01
BIO1	3 mois	242.7	14.3	*0.2*	20.8	*1.8*	207.6	*1.9*	5.9	8.6	1.46
	4 mois	243.0	12.7	*0.1*	18.3	*0.1*	211.9	*0.1*	5.2	7.6	1.44
	6 mois	208.7	12.8	*0.5*	20.2	*1.9*	175.8	*2.3*	6.1	9.7	1.58
BIO2	3 mois	166.4	5.8	*0.1*	23.4	*0.1*	137.3	*0.1*	3.5	14.0	4.05
	4 mois	154.9	5.9	*0.1*	22.5	*0.1*	126.5	*0.1*	3.8	14.5	3.78
	6 mois	188.5	4.1	*0.1*	18.0	*0.1*	166.4	*0.1*	2.2	9.5	4.35
BIO3	3 mois	198.5	7.7	*0.1*	13.6	*0.9*	177.1	*0.9*	3.9	6.9	1.76
	4 mois	174.6	6.9	*0.2*	12.1	*0.3*	155.6	*0.5*	3.9	6.9	1.76
	6 mois	181.6	6.9	*0.1*	12.8	*0.2*	161.9	*0.3*	3.8	7.1	1.86
BIO3st	6 mois	215.2	12.9	*0.1*	17.1	*0.3*	185.2	*0.2*	6.0	7.9	1.32
OM1	3 mois	272.1	23.1	*1.9*	17.3	*1.8*	231.71	*3.7*	8.5	6.4	0.75
	4 mois	244.2	16.2	*0.5*	15.4	*0.1*	212.6	*0.4*	6.6	6.3	0.95
	6 mois	224.7	9.2	*0.1*	14.8	*0.3*	200.7	*0.3*	4.1	6.6	1.61
OM2	3 mois	279.0	23.0	*0.5*	17.8	*2.2*	238.2	*2.6*	8.2	6.4	0.77
	4 mois	240.4	21.8	*0.5*	15.4	*0.3*	203.1	*0.6*	9.1	6.4	0.71
	6 mois	210.0	12.5	*0.1*	20.7	*0.8*	176.8	*0.9*	5.9	9.9	1.66
OM3	3 mois	233.9	23.4	*0.2*	16.6	*0.7*	193.9	*0.5*	10.0	7.1	0.71
	4 mois	243.4	19.2	*1.7*	19.3	*2.0*	204.9	*0.9*	7.9	7.9	1.00
	6 mois	202.2	18.4	*1.2*	23.0	*0.9*	160.8	*0.7*	9.1	11.4	1.25
OM3st	6 mois	336.7	49.9	*0.6*	16.7	*0.5*	270.1	*1.1*	14.8	5.0	0.33
DVB1	3 mois	202.5	12.0	*0.1*	32.7	*0.6*	157.8	*0.6*	5.9	16.1	2.71
	4 mois	203.3	9.9	*0.2*	27.5	*1.9*	165.9	*2.0*	4.9	13.5	2.76
	6 mois	196.0	8.9	*0.3*	28.1	*1.2*	159.1	*1.4*	4.5	14.3	3.16
DVB2	3 mois	298.6	17.1	*0.1*	29.1	*0.3*	252.4	*0.4*	5.7	9.7	1.70
	4 mois	288.9	17.1	*0.2*	28.0	*0.8*	243.8	*0.8*	5.9	9.7	1.64
	6 mois	272.1	13.1	*0.2*	26.1	*1.3*	233.0	*1.3*	4.8	9.6	2.00

Pour les composts de biodéchets, les rapports sont différents suivant le site mais varient peu entre 3 et 6 mois de compostage: autour de 1.5 pour BIO1, de 4 pour BIO2 et de 1.8 pour BIO3 (1.3 pour BIO3st-6m). Cette matière organique apparaît donc « humifiée » et peu évolutive entre 3 et 6 mois. Rappelons que les cinétiques de minéralisation avaient permis de classer ces composts dans les classes de composts stables et très stables. Nous voyons néanmoins que l'absence de retournement durant la phase dite de maturation réduit sensiblement le niveau d'humification (RH plus faible de 0.5). Pour des composts de biodéchets âgés de plus d'un mois, Eggen & Vethen (2001) mesurent des rapports compris entre 1.7 et 3.

Les composts d'ordures ménagères présentent une augmentation notable du RH entre 3 et 6 mois : 0.7 à 1.6 pour OM1, et OM2 et 0.7 à 1.3 pour OM3. De telles augmentations sont relevées dans la littérature. Partant de valeurs proches de 0.1 pour des mélanges initiaux (Sugahara & Ionoko, 1981; Saviozzi *et al.,* 1988), il est fréquent d'atteindre des valeurs supérieures à 2 lorsque le compost est considéré stable (Saviozzi *et al.,* 1988; Forster *et al.,* 1993; Ouatmane *et al.,* 2000). **L' « humification » est plus lente pour les composts issus des ordures ménagères que pour les composts de biodéchets et de déchets verts**. La présence initiale dans les

mélanges de composés labiles peut expliquer qu'il faille plus de temps pour parvenir à un même niveau d'humification que les composts élaborés à partir de déchets verts. Ces derniers sont caractérisés dès le départ par une résistance importante à la biodégradation. Le compost OM3st-6m a un RH très bas à 0.3, mettant en évidence la présence de composés organiques facilement extractibles même après 6 mois de compostage. La poursuite des retournements et le maintien d'une humidité suffisante durant la phase dite de maturation s'avère cruciale pour une véritable « humification » de la matière organique, lorsque la dégradation durant la phase de fermentation ne conduit pas une stabilité élevée du compost .

III.3 Spectrométrie infrarouge

Le dépouillement et l'interprétation de spectres infrarouges d'échantillons constitués d'une grande variété de composés doivent être faits avec une grande prudence. En effet, le nombre de composés et donc de liaisons atomiques susceptibles de vibrer dans la gamme de longueur d'onde du moyen infrarouge est très important dans le cas de tels matériaux. La disparition d'un pic peut être due à une disparition effective d'un composé, au recouvrement du pic attendu par une bande voisine, ou encore à la présence d'autres composés gênant la vibration de la liaison à la fréquence attendue. L'interprétation des différents spectres obtenus repose sur des hypothèses basées à la fois sur des données bibliographiques et sur les données acquises lors des fractionnements cités précédemment. Pour l'interprétation des spectres, nous nous appuyons sur le Tableau 1.3 (Partie 1, Chapitre III). Rappelons que nous avons trouvé très peu de travaux réalisant des analyses en infrarouge sur les composts bruts, et a fortiori sur des composts similaires à ceux de notre étude (Ouatmane et al., 2000; Zaccheo et al., 2002), ce qui limite la confrontation de nos résultats à des valeurs relevées dans la littérature. Les Figures 3.28 à 3.33 présentent les spectres associés aux valeurs approchées des principales fréquences de vibration. Pour une meilleure lisibilité et une meilleure précision des spectres, il faut se reporter à l'Annexe B, qui présente également les spectres des résidus du fractionnement biochimique de deux composts.

III.3.a Composts de laboratoire

● *Matériaux compostés et mélanges initiaux*

Les **déchets verts** (première série) ont un spectre caractérisé par un large massif entre 1750 cm^{-1} et 900 cm^{-1} qui reflète la diversité des composés présents dans les déchets verts. L'intensité de la bande à 1650 cm^{-1} peut être attribuée à la présence importante de composés aromatiques (lignines, tanins) ainsi qu'à la présence de composés azotés (amines primaires et amides). La bande à 1050 cm^{-1} est vraisemblablement due principalement à la présence de cellulose et hémicellulose. On observe un pic important à 1317 cm^{-1} qui peut correspondre à la

présence de lignine (C-O des phénols). Enfin, la distinction assez nette des pics à 2925 cm^{-1} (-CH2 asymétriques) et 2850 cm^{-1} (-CH2 symétriques) montre une plus grande proportion des CH2 symétriques par rapports aux asymétriques, que dans les biodéchets et papiers.

Sur le spectre IR des **biodéchets** on constate la présence importante de composés aliphatiques (2930 cm^{-1} et autour de 1070 cm^{-1}). L'épaulement à 1738 cm^{-1} est du aux acides carboxyliques. La bande très étroite et marquée à 1384 cm^{-1} correspond à la présence de nitrates. L'intensité de la bande à 1650 cm^{-1} peut être attribuée à la présence de composés aromatiques et plus probablement à la présence importante de composés azotés (acides aminés), étant donné les résultats du fractionnement biochimique.

Le spectre IR des **papiers-cartons** présente de nombreux pics distincts entre 1400 cm^{-1} et 1030 cm^{-1}. Les pics entre 1100 et 1040 cm^{-1} sont dus aux polysaccharides (C-O, C-C), en particulier la cellulose comme l'a montré le fractionnement biochimique. La présence de composés aliphatiques apparaît également par la bande importante autour de 2900 cm^{-1}. Les papiers-cartons se distinguent également des deux autres produits par des pics plus marqués à 3690 et 3620 cm^{-1} (O-H phénols).

Le rapport des intensités de bandes d'absorption à 1650 cm^{-1} (aromatiques C=C) et à 2930 cm^{-1} (aliphatiques C-H), utilisé par plusieurs auteurs (Inbar *et al.*, 1989; Ouatmane *et al.*, 2000), et que nous pouvons appeler **rapport d'aromaticité**, montre la nature plus aromatique des déchets verts (2.20) par rapport aux papiers-cartons et biodéchets (0.99 et 0.91)(Tableau 3.12).

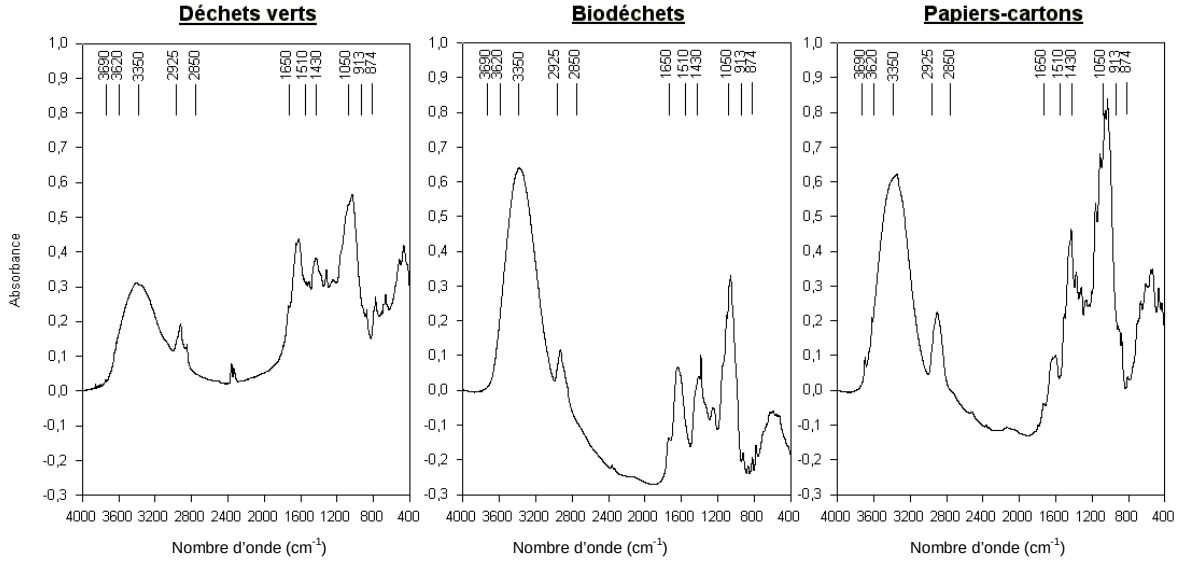


***Figure 3.28** : Spectres IRTF des matériaux compostés au laboratoire (déchets verts, biodéchets et papiers-cartons)*

***Tableau 3.12** : Valeur du « rapport d'aromaticité », 1650cm^{-1}/2930cm^{-1}, pour les composts de laboratoire à 0 et 12 semaine de compostage, les déchets compostés et les composts industriels à 3 et 6 mois de compostage*

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	Déchets verts	Biodéchets	Papiers
Initial	2.18	1.40	1.09	1.18	1.05	1.79	1.82	1.35	2.20	0.91	0.99
12 semaines	2.26	2.12	2.14	1.77	1.17	2.28	2.12	1.76			

	DV1	DV2	DV2re	BIO1	BIO2	BIO3	BIO3st	OM1	OM2	OM3	OM3st	DVB1	DVB2
3 mois	2.32	2.24	nd	2.44	2.51	2.76	nd	1.97	1.74	1.82	nd	2.03	1.84
6 mois	2.50	2.27	2.57	2.53	2.83	2.60	2.67	2.38	2.07	1.99	1.56	2.03	1.91

nd : non déterminé

Les spectres des **mélanges initiaux** sont la combinaison des spectres des intrants (Figures 3.29 et 3.30). L'analyse des cendres des différents mélanges initiaux met en évidence la part d'absorption imputable à la fraction minérale. Les carbonates sont responsables de la moitié environ de l'absorption à 1430 cm^{-1}, et de la totalité de l'absorption à 874 cm^{-1}. A 1050 cm^{-1}, la fraction minérale (silice) est responsable d'environ 20% (R5) à 30% (R1) de l'absorption. Ceci met en évidence la présence non négligeable de Silice dans les déchets verts collectés. Les mélanges initiaux ayant les rapports d'aromaticité les plus élevés sont les mélanges qui contiennent le plus de déchets verts (ou le moins de papiers-cartons) (Tableau 3.12).

Le mélange R1 se distingue des autres mélanges. Son spectre est logiquement très proche de celui des déchets verts. La présence de cires et d'acides gras dans les biodéchets peut expliquer une amplitude d'absorption à 1430 cm^{-1} plus forte que pour les déchets verts.

Les bandes d'absorption à 3690 cm^{-1} et 3620 cm^{-1} (O-H phénols) bien distinctes, caractéristiques des papiers-cartons (Figure 3.28), apparaissent sur les mélanges initiaux R3, R4, R5 et R8, qui ont un contenu en papier supérieur à 38%. Les nombreux pics d'absorption entre 1400 cm^{-1} et 1030 cm^{-1} sont également logiquement plus visibles sur ces quatre composts riches en papiers-cartons. Le rapport d'aromaticité (1650/2930) de R1 est de 2.18 et donc très supérieur à celui des autres mélanges (entre 1.05 et 1.82), et est quasi-identique à celui des déchets verts (2.20) (Tableau 3.12). **Ce niveau d'aromaticité plus élevé explique que le mélange initial R1 soit moins biodégradable que les mélanges contenant une fraction de papiers-cartons** (Figure 3.17, Chapitre 2). A titre de comparaison, Ouatmane *et al.* (2000) obtiennent un rapport d'aromaticité de 1 sur des ordures ménagères en tout début de compostage.

● *Evolution au cours du compostage*

Rappelons que les pastilles sont réalisées à partir de la même masse de carbone, et donc à partir de masses de matière totale différentes. Or il a été vu que la proportion de COT dans la matière sèche totale diminue au cours du compostage (Chapitre I). Une augmentation de la contribution de la fraction minérale à l'absorption des bandes 1450 cm^{-1} (pour les carbonates) et 1030 cm^{-1} (pour la silice) est donc logiquement observée entre 0 et 12 semaines.

Pour R1, aucune évolution importante n'est observée. La part de composés organiques à 1050 cm^{-1} (C-C,C-O polysaccharides) reste assez importante à 12 semaines. Les polysaccharides n'ont donc été que partiellement dégradés. Le rapport d'aromaticité (1650/2930) n'évolue pas au cours du compostage ce qui semble traduire une certaine homogénéité de la dégradation des composés aromatiques et aliphatiques présent dans ce mélange.

La bande d'absorption à 1510 cm^{-1} (C=C aromatique) caractéristique de la lignine apparaît plus nettement à 12 semaines pour l'ensemble des composts, excepté R1. Les analyses étant faites sur les mêmes masses de COT, cette **augmentation de la part de lignine** correspond à la concentration de la lignine dans la MOT décrite précédemment, et observée lors du fractionnement biochimique. Les bandes étroites dans la région

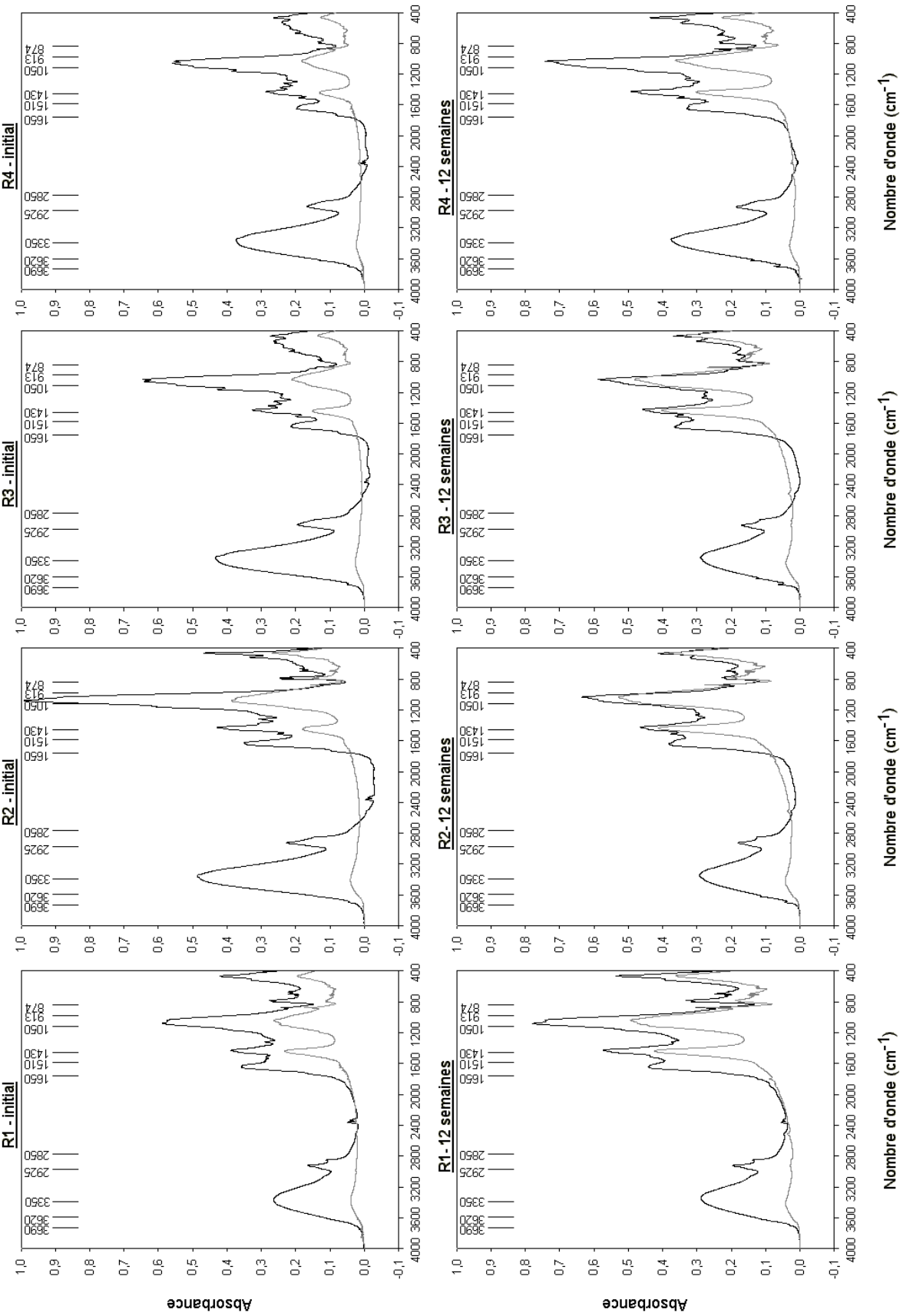


***Figure 3.29** : Spectres IRTF des composts de laboratoire R1 à R4 (noir épais) et des cendres de ces composts (gris fin) en début et en fin de compostage.*

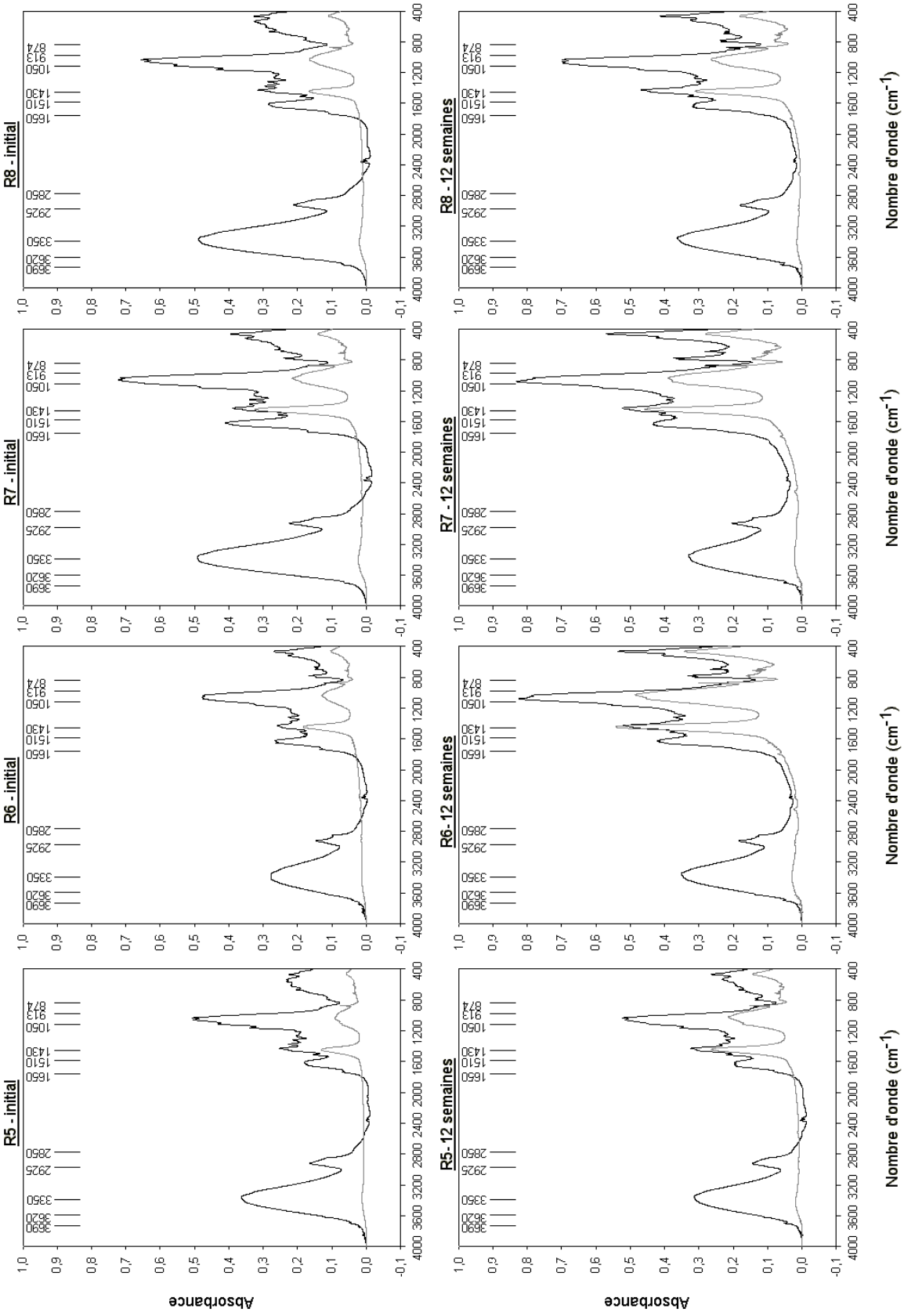


Figure 3.30 : Spectres IRTF des composts de laboratoire R5 à R8 (noir épais) et des cendres de ces composts (gris fin) en début et en fin de compostage.

située entre 1400 cm^{-1} et 1030 cm^{-1} qui étaient bien visibles pour les mélanges initiaux de R3, R4, R5 et R8, sont moins visibles à 12 semaines de compostage. Cela traduit la **dégradation des nombreux composés aliphatiques, mais aussi phénoliques** susceptibles de vibrer dans cette région. Plus spécifiquement, l'importante diminution de la bande située à 1050 cm^{-1} correspond à la **dégradation des polysaccharides**. Cela correspond à la dégradation de la cellulose observée lors du fractionnement biochimique. Pour tous les composts contenant des papiers-cartons (c'est à dire tous sauf R1), **le niveau d'aromaticité (1650/2930) augmente** de manière sensible entre 0 et 12 semaines (Tableau 3.12). L'augmentation est la plus importante pour les composts R2, R3 et R6. A 12 semaines, ces composts ont des rapports d'aromaticité compris entre 3.00 (R2) et 3.28 (R6), c'est à dire voisins du compost sans papiers-cartons (R1). Les composts R4, R5 et R8, riches en papiers-cartons, présentent des augmentations plus faibles, en particulier R5 qui, rappelons-le, est le compost qui se stabilisent le plus lentement. L'augmentation de la proportion de la part d'aromatiques par rapport aux aliphatiques au cours du compostage a été montrée dans les travaux sur ce sujet : Inbar *et al.* (1989) trouvent un rapport d'aromaticité en fin de compostage de fumier de 2.3 (contre 1.5 pour le produit initial) et Ouatmane *et al.* (2000) obtiennent un rapport d'aromaticité de 1.3 en fin de compostage d'ordures ménagères (contre 1.0 en tout début de compostage).

Au bout de 12 semaines de compostage on observe une **atténuation des différences liées aux proportions initiales des déchets**. Ces résultats vont dans le sens des expérimentations de Sugahara & Ionoko (1981) sur les substances humiques des composts, qui constatent que les différences entre composts s'estompent lorsqu'ils se stabilisent. Cette vision est également partagée par Ouatmane *et al.* (2000) qui montrent que lorsqu'un compost atteint un certain niveau de stabilité, il devient un mélange homogène dont les caractéristiques sont indépendantes de la nature des déchets compostés.

III.3.b Composts industriels

Les **composts de déchets verts** âgés de 3 mois de compostage ont des spectres IR proches (Figure 3.31), comparables à celui du compost de laboratoire R1 (Figure 3.29). La principale différence entre DV1 et DV2 est la teneur beaucoup plus faible en carbonates du compost DV2 par rapport à DV1 (bandes à 1430 cm^{-1} et 874 cm^{-1}), qui est en accord avec les résultats fournis par l'analyse chimique (Tableau 3.3, Chapitre I). La contribution organique de l'absorption à 1430 cm^{-1} (carbonates et C-H aliphatiques) est faible pour les deux composts, ce qui peut traduire la dégradation totale des composés aliphatiques responsables de ces absorptions au cours des 3 premiers mois de compostage. Pour ces deux composts de déchets verts, le rapport d'aromaticité (1650/2930) à 3 mois de compostage est similaire à celui de R1 également à 3 mois (entre 2.24 et 2.32) (Tableau 3.12). Ce rapport augmente légèrement entre 3 et 6 mois de compostage, et atteint une valeur maximale de 2.57 pour DV2re-6m (retournements fréquents), qui justifie sa plus grande stabilité (Figure 3.19, Chapitre II).

La lignine est responsable des absorptions observées aux fréquences 1520 cm^{-1} (C=C aromatiques), et vraisemblablement à une partie de l'absorption à 1650 cm^{-1} (C=C aromatiques), 1350 cm^{-1} (C-O phénoliques). La baisse de l'intensité des bandes d'absorption à ces fréquences, particulièrement visible pour DV2, peut s'expliquer de deux façons. La première consiste à supposer que le compostage au-delà de 3 mois des déchets

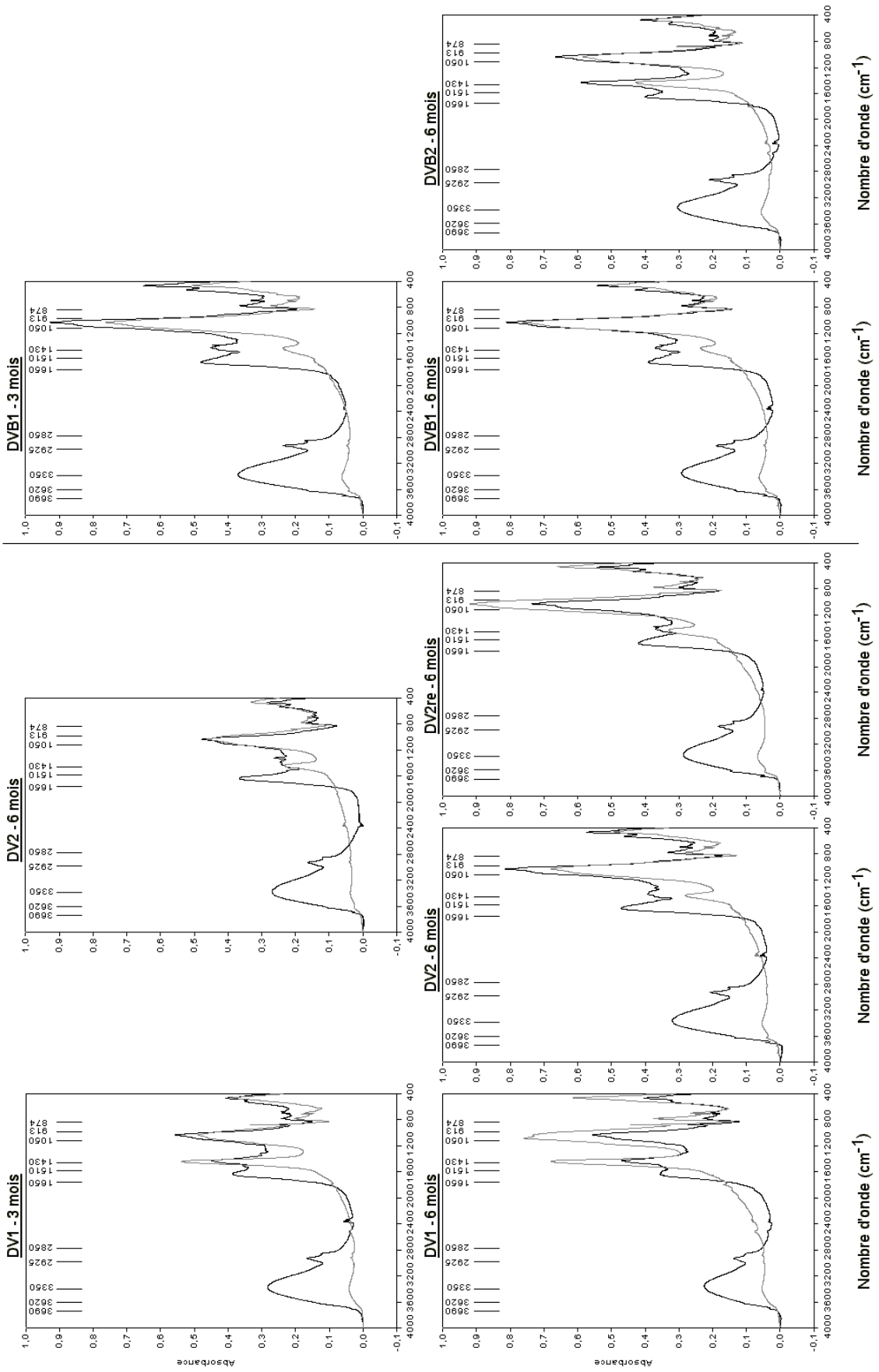


***Figure 3.31** : Spectres IRTF des composts industriels de déchets verts et des co-composts industriels de déchets verts plus boues (noir épais) et des cendres de ces composts (gris fin) après 3 et 6 mois de compostage.*

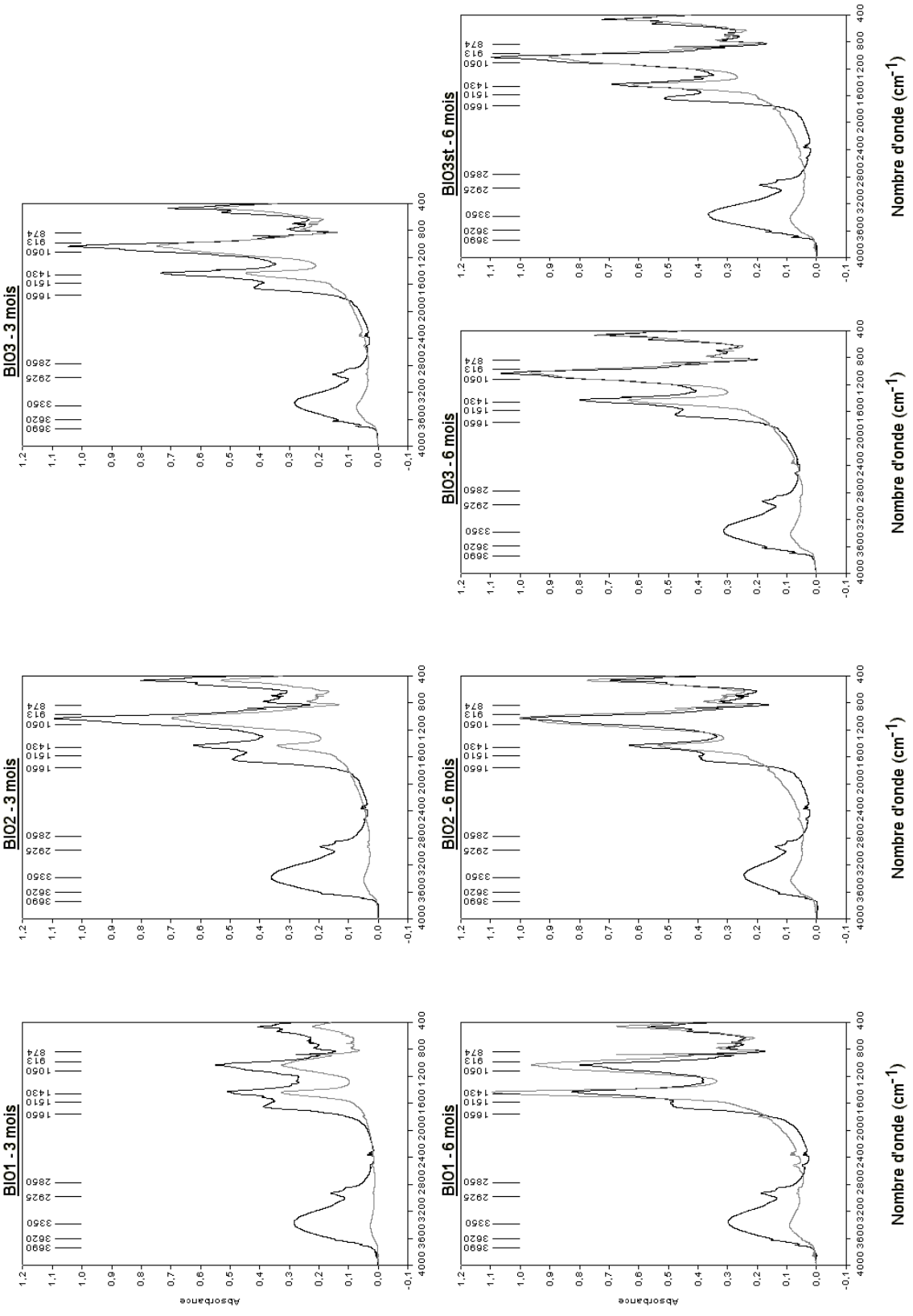


Figure 3.32 : Spectres IRTF des composts industriels de biodéchets (noir épais) et des cendres de ces composts (gris fin) après 3 et 6 mois de compostage.

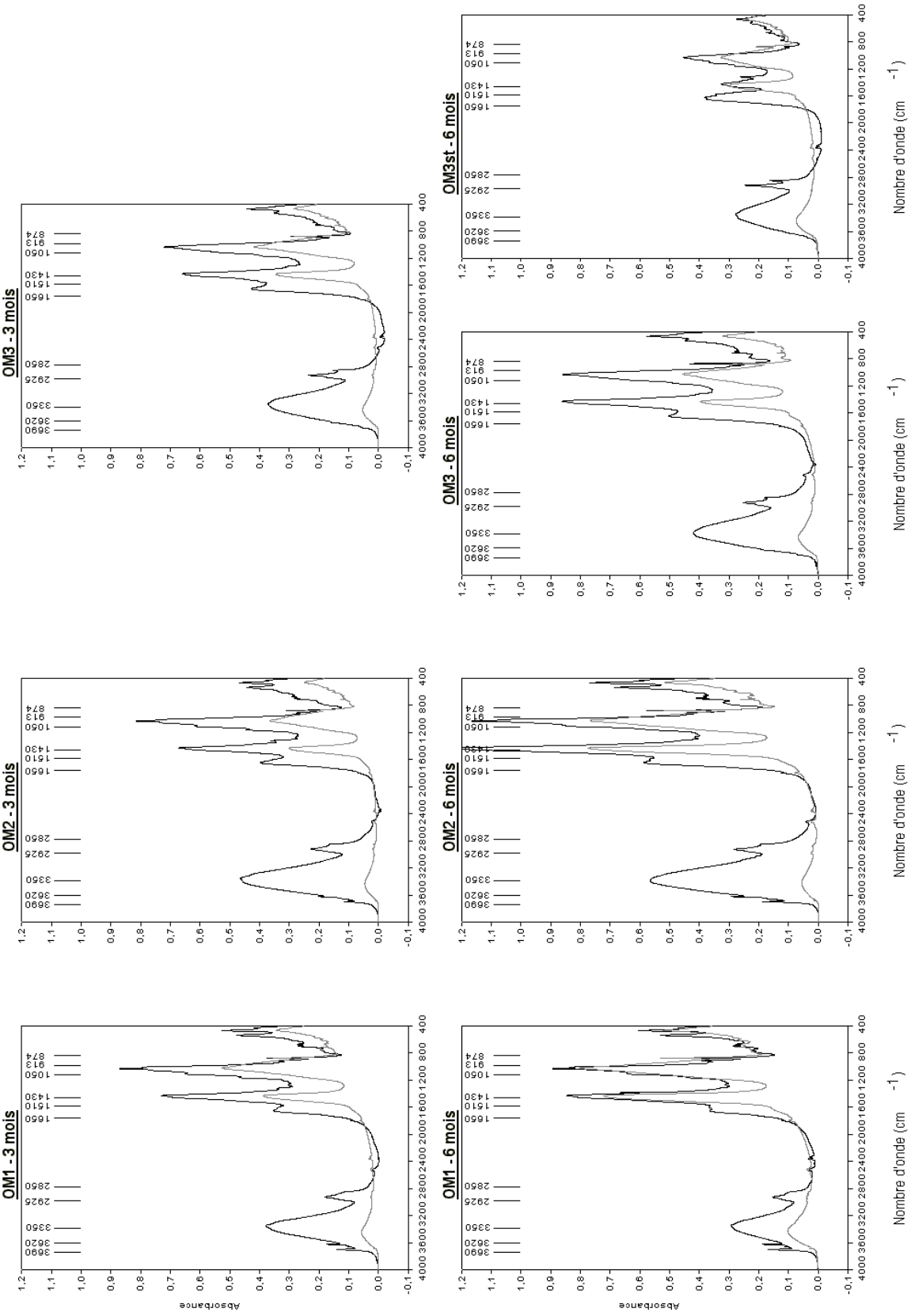


***Figure 3.33** : Spectres IRTF des composts industriels d'ordures ménagères (noir épais) et des cendres de ces composts (gris fin) après 3 et 6 mois de compostage.*

verts permet de dégrader une partie de la lignine, dégradation observée dans les composts de laboratoire et mise également en évidence lors du fractionnement biochimique. La seconde hypothèse consiste à supposer que le compostage des déchets verts au-delà de 3 mois permet de lier la lignine, ou d'autres composés phénoliques à d'autres composés, empêchant ainsi la vibration des liaisons caractéristiques des phénols par exemple. Cette seconde hypothèse s'appuie sur l'idée que les acides humiques sont constitués d'un amas de composés aux caractéristiques structurales et fonctionnelles variées (McCarty, 2001).

Pour les **co-compost de boue et de déchets verts**, il y a peu d'évolution entre 3 et 6 mois (Figure 3.31). Le rapport d'aromaticité (1650/2930) évolue peu : stable à 2.03 pour DVB1, et 1.83 à 1.91 pour DVB2 (Tableau 3.12). Zaccheo *et al.* (2002) obtiennent des valeurs similaires sur un co-compost de boues et d'ordures ménagères âgé de 6 mois. Le compost DVB1 à 3 mois présente un spectre proche de celui de DV2 obtenu à partir du même gisement de déchets verts. La faible amplitude de l'absorption à 1450 cm^{-1} (C-H acides, carbonates) rend visible la bande étroite à 1384 cm^{-1} (nitrates). La présence de silice est très visible (1050 cm^{-1}). Le rapport d'aromaticité (1650/2930) est plus faible sur DVB1 (2.03 à 3 et 6 mois) que sur DV2 (2.32 et 2.5 à 3 et 6 mois) traduisant un caractère plus aliphatique du co-compost avec boue après 3 mois de compostage. Le spectre de DVB2 à 3 mois n'offre pas de différence importante avec le spectre de DVB1. L'absence de pics visibles à 3690cm-1 et 3650 cm^{-1} (OH phénols) est vraisemblablement dû à l'absorption importante de composés aliphatiques (O-H, N-H) à 3400 cm^{-1} .

Les trois **composts de biodéchets** ont des spectres assez voisins dès trois mois de compostage (Figure 3.32). La principale différence se situe au niveau de la composante minérale. Pour BIO1, carbonates et silice sont présents en quantités voisines, alors que pour BIO2 et BIO3, la silice prédomine. La quantité plus importante de déchets verts dans les mélanges initiaux de BIO2 et BIO3 n'apparaît pas sur les spectres.

Entre 3 et 6 mois, les fractions organiques responsables de l'absorption à 1450 cm^{-1} (C-H acides gras) et 1030 cm^{-1} (C-O polysaccharides probablement) diminuent nettement. Ces résultats confirment la dégradation de la cellulose observée lors du fractionnement biochimique. A 6 mois, le pic caractéristique des nitrates (1380 cm^{-1}) apparaît pour BIO3-6m. Le pic des nitrates n'apparaît pas pour BIO1, pourtant riche en nitrates (Tableau 3.3, Chapitre I), certainement à cause de la forte teneur en carbonates qui le masque. Pour BIO1 et BIO2 le rapport d'aromaticité (1650/2930) augmente légèrement entre 3 et 6 mois (2.44 à 2.53, et 2.51 à 2.83 respectivement). En revanche BIO3 présente une légère diminution (2.75 à 2.61) qui va l'encontre des différences de biodégradabilité observées lors des incubations.

Le spectre de BIO3st-6m présente des différences avec BIO3-6m. L'intensité plus élevée à 1650 cm^{-1} est probablement due aux amides. En effet nous avons vu que BIO3st-6m était plus riche en azote organique que BIO3-6m. La contribution organique à l'absorption à 1050 cm^{-1} traduit la présence plus importante de polysaccharides. L'absence de retournement après la phase active de dégradation peut expliquer un manque d'activité microbienne entraînant une moins bonne dégradation des polysaccharides. Le rapport d'aromaticité apparaît supérieur dans BIO3st-6m que dans BIO3-6m. Ceci va à l'encontre de la biodégradabilité évaluée lors des incubations.

Les valeurs du rapport d'aromaticité (1650/2930) des compost de biodéchets que nous avons trouvées sont supérieures à la valeur de 1.6 donnée par Zaccheo *et al.* (2002) pour un compost de biodéchets âgé de 6 mois.

Les **composts d'ordures ménagères** à 3 mois ont des spectres IR différents des composts de déchets verts (Figure 3.33). Le pic d'absorption à 1650 cm^{-1} (C=C aromatiques, C=O amides, N-H amides, O=C quinones) est nettement moins marqué que le pic à 1430 cm^{-1} (C-H acides gras notamment). La présence importante de composés aliphatiques apparaît également à 2925 cm^{-1} et 2850 cm^{-1}, et vraisemblablement à 3400 cm^{-1} (O-H). Ces composts sont riches en polysaccharides (C-O à 1030 cm^{-1}). Les pics à 3690 cm^{-1} et 3620 cm^{-1} (O-H phénols) sont plus intenses pour OM1 et OM2 que pour OM3, confirmant la plus grande part de lignine dans OM1 et OM2 à 3 mois que dans OM3 observée lors du fractionnement biochimique, et attribuable à la plus grande proportion de déchets verts dans les deux premiers composts.

Entre 3 et 6 mois de compostage, la diminution de l'intensité de la bande d'absorption à 1030 cm^{-1} par rapport à 1430 cm^{-1} montre la dégradation des polysaccharides qui confirme les résultats des fractionnements détaillés précédemment. Le rapport d'aromaticité (1650/2930) augmente de manière importante pour OM1 et OM2 (1.97 à 2.38 et 1.74 à 2.07 respectivement), et de manière peu marquée pour OM3 (1.82 à 1.99). Ceci montre l'**évolution d'une matière organique riche en composés aliphatiques vers une matière organique plus riche en composés aromatiques** et est cohérent avec les différences de stabilisation de la matière organique observées sur ces composts (Figure 3.18, Chapitre II). Cependant **il est impossible de dire s'il s'agit d'une création de composés aromatiques, d'une résistance plus importante des composés aromatiques entraînant leur concentration** dans la matière organique, ou d'une combinaison de ces deux processus.

L'intensité de l'ensemble des pics diminue (dans des proportions variables) entre 3 et 6 mois de compostage malgré la quantité de matière sèche analysée supérieure dans le cas des composts à 6 mois. Cela traduit soit une dégradation de l'ensemble des composés, des sucres simples à la lignine, soit la création de composés plus complexes ayant pour effet d'empêcher la vibration de certaines liaisons.

La bande étroite située à 1380 cm^{-1} pour OM1-6 mois, correspond à l'apparition des **nitrates** au cours du compostage de OM1. La minéralisation de l'azote peut expliquer une partie de la diminution de l'amplitude des bandes situées à 1650 cm^{-1} (C=O amides, N-H amines primaires et amides) et 3400 cm^{-1} (N-H amides) des composts OM1 et OM2. Les analyses chimiques confirment ces quantités élevées de nitrates mesurées sur OM1 et OM2 à 6 mois de compostage.

Il y a peu d'évolution entre OM3-3m et OM3-6m. En revanche le compost OM3st-6m (sans retournement ni arrosage après la phase de dégradation intensive) présente un spectre bien différent. Il contient une proportion importante de composés aliphatiques comme le montre l'intensité de l'absorption à 2950 cm^{-1} et 2850 cm^{-1}. Son rapport d'aromaticité est de 1.56 (contre 1.99 pour OM3-6m) (Tableau 3.12). Le pic élevé à 1650 cm^{-1} est vraisemblablement dû aux composés aminés. La suppression de la composante organique de l'absorption à 1050 cm^{-1} correspond à la dégradation de la cellulose. Ce compost est donc caractérisé par une consommation de sa cellulose, une quantité importante d'azote organique et de composés aliphatiques. Cela s'explique par des conditions anaérobies au sein de ce compost, comme le pH acide l'a laissé supposer. Ces résultats sont en parfait accord avec les résultats obtenus par les fractionnements précédents.

Les analyses en infrarouge montrent que des composés aliphatiques sont toujours bien présents, même après 6 mois de compostage pour l'ensemble des composts. Ceci confirme les résultats obtenus lors des fractionnements montrant le maintien de composés solubles, conjointement à une stabilisation biologique des composts, pendant toute la durée de compostage. Ces composés aliphatiques pourraient être d'origine microbienne, ce qui pourrait expliquer leur relative résistance face la biodégradation (Pelmont, 1993; Lichtfouse *et al.*, 1998) et expliquer la stabilisation des composts au cours du compostage.

Conclusion du Chapitre III

Ce chapitre avait pour objet la caractérisation de la matière organique des composts à différents stades de son évolution. Cette caractérisation a été réalisée par deux méthodes de fractionnement. La première, issue du fractionnement Van Soest a permis de déterminer la répartition de la matière organique en familles biochimiques (composés solubles, cellulose, hémicellulose, lignine). La seconde, basée sur l'extraction des substances humiques, a conduit à séparer la matière organique en trois classes de produits offrant des propriétés d'extractibilité différentes. En complément de ces fractionnements, des analyses en spectrométrie infrarouge à transformée de Fourier (IRTF) ont permis d'identifier des composés organiques ainsi que leur représentativité au sein des composts. Les analyses effectuées sur les composts en réacteur de laboratoire nous ont permis d'interpréter les résultats fournis par les composts industriels. Nous avons pu en particulier évaluer l'influence respectives du procédé de compostage et des caractéristiques des déchets compostés. Le Tableau 3.13 et la Figure 3.34 mettent en relation les résultats présentés dans ce chapitre.

La stabilisation de la matière organique au cours du compostage résulte d'une part de la **diminution de la présence de composés facilement métabolisables** par les micro-organismes (principalement de la cellulose), et d'autre part de **l'augmentation de la présence de composés plus réfractaires**, soit issus des déchets initiaux, comme par exemple la lignine des déchets verts, soit d'origine microbienne. Ceci se traduit par une augmentation du rapport d' « humification » RH (C_{AH}/C_{AF}), du rapport d'aromaticité (1650 cm^{-1}/2930 cm^{-1}), et du rapport LIGN/(CELL+HEMI), au cours du compostage.

Les composés facilement métabolisables sont principalement des composés cellulosiques. Une forte proportion d'entre eux est dégradée en début de compostage, comme le montre le fractionnement biochimique, ou la diminution de la part du carbone non extractible. Des glucides de faible poids moléculaire, ainsi que des protéines, sont également rapidement dégradés en tout début de compostage.

La présence plus grande de composés réfractaires s'explique par la concentration de la lignine au sein de la matière organique du compost. Nous avons vu en effet que la lignine était dégradée en quantités non négligeables, mais toutefois en proportion inférieure à celle de l'ensemble de la matière organique. L'**efficacité rapide des champignons et actymomycètes aérobies** a été mise en évidence par cette dégradation de la lignine dès le début du compostage en réacteur de laboratoire.

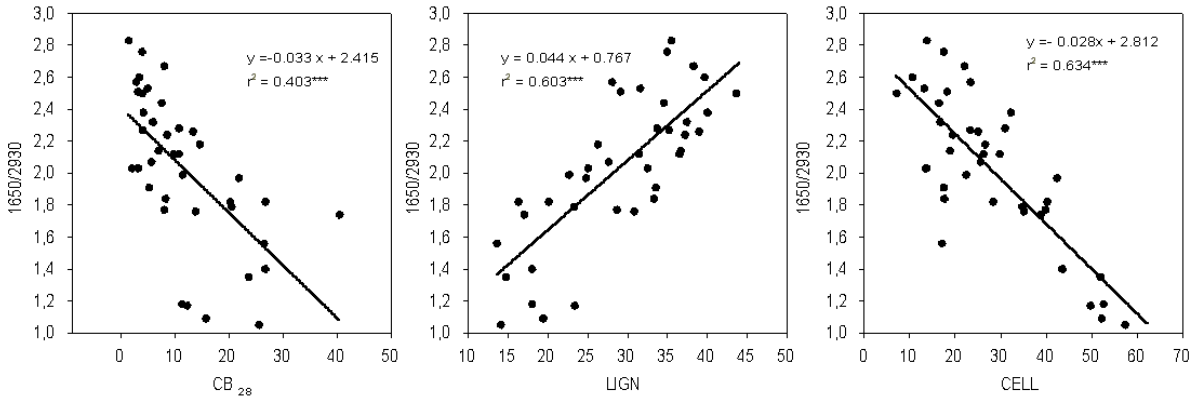


***Figure 3.34** : Corrélation entre le « rapport d'aromaticité » (1650cm^{-1}/2930cm^{-1}) et les proportions de lignine (LIGN) et de cellulose (CELL) dans la matière organique totale, et le CB_{28} des composts de laboratoire en début et en fin de compostage, et des composts industriels à 3 et 6 mois de compostage.*

***Tableau 3.13** : Matrice de corrélations entre les analyses de fractionnement de la matière organique, de l'ensemble des composts, les caractéristiques des déchets compostés, et la biodégradabilité de leur matière organique (*, ** et *** indique une significativité au seuil de 5%, 1% et 0.1% - 73 individus).*

	déchets verts	Biodéc.	papiers	âge	MOT	COT	C/N	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	LIGN/HEMI+CELL	AF	AH	HUMINE	RH
déchets verts	-															
biodéchets	**-0.660*** **	-														
Papiers-cartons	**-0.965*** **	**0.482*** **	-													
âge	0.175	-0.226	-0.167	-												
MOT	**-0.554*** **	**0.396*** **	**0.533*** **	**-0.741*** **	-											
COT	**-0.511*** **	**0.329** **	**0.500*** **	**-0.707*** **	**0.949*** **	-										
C/N	**-0.530*** **	**0.341** **	**0.531*** **	**-0.627*** **	**0.865*** **	**0.852*** **	-									
SOLU	**0.288***	-0.180	**-0.331** **	**0.657*** **	**-0.701*** **	**-0.706*** **	**-0.698*** **	-								
HEMI	-0.073	0.149	0.057	**-0.376** **	0.220	**0.288***	**0.251** **	**-0.571*** **	-							
CELL	**-0.571*** **	**0.304** **	**0.602*** **	**-0.700*** **	**0.893*** **	**0.850*** **	**0.863*** **	**-0.811*** **	**0.233***	-						
LIGN	**0.577*** **	**-0.325** **	**-0.554*** **	**0.390*** **	**-0.597*** **	**-0.545*** **	**-0.568*** **	0.123	-0.031	**-0.606*** **	-					
LIGN/HEMI+CELL	**0.602*** **	**-0.394*** **	**-0.585*** **	**0.610*** **	**-0.689*** **	**-0.668*** **	**-0.588*** **	**0.577*** **	**-0.366** **	**-0.789*** **	**0.703*** **	-				
C_{AF}	-0.033	0.056	0.022	-0.087	0.077	0.033	-0.044	**0.250***	-0.042	-0.025	**-0.345** **	-0.108	-			
C_{AH}	**0.563*** **	**-0.418*** **	**-0.567*** **	**0.548*** **	**-0.708*** **	**-0.728*** **	**-0.619*** **	**0.621*** **	**-0.238***	**-0.664*** **	**0.260***	**0.470*** **	0.125	-		
C_{HUMINE}	**-0.398*** **	**0.274***	**0.412*** **	**-0.368** **	**0.497*** **	**0.534*** **	**0.501*** **	**-0.639*** **	0.214	**0.521*** **	0.033	**-0.283***	**-0.662*** **	**-0.818*** **	-	
RH	**0.451*** **	**-0.353** **	**-0.444*** **	**0.540*** **	**-0.656*** **	**-0.658*** **	**-0.474*** **	**0.464*** **	-0.223	**-0.564*** **	**0.329** **	**0.449*** **	**-0.388** **	**0.777*** **	**-0.365** **	-
CB_{28}	**-0.413*** **	**0.293***	**0.411*** **	**-0.522*** **	**0.593*** **	**0.548*** **	**0.417*** **	**-0.329** **	0.138	**0.591*** **	**-0.612*** **	**-0.603*** **	**0.533*** **	**-0.494*** **	0.056	**-0.688*** **

Une humification de la matière organique au cours du compostage peut aussi expliquer cette stabilisation. Cependant, l'absence de purification des substances humiques extraites n'a pas permis de faire la part entre de « véritables » substances humiques, et des biomolécules initialement présentes ou produits de dégradation, ayant des propriétés d'extractibilité similaires.

Nous avons vu également que le compartiment soluble devenait très vite constant au cours du compostage, traduisant **des transferts de compartiments et peut être également la synthèse microbienne de composés solubles plus résistants face à la biodégradation**.

La stabilisation de la matière organique des composts est très dépendante du type de déchets compostés et plus particulièrement des papiers-cartons et déchets verts. L'influence réelle des biodéchets n'a pas pu être mise en évidence du fait de la gamme de variation trop faible dans la matière sèche des mélanges initiaux, ce qui est sans doute toujours le cas pour des composts industriels.

La présence importante de lignine confère aux composts à très forte teneur en déchets verts une certaine stabilité dès le début du compostage. C'est typiquement le cas de R1 pour les composts de laboratoire, et le cas des composts de déchets verts pour les composts industriels.

La **présence trop importante de papiers-cartons ralentit la vitesse de stabilisation** des composts au cours du compostage. Ceci s'explique par un excès de cellulose par rapport à l'azote du milieu. Les composts de laboratoire R4, R5, et dans une moindre mesure R8 se trouvent dans cette configuration, ainsi que les composts industriels à base d'ordures ménagères. A 3 mois, ces derniers sont encore très instables malgré l'utilisation de procédés de compostage accélérés, avec des RH inférieurs à 1, et un prédominance des polysaccharides sur la lignine. A 6 mois, en cas de retournements réguliers des tas durant la phase dite de maturation, ces composts sont stables voire très stables, avec des RH supérieurs 1 et une prédominance de la lignine.

Une présence modérée de papiers-cartons fournit au milieu de la cellulose qui favorise une évolution rapide du compost qui se stabilise vite, que le procédé soit accéléré ou non. Ceci peut aussi s'expliquer par la résitance de la lignine très présente dans ces mélanges riches en déchets verts. C'est le cas du compost de laboratoire R2, R3, R6 et R7 et des composts industriels à majorité de déchets verts, c'est à dire les composts appelés composts de biodéchets, et les co-composts de boues et de déchets verts. Des 3 mois de compostage, ces composts industriels sont caractérisés par des niveaux d'« humification » ($RH=C_{AH}/C_{AF}$), et d'aromaticité (1650 cm^{-1}/2930 cm^{-1}) élevés, comparables aux composts de déchets verts. De tels mélanges semblent donc propices à un compostage efficace.

L'absence de retournement durant la phase dite de maturation peut générer des conditions anaérobies. C'est le cas du OM3st, criblé finement et riche en composés facilement métabolisables, qui reste très instable à 6 mois de compostage à cause de l'accumulation de composés solubles dans sa matière organique, et malgré la dégradation importante de sa cellulose.

L'intérêt des retournements apparaît également en comparant OM1 et OM2, produits à partir des mêms déchets. OM1, retourné très fréquemment s'est stabilisé plus rapidement que OM2, soumis à une simple aération forcée, vraisemblablement du fait de l'exposition de nouvelles surfaces à la biodégradtion microbienne.

Au fil du compostage, en conditions d'aération satisfaisantes, les composts évoluent vers un produit aux caractéristiques de plus en plus semblables et indépendantes des conditions de fabrication (procédé et type de déchets).

Chapitre IV :
Indicateurs de Maturité des Composts

L'influence de la nature des déchets compostés et des procédés de compostage sur les caractéristiques de la matière organique des composts et leur évolution au cours du compostage ont fait l'objet des chapitres précédents. Nous avons vu que la présence importante de déchets verts dans les mélanges initiaux permet d'obtenir des composts rapidement stables, que le procédé de compostage soit accéléré ou lent (dès 3 mois sur plate-forme industrielle); la stabilité étant entendue comme une faible biodégradabilité quand les composts sont apportés à un sol. Cette propriété est attribuée à la prédominance de la lignine sur les polysaccharides dans ces mélanges. A l'opposé, les mélanges très riches en papiers-cartons (ordures ménagères) se stabilisent plus lentement. Une certaine stabilité peut être atteinte à partir de 6 mois de compostage à condition que le compost soit bien travaillé durant la phase dite de maturation (retournements, arrosage si nécessaire). Ce comportement est attribué à la prédominance des polysaccharides sur la lignine dans ces mélanges, ainsi qu'à un manque d'azote initial. Au cours de ce chapitre, nous étudierons plusieurs indicateurs rendant compte des différences précédemment observées, et susceptibles d'être utilisés par les fabricants de composts. Les indicateurs étudiés ont été relevés dans la bibliographie. Ce sont des analyses chimiques classiques (pH, C/N, $N\text{-}NO_3^-/N\text{-}NH_4^+$, C_{AH}/C_{AF}), et des tests directement utilisables sur plates-formes de compostage (test d'auto-échauffement et test Solvita®). Ce chapitre se situant dans un contexte d'application, l'étude est effectuée uniquement sur les composts réalisés sur plates-formes industrielles. Suite à la réflexion sur la notion de maturité qui a été abordée lors de l'étude bibliographique (Partie 1), nous définissons le ***degré de maturité comme étant équivalent au degré de stabilité de la matière organique des composts****. Par conséquent tous les indicateurs étudiés seront comparés aux résultats de l'étude de la biodégradabilité des composts, traitée dans le Chapitre II.*

IV.1 Minéralisation du COT : la référence

Les cinétiques de minéralisation du carbone obtenues aux cours d'incubations de composts mélangés à un sol constituent la méthode de référence pour déterminer le niveau de biodégradabilité (opposé de la stabilité) d'un compost. Ces résultats sont présentés dans le Chapitre II, la répartition des composts dans les différentes classes de stabilité définies étant donnée par la Figure 3.19, où le paramètre considéré est la proportion de COT du compost minéralisé après 108 jours d'incubations à 28°C (**CB_{108}**). Le terme de maturité est un terme abondamment utilisé dans le domaine du compostage (Mustin, 1987). La vocation de ce chapitre étant de valider des outils opérationnels, nous avons voulu garder ce vocable courant de « maturité », bien que le terme de « stabilité » nous paraisse plus juste et plus explicite. Les classes de stabilité précédemment définies ont donc été associées à des classes de maturité (Tableau 3.14).

Tableau 3.14 : Définition des classes de maturité des composts, à partir des classes de stabilité définies d'après leur coefficient de biodégradabilité mesuré à 108 jours d'incubation à 28°C (CB_{108})

CB_{108} *(%COT)*	Niveau de stabilité du compost	Degré de maturité du compost
[0; 10]	Compost très stable	Maturité très élevée
]10; 15]	Compost stable	Maturité élevée
]15; 20]	Compost moyennement stable	Maturité moyenne
]20; 30]	Compost instable	Maturité faible
> 30	Compost très instable	Maturité très faible

IV.2 Indicateurs physico-chimiques classiques

IV.2.a pH

Les pH des composts étudiés sont plutôt basiques dès 3 mois, exceptés DV2-3m et OM3st-6m qui sont légèrement acides (pH de 6.5 et 5.7) (Tableau 3.15). Il n'y a pas d'évolution notable du pH entre 3 et 6 mois, y compris pour les composts d'ordures ménagères qui pourtant se stabilisent fortement durant cette période.

En théorie, la production possible d'acides organiques due à des conditions légèrement anaérobies en début de compostage se traduit par une phase d'acidification (pH autour de 5), avant de remonter et de se stabiliser à des valeurs voisines de 8 (Forster *et al.*, 1993; Avnimelech *et al.*, 1996). La constance des pH mesurés entre 3 et 6 mois, pour tous les composts y compris ceux d'ordures ménagères, indiquerait que l'on ait atteint une certaine maturité pour l'ensemble des composts, ce qui n'est pas le cas au regard de la biodégradabilité de certains composts. Les valeurs de pH obtenues ici ne permettent pas de différencier les niveaux de stabilité observés lors des incubations. Ceci montre que très rapidement le **pH n'est plus sensible au processus de stabilisation** de la matière organique et qu'il se stabilise avant que les composts n'atteignent un degré de maturité élevé. Le pH n'est pas corrélé au CB_{108} et n'apparaît donc pas être un bon indicateur de maturité pour les composts (Figure 3.35; Tableau 3.16).

IV.2.b Rapport C/N

Les rapports C/N sont tous assez bas (entre 10 et 16) à l'exception de OM1-3m et OM2-3m qui présentent des valeurs de 19 et 18 respectivement (Tableau 3.15). On observe une diminution du C/N entre 3 et 6 mois, assez marquée pour OM1 et surtout OM2 (de 18 à 12) et peu marquée pour la plupart des autres composts. On note que OM3 a un rapport C/N bas et quasiment constant dès le troisième mois de compostage (entre 10 et 11).

Le rapport C/N est fréquemment utilisé pour apprécier la stabilité des matériaux organiques. Ceci a conduit quelques auteurs à définir des valeurs seuils de 15-25 au dessous desquelles les composts étaient

considérés comme mûrs (Roletto *et al.*, 1985a; Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia , 1989). D'après ce critère tous les composts étudiés ici pourraient être considérés comme mûrs, ce qui n'est pas le cas au vu des résultats de minéralisation du carbone.

Morel *et al.* (1986), Saviozzi *et al.* (1988) ou Serra-Wittling (1995), considèrent que la valeur absolue du C/N n'est pas suffisante pour estimer la maturité d'un compost et préfèrent utiliser l'évolution du C/N au cours du compostage. Mais la comparaison des C/N avec les cinétiques de minéralisation obtenues montre également que les variations du rapport C/N ne décrivent pas de manière satisfaisante la stabilité de la matière organique, et ne permettent pas de définir la maturité des composts (Tableau 3.15). Le C/N de DV1 diminue plus entre 3 et 6 mois que celui de OM3 par exemple, alors que la biodégradabilité de OM3 diminue plus entre 3 et 6 mois que celle de DV1.

***Tableau 3.15*: Valeurs des indicateurs chimiques de maturité**

Compost	âge	C/N	δ C/N	$N\text{-}NO_3^-$ / $N\text{-}NH_4^+$	pH	RH
DV1	3 mois	16.3	-40.5	0.3	8.2	1.20
	4 mois	15.1	-44.9	0.5	8.2	1.13
	6 mois	13.6	-50.4	3.4	8.3	1.11
DV2	3 mois	14.6	-8.2	0	6.5	1.39
	4 mois	11.6	-27.0	0	8.0	2.04
	6 mois	11.6	-27.0	0	8.0	3.20
DV2re	6 mois	10.6	-33.3	0.6	8.0	4.01
BIO1	3 mois	13.4	-40.7	3.7	8.9	1.46
	4 mois	13.2	-41.6	4.8	8.9	1.44
	6 mois	12.5	-44.7	13.2	8.6	1.58
BIO2	3 mois	13.4	-25.1	2.0	8.2	4.05
	4 mois	11.8	-34.1	6.9	8.1	3.78
	6 mois	15.2	-15.1	5.3	8.7	4.35
BIO3	3 mois	14.4	-23.8	8.3	8.4	1.76
	4 mois	13.1	-30.7	23.5	8.4	1.76
	6 mois	12.7	-32.8	42.7	8.4	1.86
BIO3st	6 mois	15.7	-16.9	0.4	8.4	1.32
OM1	3 mois	19.1	-29.3	0.1	8.6	0.75
	4 mois	15.9	-41.1	0.2	8.5	0.95
	6 mois	13.9	-48.5	16.7	8.3	1.61
OM2	3 mois	17.9	-29.5	0.0	8.3	0.77
	4 mois	13.3	-47.6	0.1	8.5	0.71
	6 mois	11.1	-56.3	8.1	8.4	1.66
OM3	3 mois	11.1	-28.8	0.0	8.3	0.71
	4 mois	11.0	-29.5	0.0	8.1	1.00
	6 mois	9.6	-38.5	0.1	8.4	1.25
OM3st	6 mois	14.9	-4.5	0.0	5.7	0.33
DVB1	3 mois	10.4	-26.2	0.4	8.3	2.71
	4 mois	11.3	-19.9	0.5	7.8	2.76
	6 mois	10.3	-27.0	2.4	8.1	3.16
DVB2	3 mois	12.1	5.2	0.4	7.7	1.70
	4 mois	11.4	-0.9	2.4	7.7	1.64
	6 mois	11.4	-0.9	5.3	7.9	2.00

$RH = C_{AH}/C_{AF}$
δ C/N = variation relative du C/N, exprimée en % du C/N initial

Les valeurs de C/N obtenues sur les composts élaborés en réacteurs de laboratoire (Tableau 3.2, Chapitre I) montraient une diminution importante en début de compostage. Nous rejoignons donc Chen & Inbar

(1993) qui estime que le **C/N diminue notablement en début de compostage mais se stabilise avant que le compost n'atteigne un certain degré de maturité**. Le C/N n'apparaît que faiblement corrélé au CB_{108} (significatif au seuil de 5%) et ne semble pas être un indicateur pertinent du degré de maturité (Tableau 3.16;Figure 3.35).

Signalons que ces conclusions obtenues à partir du N total sont également valables si l'on ne considère que le N organique, car l'azote est principalement sous forme organique dans les composts (résultats non présentés). Signalons également que le C/N fait sur extrait soluble de compost pourrait donner des résultats plus pertinents que le C/N réalisé sur produit solide, et mériterait d'être étudié (Paré *et al.*, 1998).

IV.2.c Rapport $N\text{-}NO_3^-$ / $N\text{-}NH_4^+$

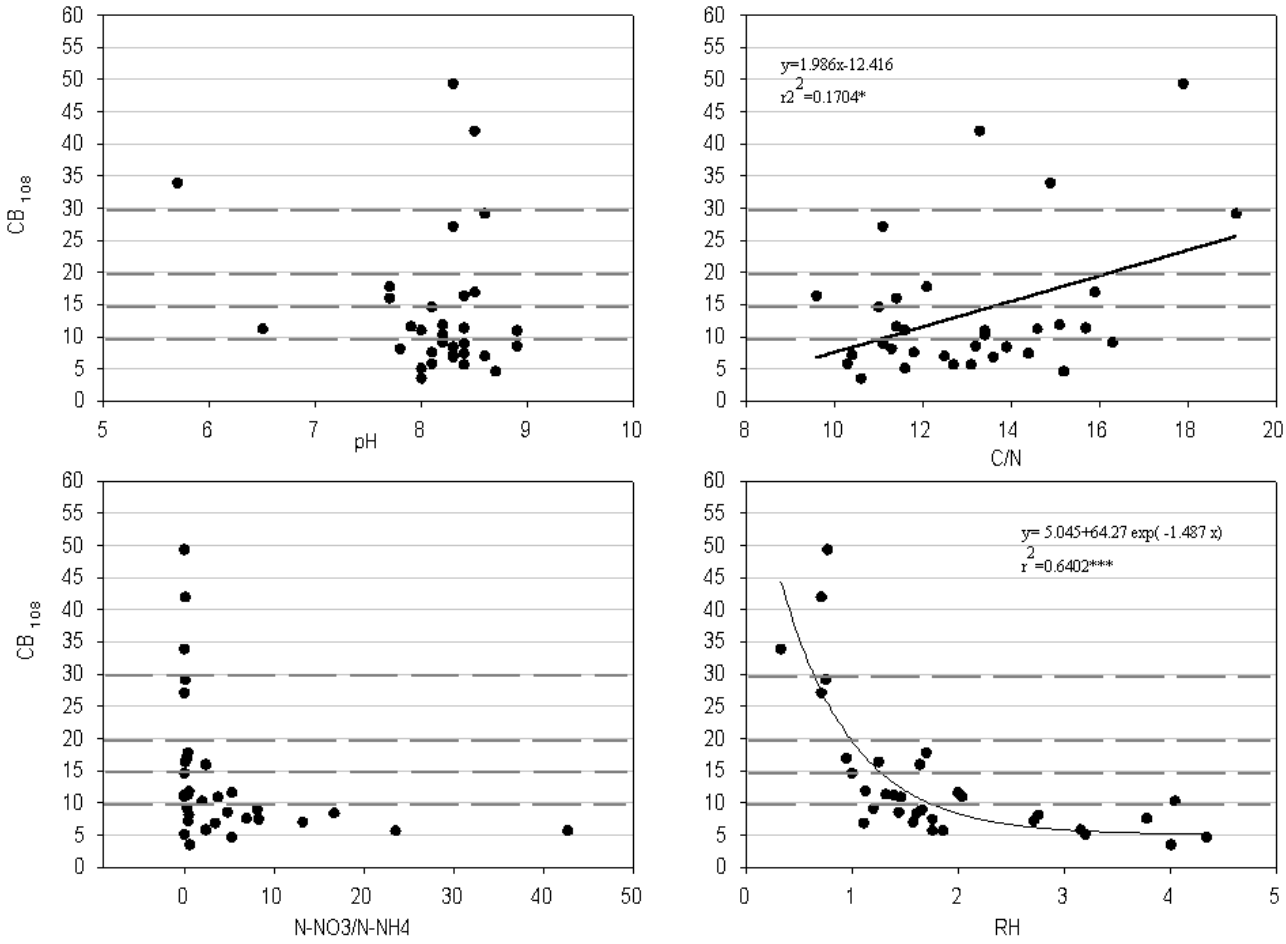
Le rapport $N\text{-}NO_3^-$ / $N\text{-}NH_4^+$ a été cité comme indicateur de maturité par Forster *et al.* (1993) ou Iglesias-Jimenez & Perez-Garcia (1989) qui considèrent un compost comme mûr lorsque le rapport est supérieur à 1 et 1.6 respectivement. Dans notre étude, les rapports sur produits non séchés varient de 0 (DV2, OM2-3m, OM3st-6m) à 42,7 (BIO3-6m) (Tableau 3.15). Tous les composts ayant des rapports $N\text{-}NO_3^-$ / $N\text{-}NH_4^+$ supérieurs à 1 sont effectivement des composts considérés comme mûrs voire très mûrs, par l'étude de leur biodégradabilité (Figure 3.35). Cependant, tous les composts considérés comme mûrs ne présentent pas forcément de rapport $N\text{-}NO_3^-$ / $N\text{-}NH_4^+$supérieur à 1. Autrement dit, **tout compost ayant un rapport $N\text{-}NO_3^+$ / $N\text{-}NH_4^-$ supérieur à 1 a un degré de maturité élevé, mais un rapport inférieur à 1 ne permet pas de conclure sur le degré de maturité du compost**. Ce résultat s'explique par l'existence de multiples facteurs pouvant entraîner la disparition des nitrates (lessivage, dénitrification, immobilisation).

Le rapport $N\text{-}NO_3^-$/$N\text{-}NH_4^+$ n'est pas corrélé au niveau de maturité défini par l'étude de biodégradabilité des composts (Figure 3.35, Tableau 3.16) et n'apparaît donc pas être un indicateur chimique pertinent pour apprécier la maturité d'un compost.

Tableau 3.16 : ***Coefficient de corrélation entre les différents indicateurs de maturité testés***

	CB_{108}	pH	$N\text{-}NO_3^-$ / $N\text{-}NH_4^+$	C/N	RH	I_{DEWAR}
pH	-0.190					
$N\text{-}NO_3^-$ / $N\text{-}NH_4^+$	-0.324	0.216				
C/N	0.413*	0.033	-0.058			
RH	-0.587***	0.114	0.058	-0.372*		
I_{DEWAR}	-0.735***	0.417*	0.381*	-0.282	0.569***	
$I_{Solvita}$	-0.503**	0.003	0.405*	-0.188	0.480**	0.681***

, ** ou * indique une significativité à P<0.05, 0.01 ou 0.001, respectivement*
CB_{108} coefficient de biodégradabilité (C minéralisé à 108 jours à 28°C, en % du COT du compost)
RH : rapport d'humification (C_{AH}/C_{AF})
$I_{Solvita}$ *: indice de maturité du test Solvita*
I_{DEWAR} *: Indice de maturité du test d'auto-échauffement (Dewar)*



IV.2.d Rapport d'humification (RH)

Les valeurs du RH (C_{AH}/C_{AF}) des composts ont été discutées dans le chapitre précédent (Tableau 3.9, Chapitre III). Les résultats, rappelés dans le Tableau 3.15, montrent que le RH est pratiquement constant pour l'ensemble des composts à forte teneur en déchets verts (DV et BIO). Seul DV2, qui est le compost à forte teneur en déchets verts qui se stabilise le plus entre 3 et 6 mois, voit son RH multiplié par plus de deux entre 3 et 6 mois (1.4 à 3.2). Les RH des composts d'ordures ménagères augmentent d'un facteur 1.8 pour OM3 (de 0.7 à 1.3) à 2.2 pour OM2 (0.8 à 1.7).

Les composts qui présentent une augmentation du RH entre 3 et 6 mois sont ceux dont la matière organique se stabilise durant cette période: DV2, OM1, OM2, OM3 et dans une moindre mesure DVB1 et DVB2 (Figure 3.18, Chapitre II).Les composts avec les RH les plus bas sont ceux qui sont les moins stables (OM1, OM2 et OM3 à 3 mois, et OM3st-6m). Mais les composts ayant les RH les plus grands ne sont pas forcément ceux qui sont apparus les plus stables lors des incubations (BIO2, DVB1, DV2). Il apparaît également que l'évolution du RH au cours du compostage n'est pas parfaitement similaire aux différences de stabilité observées. En effet, l'évolution du RH la plus grande s'observe pour DV2 alors que c'est pour OM1 qu'on observe la plus grande stabilisation de la matière organique. De même les rapports de DV1 prélevés à 3, 4 et 6 mois sont relativement faible comparés à ceux de DVB1 par exemple, alors que DVB1est moins stable à 3 mois.

La complexité des mélanges composants les extraits AH et AF (substances humiques plus biomolécules) peut expliquer ces divergences (voir Chapitre précédent).

La Figure 3.35 montre une relation significative entre l'estimation de biodégradabilité des compost (CB_{108}) utilisée comme critère de maturité et le rapport d'humification RH.

On a la relation : $CB_{108}= 5.045 + 64.27\ e^{(-1.487*RH)}$ $r^2= 0.640$ (significatif à 0.1%)

D'où $RH= (1.487)^{-1}[\ \ln 64.27 - \ln (CB_{108} -5.045)]$ *Equation 3.1*

Avec CB_{108}= indice de biodégradabilité à 108 jours (C minéralisé exprimé en % du COT)
RH= rapport d'humification (C_{AH}/C_{AF})

On en déduit cinq classes de degré de maturité pour l'indicateur RH (Tableau 3.17). Ces résultats vont dans le sens de travaux antérieurs trouvés dans la littérature (Chapitre IV, Partie 1), avec des méthodes d'extraction souvent plus poussées. Le RH paraît donc être **suffisamment sensible** pour refléter la stabilisation de la matière organique durant la phase de maturation. Il constitue un indicateur de maturité pertinent.

***Tableau 3.17 :* Valeurs seuils des classes de maturité pour l'indicateur RH (C_{AH}/C_{AF}) déduite du CB_{108} et de la relation 3.1**

CB_{108}	RH (C_{AH}/C_{AF})	Degré de maturité du compost
[0; 10]	> 1.7	Maturité très élevée
]10; 15]	]1.3;1.7]	Maturité élevée
]15; 20]	]1.0; 1.3]	Maturité moyenne
]20; 30]	]0.6; 1.0]	Maturité faible
> 30	[0.0; 0.6]	Maturité très faible

IV.3 Tests utilisables en plate-forme de compostage

IV.3.a Résultats du test Solvita

Après 3 mois de compostage, les composts à forte teneur en déchets verts (DV, BIO et DVB) ont un indice de maturité Solvita de 3 à 4 traduisant un manque de maturité (Tableau 3.18). Les composts d'ordures ménagères apparaissent très immatures à 3 mois (indices de 2 et 1). A 4 mois la plupart des produits gagnent en maturité, avec des indices de 4 ou 5 (DV1 et DV2, BIO1, OM1 et OM2, DVB1 et DVB2). BIO2 et BIO3 peuvent être considérés mûrs dès 4 mois (indice de 6 et 7). A 6 mois, seul OM3 présente un indice traduisant un manque de maturité (3), les autres composts ayant des valeurs supérieures à 5.

Si l'on dissocie les résultats de NH_3 de ceux de CO_2, on constate que les différences sont davantage dues à la minéralisation du carbone qu'à la volatilisation de l'azote ammoniacal. La comparaison avec les teneurs en NH_4 mesurées (Tableau 3.4, Chapitre I), montre que l'estimation du NH_3 volatilisé n'est pas correctement reliée à la teneur en NH_4 des composts. Par exemple, OM2-4m et DV2-4m ont à peu près la même teneur en ammonium (1.8 $mg.kg^{-1}$ et 1.7 $mg.kg^{-1}$) alors que le test Solvita leur donne des indices (NH_4) de 5 et 2 respectivement, reflétant une volatilisation plus grande avec DV2. Selon le fabricant Solvita (Woods End Research, USA), pour des composts ayant un pH de 8, un indice Solvita NH_3 de 2 et 5, correspond à une teneur en $N\text{-}NH_4^+$ de 10 $mg.kg^{-1}$ et de moins de 1 $mg.kg^{-1}$ respectivement. Pour la plupart des composts étudiés, l'indicateur CO_2 semble estimer de manière satisfaisante le niveau de stabilité de la matière organique observé lors des incubations (Figure 3.36). Signalons notamment que DV1 n'évolue pas entre 3 et 6 mois (indice CO_2 entre 5 et 6), alors que DV2 présente une nette diminution de son activité microbienne (indice CO_2 varie de 3 à 6). Ceci n'est pas vrai pour tous les composts : BIO2 et BIO3 présentent une variation importante de leur indicateur CO_2 entre 3 et 6 mois de compostage, alors qu'aucune différence notable n'a été observée lors des incubations.

Les résultats que nous trouvons confirment ceux de Changa *et al.* (2003) qui constatent une corrélation médiocre entre l'indice NH_3 et les autres tests de maturité, alors que l'indice CO_2 est un bon indicateur.

Signalons que le compost OM3st-6m a un indice de 5 supérieur à OM3-6m qui pourtant a un niveau de stabilité supérieur. Cela peut s'expliquer par la caractérisation de la matière organique détaillé dans le chapitre précédent. Ce compost s'est apparemment développé en conditions anaérobies et son pH acide (5.7), conséquence de cette anaérobiose, bloque l'activité de la microflore endogène de ce compost. Placé dans le récipient Solvita ce compost minéralise donc peu de CO_2 (indice 5), contrairement à sa forte forte minéralisation observée lorsqu'il est incorporé au sol. La faible volatilisation de l'ammoniac (indice 4)de ce compost riche en ammonium est également la conséquence de ce pH acide .

***Tableau 3.18*: Résultats des tests de maturité Solvita et auto-échauffement (DEWAR)**

compost	age	Solvita			Auto-échauffement	
		CO_2	NH_3	Indice	Tmax (°C)	Indice
DV1	3 mois	5	3	**4**	24.5	**V**
	4 mois	5	4	**5**	nd	**nd**
	6 mois	6	5	**6**	19.0	**V**
DV2	3 mois	3	3	**3**	61.3	**I**
	4 mois	7	2	**5**	34.5	**IV**
	6 mois	6	5	**6**	28.0	**V**
DV2re	6 mois	5	4	**5**	27.0	**V**
BIO1	3 mois	3	5	**3**	23.5	**V**
	4 mois	5	5	**5**	nd	**nd**
	6 mois	5	5	**5**	23.5	**V**
BIO2	3 mois	3	5	**3**	21.0	**V**
	4 mois	7	5	**7**	nd	**nd**
	6 mois	7	5	**7**	21.0	**V**
BIO3	3 mois	3	5	**3**	24.5	**V**
	4 mois	6	5	**6**	nd	**nd**
	6 mois	6	5	**6**	22.0	**V**
BIO3st	6 mois	5	3	**3**	34.0	**IV**
OM1	3 mois	2	4	**2**	62.0	**I**
	4 mois	5	3	**4**	54.0	**II**
	6 mois	5	4	**5**	23.5	**V**
OM2	3 mois	2	4	**2**	61.0	**I**
	4 mois	4	5	**4**	50.0	**3**
	6 mois	6	4	**6**	24.5	**V**
OM3	3 mois	1	5	**1**	61.5	**I**
	4 mois	2	3	**1**	60.5	**I**
	6 mois	3	4	**3**	41.0	**3**
OM3st	6 mois	5	4	**5**	70.0	**I**
DVB1	3 mois	3	3	**3**	33.0	**IV**
	4 mois	7	2	**5**	24.0	**V**
	6 mois	6	5	**6**	29.0	**V**
DVB2	3 mois	3	5	**3**	51.0	**II**
	4 mois	4	5	**4**	38.0	**IV**
	6 mois	5	5	**5**	36.0	**IV**

(nd : test d'auto-échauffement non réalisé)

Les résultats du test de maturité Solvita sont significativement corrélés à la biodégradabilité des composts (CB_{108}) (Figure 3.36). La régression linéaire donne l'équation suivante:

$$CB_{108} = 28.222 - 3.405\ I_{Solvita} \qquad r^2 = 0.253 \text{ (significatif à 1\%)}$$

D'où $I_{solvita} = (3.431)^{-1} * (29.267 - CB_{108})$ *Equation 3.2*

Avec CB_{108} : indice de biodégradabilité à 108 jours

$I_{solvita}$: indice de maturité Solvita

En utilisant la référence basée sur le $CB_{108,}$ on obtient quatre classes de maturité (Tableau 3.19). L'équation 3.2 ne permet pas de définir la classe de maturité très faible. Nous avons une classification légèrement différente de celle donnée par le fabricant qui considère 3 classes principales : compost frais ($I_{solvita}$<

3), compost fini ($I_{solvita}$>6), compost « actif » ($I_{solvita}$= [3; 6]). Mais globalement, ce test permet d'évaluer de manière assez fiable le degré de maturité des composts.

Tableau 3.19 : Valeurs seuils des classes de maturité pour l'indicateur Solvita, déduites du CB_{108} et de l'équation 3.2

CB_{108}	Indice Solvita	Degré de maturité du compost
[0; 10]	> 6	Maturité très élevée
]10; 15]	[5;6]	Maturité élevée
]15; 20]	[3; 4]	Maturité moyenne
]20; 30]	< 3	Maturité faible
> 30		Maturité très faible

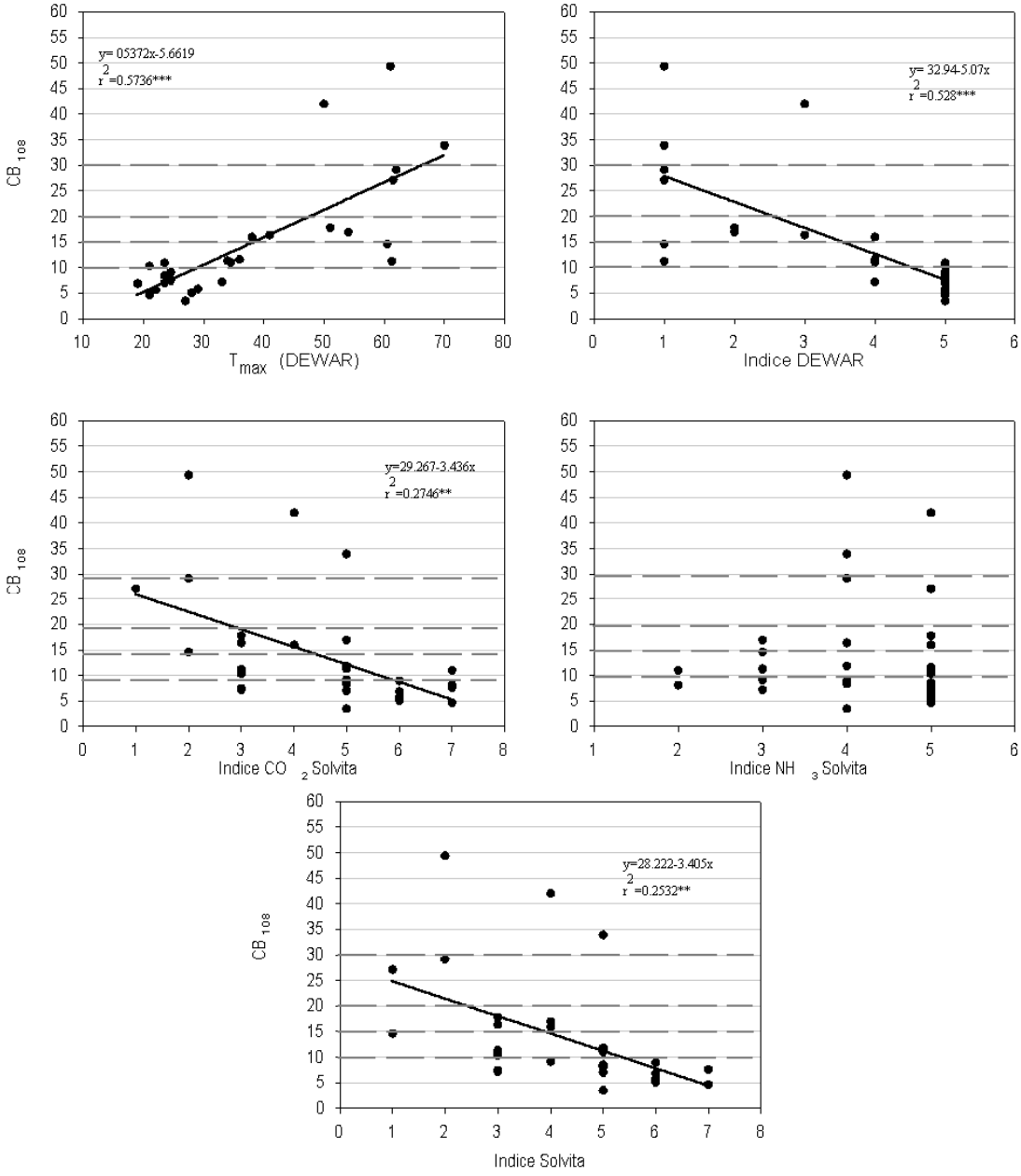


Figure 3.36 : Relation entre les indicateurs de maturité utilisables sur plate-forme de compostage et le coefficient de biodégradabilité mesuré à 108 jours (CB_{108})

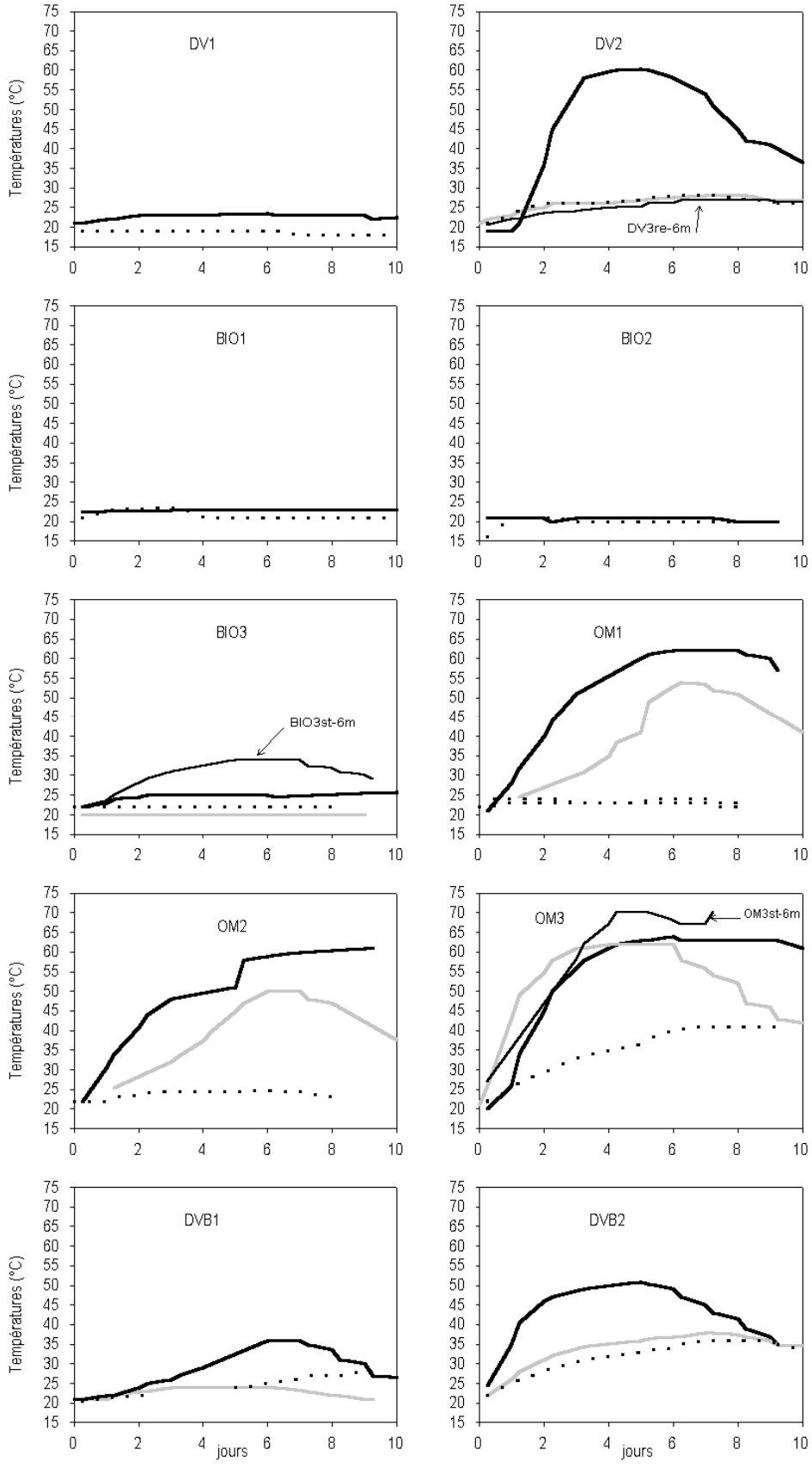


***Figure 3.37** : Evolution de la température au sein des composts industriels placés dans le vase DEWAR au cours du test d'auto-échauffement pour les composts âgés de 3 mois (continue noire), 4 mois (continue grise) et 6 mois (pointillés)*

IV.3.b Résultats du test d'auto-échauffement (Dewar)

Dès 3 mois de compostage, les composts DV1, BIO1, BIO2, BIO3, avec un indice de V, et dans une moindre mesure DVB1, avec un indice de IV, peuvent être considérés comme ayant un degré de maturité élevé (Tableau 3.18). En revanche la forte élévation de température obtenue avec DV2, OM1, OM2, OM3 et DVB2, toujours à 3 mois de compostage, traduit un manque de maturité important de ces produits (indice de I et II). Après 6 mois de compostage, le compost OM3 reste à un niveau de maturité moyen selon ce test (indice de III). On remarque que OM3st-6m est encore très immature (indice de I) et que BIO3st-6m présente un indice inférieur à BIO3-3m. Le degré de maturité donné par le test d'auto-échauffement avec le compost DV2-3m paraît faible par rapport au CB_{108} mesuré. Aucune explication n'a été trouvée.

Signalons que le résultat obtenu sur OM3st-6m est cohérent avec le CB_{108} mesuré. Ceci semble aller à l'encontre des hypothèses formulées pour expliquer le résultat obtenu sur ce compost par le test Solvita : caractéristiques intrinsèques de ce compost empêchant le développement des microorganismes endogènes. Mais le vase DEWAR étant placé à l'air libre durant un temps assez long, des micro-organismes exogènes ont pu se développer sur le compost riche en composés facilement minéralisables (voir Chapitre III). La durée du test d'auto-échauffement étant plus longue que celle du test Solvita, un changement de microflore endogène et son développement avec un temps de latence peut également expliquer la montée en température de OM3st-6m. La cinétique de température suivi par ce compost au cours du test d'auto-échauffement confirme ces hypothèses (Figure 3.37). En effet, l'élévation spontanée de la température au sein de ce compost se fait de façon moins rapide que dans OM3-3m et OM-4m qui pourtant sont plus stabilisés. Ceci traduit une activité dégradante en début de test moins intense dans OM3st-6m.

Les températures maximales atteintes dans le vase DEWAR au cours du test d'auto-échauffement sont étroitement corrélées aux résultats de biodégradabilité (Figure 3.36). La régression linéaire obtenue suit l'équation :

$$CB_{108} = - 5.6619 + 0.5037\ T_{max} \qquad r^2=0.5736 \text{ (significatif à 0.1\%)}$$

D'où $T_{max} = 0.5037^{-1} * (5.6619 + CB_{108})$ *Equation 3.3*

Avec CB_{108} = indice de biodégradabilité à 108 jours

T_{max} : température maximale atteinte dans le vase DEWAR

En utilisant la référence basée sur le CB_{108}, on obtient 5 classes de maturité basées sur les températures maximales atteintes pendant le test. On se retrouve très proche des 5 classes définies pour le test d'auto-échauffement par le FCQAO (1994) (Tableau 3.20). La différence apparaît au niveau des composts très immatures. Ces résultats confirment que l'élévation spontanée de la température est directement reliée à l'activité microbienne responsable de la minéralisation de la matière organique du compost, et donc que ce tes est un véritable test respirométrique (Rynk, 2003).

Tableau 3.20 : ***Valeurs seuils des classes de maturité pour les températures maximales atteintes lors du test d'autoéchauffement (vase DEWAR de 1.5L), déduites du CB_{108} et de l'équation 3.3 – Correspondance avec les indice de maturité donné par FCQAO (1994).***

CB_{108}	Température dans vase DEWAR	Indice d'autoéchauffement associé (FCQAO, 1994)	Degré de maturité du compost
[0; 10]	[11;31]	V	Maturité très élevée
]10; 15]	]31; 41]	IV	Maturité élevée
]15; 20]	]41; 51]	III	Maturité moyenne
]20; 30]	]51; 70]	II-I	Maturité faible
> 30	> 71	I	Maturité très faible

IV.3.c Sensibilité des tests

● *Répétabilité*

La Figure 3.38 présente les résultats obtenus avec des tests effectués en double sur trois échantillons de composts (A, B et C) de stabilité différente. Les tests sont **répétitifs**. Signalons cependant que les températures mesurées dans les vases Dewar sont légèrement différentes. Ces différences peuvent être gênantes dans le cas de températures maximales proches d'une limite d'un des 5 intervalles fixés par ce test. Dans le cas du test d'auto-échauffement **il est souhaitable de donner non seulement l'indice de maturité trouvé mais aussi la température maximale atteinte**.

● *Sensibilité à l'humidité*

La Figure 3.39 traduit la sensibilité du test d'auto-échauffement (DEWAR) et du test Solvita à l'humidité de l'échantillon.

Les humidités sont de 40% à 54% (par rapport à la matière brute) pour le compost noté D et de 31% à 54% pour le compost noté E. L'humidité correspondant au test de la poignée est de 49% pour D et de 43% pour E. Pour les deux tests, le degré de maturité est le plus bas, c'est à dire la biodégradabilité est la plus élevée, lorsque l'humidité est ajustée au niveau indiqué par le test de la poignée. Ceci confirme que l'humidité fixée par le test de la poignée permet bien d'approcher l'humidité optimale pour l'activité microbienne.

L'indice d'auto-échauffement (DEWAR) est surestimé d'une unité dans le cas de D, compost instable, et ne change pas dans le cas E, compost stable. En revanche l'indice de maturité Solvita varie de 2 unités dans le cas de D, et de 3 dans le cas de E.

Le test **Solvita semble plus sensible à l'humidité** de l'échantillon que le test d'auto-échauffement.

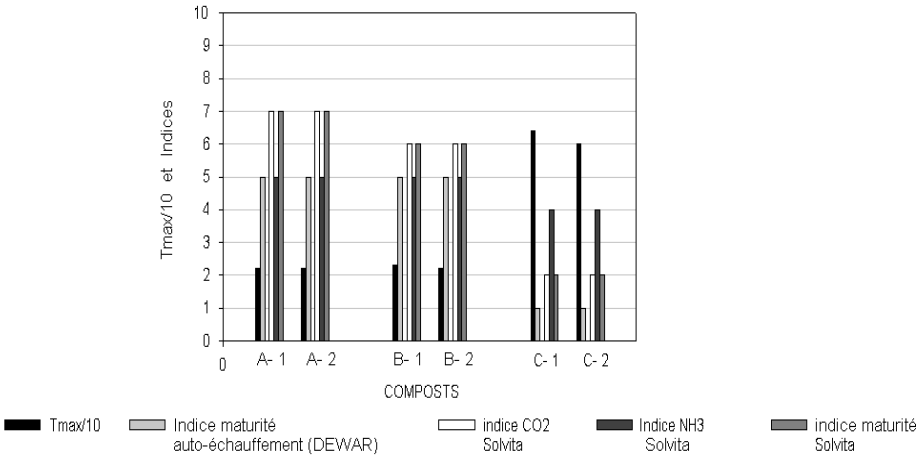


Figure 3.38 : Répétabilité des tests d'auto-échauffement et Sovita.

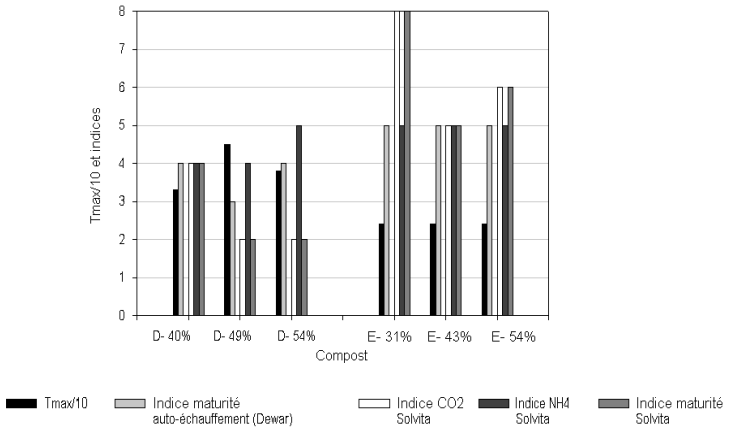


Figure 3.39 : Sensibilité des tests d'auto-échauffement et Sovita à la teneur en eau de l'échantillon.

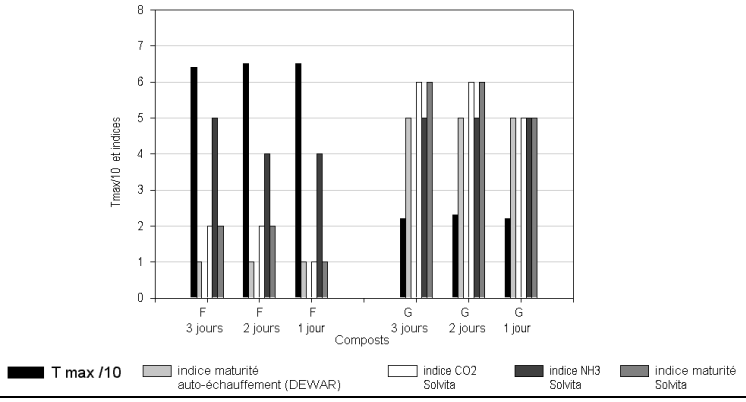


Figure 3.40 : Sensibilité des tests d'auto-échauffement et Sovita à la durée de mise à l'équilibre.

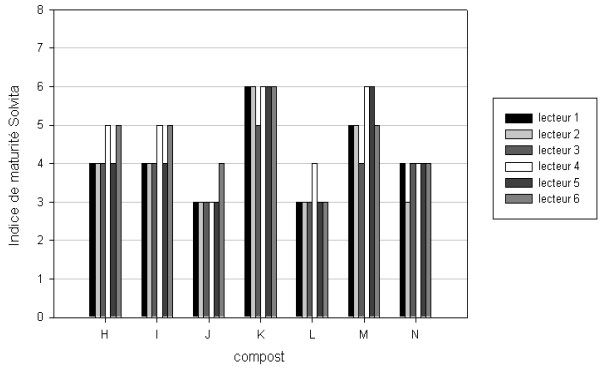


Figure 3.41 : Sensibilité du test Sovita à la l'appréciation du manipulateur.

● ***Sensibilité à la durée de mise à l'équilibre***

Selon le mode d'emploi Solvita, une mise à l'équilibre de 1 à 3 jours est nécessaire lorsque l'échantillon a été stocké au frais, séché, ou humidifié. Les résultats que nous avons obtenus avec des tests faits après 1, 2 et 3 jours de mise à l'équilibre montrent qu'une durée de mise en équilibre comprise entre 1 et 3 jours ne modifie pas le résultat du test d'auto-échauffement. Le test Solvita n'est que légèrement sous-estimé pour l'échantillon mis à l'équilibre une journée seulement avant le test (Figure 3.40). Le choix **d'une durée entre 1 et 3 jour de mise à l'équilibre ne paraît donc pas avoir d'influence importante sur les résultats de ces deux tests**.

● ***Appréciation du manipulateur***

Outre la variabilité pouvant être introduite lors de la préparation des échantillons par des manipulateurs différents, mais que nous supposons nulle dans le cas où les protocoles sont soigneusement suivis, la lecture des résultats peut entraîner une certaine variabilité. Le résultat du test d'auto-échauffement est donné de manière objective par la lecture de la température affichée par le thermomètre. En revanche le résultat du test Solvita comporte une part de subjectivité lors de la lecture des indicateurs colorés et de leur affectation d'un indice. Ceci est plus marqué pour l'indicateur coloré estimant le CO_2 puisqu'il contient 8 nuances de couleurs différentes, contre 5 pour l'ammoniac.

La lecture des indicateurs colorés du test Solvita peut conduire à des estimations de degré de maturité différentes suivant le manipulateur (Figure 3.41). Une différence de 1 à 2 unités est constatée.

IV.3.d Comparaison des deux tests utilisables en plate-forme

Le test Solvita et le test d'auto-échauffement sont significativement corrélés (Tableau 4.9). Cependant ils donnent des résultats sensiblement différents, en particulier pour les composts ayant atteint un stade avancé de maturité (mûrs selon le test d'auto-échauffement). Ces différences ont également été constatées par Brinton & Evans (2000) avec un compost de biodéchets qui avait un indice de V pour le test d'auto-échauffement et de 4 pour le test Sovita. Les différences de résultats obtenues entre le test Solvita et le test d'auto-échauffement peuvent avoir plusieurs explications. La gamme des résultats étant plus étendue pour le test Solvita (1 à 8) que pour le test d'auto-échauffement (I à V) leur définition de la maturité est peut être légèrement différente. On peut supposer que l'échelle de huit valeurs du test Solvita permet d'approcher plus finement la maturité et que les valeurs allant de 5 à 8 correspondent à des composts mûrs d'après le test d'auto-échauffement (indice de 5).

Au vu des cinétiques de minéralisation observées lors des incubations on peut dire qu'un compost a un degré de maturité faible à très faible pour un indice Solvita inférieur ou égal à 2 et un indice d'auto-échauffement inférieur ou égal à II. A l'opposé, un compost peut être considéré comme ayant un degré de maturité élevé pour un indice Solvita supérieur ou égal à 5 et un indice d'auto-échauffement de V.

Il faut également signaler que bien que plus rapide (4 heures), le test Solvita s'avère moins aisé d'utilisation que le test d'auto-échauffement. La lecture des indicateurs colorés et la brièveté du test Solvita le rendent plus sensible à la préparation de l'échantillon et à l'interprétation du manipulateur.

Conclusion du Chapitre IV

Nous avons choisi de définir le degré de maturité d'un compost à partir de l'intensité de la biodégradabilité résiduelle de sa matière organique quand le compost est apporté au sol. Le pourcentage de carbone organique minéralisé après 108 jours d'incubation à 28°C de compost mélangé à du sol, appelé Coefficient de Biodégradabilité à 108 jours (CB_{108}), a servi de référence pour juger la fiabilité de différents indicateurs. Cinq classes de maturité ont été ainsi définies, allant des composts à degré de maturité très élevé (CB_{108}<10%) aux composts à degré de maturité très faible (CB_{108}>30%). Quatre indicateurs chimiques classiques ont été étudiés (pH, C/N, $N\text{-}NO_3^+$ / $N\text{-}NH_4^-$ et $RH=C_{AH}/C_{AF}$), ainsi que deux tests simples utilisables sur plate-forme de compostage (test Solvita et tes d'auto-échauffement). Les tests ont été réalisés sur les composts élaborés sur plates-formes de compostage.

Le bilan des résultats est présenté sur le Tableau 3.21. Les résultats montrent que **le RH (C_{AH}/C_{AF}) constitue le seul indicateur chimique fiable pour évaluer la maturité d'un compost**. Cinq classes de maturité peuvent être définie, allant des composts à degré de maturité très élevé (RH>1.7) aux composts à degré de maturité très bas (RH<0.6).

Concernant les tests sur plates-formes de compostage, les deux tests présentent des résultats satisfaisants. Bien que moins rapide que le test Solvita, le **test d'auto-échauffement est le plus simple d'utilisation et le plus fiable**.

***Tableau 3.21* : Bilan des indicateurs de maturité testés**

Niveau de maturité	Référence CB_{108} (%COT)	Indicateurs de maturité					
		Indicateurs chimiques				Indicateurs pour plate-forme	
		C/N	pH	$N\text{-}NO_3^-$ / $N\text{-}NH_4^+$	RH	$I_{Solvita}$	I_{DEWAR}
Très élevé	<10				>1.7	>6	V
élevé	10-15	<15	7-9	>1*	1.3-1.7	5-6	IV
moyen	15-20				1.0-1.3	3-4	III
faible	20-30	>15	6-9		0.6-1.0	<3	II-I
Très faible	>30				0.0-0.6		I
PERTINENCE		-	--	--	++	+	++

** Tout compost ayant $N\text{-}NO_3/N\text{-}NH_4$ > 1 est de maturité élevée, mais tout compost de maturité élevée n'a pas forcément $N\text{-}NO_3/N\text{-}NH_4$ > 1*

CB_{108} coefficient de biodégradabilité (Cminéralisé à 108 jours à 28°C, en % du COT du compost)

RH : rapport d'humification (C_{AH}/C_{AF})

$I_{Solvita}$ *: indice de maturité du test Solvita*

I_{DEWAR} *: Indice de maturité du test d'auto-échauffement (Dewar)*

Chapitre V:

Valeur Agronomique des Composts

Comme le chapitre précédent, ce chapitre à une vocation appliquée. Par conséquent, seuls seront étudiés les composts issus des plates-formes industrielles. La valeur agronomique des composts est abordée à travers deux aspects. Le premier concerne l'aptitude des composts à entretenir le stock de matière organique du sol. C'est ce que nous appelons, la valeur amendante des composts. Le second concerne l'aptitude des compost à fournir de l'azote potentiellement disponible pour les plantes, c'est la valeur azotée des composts. Ces deux aspect dépassent le cadre de la valeur agronomique puisqu'ils trouvent une résonance dans des problématiques environnementales majeures : la lutte contre l'effet de serre additionnel dans le cas du stockage de carbone dans le sol, et la pollution potentielle des eaux souterraines et de surfaces dans le cas de l'azote. D'autres résultats concernant la teneur des composts en éléments fertilisants (P,K, Mg,…) ou la présence de métaux sont présentés en Annexe B.

V.1 Valeur amendante

Seule la part résistante à la biodégradation de la matière organique des compost contribue à l'entretien du stock de matière organique d'un sol. L'estimation de cette proportion stable est réalisée en utilisant l'Indice de Stabilité Biologique (ISB) défini par Linères et Djakovitch (1993), et le Taux de carbone restant dans le sol (Tr^{CBM}) défini par Robin (1997). Ces deux méthodes, présentées précédemment (Chapitre V, Partie 1), donnent des estimations du coefficient isohumique K_1. L'ISB utilise la part de cellulose brute obtenue par fractionnement Weende (CEW) de la matière organique et non la cellulose donnée par le fractionnement Van Soest (CELL). La comparaison des résultats obtenus par ces deux méthodes d'extraction est traitée dans l'Annexe E.

V.1.a Résultats de l'ISB et du Tr^{CBM}

● ***Indice de Stabilité Biologique : ISB***

L'ISB est un estimateur de la proportion de la matière organique totale des composts qui est stable, c'est à dire résistante face à la biodégradation par la microflore du sol après leur incorporation.

ISB = 2.112–(0.02009*SOLU)–(0.02378*HEMI)–(0.02216*CEW)+(0.00840*LIGN)

La valeur amendante des composts (en terme d'aptitude à entretenir le stock de matière organique du sol) est la teneur en matière organique stable exprimée par rapport à la matière sèche du compost :

$$\textbf{Valeur amendante}_{ISB} = \textbf{MO stable}_{(\%\ MS)} = \textbf{ISB}_{(\%MO)} * \textbf{MO}_{(\%MS)} * 10^{-2}$$

Les ISB obtenus sont très dépendants du type de compost et de la durée de compostage (Tableau 3.22). On observe une tendance à l'augmentation de l'ISB entre 3 et 6 mois de compostage, cohérente avec la stabilisation de la matière organique observée lors des incubations décrites précédemment (Chapitre II).

Les **composts de déchets verts**, DV2 et dans une moindre mesure DV1, sont caractérisés par des ISB élevés (supérieurs à 0.72), qui évoluent peu entre 3 et 6 mois. Cela signifie que la matière organique de ces composts est constituée à plus de 72% de matière organique stable dès 3 mois de compostage. Ces valeurs correspondent aux valeurs élevées trouvées par Linères (communication personnelle) et Le Bohec *et al.* (2001). Les composts de déchets verts présentent une valeur amendante importante puisque la matière organique stable représente entre 25% et 40% de la matière sèche de ces composts. Le compost DV2re-6m (retournements fréquents durant la phase de maturation) a une plus faible teneur en MOT conduisant à une valeur amendante inférieure à celle du compost obtenu avec des retournements moins fréquents durant la phase de maturation (22% contre 32% pour DV2-6m).

***Tableau 3.22** : Taux de carbone stable de la matière organique, estimé par les coefficients ISB et Tr^{CBM}, et proportion de la matière sèche totale des composts pouvant être considérée comme de la matière organique stable.*

		Calcination	Van Soest				Weende			**Valeur amendante**	
Compost	Age	MOT	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	CEW	**ISB**	**Tr^{CBM}**	ISB	**Tr^{CBM}**
		(%MS)			*(%MOT)*					*(% MS)*	
DV1	3 mois	37.15	41.42	4.57	16.60	37.41	33.38	**0.75**	**0.36**	**27.71**	**14.86**
	4 mois	45.45	42.43	-0.70	22.29	35.98	38.45	**0.73**	**0.46**	**33.02**	**19.38**
	6 mois	37.62	45.22	3.90	7.26	43.62	32.30	**0.76**	**0.39**	**28.65**	**17.64**
DV2	3 mois	34.59	33.77	9.52	19.49	37.23	36.08	**0.72**	**0.32**	**24.90**	**10.83**
	4 mois	37.77	30.61	9.36	16.15	43.89	26.31	**1.06**	**0.38**	**40.04**	**11.74**
	6 mois	35.24	41.05	0.70	23.17	35.08	30.10	**0.90**	**0.35**	**31.66**	**14.41**
DV2re	6 mois	29.58	36.56	12.13	23.34	27.97	26.91	**0.73**	**0.23**	**21.53**	**8.45**
BIO1	3 mois	46.90	32.82	16.20	16.46	34.51	36.00	**0.56**	**0.37**	**26.23**	**12.07**
	4 mois	44.95	37.51	10.66	18.76	33.07	37.05	**0.56**	**0.37**	**25.24**	**13.98**
	6 mois	36.40	48.42	6.91	13.07	31.60	25.39	**0.68**	**0.31**	**24.67**	**14.80**
BIO2	3 mois	28.50	46.92	5.76	18.10	29.23	42.36	**0.34**	**0.24**	**9.67**	**11.40**
	4 mois	27.36	53.25	4.59	18.13	24.04	40.42	**0.24**	**0.22**	**6.55**	**11.47**
	6 mois	23.95	45.49	5.41	13.64	35.47	42.91	**0.42**	**0.23**	**9.98**	**10.42**
BIO3	3 mois	29.76	36.58	11.11	17.46	34.85	40.87	**0.50**	**0.26**	**14.88**	**9.57**
	4 mois	28.80	23.87	16.81	22.98	36.34	43.53	**0.57**	**0.25**	**16.51**	**5.95**
	6 mois	28.26	42.21	7.75	10.46	39.58	34.52	**0.65**	**0.27**	**18.29**	**11.55**
BIO3st	6 mois	29.03	20.13	19.85	21.88	38.14	48.26	**0.49**	**0.25**	**14.12**	**5.01**
OM1	3 mois	53.22	28.75	3.19	42.28	24.80	61.82	**0.30**	**0.45**	**15.97**	**12.96**
	4 mois	42.87	26.59	7.93	39.19	36.16	56.68	**0.44**	**0.43**	**18.86**	**11.54**
	6 mois	39.74	23.40	5.28	31.20	40.01	58.38	**0.56**	**0.42**	**22.25**	**9.72**
OM2	3 mois	53.44	33.41	10.84	38.77	16.97	51.93	**0.17**	**0.34**	**9.35**	**11.34**
	4 mois	39.18	25.62	14.91	33.70	25.78	55.09	**0.24**	**0.29**	**9.35**	**7.35**
	6 mois	35.11	45.00	1.74	25.63	27.63	42.08	**0.47**	**0.31**	**16.37**	**13.86**
OM3	3 mois	46.57	54.34	1.09	28.26	16.31	34.94	**0.36**	**0.32**	**16.64**	**17.63**
	4 mois	39.66	55.91	5.60	18.24	20.24	29.95	**0.36**	**0.27**	**14.35**	**15.23**
	6 mois	39.70	52.09	2.78	22.51	22.62	36.72	**0.38**	**0.30**	**14.91**	**15.89**
OM3st	6 mois	55.06	70.21	-0.92	17.03	13.68	22.99	**0.33**	**0.35**	**18.11**	**24.28**
DVB1	3 mois	33.54	48.80	5.09	13.60	32.51	30.82	**0.60**	**0.30**	**19.61**	**14.41**
	4 mois	36.12	51.85	5.69	15.34	27.13	26.90	**0.57**	**0.29**	**20.48**	**14.80**
	6 mois	34.75	53.66	7.75	13.66	24.92	30.21	**0.39**	**0.25**	**13.53**	**13.64**
DVB2	3 mois	46.58	39.06	10.12	17.59	33.24	31.84	**0.66**	**0.39**	**30.74**	**15.13**
	4 mois	47.27	39.58	7.30	17.50	35.62	34.00	**0.69**	**0.42**	**32.56**	**16.78**
	6 mois	42.37	39.65	9.29	17.52	33.54	31.84	**0.67**	**0.36**	**28.42**	**14.29**

L'**ajout de boue aux déchets verts** entraîne une légère diminution de l'ISB : ISB compris entre 0.4 et 0.7. A 3, 4 et 6 mois, le compost DVB2 possède une valeur amendante très supérieure au compost DVB1 : près de 30% de la matière sèche de DVB2 est considérée comme de la matière organique stable, et moins de 20% pour DVB1. Cela s'explique par la plus forte teneur en MOT de DVB2 (42% à 47% contre 33% à 36% pour DVB1), et par des valeurs d'ISB légèrement supérieures (autour de 0.7 pour DVB2 et de 0.5 pour DVB1). Pour des composts de boues et de déchets verts (Linères, communication personnelle) trouvent des ISB compris entre 0.3 et 0.8.

Les **composts de biodéchets** BIO1, BIO3 ont des valeurs d'ISB proches qui augmentent légèrement durant les trois derniers mois de compostage (0.50 pour les échantillons prélevés à 3 mois, 0.65 pour les échantillons à 6 mois). BIO1 est le compost de biodéchets qui présente les ISB et les teneurs en MOT les plus élevées; ce compost serait donc le compost de biodéchets le plus intéressant pour entretenir le stock de matière organique du sol. Signalons que sans retournement ni arrosage régulier durant la phase de maturation, le compost BIO3st à 6 mois offre un ISB et une valeur amendante très inférieurs à BIO3 au même âge mais avec retournements et arrosages fréquents durant la phase de maturation. BIO2 présente un ISB assez faible à 3 mois et ne présente pas d'évolution notable entre 3 et 6 mois (autour de 0.4). Avec de faibles teneurs en MOT (24 à 28%) et de faibles ISB, BIO2 a une valeur amendante basse. Ces valeurs d'ISB correspondent aux valeurs trouvées pour ce type de composts, variant le plus souvent entre 0.4 et 0.6 (ADEME, à paraître; Linères communication personnelle).

Le **compost d'ordures ménagères** OM2 a une valeur d'ISB très faible à 3 mois (0.17) qui augmente pour atteindre 0.47 à 6 mois. Cette forte augmentation est cohérente avec la forte stabilisation entre 3 et 6 mois observée précédemment pour ce compost lors des incubations. Le compost OM1, obtenu à partir des mêmes déchets que OM2, mais dont on a vu que la matière organique se stabilisait plus rapidement, a des valeurs d'ISB supérieures à OM2 (de 0.3 à 3 mois à 0.56 à 6 mois). Le compost OM1 a des valeurs d'ISB supérieures à OM2 pour des teneurs en MOT assez proches. OM1 apparaît donc avoir une valeur amendante supérieure à OM2. Pour ces deux composts la valeur amendante augmente de façon marquée entre 3 et 6 mois de compostage: la proportion de matière organique stable par rapport à la matière sèche des composts passe de 16% à 22% pour OM1 et de 9 à 16% pour OM2.

En revanche, OM3 ne présente pas d'évolution importante de la stabilité de sa matière organique entre 3 et 6 mois (0.36 à 0.38). OM3st-6m, a un ISB légèrement inférieur (0.33) cohérent avec le manque de stabilité observé sur ce compost avec des cinétiques de minéralisation et imputable à l'absence de retournement et d'arrosage de ce lot après la phase de dégradation intensive. Cependant, la forte teneur en MOT de ce compost immature lui confère une valeur amendante élevée.

Les faibles valeurs d'ISB des composts d'ordures ménagères que nous avons étudiés sont du même ordre que celles obtenues sur ce genre de produits par Linères & Djakovitch (1993) et ADEME (à paraître) (ISB compris entre 0.1 et 0.5).

Les résultats d'ISB sont significativement corrélés à l'estimation de la stabilité de la matière organique réalisée grâce aux cinétiques de minéralisation obtenues au laboratoire (coefficient de biodégradabilité CB_{108}) (Figure 3.42) et donc avec la maturité des composts. Plus les composts ont un degré de

maturité élevé, plus leur ISB est grand. Mais **seuls les composts OM1 et OM2 dont la matière organique se stabilise fortement entre 3 et 6 mois voient leur valeur amendante augmenter**.

Les autres composts, déjà stabilisés à 3 mois, ont une valeur amendante qui reste quasi-constante entre 3 et 6 mois. Les composts de déchets verts ont une valeur amendante élevée. Elle s'explique par la combinaison d'une part, de leur teneur assez élevée en MOT due à la faible dégradation de leur matière organique lors du compostage (encore près de 35% à 3 et 6 mois) imputable aux lignines présentes en grande quantité dans les déchets initiaux, et d'autre part à la grande stabilité de leur matière organique également due à leur forte teneur en lignine dès 3 mois de compostage. Les composts de biodéchets en revanche ont une valeur amendante plus faible. Dans le cas de BIO2 et BIO3, la présence de papiers-cartons et d'une quantité importante de déchets verts dans les mélanges initiaux permet une dégradation plus grande de leur matière organique au cours du compostage conduisant à des teneurs en MOT plus faibles (moins de 30%) que pour les déchets verts seuls. Cette teneur modérée en MOT combinée à un ISB moyen conduit à une valeur amendante également moyenne. Du fait de la faible quantité de déchets verts incorporés, le compost BIO1 est encore riche en MOT à 3 mois, mais a une teneur modérée à 6 mois. Cette diminution de la MOT s'accompagne d'une augmentation de l'ISB conduisant à une valeur amendante à peu près constante entre 3 et 6 mois de compostage.

• *Coefficient Tr^{CBM}*

Tout comme l'ISB, le Tr^{CBM} exprime le taux de matière organique des composts qui reste dans le sol après leur incorporation, à partir de la caractérisation biochimique de leur matière organique.

$$Tr^{CBM} = (0.3221*SOLU - 0.7155*HEMI +0.6717*CELL + 1.8919*LIGN) *MOT*10^{-2} + 0.0271*MM$$

Le coefficient Tr^{CBM} ne présente pas d'évolution notable entre 3 et 6 mois de compostage pour les différents composts étudiés (Tableau 3.22). Il n'y a pas non plus de distinction suivant le type de compost. Les valeurs de Tr^{CBM} des composts sont comprises dans une gamme de valeurs restreintes (0.23 et 0.45) ce qui signifierait que la matière organique des composts étudiés est composée de 23 à 45% de matière organique stable. Il y a peu de références bibliographiques sur les valeurs de Tr^{CBM} : voisins de 0.4 pour deux composts d'ordures ménagères (Robin, 1997) et de 0.2 à 1 sur des composts végétaux (Robin, 1997; Metzger *et al.*, 2002). Mais les caractéristiques de ces composts ne sont pas mentionnées (en particulier leur âge) ce qui rend difficile la comparaison avec nos résultats.

Dans notre étude **le Tr^{CBM} n'apparaît pas corrélé à l'estimation de la stabilité de la matière organique** réalisée grâce aux cinétiques de minéralisation obtenues au laboratoire (Figure 3.42). **Le Tr^{CBM} des composts étudiés n'est pas non plus corrélé à l'ISB**. Cette absence de corrélation entre l'ISB et le Tr^{CBM} observée dans notre étude va à l'encontre des travaux réalisé jusqu'à présent, qui concernent une gamme d'amendements organiques plus étendues (fumiers frais, composts,...) (Berry, 2001). En revanche, la caractérisation des composts de biodéchets et d'ordures ménagères en France faite récemment à l'ADEME confirment nos observations (ADEME, à paraître). On peut supposer que l'ISB et le Tr^{CBM} ont des comportements similaires lors de la comparaison de produits très différents notamment au niveau de leur contenu

en matières minérales, mais que les résultats donnés sur une gamme de produits plus restreinte sont moins bien corrélés.

Il est intéressant de noter que le Tr^{CBM} est positivement corrélé à la teneur en MOT des composts (Figure 3.42). Cela veut dire que plus un compost est riche en matière organique, plus cette matière organique est stable. Cette corrélation apparaît également dans les résultats de Robin (1997) sur un ensemble de 60 composés organo-minéraux. Or il est largement admis que la proportion de MOT diminue au cours du compostage et que la biodégradabilité résiduelle de la MOT restant diminue également, ce qui devrait se traduire par une augmentation du Tr^{CBM}. On observe une telle tendance à l'augmentation de la fraction stable avec l'ISB. Pour un produit donné, on observe une augmentation de l'ISB, et une diminution de la teneur en MOT avec l'âge du compost. Cependant, cette relation entre l'augmentation de l'ISB et la diminution de la MOT disparaît quand on considère l'ensemble des composts dont les teneurs initiales en MOT sont différentes.

Cette absence de corrélation entre le Tr^{CBM} et l'ISB ou les résultats d'incubation peut avoir plusieurs origines. La durée des incubations avec lesquelles a été réalisée la régression permettant l'évaluation des constantes du Tr^{CBM} était de 40 jours. Or cette durée paraît un peu courte pour déterminer de manière précise la part de matière organique réfractaire à la biodégradation microbienne. Ajoutons également que les signes de constantes de multiplication dans le calcul du Tr^{CBM} n'apparaissent pas avoir de signification biochimique. En effet, composés solubles et cellulose sont des constituants considérés comme relativement facilement biodégradables, alors que leur présence au sein de la matière organique d'un compost contribue à augmenter la valeur du Tr^{CBM}.

Dans notre étude, **l'ISB semble donc être l'indicateur le plus fiable pour déterminer et comparer les valeurs amendantes des composts**.

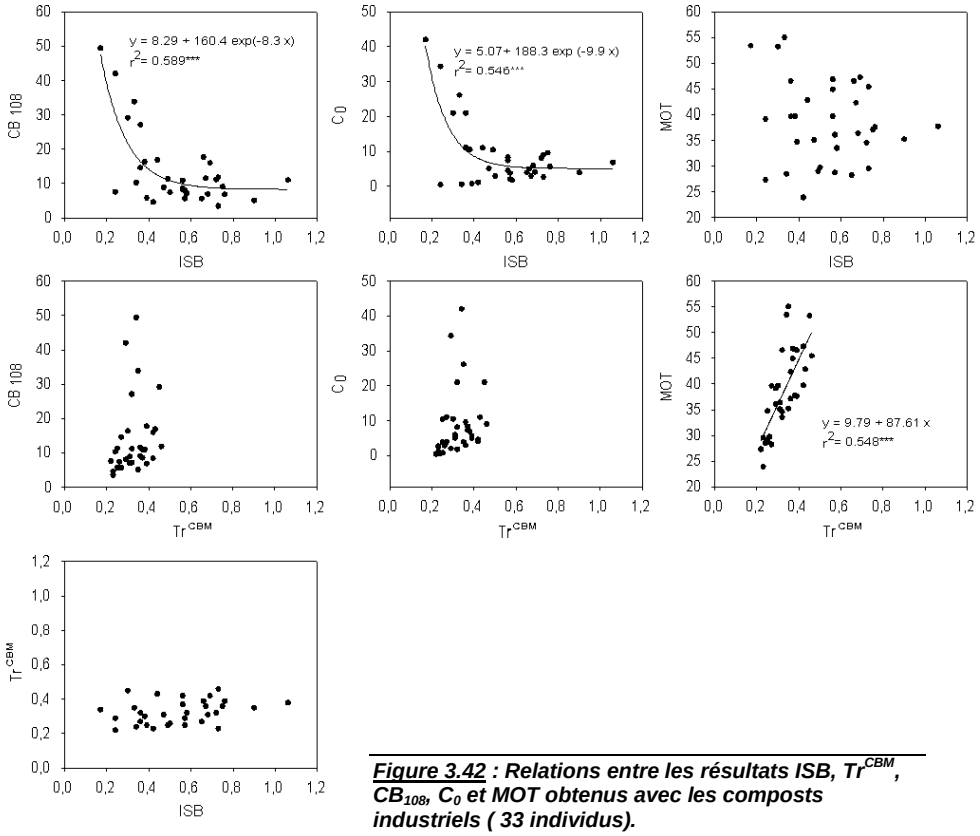


***Figure 3.42** : Relations entre les résultats ISB, Tr^{CBM}, CB_{108}, C_0 et MOT obtenus avec les composts industriels (33 individus).*

V.1.b Applications

Les applications présentées ici constituent une approche simplifiée visant à quantifier l'évolution des teneurs en matière organique (MO) d'un sol lors d'un apport régulier de compost (Application 1), la masse de compost à apporter à un sol pour atteindre un niveau donné de matière organique à l'équilibre (Application 2), la quantité de compost à apporter pour élever la teneur en MO du sol à un niveau donné (Application 3).

On pourra se référer à l'Annexe B pour apprécier la compatibilité des doses proposées avec des contraintes liés à la présence de métaux dans les composts. Pour information, rappelons que le seuil de 2% de MO du sol est souvent considéré comme un seuil critique pour la fertilité du sol, même si cette valeur peut être discutable (Loveland & Webb , 2003).

Pour l'ensemble de ces applications, la quantité de sol prise en compte est la masse de sol comprise dans la couche 0-30 cm qui correspond à l'horizon travaillé. La densité du sol est considérée constante et égale à 1.3, même si l'on sait que l'augmentation de la concentration en matières organique d'un sol entraîne une diminution de sa densité (Chenu, 2002). La masse de sol sec à l'hectare est donc fixée à 4000 $t.ha^{-1}$ (10000*0.3*1.3). Le sol considéré est un sol limoneux moyen sous climat tempéré, avec un K_2 de 0.016 (Le Villio *et al.*, 2001).

● *Application 1: Efficacité comparée des composts à augmenter la MO des sols pour une même dose d'apport. Cas d'un apport tous les 2 ans de 20 tonnes de compost sec par hectare.*

- Calcul

Le calcul de la teneur en matière organique (MO) stable du sol est issu de l'équation 1.3 (Chapitre V, Partie 1) adaptée dans le cadre de la restitution au sol des résidus de culture:

$$\mathbf{y(t) = y_0\, e^{-K_2 t} + \frac{1}{K_2}\left(K_1\omega + K_{1R}\,\omega_R\right)\left(1 - e^{-K_2 t}\right)} \qquad \textit{Equation 3.4}$$

Dans le cas d'un apport de 20 tonnes de compost (en masse sèche) par hectare tous les 2 ans, dont l'année correspondant au première apport est notée année 1, on a donc :

Fin année 1 : $y_1 = y_0\, e^{-K_2} + \frac{1}{K_2}\left(20\, K_1\, \zeta_{MO} + K_{1R}\, \omega_R\right)\left(1 - e^{-K_2}\right)$

Fin année 2: $y_2 = y_1\, e^{-K_2} + \frac{K_{1R}\, \omega_R}{K_2}\left(1 - e^{-K_2}\right)$

Fin année 3 : $y_3 = y_2\, e^{-K_2} + \frac{1}{K_2}\left(20\, K_1\, \zeta_{MO} + K_{1R}\, \omega_R\right)\left(1 - e^{-K_2}\right)$

Etc…

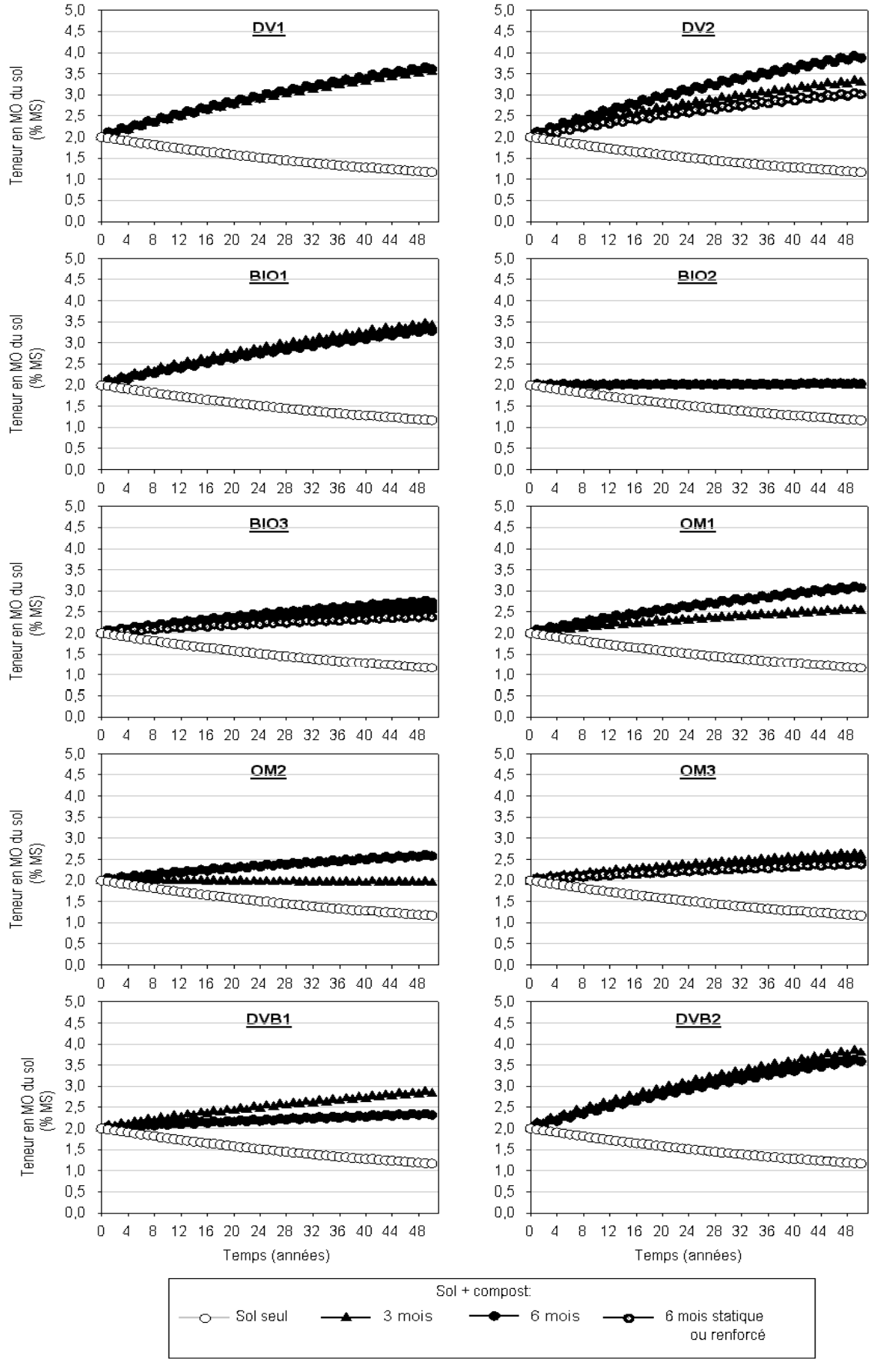


***Figure 3.43** : APLLICATION 1. Simulation de l'évolution de la teneur en MO d'un sol soumis à des apports de 20 tonnes de composts (masses sèches) tous les deux ans. Le K1 des composts est approché par l'ISB. La succession de cultures considérée est une rotation blé-maïs. Seule la restitution au sol des parties racinaires est prise en compte dans la simulation.*

Avec y_i : le taux de matière organique du sol l'année i ($t.ha^{-1}$)

ζ_{MO} : taux de matière organique du compost (= MOT/MS)

ω_R : masse de MO des résidus de culture restitués ($t.ha^{-1}.an^{-1}$)

K_1 : coefficient isohumique du compost apporté, (≈ ISB)

K_{1R} : coefficient isohumique des résidus de culture

K_2 : constante de destruction de la matière humique du sol (an^{-1})

- Hypothèses :

1/ Sol : teneur initiale en MO= 2% (soit y_0= 80$t.ha^{-1}$); K_2= 0.016 an^{-1}; densité du sol constante

2/ Culture : rotation maïs-blé. Seules les parties souterraines sont restituées au sol : ω_R = 2 $t.ha^{-1}.an^{-1}$

K_{1R} = 0.15 pour les résidus de maïs et les résidus de blé (Bourgeois,communication personnelle).

- Résultats

La simulation faite sur 50 ans (Figure 3.43) montre qu'avec un simple retour au sol des parties racinaires, le sol s'appauvrit progressivement en MO et descend sous 1.5% au bout de 20 ans. Ce lent appauvrissement du sol correspond à ce qui est fréquemment observée sur des sols cultivés quand seules les restitutions obligatoires au sol sont réalisées (Berry, 2001). L'apport de BIO2, et OM2-3m ne permettrait qu'un maintien de la teneur en MO du sol à un niveau proche 2%. Tous les autres composts entraîneraient une augmentation de la MO du sol, à des vitesses cependant variables. Les composts d'ordures ménagères mûrs élèveraient la teneur en MO du sol à un niveau compris entre 2.5 et 3% (OM1-6mois et OM2-6mois) au bout de 50 ans, alors que DV2 par exemple arriverait à ce résultat au bout de 20 ans environ.

● *Application 2: Quantité annuelle de compost à apporter pour arriver à un niveau d'équilibre donné.*

- Calcul

La condition à l'équilibre est donnée par l'*Equation 3.4*, qui conduit quand t tend vers l'infini à :

$$\lim_{t \to \infty} y(t) = y_\infty = \frac{1}{K_2}\left(K_1\omega + K_{1R}\,\omega_R\right)$$

D'où $K_1\omega = y_\infty K_2 - K_{1R}\,\omega_R$

$$\omega = \frac{1}{K_1}\left(y_\infty K_2 - K_{1R}\,\omega_R\right)$$

Il vient $$m\,\zeta_{MO} = \frac{1}{K_1}\left(y_\infty K_2 - K_{1R}\,\omega_R\right)$$

Et finalement $$\mathbf{m = \frac{1}{K_1 \zeta_{MO}} (y_\infty K_2 - K_{1R}\, \omega_R)}$$ *Equation 3.5*

Avec m : masse de compost (sec) à apporter pour atteindre y_∞ ($t.ha^{-1}.an^{-1}$)

ζ_{MO} : taux de matière organique du compost

- Hypothèses :

1/ Sol : K_2= 0.016 an^{-1}; densité du sol constante

2/ Culture : rotation maïs-blé. Seules les parties souterraines sont restituées au sol : ω_R = 2 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, K_{1R} = 0.15 pour les résidus de maïs et les résidus de blé.

- Résultats

Dans le cas du sol considéré recevant les restitutions des parties souterraines des cultures, un apport annuel de 5 tonnes des composts DV1, DV2, BIO1, et DVB2 permettrait de tendre vers un niveau de MO de 3% (Tableau 3.23).

Cela montre qu'à long terme, l'application de ces composts, même en petite quantité maintiendrait le sol à un niveau de MO satisfaisant. Pour arriver au même résultat, le compost OM2-3m qui est très riche en matière organique mais très instable doit être appliqué à une dose annuelle de 20 tonnes. La maturation de ce compost entre 3 et 6 mois est tout à fait intéressante pour ce compost, puisque l'application de OM2-6m à une dose de 10 $t.ha^{-1}$ permet de tendre vers un taux de MO du sol de 3%.

***Tableau 3.23*: APPLICATION 2. Simulation de la quantité annuelle de compost à apporter à un sol limoneux à 2% de MO pour être à une teneur en MO à l'équilibre à des niveaux compris entre 2 et 4%. La simulation utilise l'ISB comme valeur approchée du K1 et prend en compte la restitution au sol des racines uniquement. Les quantités sont données en masses sèches (MS).**

	MO du sol (%)	2	2.5	3	4
Compost	**Age**	*apport MS .ha^{-1}.an^{-1}*			
DV1	3 mois	4	5	6	8
	6 mois	3	5	6	8
DV2	3 mois	4	5	7	9
	6 mois	3	4	5	7
DV2re	6 mois	5	6	8	10
BIO1	3 mois	4	5	6	9
	6 mois	4	5	7	9
BIO2	3 mois	10	13	17	23
	6 mois	10	13	16	22
BIO3	3 mois	7	9	11	15
	6 mois	5	7	9	12
BIO3st	6 mois	7	9	11	16
OM1	3 mois	6	8	10	14
	6 mois	4	6	7	10
OM2	3 mois	11	14	18	25
	6 mois	6	8	10	14
OM3	3 mois	6	8	8	13
	6 mois	6	9	11	15
OM3st	6 mois	5	6	9	12
DVB1	3 mois	5	7	8	12
	6 mois	7	10	12	17
DVB2	3 mois	3	4	5	7
	6 mois	3	5	6	8

● ***Application 3: Quantité annuelle de compost à apporter à un sol pour augmenter sa teneur en MO à un niveau donné en 10, 20 ou 50 ans.***

- Calcul

On utilise à nouveau l'*Equation 3.4* :

$$y(t) = y_0\, e^{-K_2 t} + \frac{1}{K_2}(K_1\omega + K_{1R}\,\omega_R)\ (1- e^{-K_2 t})$$

qui conduit à $$\mathbf{m = \frac{1}{K_1\,\zeta_{MO}}\ [\ \frac{K_2}{1 - e^{-K_2 t}}\ (y(t) - y_0\, e^{-K_2 t}) - K_{1R}\,\omega_R\ ]}$$ *Equation 3.6*

Avec y : le taux de matière organique du sol ($t.ha^{-1}$)

ω : masse de MO du compost apporté ($t.ha^{-1}.an^{-1}$)

ω_R : masse de MO des résidus de culture restitués ($t.ha^{-1}.an^{-1}$)

K_1 : coefficient isohumique du compost apporté (≈ ISB)

K_{1R} : coefficient isohumique des résidus de culture

K_2 : constante de destruction de la matière humique du sol (an^{-1})

m : masse de compost (sec) à apporter pour atteindre y_∞ ($t.ha^{-1}.an^{-1}$)

ζ_{MO} : taux de matière organique du compost (= MO/MS)

- Hypothèses :

1/ Sol : MO initiale = 2% (soit 80 $t.ha^{-1}$), K_2= 0.016 an^{-1}

2/ Culture : rotation maïs-blé. Seules les parties souterraines sont restituées au sol :ω_R = 2 $t.ha^{-1}.an^{-1,}$ K_{1R} = 0.15 pour les résidus de maïs et les résidus de blé

- Résultats :

L'efficacité des composts de déchets verts à augmenter le stock de MO stable du sol apparaît nettement (Tableau 3.24). Pour atteindre une teneur en MO du sol de 2.5% (soit une augmentation de 0.5 points) en 10 ans, un apport moyen annuel d'environ 10 tonnes serait suffisant. Ce résultat semble cohérent avec des données expérimentales de terrains qui montrent qu'au bout de 6 ans l'application d'un compost de déchets verts (20t.ha.an) fait passer la teneur en MO du sol de 2% à 2.4% (Berry , 2001).

Augmenter la teneur en MO stable du sol sur une période courte en utilisant des composts à très faible degé de maturité (OM1 à 3 mois et OM2 à 3 et 6 mois par exemple) nécessiterait de fortes doses d'apport. Il faudrait par exemple apporter annuellement 20 à 30 tonnes de ces composts, pour élever la teneur en MO du sol à 2.5%, soit 2 à 3 fois plus que les composts de déchets verts pour arriver à un même résultat sur une même

période. Mais outre les considérations économiques, des doses élevées d'amendement peuvent avoir des conséquences préjudiciables pour la culture ou l'environnement: excès d'ammonium ou de sels, risques d'une forte immobilisation d'azote, flux important de métaux qui sont plus hydrosolubles dans la matière organique des composts peu stabilisés (Pinamonti *et al.*, 1997). Donc si l'objectif est l'augmentation de la MO du sol en utilisant des composts immatures, une vision à long terme avec des apports modérés est préférable. Pour OM1-3m par exemple, un apport annuel de 10 tonnes sur 50 ans permettrait à la MO du sol d'atteindre 2.5%.

***Tableau 3.24*: APPLICATION 3. Simulation de la quantité annuelle de compost à apporter à un sol limoneux à 2% de MO pour élever sa teneur en MO stable à des niveaux compris entre 2.25 et 4%, au terme de 10, 20 ou 50 ans. La simulation utilise l'ISB comme valeur approchée du K1 et prend en compte la restitution au sol des racines des végétaux cultivés. Seuls sont présentés les composts âgés de 3 et 6 mois.**

	terme	10 ans				20 ans				50 ans			
	MO sol (% MS)	2.25	2.5	3	4	2.25	2.5	3	4	2.25	2.5	3	4
Copost	âge	Masse sèche de compost à apporter ($t.ha^{-1}.an^{-1}$)											
DV1	3 mois	7	11	19	35	6	8	12	20	5	6	8	12
	6 mois	7	11	19	34	5	8	12	20	4	5	7	12
DV2	3 mois	8	13	21	39	6	9	13	23	5	6	9	13
	6 mois	7	10	17	30	5	7	10	18	4	5	7	10
DV2re	6 mois	10	15	25	45	7	10	15	26	6	7	10	15
BIO1	3 mois	8	12	20	37	6	8	13	22	5	6	8	13
	6 mois	8	13	21	39	6	9	13	23	5	6	9	13
BIO2	3 mois	21	32	55	99	16	22	34	58	13	16	22	34
	6 mois	21	31	53	96	16	21	33	56	13	16	21	33
BIO3	3 mois	14	21	36	65	11	14	22	38	9	10	14	22
	6 mois	11	17	29	52	9	12	18	31	7	8	12	18
BIO3st	6 mois	14	22	37	68	11	15	23	40	9	11	15	23
OM1	3 mois	13	20	33	60	10	13	21	35	8	10	13	21
	6 mois	9	14	24	43	7	10	15	25	6	7	10	15
OM2	3 mois	23	35	58	106	17	24	37	62	14	17	24	36
	6 mois	12	19	32	58	9	13	20	34	8	9	13	20
OM3	3 mois	12	19	32	57	9	13	20	34	8	9	13	20
	6 mois	14	21	35	64	10	14	22	37	8	10	14	22
OM3st	6 mois	11	17	29	53	9	12	18	31	7	9	12	18
DVB1	3 mois	11	16	27	50	8	11	17	29	7	8	11	17
	6 mois	15	23	39	71	12	16	24	42	9	12	16	24
DVB2	3 mois	7	10	17	31	5	7	11	18	4	5	7	11
	6 mois	7	11	19	34	6	8	12	20	4	5	8	12

V.2 Valeur azotée

V.2.a Cinétiques de minéralisation et d'immobilisation de l'azote observées lors des incubations

● ***Dynamique de l'azote minéral…***

La Figure 3.44 représente les cinétiques de minéralisation ou d'immobilisation nette de l'azote dans les mélanges contenant les composts au cours d'incubations au laboratoire. La teneur initiale en azote minéral des mélanges (incluant la solution de KNO_3) a été retranchée aux teneurs mesurées à chaque date afin de mettre en évidence l'azote minéralisé ou immobilisé. Les résultats sont exprimés en **azote minéral** total. Après 7 jours d'incubation, l'azote minéral est uniquement sous forme nitrique, l'azote ammoniacal étant devenu négligeable par son immobilisation ou sa nitrification. Il est en effet connu depuis longtemps qu'en cas de présence d'ammonium et de nitrates dans le sol, c'est l'ammonium qui est préférentiellement utilisé par les micro-organismes, les nitrates n'étant immobilisés que lorsque l'ammonium n'est plus disponible (Jansson *et al.,* 1955; Broadbent & Tyler , 1962). L'immobilisation nette de l'azote (immobilisation brute – minéralisation brute) est couramment observée lors d'expérimentations similaires, se traduisant par une diminution de l'azote minéral présent dans le sol (Beloso *et al.,* 1993; Bernal *et al.,* 1998a).

La quantité d'azote minéralisé par le **sol seul** en 108 jours d'incubation est de 30 $mg.kg^{-1}$sol. La vitesse de minéralisation est plus importante dans les deux premières semaines d'incubation (près de 0.5 mg N. kg^{-1} sol . j^{-1}) que durant les 91 derniers jours (0.2 mg N. kg^{-1} sol . j^{-1}) (Tableau 3.25). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celle trouvées par d'autres travaux sur la minéralisation de l'azote d'un sol en conditions contrôlées (Jedidi *et al.,* 1995; Shi *et al.,* 1999).

L'incorporation au sol des **composts de déchets verts** âgés de 3 et 6 mois, ne contribue pas à une augmentation notable de la minéralisation de l'azote. Les vitesses de minéralisation sont lentes et peu différentes de celles mesurées pour le sol seul (0.4 mg N. kg^{-1} sol . j^{-1}) (Tableau 3.25). Après 108 jours d'incubation la teneur en azote minéral dans les mélanges est d'environ 40 $mg.kg^{-1}$ sol.

Pour les **composts de biodéchets**, la minéralisation durant les deux premières semaines d'incubation est légèrement plus marquée que pour les composts de déchets verts, en particulier pour BIO2 (1.3 mg N. kg^{-1} sol . j^{-1}). Cette vitesse de minéralisation plus forte dans le cas de BIO2 peut s'expliquer par la plus faible proportion de matière organique stable due à la présence moins importante de lignine dans ce compost. Elle représente moins de 30% de la MOT (environ 8% de la MS) contre 40% de la MOT (jusqu'à 17% de la MS) pour les autres composts de biodéchets et de déchets verts (Tableau 3.9, Chapitre III). De plus la lignine étant dépourvue d'azote, la dégradation de ce composé peut s'accompagner de l'immobilisation d'une partie de l'azote. A partir

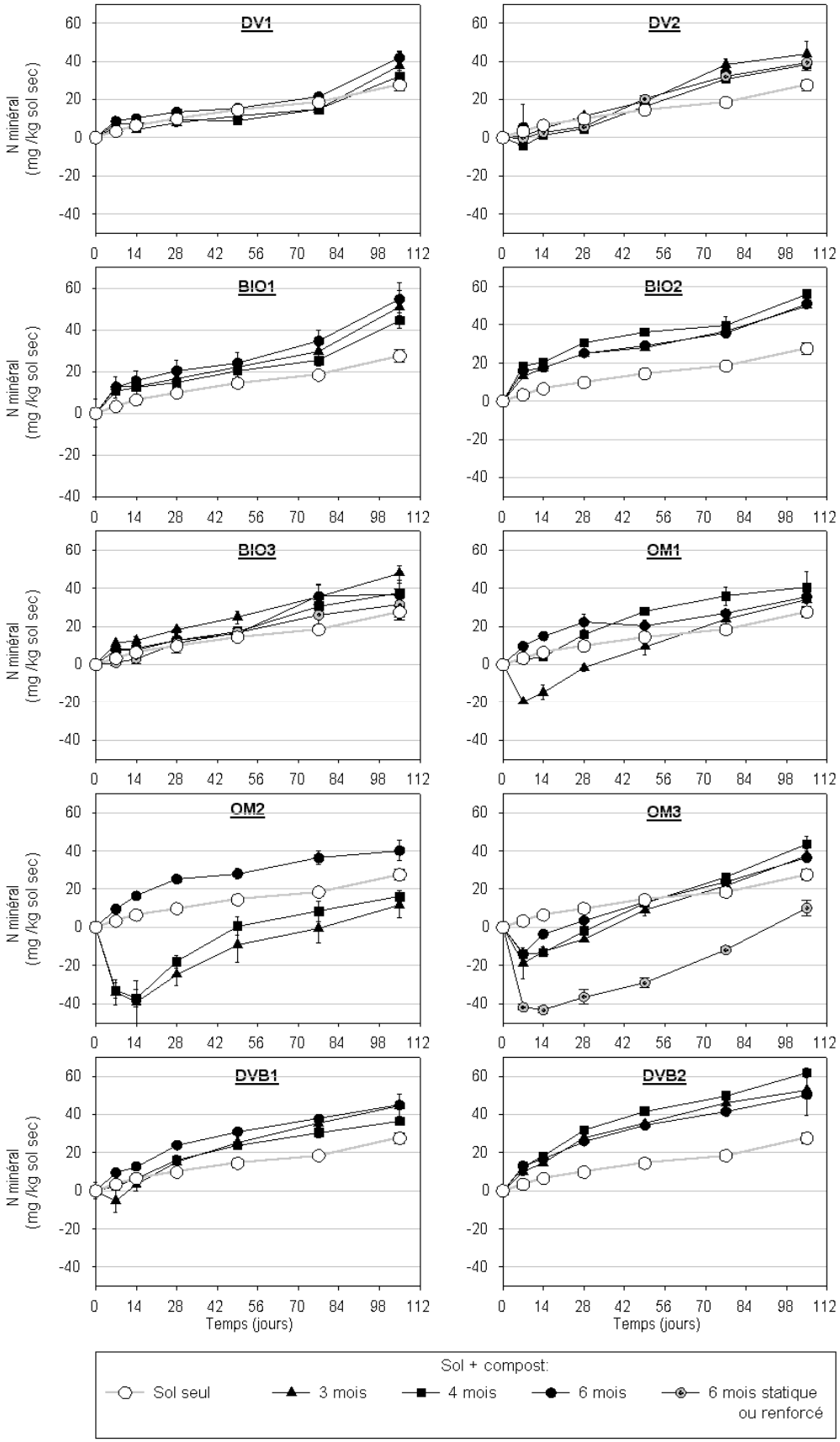


***Figure 3.44** : Minéralisation et immobilisation nettes de l'azote dans le sol amendé ou non en compost au cours des incubations – Résultats exprimés en mg de N minéral par kg de sol sec, après retranchement de la teneur en initiale en azote minéral du mélange.*

de deux semaines d'incubation l'azote se minéralise quasi linéairement avec une vitesse voisine de celle observée pour les déchets verts (0.4 mg N. kg^{-1}sol. j^{-1}). Après 108 jours d'incubation, la teneur en azote minéral dans les mélanges varie de 40 à 60 mg.kg^{-1} sol. Il n'y a pas de différence notable entre 3 et 6 mois de compostage pour ces composts. L'absence d'arrosage et de retournement durant la phase de maturation de BIO3st, bien que réduisant la teneur initiale en azote minéral de ce compost, ne joue pas sur la vitesse de minéralisation de l'azote (Tableau 3.25).

Dans les mélanges contenant le **co-compost de déchets verts et de boues** DVB1, la vitesse de minéralisation de l'azote est proche de celle des déchets verts et la teneur en N minéral en fin d'incubation est voisine de 40 mg N. kg^{-1} sol. Le compost DVB2 présente des vitesses de minéralisation plus rapides en début d'incubation (1.2 mg N. kg^{-1} sol . j^{-1}) et la teneur en azote minéral en fin d'incubationsest comprise entre 50 et 60 mg N. kg^{-1}sol. Comme pour les composts de déchets verts et les composts de biodéchets, il n'y a pas de différence notable de minéralisation de l'azote entre les composts âgés de 3, 4 ou 6 mois. Ces valeurs sont inférieures à celles trouvées par Bernal *et al.* (1998a) lors d'incubations de 70 jours réalisées dans les conditions similaires sur un compost de boue défini comme mûr (environ 100 mg N. kg^{-1} sol minéralisé après 70 jours).

L'incorporation au sol des **composts d'ordures ménagères** a des conséquences bien différentes sur la minéralisation de l'azote du sol. On observe une immobilisation de l'azote minéral pour l'incorporation des composts OM1-3m, OM2-3m et 4m et OM3 (3 à 6 mois). Cette phase d'immobilisation persiste durant les 2 premières semaines d'incubation. C'est pour les composts OM2-3m, OM2-4m, et OM3st-6m que l'immobilisation est la plus forte (-40 mg N. kg^{-1} sol) avec des vitesses d'immobilisation proches de 3 mg N.kg^{-1} sol. j^{-1}. Hormis pour OM3, l'ampleur de la quantité d'azote immobilisé diminue quand augmente l'âge du compost, et à 6 mois de compostage la minéralisation nette devient positive pour OM1 et OM2. L'absence de retournement et d'arrosage durant la phase de maturation de OM3st fait persister le fort potentiel d'immobilisation par rapport au compost du même âge ayant subi retournement et arrosage réguliers.

La phase d'immobilisation nette est suivie par une phase de minéralisation nette de l'azote minéral. Les vitesses de minéralisation mesurées entre 14 et 108 jours sont alors supérieures à celles mesurées pour les composts ne causant pas d'immobilisation. En fin d'incubation, les teneurs en N minéral dans le sol ayant reçu ces composts immobilisant l'azote, sont supérieures à celles du sol témoin pour les composts OM1-3m et 4m, OM3-3m, 4m et 6m (environ 40 mg N. kg^{-1}sol) . Seuls les composts OM2-3m et 4m et OM3st-6m entraînent une diminution de la concentration en N minéral du sol à la fin des incubations (environ 10 mg N. kg^{-1}sol contre 30 mg N. kg^{-1}sol pour le sol seul). Il est probable qu'une prolongation des incubations aurait permis d'observer un gain en azote minéral du sol pour ces composts.

Les cinétiques de minéralisation obtenues avec les composts d'ordures ménagères OM1 et OM2 à 6 mois de compostage sont assez similaires à celles obtenues sur les composts issus des déchets verts et biodéchets. La minéralisation de l'azote est assez lente, particulièrement après deux semaines d'incubation (autour de 0.25 mg N. kg^{-1}sol. j^{-1}) conduisant en fin d'incubation à des valeurs voisines de celles obtenues avec les composts de déchets verts (40 mg N. kg^{-1}sol). Sur un compost d'ordures ménagères très stable, Ambus *et al.* (2002) observent également une minéralisation nette de l'azote dès le début des incubations.

***Tableau 3.25** : Vitesses de minéralisation (ou immobilisation) de l'azote entre 0 et 14 jours et entre 14 et 108 jours d'incubation. Les vitesses sont exprimées en mg de N minéral par kg de sol par jour, et en pour-cent de l'azote total des composts (et du sol) par jour. Rappel des teneurs initiales en azote total et en azote minéral du sol et des composts secs .*

Compost	Age	N total	N minéral	Vitesse de minéralisation de N			
		g/kg MS	mg/kg MS	en mg.kg^{-1} sol.j^{-1}		en % de N . j^{-1}	
				0 à 14 j	14 à 108j	0 à 14 j	14 à 108j
DV1	3 mois	14	67	0.29	0.37	-0.06	0.05
	4 mois	14	103	0.51	0.27	0.03	0.02
	6 mois	15	294	0.72	0.35	0.09	0.04
DV2	3 mois	19	731	0.34	0.43	-0.03	0.06
	4 mois	17	382	0.09	0.41	-0.11	0.05
	6 mois	19	438	0.30	0.38	-0.04	0.04
DV2re	6 mois	18	469	0.20	0.40	-0.06	0.04
BIO1	3 mois	18	144	0.92	0.42	0.17	0.07
	4 mois	18	134	0.88	0.35	0.15	0.04
	6 mois	17	524	1.11	0.43	0.02	0.06
BIO2	3 mois	12	213	1.23	0.36	0.30	0.05
	4 mois	14	557	1.46	0.39	0.35	0.06
	6 mois	12	147	1.26	0.37	0.27	0.05
BIO3	3 mois	14	447	0.91	0.39	0.17	0.06
	4 mois	13	561	0.55	0.33	0.03	0.03
	6 mois	14	938	0.63	0.30	0.06	0.02
BIO3st	6 mois	14	585	0.23	0.31	-0.08	0.03
OM1	3 mois	14	59	-1.05	0.54	-0.83	0.17
	4 mois	15	206	0.30	0.40	-0.07	0.07
	6 mois	16	1513	1.07	0.23	0.21	-0.00
OM2	3 mois	15	345	-2.80	0.56	-1.88	0.19
	4 mois	18	228	-2.66	0.58	-1.29	0.15
	6 mois	19	1477	1.18	0.26	0.21	0.01
OM3	3 mois	21	84	-0.91	0.55	-0.41	0.10
	4 mois	22	417	-0.84	0.62	-0.36	0.10
	6 mois	21	1888	-0.25	0.44	-0.19	0.06
OM3st	6 mois	22	1454	-3.09	0.59	-1.19	0.12
DVB1	3 mois	19	1091	0.23	0.46	-0.05	0.05
	4 mois	18	409	0.47	0.33	0.00	0.02
	6 mois	19	420	0.91	0.35	0.13	0.03
DVB2	3 mois	25	506	1.05	0.42	0.17	0.05
	4 mois	25	493	1.29	0.48	0.24	0.07
	6 mois	24	509	1.20	0.37	0.22	0.04
Sol seul		1	0	0.46	0.23	0.04	0.02

● *…interprétée par le degré de stabilité des composts*

On observe une corrélation hautement significative (seuil de 0.1%) entre la biodégradabilité de la matière organique des composts (CB_{108} et C_0) et la quantité d'azote minéralisé ou immobilisé après deux semaines d'incubation (Figure 3.45, Tableau 3.26). L'incorporation des composts définis comme stables et très stables (CB_{108}<15, voir Chapitre II) a pour conséquence une minéralisation nette de l'azote dans le sol. C'est le cas de tous les composts de déchets verts, de tous les composts de biodéchets, du co-compost de déchets verts et boues DVB1, et des composts d'ordures ménagères OM1 et OM2 après 6 mois de compostage. L'incorporation de composts instables et très instables (CB_{108} >20 et 30) entraîne une immobilisation nette de l'azote de 15 à 45 mg.kg^{-1} sol à 14 jours d'incubation. C'est le cas des composts d'ordures ménagères OM1-3m, OM2-3m et 4m, OM3-3m et OM3st-6m. L'incorporation au sol de compost de stabilité moyenne (15<CB_{108}<20) peut entraîner une immobilisation nette (cas de OM3-6m) ou une minéralisation nette (cas de DVB2) de l'azote durant les 2 premières semaines d'incubation.

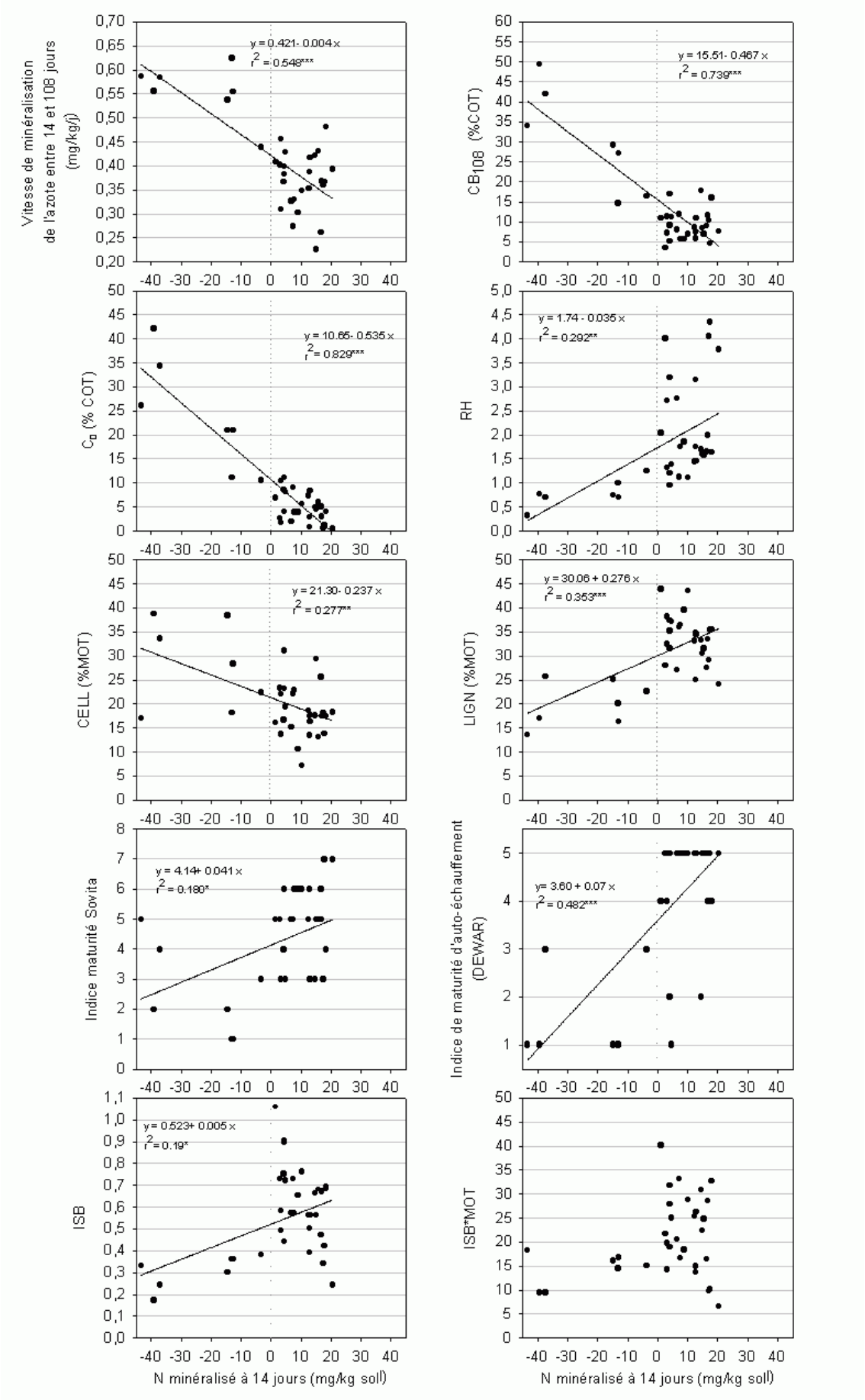


***Figure 3.45** : Relations entre la quantité d'azote minéralisé (ou immobilisé) à 14 jours d'incubations, la vitesse de minéralisation de l'azote entre 14 et 108 jours, les principales caractéristiques de la matière organiques, les indices de maturités, et la valeur amendante des composts.*

***Tableau 3.26* : Corrélation entre les vitesses de minéralisation de l'azote lors des incubations et la quantité d'azote minéralisée en fin d'incubation, et les principales analyses retenues lors de la caractérisation de la matière organique des composts et lors de la recherche d'indicateurs de maturité.**

	Vitesse de minéralisation *(exprimée mg.kg^{-1}sol.j^{-1})*		Ncom(108j)-Ncom(0j) *(exprimé mg.kg^{-1}sol)*
	de 0 à 14 jours	de 14 à 105 jours	à 108 jours
MOT (%MS)	-0.526**	0.505**	-0.362*
COT(%MS)	-0.485**	0.529**	-0.285
CB_{108}	-0.860***	0.716***	-0.677***
C_0	-0.911***	0.669***	-0.784***
SOLU (%MO)	-0.073	0.228	0.071
HEMI (%MO)	0.038	-0.053	0.013
CELL (%MO)	-0.526**	0.302	-0.519**
LIGN (%MO)	0.608***	-0.599***	0.407*
RH	0.541**	-0.374*	0.484**
C/N	-0.321	0.074	-0.400*
Indice auto-échauff.	0.695***	-0.766***	0.402*
Indice Solvita	0.425*	-0.597***	0.147

*, ** ou *** indique une significativité à P<0.05, 0.01 ou 0.001 respectivement
*CB_{108}: Indice de Biodégradabilité à 105 jours (=Cminéralisé/COT*100)*
C_0 : pourcentage de C labile du compost (%COT)
RH : rapport d'humification (C_{AH}/C_{AF})

Moins les composts sont stabilisés, plus la quantité d'azote immobilisé suite à leur incorporation au sol est grande (Figure 3.45, Tableau 3.26), comme cela a été observé par Jedidi *et al.* (1995). Ces phases d'immobilisation en début d'incubation sont fréquemment mises en évidence dans la littérature lors d'incubations de composts instables. Citons par exemple Beloso *et al.* (1993) et Sims (1990) qui observent des immobilisations voisines de 30 mg.kg^{-1} de sol après 2 semaines d'incubation d'un sol ayant reçu respectivement un compost d'ordures ménagères et un compost de boues non stabilisés. Les substrats riches en matière organique facilement dégradable causent un développement de la flore microbienne qui puise dans les réserves minérales l'azote indispensable à son développement. Il s'agit d'un résultat connu qui conduit à une organisation rapide de l'azote ammoniacal, et de l'azote nitrique lorsque la présence d'un excès de carbone est conjointe à une absence d'ammonium (Rice & Tiedje, 1989; Recous *et al.*, 1990). L'immobilisation brute est alors plus importante que la minéralisation et se traduit par l'immobilisation nette observée.

Mais **l'apport des composts instables occasionne une vitesse de minéralisation plus rapide de l'azote après la phase d'immobilisation**, c'est à dire à partir de deux semaines d'incubation. On observe une corrélation significative entre le coefficient de biodégradabilité et la vitesse de minéralisation entre 14 et 108 jours (Tableau 3.26). Ces composts ont des vitesses moyennes de minéralisation pouvant atteindre 0.6 mg.kg^{-1}sol.j^{-1} entre 14 et 108 jours d'incubation alors qu'elles sont généralement situées entre 0.3 et 0.4 mg.kg^{-1}sol.j^{-1} pour les composts très stables. Ces résultats sont concordants avec plusieurs travaux montrant que le potentiel de minéralisation diminue au cours du compostage (Robertson & Morgan , 1995; N'Dayegamiye *et al.*, 1997; Hartz & Giannini , 1998; Shi & Norton , 2000). La concentration en lignine des composts semblent déterminer la vitesse de minéralisation de l'azote après la phase d'immobilisation (Tableau 3.26). L'utilisation des composts élaborés à partir d'un forte proportion de déchets verts, riches en lignine, se traduit par une vitesse lente de minéralisation de l'azote. Alors que les composts d'ordures ménagères non stabilisés présentent de plus faibles concentrations en lignine et de plus fortes concentrations en cellulose qui favorisent la minéralisation. D'autre

part l'azote organique immobilisé par les micro-organismes lors de la phase de forte activité microbienne est facilement minéralisable et explique la minéralisation rapide qui s'ensuit.

Après 108 jours d'incubation, la quantité d'azote minéralisé est négativement corrélé à la biodégradabilité du compost indiquant que sur la durée totale des incubations, ce sont les composts les plus stables qui permettent la minéralisation globale d'azote la plus forte (Tableau 3.26). Une durée d'incubations plus longue aurait vraisemblablement conduit à une minéralisation plus importante avec les composts moins stabilisés.

Nous avons vu précédemment que le rapport d'humification RH (C_{AH}/C_{AF}) était un bon indicateur de maturité. Cet indicateur est donc logiquement hautement corrélé à la quantité d'azote susceptible d'être immobilisée (Tableau 3.26). Il est intéressant de remarquer que pour les composts ayant un RH supérieur à 1.3 (maturité élevée et maturité très élevée) aucune immobilisation de l'azote n'est observée, que l'incorporation des composts ayant un RH inférieur à 1 (maturité faible et très faible) entraîne systématiquement une immobilisation de l'azote à deux semaines d'incubation, et qu'il existe un risque d'immobilisation pour les composts ayant un RH compris entre 1 et 1.3 (maturité moyenne) (Figure 3.45). L'indicateur **RH est donc efficace pour prévoir également le risque d'une immobilisation** de l'azote après l'incorporation du compost au sol.

De même, le test d'auto-échauffement est hautement et négativement corrélé à la vitesse de minéralisation de l'azote entre 14 et 108 jours, c'est à dire que plus le degré de maturité révélé par le test d'auto-échauffement est faible, plus la vitesse de minéralisation de l'azote est élevée entre 14 et 108 jours d'incubation (Tableau 3.26) reflétant à nouveau la pertinence de ce test. Signalons que le test Solvita fournit également une corrélation satisfaisante.

Mais nos résultats montrent qu'avec les doses d'apports utilisées dans notre étude, **la disponibilité potentielle de l'azote des composts est assez faible**. Leur incorporation au sol n'entraîne qu'une faible augmentation de la teneur en azote minéral du milieu. Cette valeur azotée semble encore réduite au vu des résultats de certaines expérimentations évaluant la part d'azote exportée vers les plantes. Sullivan *et al.* (2002) par exemple ne constatent pas d'effet d'un apport de biocompost sur l'absorption de l'azote par des fétuques, et Houot *et al.* (2003) mesurent que moins de 10 % de l'azote des composts est exportée vers les plantes (maïs et blé).

V.2.b Application: Passage au champ

La simulation très grossière réalisée ici a pour but de mieux apprécier les conséquences sur l'azote du sol d'un apport au champ de composts, en fonction de la date d'apport et du type de compost. Cette simulation ne peut être qu'inexacte d'un point de vue quantitatif car elle est basée sur les résultats d'incubations utilisant un sol fortement enrichi en nitrates (50 mg $N.kg^{-1}$ sol), qui a pour conséquence une surestimation importante de la quantité d'azote immobilisé, et ne quantifie pas les perte d'azote du sol par lessivage des nitrates et assimilation par les plantes.

Calcul :

Lors des incubations, les composts sont apportés au sol de manière à fournir un apport identique en carbone. Les masses de matières sèches incorporées sont donc différentes pour chaque compost. L'application qui fait l'objet de ce paragraphe nécessite donc un calcul permettant de faire une comparaison entre les composts sur la base d'un même apport de matière sèche totale. Dans ce calcul, on néglige l'effet de stimulation de minéralisation de l'azote du sol due à l'apport de matière exogène (priming effect). En effet, si l'engrais azoté a une action stimulante sur la minéralisation de l'azote organique endogène (Jedidi *et al.*, 1995), il n'en est pas de même pour les amendements organiques comme les composts, car l'azote organique n'est pas assez disponible pour les micro-organismes (Smith, 1979, cité par Sikora & Yakovchenko, 1996). Les résultats d'incubations donnent la contribution des composts à la teneur en N minéral du sol, pour une masse d'apport donnée:

$$N_{com}\ (mg.kg^{-1}\ sol) = N_{sol\ amendé}\ (mg.kg\ sol^{-1}) - N_{tém}\ (mg.kg\ sol^{-1})$$

D'où $$N_{comp}\ (mg.kg^{-1} compost) = N_{comp}\ (mg.kg^{-1}\ sol)\ \frac{m_{sol}}{m_{com}}$$

Avec
- $N_{tém}$ ($mg.kg^{-1}$ sol): teneur en N minéral du sol seul, exprimé par rapport à la masse de sol
- N_{com} ($mg.kg^{-1}$sol) : contribution des composts à la teneur en N minéral du sol, exprimé par rapport à la masse de sol
- N_{com} ($mg.kg^{-1}$compost) : contribution des composts à la teneur en N minéral du sol, exprimé par rapport à la masse de compost incorporé
- m_{com} (g) : masse de compost dans le bocal d'incubation
- m_{sol} (g) = masse de sol dans le bocal d'incubation

A une date t donnée, la teneur en N minéral d'un sol, exprimée en kilogramme par hectare est donc :

$$Nsol(kg.ha) = M_{com}(t)\ N_{com}\ (mg.kg^{-1}compost) + M_{sol}(t)\ (N_{tém}\ (mg.kg\ sol^{-1}) - N^{i}_{tém}\ (mg.kg\ sol^{-1})$$

Avec
- $M_{com}(t)$: masse de compost apportée par hectare
- $M_{sol}(t)$: masse de sol par hectare
- $N^{i}_{tém}$ ($mg.kg\ sol^{-1}$) : teneur initiale en N minéral du sol, exprimé par rapport à la masse de sol

Le passage du laboratoire au champ se fait en utilisant la fonction température établie d'après la loi de Van't Hoff :

$$f_T = \frac{v_2}{v_1} = e^{k(T_2 - T_1)}$$ (v_1 et v_2=vitesses de minéralisation aux températures T_1 et T_2, k= constante)

La constante k égale à 0.115 est considérée comme une valeur satisfaisante pour la matière organique humifiée du sol pour des températures comprises entre 1°C et 25°C mais non satisfaisante pour des résidus

facilement dégradables, le coefficient k variant en fonction de la plage de température considérée (Recous, communication personnelle). C'est cependant cette valeur que nous avons utilisée. Les fonctions considérant l'effet de l'humidité ne sont pas utilisés.

Pour chaque jour au champ à la température moyenne T est associée une durée correspondant à la température d'incubation d'après le calcul suivant :

$$y = e^{0.115\,(T-28)}$$

Donc n jours au champs correspondent à y_n jours au laboratoire à la température de 28°C, y_n étant donné par

$$y_n = \sum_{1}^{n} e^{0.115\,(T_i-28)} \quad \text{(avec } T_i\text{, la température atmosphérique au jour i)}$$

La Figure 3.46 présente la correspondance entre les jours au laboratoire et les jours au champ dans le cas d'un apport à l'automne et d'un apport au printemps.

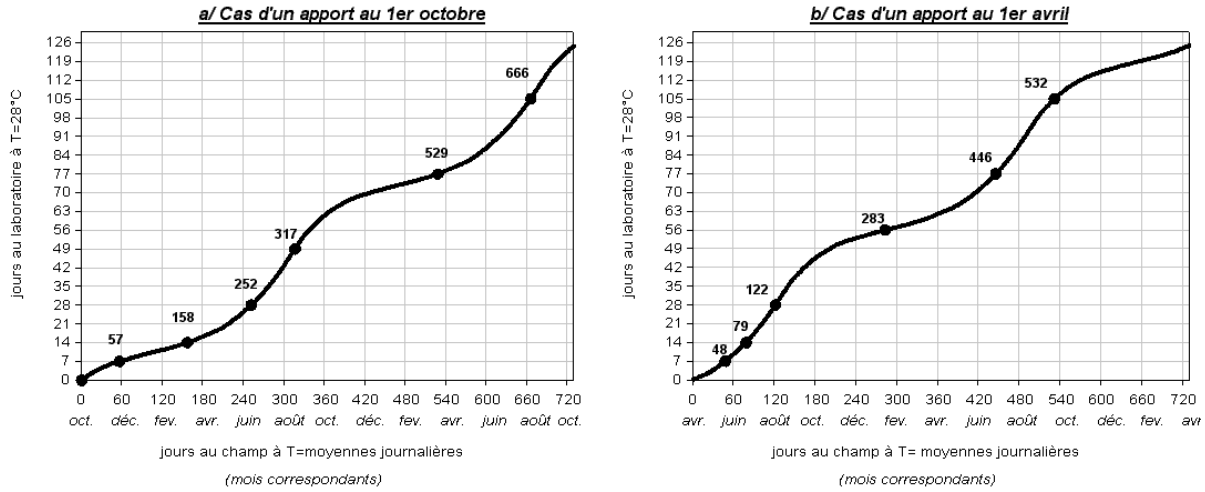


***Figure 3.46** : Correspondance entre les jours au laboratoire à la température de 28°C, et les jours au champ à la température T. La fonction de passage utilisé est $y = x\, e^{0.115\,(T-28)}$. Cas d'un apport au 1er octobre (a) et cas d'un apport au 1er avril (b). Les nombres indiqués correspondent aux jours au champ associés aux jours d'extraction de l'azote au laboratoire .*

- Hypothèses :

- Masse de sol à l'hectare : $M_{sol}(t)$= 4000 t
- Masse de compost apportée à l'hectare : $M_{com}(t)$= 20 t (en équivalent sec)
- Dates d'apports: au 1er octobre et au 1er avril

- Résultats :

Les Figures 3.47 et 3.48 présentent les cinétiques de minéralisation simulées de l'azote pour un apport en automne et un apport au printemps respectivement. La teneur initiale en azote des composts est prise en compte. Les valeurs négatives trouvées sont liées au retranchement de la teneur en azote minéral dans le calcul

décrit précédemment et doivent être comprises comme des quantités d'azote minéral temporairement perdu par rapport au sol seul. Une valeur de –25 signifie donc qu'un apport de 20 t de ce compost entraîne une diminution de 25 kg d'azote minéral par rapport au seul. La courbe représentant le sol seul est obtenue après soustraction de sa teneur initiale (incluant l'azote ajouté lors des incubations).

Sous nos climats, les périodes automnale et hivernale sont associées à d'importantes précipitations pouvant entraîner une fuite des nitrates vers les nappes souterraines. A l'inverse, les besoins en nitrates des végétaux sont importants au printemps et en début d'été. L'utilisation optimale d'un compost, d'un point de vue azote, consiste donc à limiter au maximum la teneur en nitrates du sol durant la période de lessivage et à augmenter la quantité de nitrates potentiellement disponible durant la période de croissance des végétaux.

L'incorporation au sol en début d'automne des composts très instables entraîne une forte immobilisation de l'azote pouvant être bénéfique pour la protection des nappes. Ce sont les composts OM1-3m, OM2-3m et 4m, et OM3st-6m qui entraînent l'immobilisation de l'azote la plus forte. Mais cet effet positif sur la qualité de l'eau s'accompagne d'un effet négatif sur la culture car il apparaît que pour ces composts la minéralisation de l'azote qui suit la phase d'immobilisation n'est pas suffisamment rapide et que **le sol est déficitaire en azote durant la période de croissance végétale**. En agriculture classique, l'apport d'un engrais minéral azoté se fait au printemps. Appliqué sur un sol ayant reçu un compost très instable, il est probable que cet azote minéral sera partiellement utilisé par la biomasse microbienne au préjudice de la culture.

A l'opposé, les composts d'ordures ménagères stabilisés (OM1-6m et OM2-6m) sont ceux qui enrichissent le plus le sol en azote minéral, et ceci dès leur incorporation, du fait de leur forte teneur intrinsèque. Or la quantité de nitrates lessivés est proportionnellement reliée à la teneur en nitrates du sol à l'entrée de l'hiver. Dans un essai au champ portant sur différents composts urbains, Houot *et al.* (2003) observent une perte hivernale d'azote représentant environ 50% de la teneur avant lessivage. L'utilisation de ces composts stables, riches en nitrates et entraînant un minéralisation constante d'azote provoqueront donc des pertes importantes de nitrates vers le nappes. Plus généralement, l**'incorporation à l'automne des composts stabilisés d'ordures ménagères, riche en azote minéral, est potentiellement préjudiciable à la fois pour la qualité de l'eau et pour les cultures à venir**. En revanche la faible teneur en azote minéral et la faible minéralisation des composts stabilisés à forte teneur en déchets verts permet leur épandage à l'automne.

L'épandage des composts en début de printemps entraîne des vitesses de minéralisation ou d'immobilisation, dans les 6 mois suivants, supérieures à celles observées lors d'un apport à l'automne. **L'utilisation en début de printemps des composts ayant de faibles degrés de maturité provoque un fort déficit en azote minéral du sol au moment de la croissance végétale**. L'azote fournit par un apport minéral complémentaire juste avant semis risquerait d'être immobilisé et donc non disponible pour la culture considérée. Les **composts d'ordures ménagères stabilisés ont de fortes teneurs en azote minéral et semblent être intéressants pour la culture lors d'un apport en début de printemps**. Le compost DVB2 à 3, 4 ou 6 mois de

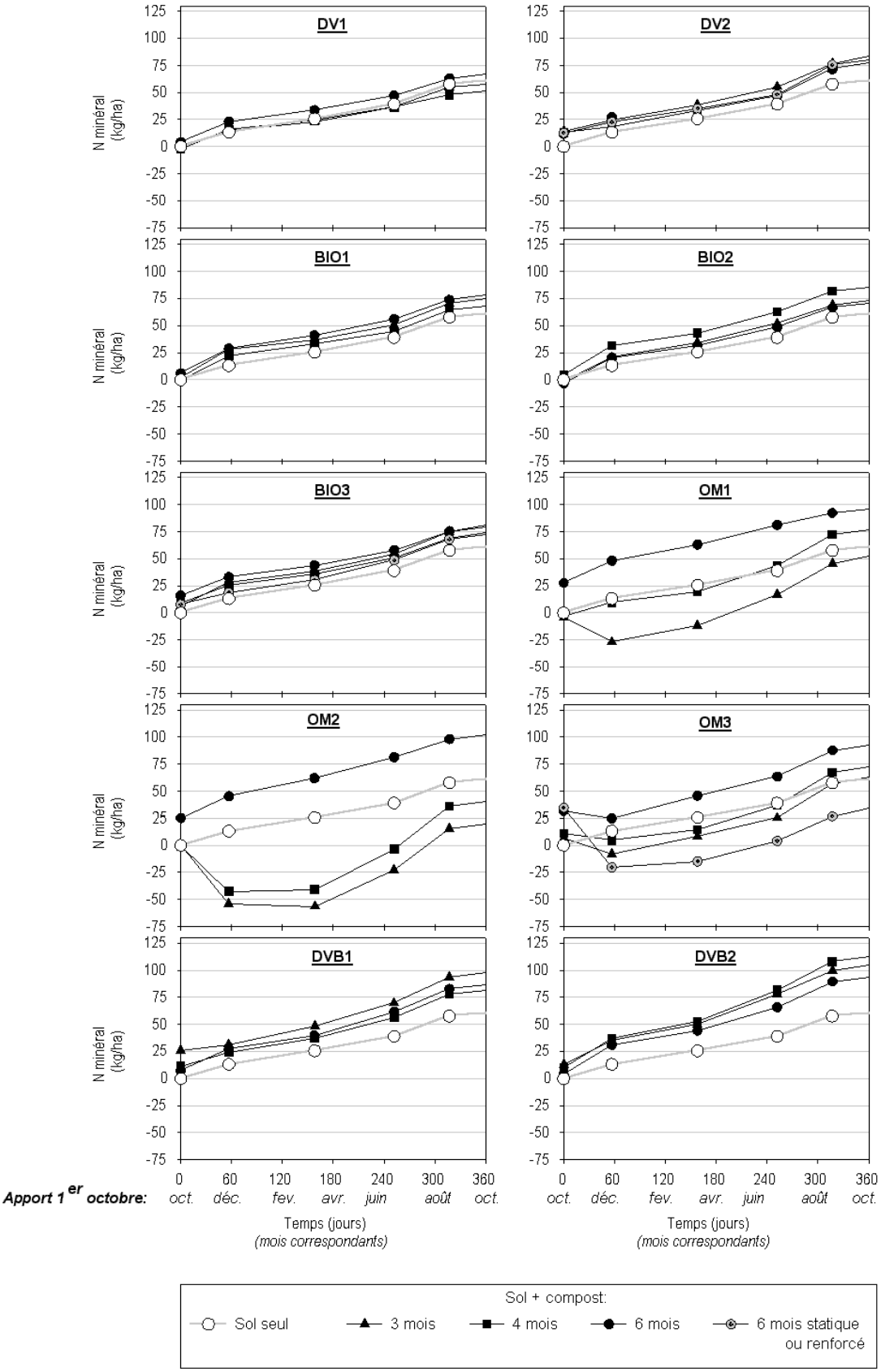


***Figure 3.47** : APPLICATION - APPORT AU 1ER OCTOBRE. Simulation de la minéralisation (ou immobilisation) nette de l'azote dans un sol au cours de l'année suivant un apport au 1er octobre de 20 tonnes de compost (masse sèche) par hectare.*

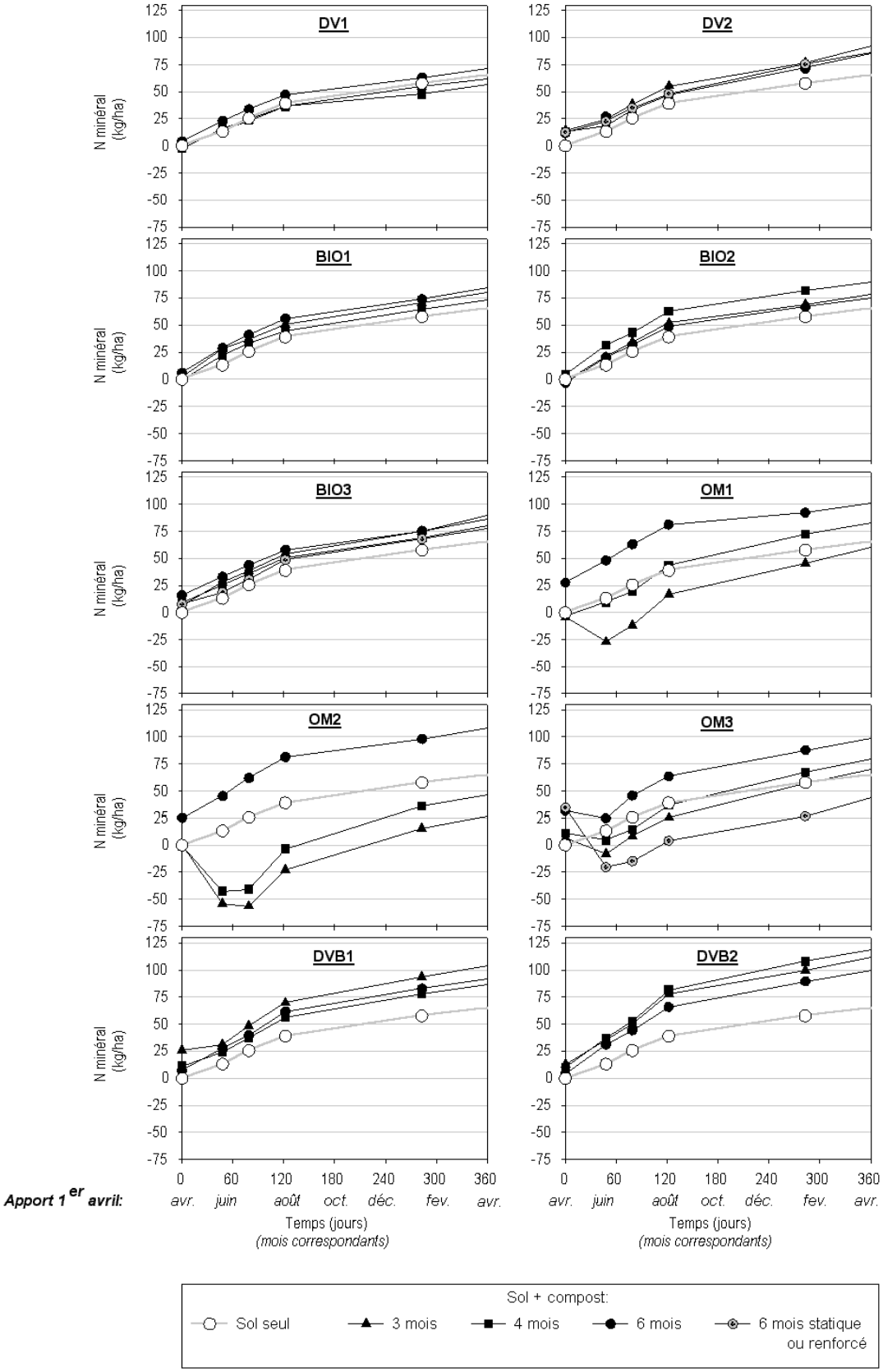


***Figure 3.48* : APPLICATION - APPORT AU 1ER AVRIL. Simulation de la minéralisation (ou immobilisation) nette de l'azote dans un sol au cours de l'année suivant un apport au 1er avril de 20 tonnes de compost (masse sèche) par hectare.**

compostage possède une quantité initiale de nitrate assez faible mais une vitesse de minéralisation d'avril à août supérieure aux autres composts à base de déchets verts.

Rappelons que l'azote minéral des composts est faiblement utilisé par les plantes (Houot *et al.*, 2003). Et bien que la quantité d'azote prélevée par la plante augmente linéairement avec la quantité d'azote dans le sol, elle est liée aussi aux caractéristiques du compost (Iglesias-Jimenez & Alvarez , 1993) .

Rappelons également que ces simulations informent sur le potentiel des composts à minéraliser ou immobiliser de l'azote mais ne permettent pas d'avoir de vision quantitative approximative, les quantités incorporées par les plantes ou lessivées n'étant pas évaluées. De plus les incubations sont réalisées sur des composts séchés à l'air, conduisant à une sous-estimation de la concentration en ammonium. Les quantités volatilisées sont proportionnelles aux quantités appliquées et l'essentiel de la volatilisation a lieu la première semaine suivant l'épandage (Morvan *et al.*, 1997; Robinson & Polglase , 2000). Alors que Houot *et al.* (2003) constatent des pertes allant jusqu'à 40 % du NH_4^+ pour des composts urbains non enfouis dans le sol, Berthier (1997) mentionne des pertes atteignant 90 % du NH_4^+ pour des effluents d'élevage et des boues.

Ces résultats montrent donc que dans le cas des composts stabilisés, c'est à dire les composts de déchets verts, les composts de biodéchets et les composts d'ordures ménagères à degré de maturité élevé, un épandage au printemps est possible. Les composts d'ordures ménagères semblent alors préférables compte tenu de leur teneur initiale en azote supérieure. En revanche, pour les composts très instables, c'est à dire les composts d'ordures ménagères âgés de moins de 3 mois, un épandage au printemps est à proscrire car il entraînerait un déficit de l'azote du sol préjudiciable pour la culture. Un épandage en automne est alors préférable car il permettrait de limiter des pertes de nitrates par lessivage. Notre travail semble également montrer que l'épandage de tels composts instables n'entraînera pas de gain en azote minéral du sol durant la première année suivant l'épandage. Ce résultat est contradictoire avec les résultats d'expérimentation au champ (Houot *et al.*, 2003), pour lesquels un gain en azote est observé avec un compost d'ordure ménagère instable durant l'année suivant l'apport. Cette divergence peut s'expliquer par la quantité d'azote minéral ajoutée lors des incubations, qui accentue l'immobilisation de l'azote.

Conclusion du Chapitre V

Ce chapitre nous a permis d'approcher la valeur agronomique des composts urbains, du point de vue de leur aptitude à entretenir le stock de matière organique du sol (valeur amendante), et du point de vue de leur valeur azotée. Les résultats ont été interprétés grâce aux caractérisations présentées dans les chapitre précédents.

La valeur amendante a été estimée en utilisant l'ISB et la teneur en MOT. Les résultats fournis par le Tr^{CBM} ont fait l'objet d'une discussion concluant à la moins bonne pertinence de son utilisation. La valeur azotée a été évaluée au cours d'incubations de mélanges de sol et de composts.

Au cours du compostage on observe une augmentation d'ISB et une perte en MOT. Par conséquent **la gamme des valeurs amendantes est plus restreinte que celle de la stablité**. Tous les composts, stables ou instables, sont intéressants pour entretenir le stock de matière organique du sol. L'utilisation de compost pour lutter contre l'effet de serre additionnel paraît judicieuse. Cependant d'autres paramètres seraient à prendre en considération pour vision plus globale du problème : émission d'autres gaz à effet de serre, prise en compte de l'ensemble de la filière, etc…

Pour l'ensemble des composts, **la disponibilité potentielle de leur azote est apparue faible**.

Les composts riches en déchets verts, et donc riches en lignine sont stables dès 3 mois de compostage et ont une valeur amendante élevée. Une utilisation de ces composts à 3 mois peut être préférable à une utilisation à 6 mois car la perte de MOT entre 3 et 6 mois n'est pas forcément compensée par un gain de stabilité.

Ces composts ont une faible valeur azotée car leur **azote se minéralise lentement**. Compte tenu de la présence de nitrates et de l'absence d'immobilisation suite à leur incorporation, et d'une minéralisation lente de l'azote après leur incorporation au sol, un apport de ces composts au printemps ou à l'automne est possible.

Les composts instables ont une valeur amendante plus faible que les composts à degré de maturité élevé. C'est le cas des composts d'ordures ménagères à 3 mois. L'utilisation de composts instables entraîne une **immobilisation de l'azote**. Après l'immobilisation, on observe une minéralisation de l'azote plus rapide que pour les composts stabilisés. L'immobilisation de l'azote peut être bénéfique dans le cas de composts incorporés au sol à l'automne car elle limite la perte par lessivage durant la période hivernale. Pour ces composts instables, un apport au printemps est à proscrire car il serait préjudiciable aux plantes. Entre 3 et 6 mois de compostage la valeur amendante des composts d'ordures ménagères augmente fortement du fait de la stabilisation importante de leur matière organique. A 6 mois, ces composts sont généralement riche en nitrates. Leur utilisation sur sol agricole au printemps est préférable.

Les indicateurs de maturité que sont le rapport RH et le test d'auto-échauffement permettent de rendre compte de l'éventuelle immobilisation de l'azote.

Les simulations réalisées, tant au niveau du carbone qu'au niveau de l'azote, valident les conseils d'application précédemment cités. Ce travail de simulation nécessite d'être approfondi à l'aide de modèle de type CANTIS (Nicolardot *et al.,* 1997) ou CERES (Gabrielle & Kengni , 1996) par exemple, prenant en compte le lessivage de l'azote minéral, l'immobilisation microbienne, et l'utilisation par les plantes, et permettant une meilleure conceptualisation de la dynamique de l'azote et de la matière organique dans un sol amendé de compost. .

Conclusion Générale

Conclusion Générale

Le compostage permet d'éliminer en les valorisant des déchets urbains de plus en plus nombreux. La pratique du compostage et l'utilisation de composts en agriculture ont des implications environnementales, agronomiques, sociales et économiques. Il s'agit là d'une problématique qui concerne l'ensemble des pays, en particulier des pays dits du Sud, pour lesquels le maintien ou la restauration de la fertilité des sols dans un but de subsistance alimentaire, et le traitement des déchets constituent des préoccupations fortes.

En France, les déchets organiques représentent la moitié de la production des déchets collectés par les communes, et le compostage constitue une des voies privilégiées de leur traitement. Traditionnellement, le compostage bénéficie d'une image plutôt positive dans l'opinion publique car il est synonyme de l'élaboration d'un produit semblable à de l'humus ayant maintes vertus. Mais le compost industriel, en particulier le compost de déchets urbains, est souvent perçu d'avantage comme un déchet, et fait l'objet de suspicion, parfois alimentée par des pratiques abusives. Le manque de connaissances, accentué par l'absence de norme garantissant la qualité des produits, est incompatible avec les exigences fortes des agriculteurs, des industriels de l'agro-alimentaire et des consommateurs, en matière d'environnement et de santé publique. Le développement du compostage de déchets urbains, actuellement limité, passe donc par des travaux permettant une meilleure connaissance concernant les réels impacts des composts urbains sur l'agriculture et l'environnement.

L'étude bibliographique présentée en première partie de mémoire nous a montré que la littérature sur le compostage est très riche d'informations, à la fois sur l'élaboration des composts, sur leurs caractéristiques et sur leurs comportements après incorporation au sol. Beaucoup de travaux mettent en évidence le rôle central joué par la matière organique des composts. Les caractéristiques d'un compost et donc son comportement au champ sont le résultat du produit de trois paramètres : la nature des déchets compostés, le procédé de compostage et l'âge du compost. Mais le plus souvent, au moins un de ces paramètres n'apparaît pas de manière détaillée dans les articles, ce qui rend difficile la comparaison des résultats fournis par ces travaux.

Dans ce contexte nous avons voulu réaliser une **typologie de composts urbains mettant en évidence l'influence des déchets compostés, des procédés de compostage, et de la durée de compostage sur les caractéristiques de la matière organique des composts, ainsi que leur conséquence sur la biodisponibilité potentielle de l'azote des composts et leur aptitude à entretenir le stock de matière organique du sol**. Ces deux derniers points constituent à la fois des préoccupations agronomiques (apport d'éléments nutritifs pour les plantes, et amélioration de propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol) et environnementale (pollution des eaux par les nitrates, lutte contre l'effet de serre additionnel). Un volet plus appliqué faisait également partie de notre projet. Il s'agissait de vérifier la **pertinence et la fiabilité d'indicateurs de maturité** des composts.

Pour **distinguer l'effet *nature du déchet* composté de l'effet *procédé de compostage***, l'étude s'est déroulée en deux phases. La première portait sur des composts industriels issus de différents sites et analysés

durant la phase supposée de maturation (entre 3 et 6 mois). La seconde portait sur l'étude de composts élaborés dans des réacteurs de laboratoire, à partir d'un procédé de compostage unique et des mélanges initiaux composés de différentes proportions de déchets verts, papiers-cartons et biodéchets, et analysés tout au long du compostage pendant 3 mois.

L'évolution du degré de stabilité des composts au cours du compostage a constitué une sorte de fil conducteur pour notre travail. Cette stabilité a été estimée par le suivi de la minéralisation du carbone des composts incorporés dans du sol en conditions contrôlées qui nous a permis de distinguer **cinq classes de stabilité, sur la base du coefficient de biodégradabilité** (i.e., proportion du COT des composts minéralisée) des composts industriels en fin d'incubation (CB_{108}) : composts très instables (CB_{108}>30), composts intstables (20<CB_{108}<30), composts moyennement stables (15<CB_{108}<20), composts stables (10<CB_{108}<15) et composts très stables (CB_{108}<10). Des fractionnements chimiques (extraction des acides humiques et fulviques) et biochimiques (fractionnement Van Soest séparant les substances solubles, la cellulose, l'hémicellulose et la lignine), ainsi que des analyses en infrarouge à transformée de Fourrier (IRTF) ont permis d'approcher de manière plus précise les caractéristiques des matières organiques des composts étudiés.

Une représentation synthétique des résultats obtenus et les conclusions concernant l'effet de la nature des déchets compostés et du procédé de compostage sur la stabilisation de la matière organique au cours du compostage, sont données sur la Figure 3.49 et le Tableau 3.27.

L'évolution générale de la matière organique au cours du compostage est identique, quelque soit la nature du déchet composté et le procédé de compostage (en conditions satisfaisantes d'oxygénation). Tous les composts étudiés ont montré une évolution dans le même sens, avec des caractéristiques de plus en plus proches au fil du compostage, devenant indépendantes des caractéristiques des déchets compostés. Par contre, **la vitesse et l'amplitude de la stabilisation de la matière organique dépendent de la nature des déchets et du procédé de compostage**.

Les fractionnements et l'analyse infrarouge ont montré que le compostage s'accompagne d'une forte dégradation de la cellulose. La dégradation de la lignine commence dès le début du compostage ce qui montre l'efficacité rapide des champignons. Mais son caractère plus réfractaire provoque sa concentration dans la matière organique des composts, conduisant à une augmentation du rapport LIGN/(CELL+HEM). Après une dégradation importante en début de compostage, les composés solubles sont présents en quantité constante mettant vraisemblablement en évidence des transferts de compartiments et la synthèse microbienne de composés solubles plus réfractaires face à la biodégradation. L'absence de purification des fractions humiques et fulviques extraites nous a interdit d'attribuer l'augmentation du rapport d'humification RH (C_{AH}/C_{AF}) à une réelle humification de la matière organique ou à une dégradation plus importante au cours du compostage des biomolécules les plus facilement extractibles. Rappelons également que la théorie actuelle concernant l'humification consiste à dire que les molécules humiques n'ont pas de réalité physique, mais qu'il s'agit d'agglomérats de biomolécules, ayant des propriétés chimiques identiques. L'utilisation du rapport d'intensité

des bandes à 1650 cm^{-1} (aromatiques) et 2930 cm^{-1} (aliphatiques) en analyse IRTF a mis en évidence une augmentation du degré d'aromaticité au cours du compostage. Des analyses plus fines sur les substances extraites lors des fractionnements fourniraient certainement des informations complémentaires intéressantes sur la nature des composés extraits. Il serait particulièrement intéressant d'identifier la nature des composés solubles au cours du compostage, afin de mieux comprendre leur apparente résistance face à la biodégradation.

Nos résultats ont montré que **la stabilisation de la matière organique des composts est très dépendante de la nature des déchets compostés**, et plus particulièrement des proportions de papiers-cartons et déchets verts. La prédominance de déchets verts dans les mélanges initiaux permet aux composts d'être stables voire très stables rapidement. Ceci s'explique par la faible présence de composés facilement biodégradables, et la présence importante de lignine dans ce type de matériau. La lignine, réfractaire à la dégradation microbienne et évaluée à 30% de la MOT des déchets verts se concentre dans la matière organique des composts. C'est le cas des composts de laboratoire R1, R2, R3, R6, R7 et R8 dans une moindre mesure, dont la matière organique ne se stabilise plus entre 8 et 12 semaines de compostage au laboratoire. C'est également le cas des composts industriels issus directement de la collecte de déchets verts (DV1 et DV2), mais aussi des composts industriels appelés composts de biodéchets, et qui contiennent plus de 50% (en masse sèche) de déchets verts (BIO1, BIO2, BIO3). Les co-composts de boues avec déchets verts se stabilisent également rapidement au cours du compostage.

A l'opposé, nous avons observé qu'une proportion de papiers-cartons similaire ou supérieure à la proportion de déchets verts dans les mélanges initiaux, ralentissait la vitesse de stabilisation de la matière organique des composts. La dégradation du stock de cellulose initialement contenue dans les papiers-cartons (70% de la MOT) nécessite un temps de compostage assez long. De plus la forte proportion de carbone dans les papiers-cartons provoque une carence en azote, limitant ainsi l'activité dégradante de la microflore. C'est le cas des composts de laboratoire R4 et R5 pour lesquels la matière organique continue à se stabiliser entre 8 et 12 semaines de compostage. C'est aussi le cas de tous les composts industriels d'ordures ménagères, riches en papiers-cartons, qui sont très instables à 3 mois, et dont la matière organique continue à se stabiliser jusqu'à 6 mois au moins.

Le rôle des biodéchets (déchets de cuisine) sur les caractéristiques de la matière organique des composts n'apparaît qu'en début de compostage dans le cas de composts de laboratoire. Les biodéchets considérés (fruits et légumes) sont très riches en sucres simples et autres composés très solubles (estimés à 84% de la MOT des biodéchets) qui sont très rapidement consommés durant la phase d'intense activité microbienne (deux premières semaines de compostage). Il est possible que l'azote apporté par ces biodéchets permette la dégradation de la cellulose des papiers-cartons. Ceci pourrait expliquer qu'après 3 mois de compostage, les composts industriels BIO1, BIO2 et BIO3 se comportent comme les composts de déchets verts. Un échantillonnage plus tôt au cours du compostage nous aurait permis d'avoir plus d'informations à ce sujet. Néanmoins l'influence des biodéchets très riches en eau apparaît assez faible, du fait de la gamme étroite de variation de la proportion de biodéchets exprimée en matière sèche. L'étude de composts élaborés à partir de mélanges plus riches en biodéchets pourrait permettre de mieux apprécier l'effet des biodéchets mais nécessiterait un léger séchage préalable.

Le rôle des inertes a été complètement occulté dans notre travail . Pourtant, malgré les efforts de tri et les améliorations techniques, la présence de verre et plastiques est fréquemment observée dans les composts d'ordures ménagères ou de biodéchets. Il serait intéressant de comparer l'évolution au cours de compostage de deux mélanges, un avec plastiques et/ou verre, l'autre sans, toute chose égale par ailleurs. Il est en effet certain que la présence d'inertes joue sur l'oxygénation des composts et sur les transferts de chaleur, mais en quelle proportion ? De même, le biais introduit par la présence de plastique, par nature riche en carbone organique, sur les techniques de fractionnement mériterait d'être étudié.

Les résultats obtenus, en particulier sur les composts d'ordures ménagères, ont mis en **évidence l'influence du procédé de compostage**. Le compost OM1 s'est stabilisé plus rapidement que le compost OM2, produit à partir du même gisement de déchets mais qui a subi un nombre inférieur de retournements, remplacés par une aération forcée. A 6 mois de compostage, ces deux composts étaient stabilisés et présentaient des caractéristiques de leur matière organique similaires. Les résultats obtenus sur le compost OM3 ont laissé penser qu'un criblage fin et précoce ralentissait l'évolution de la matière organique durant la phase dite de maturation. Le compost OM3st à 6 mois était encore fortement instable. Cette instabilité a été attribuée à un manque de retournements après la phase de dégradation intensive, conduisant au développement de conditions anaérobies au sein du compost. Ces conditions ont entraîné une dégradation de la cellulose avec stockage de composés organiques simples. L'incorporation dans le sol de ce compost riche en composés simples a provoqué une forte minéralisation de ce compost, traduisant sa forte biodégradabilité résiduelle. Des retournements fréquents sont donc nécessaires, y compris après la phase de dégradation intensive, afin d'obtenir une stabilisation rapide de la matière organique des composts.

Nous avons choisi de définir la **maturité** uniquement en terme de stabilité de la matière organique des composts. La prise en compte directe d'effets sur les plantes ne paraissait pas pertinente, et semblait même rendre impossible, la détermination d'un indicateur de maturité indépendant de l'origine des composts et de l'utilisation qui leur est destinée. Par conséquent, le degré de stabilité de la matière organique, défini par le coefficient de biodégradabilité du carbone en fin d'incubation a été utilisé comme référence pour estimer la fiabilité d'indicateurs de maturité. Des indicateurs chimiques ont été testés (pH, C/N, $N\text{-}NO_3^-/N\text{-}NH_4^+$, RH) ainsi que deux tests directement utilisables sur plate-forme de compostage (test d'auto-échauffement, et test Solvita). Parmi les indicateurs chimiques, seul le **RH** est apparu être un très bon indicateur de maturité. Un RH inférieur à 1 correspond à des composts ayant un niveau de maturité faible, voire très faible s'il descend sous 0.6. A l'opposé, un RH supérieur à 1.3 traduit un niveau de maturité élevé, voire très élevé s'il dépasse 1.7. Le **test d'auto-échauffement** s'est avéré plus pertinent que le test Solvita, en terme de fiabilité et de facilité d'utilisation, bien que ce dernier soit plus rapide. Les résultats du test d'auto-échauffementque nous avons obtenus ont confirmé ceux fournis par des études antérieures : un indice V correspond à un degré de maturité très élevé, un indice I correspond à un degré de maturité très faible, les autres valeurs correspondant aux situations intermédiaires. Ces tests ont montré que les composts à forte teneur en déchets verts avaient un degré de maturité élevé dès trois mois de compostage, alors que les composts d'ordures ménagères qui avaient encore une faible degré de maturité à 3 mois étaient mûrs après 6 mois de compostage, en conditions satisfaisantes d'aération.

La **valeur amendante,** définie comme l'aptitude des composts à entretenir le stock de matière organique du sol, a été évaluée en utilisant l'Indice de Stabilité Biologique (ISB) reposant sur le fractionnement biochimique de la matière organique. La simple connaissance de la teneur en matière organique des composts est insuffisante, et il est important de connaître son niveau de stabilité. Les résultats que nous avons obtenus avec le Tr^{CBM} sont apparus non corrélés avec l'ISB et avec les autres résultats de notre étude, contrairement à ce que nous supposions trouver. Les valeurs d'ISB trouvées sur les composts industriels sont en accord avec les degrés de stabilité estimés lors des incubations. La gamme de valeur amendante trouvée (ISB*MOT) est apparue plus étroite que la gamme d'ISB, car la stabilisation de la matière organique au cours du compostage (augmentation de l'ISB) s'accompagne de sa minéralisation (diminution de la MOT). Seuls les composts évoluant beaucoup entre 3 et 6 mois de compostage (OM1 et OM2) ont eu un gain significatif de leur valeur amendante. A l'opposé, les composts déjà très stables à 3 mois ont pû voir leur valeur amendante diminuer à cause d'une minéralisation de leur matière organique, non compensée par sa stabilisation. Les simulations grossières que nous avons réalisées ont montré que, quelque soit le compost, la teneur généralement importante en matière organique des composts étudiés leur confère un attrait en matière d'entretien ou d'enrichissement de la matière organique du sol, tant d'un point de vue de l'amélioration des qualités du sol que dans le contexte du stockage du carbone pour lutter contre l'effet de serre additionnel. Cependant l'intégration de variables pertinentes pour des produits comme les composts (celluloses, lignines, rapport C_{AH}/C_{AF},…) dans des modèles pluri-compartimenaux serait nécessaire pour une approche plus juste. Ajoutons aussi que le rôle potentiel des composts dans le contexte de l'effet de serre additionnel ne peut être évalué qu'en considérant l'ensemble des paramètres susceptibles d'être impliqués : prise en compte de l'ensemble des GES, bilan intégrant l'ensemble de la filière de traitement, du gisement de déchets au champ. Beaucoup reste à faire en ce domaine.

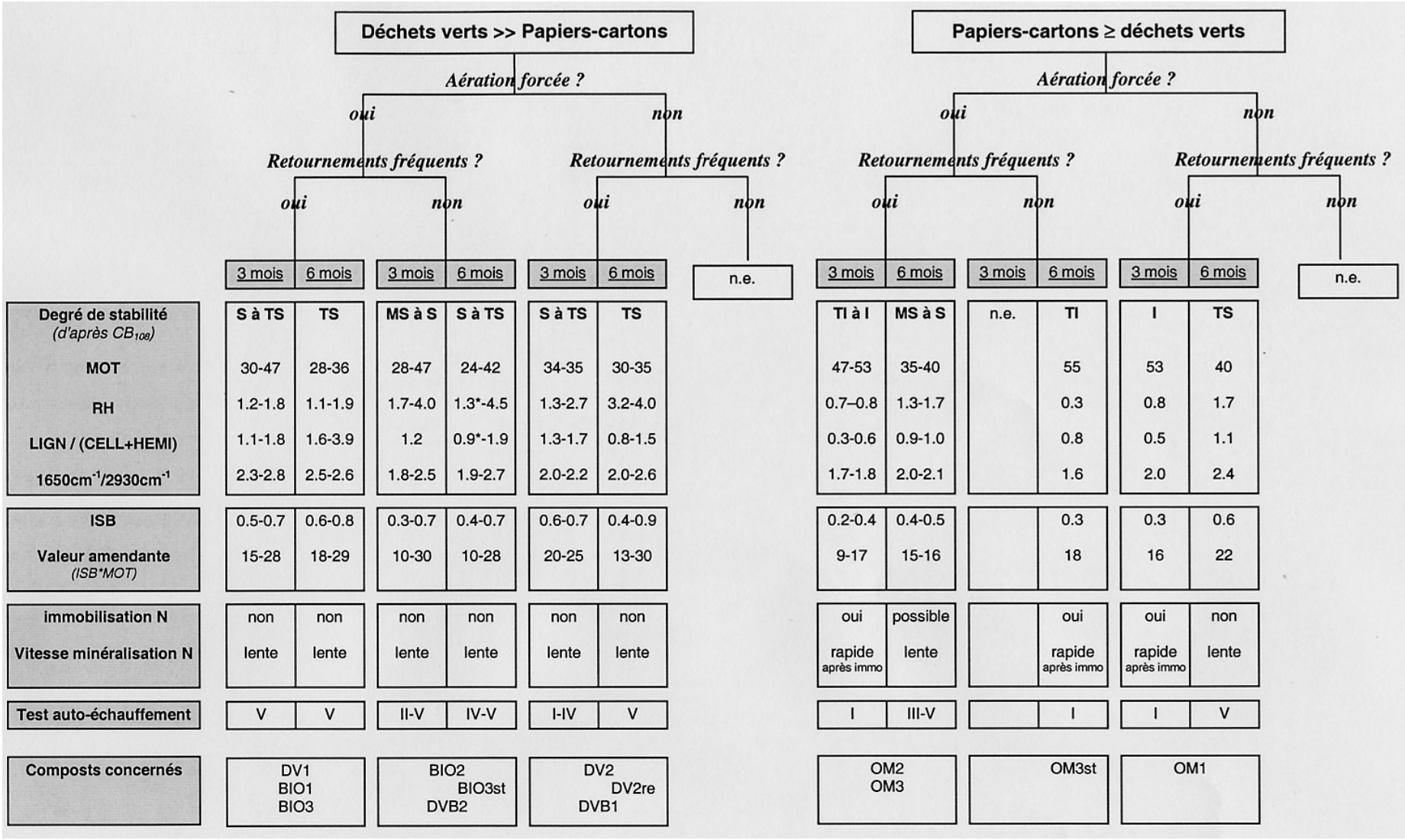
La **biodisponibilité potentielle de l'azote** des composts a été étudiée lors d'incubations en milieu contrôlé de mélanges sol-compost. Cette biodisponibilité est apparue dépendante du niveau de stabilité des composts. Pour les composts stables et très stables (CB_{108}<15, RH>1.3, indice d'auto-échauffement > IV), l'azote des composts s'est minéralisé lentement durant les incubations. La teneur en azote du sol est alors surtout liée à la teneur initiale en azote minéral du compost. L'application de tels produits est possible au printemps et à l'automne. Cette dernière est cependant à éviter dans le cas de compost très riche en nitrates (cas des composts stabilisés d'ordures ménagères par exemple) du fait des risques de pertes d'azote vers les nappes souterraines. Les composts à fortes teneurs en déchets verts à 3 mois de compostage, et les composts d'ordures ménagères à 6 mois, étaient dans cette configuration. A l'opposé, les composts instables et très instables (CB_{108}>20, RH < 1, indice d'auto-échauffement < II), à forte teneur en composés facilement biodégradables, entraînent une immobilisation de l'azote en début d'incubation. La quantité d'azote immobilisée dépend alors de la biodégradabilité du carbone. Après cette phase d'immobilisation, l'azote est minéralisé à des vitesses supérieures à celles observées avec les composts stables. Ceci a été attribué à la présence de composés riches en azote facilement minéralisable, vraisemblablement d'origine microbienne. Des études complémentaires sur ce thème pourraient être pertinentes. L'apport de tels composts au printemps est à proscrire car il risquerait d'entraîner une forte déficience en azote pour les plantes. Parmi les composts étudiés, les composts d'ordures ménagères âgés de 3 mois sont dans cette configuration. Notre approche ne permettait pas de considérer la part

réelle d'azote utilisable par les plantes. Une vision précise de la dynamique de l'azote nécessiterait la prise en compte des paramètres pédo-climatiques, du prélèvement de l'azote par les plantes, du lessivage des nitrates. L'utilisation de modèles simulant la dynamique du carbone et de l'azote dans le système eau-sol-plante-atmosphère permettraient de l'approcher, sous réserve du choix pertinent des variables indiquant la biodégradabilité potentielle des composts (caractéristiques biochimiques).

Les résultats présentés dans ce mémoire semblent montrer que les objectifs initialement fixés ont été atteints. Toutefois, nous avons constaté que les perspectives de notre travail sont encore nombreuses sur ce sujet, notamment au niveau d'une caractérisation encore plus fine des matières organiques, en prenant en compte plus particulièrement les interactions entre carbone et azote. Enfin, signalons que notre projet s'intégrait dans un vaste programme de recherche, toujours en cours, élaboré autour d'un essai expérimental au champ de longue durée issu d'une collaboration entre l'INRA, l'ADEME et le CREED, et visant à améliorer les connaissances sur la problématique de l'utilisation des composts d'origine urbaine. Les informations contenues dans ce présent mémoire doivent donc servir à alimenter les réflexions sur des projets qui lui sont liés, et fournir d'autres pistes de travail.

***Tableau 3.27** : Influence des déchets compostés et du procédé de compostage sur la stabilisation de la matière organique des composts étudiés.*

	Appellation du type de compost			
	Déchets verts	**Biodéchets**	**Ordures Ménagères**	**Déchets Verts plus Boues**
Influence des déchets	● Présence importante de lignine des déchets verts conduisant à une certaine stabilité dès le début du compostage	● Présence modérée de papiers-cartons conduisant à une stabilisation rapide ● Pas d'effet visible des déchets fermentescibles (déchets de cuisine)	● Présence très importante de papiers-cartons (égale ou supérieure à la proportion de déchets verts) ralentissant la stabilisation de la matière organique ● Pas d'effet visible des déchets fermentescibles (déchets cuisine)	● augmente humidité du produit pouvant ralentir la stabilisation ● Présence importante des déchets vert conduisant à une stabilisation très rapide de la matière organique.
Influence du procédé	● Pas d'influence notable observée	● Retournements fréquents plus efficaces qu'une simple aération forcée	● Retournements fréquents plus efficaces qu'une simple aération forcée ● Criblage précoce et fin ralentit la stabilisation ● Retournements (et arrosage) nécessaires durant la phase de maturation	● Nécessité d'une aération importante
	Composts correspondants étudiés			
laboratoire	R1	R2, R3, R6, R7,R8	R4,R5,R8	
industriels	DV1, DV2	BIO1, BIO2,BIO3	OM1, OM2,OM3	DVB1, DVB2



	Déchets verts >> Papiers-cartons							Papiers-cartons ≥ déchets verts						
Aération forcée ?	oui				non			oui				non		
Retournements fréquents ?	oui		non		oui		non	oui		non		oui		non
	3 mois	6 mois	3 mois	6 mois	3 mois	6 mois	n.e.	3 mois	6 mois	3 mois	6 mois	3 mois	6 mois	n.e.
Degré de stabilité *(d'après CB_{108})*	**S à TS**	**TS**	**MS à S**	**S à TS**	**S à TS**	**TS**		**TI à I**	**MS à S**	n.e.	**TI**	**I**	**TS**	
MOT	30-47	28-36	28-47	24-42	34-35	30-35		47-53	35-40		55	53	40	
RH	1.2-1.8	1.1-1.9	1.7-4.0	1.3*-4.5	1.3-2.7	3.2-4.0		0.7–0.8	1.3-1.7		0.3	0.8	1.7	
LIGN / (CELL+HEMI)	1.1-1.8	1.6-3.9	1.2	0.9*-1.9	1.3-1.7	0.8-1.5		0.3-0.6	0.9-1.0		0.8	0.5	1.1	
1650cm^{-1}/2930cm^{-1}	2.3-2.8	2.5-2.6	1.8-2.5	1.9-2.7	2.0-2.2	2.0-2.6		1.7-1.8	2.0-2.1		1.6	2.0	2.4	
ISB	0.5-0.7	0.6-0.8	0.3-0.7	0.4-0.7	0.6-0.7	0.4-0.9		0.2-0.4	0.4-0.5		0.3	0.3	0.6	
Valeur amendante *(ISB*MOT)*	15-28	18-29	10-30	10-28	20-25	13-30		9-17	15-16		18	16	22	
immobilisation N	non	non	non	non	non	non		oui	possible		oui	oui	non	
Vitesse minéralisation N	lente	lente	lente	lente	lente	lente		rapide après immo	lente		rapide après immo	rapide après immo	lente	
Test auto-échauffement	V	V	II-V	IV-V	I-IV	V		I	III-V		I	I	V	
Composts concernés	DV1 BIO1 BIO3		BIO2 BIO3st DVB2		DV2 DV2re DVB1			OM2 OM3			OM3st	OM1		

***Figure 3.49** : Bilan des principaux résultats obtenus, reliés aux proportions de déchets verts et de papiers-cartons compostés, au procédé de compostage (hors criblage et arrosage) et à l'âge du compost. (TS= très stable, S= stable, MS= moyennement stable, I= instable, TI= très instable ; MOT= matière organique totale ; RH= rapport d'humification (C_{AH}/C_{AF}) ; LIGN= lignine ; CELL= cellulose ; HEMI= hémicellulose ; ISB= indice de stabilité biologique).*

Références Bibliographiques

References Bibliographiques

Abad Berjon, M., M. D. Climent Morato, P. Aragon Revuelta, and A. Camarero Simon. 1997. The influence of solid urban waste compost and nitrogen-mineral fertilizer on growth and productivity in potatoes. *Commun.Soil Sci. Plant Anal.*, 28:1653-1661.

Abdelhafid, R., S. Houot, and E. Barriuso. 2000. How increasing avaibilities of carbon and nitrogen affect atrazine behaviour in soils. *Biol. Fertil. Soils*, 30:333-340.

Adani, F., P. L. Genevini, and F. Tambone. 1995. A new nindex of organic matter stability. *Compost Science & Utilization*, 3:23-37.

ADEME. 2000. Les déchets municipaux: les chiffres clés 2e édition.:p12.

ADEME. 2001. Approche de la qualité des composts de déchets en France. *Coll: Données de références*,136.

ADEME. (à paraitre). Etat des lieux sur la qualité des composts de biodéchets et d'ordures ménagères en France (Titre provisoire).

Aerts, J. V., D. L. de Brabander, B. G. Cottyn, R. J. Moermans, and F. X. Buysse. 1977. Comparaison de différentes techniques de laboratoire utilisées en vue de l'estimation de la valeur amidon des fourrages grossiers. *Revue de l'Agriculture n°5, septembre-octobre* .

Aguilar, F. J., P. Gonzalez, J. Revilla, J. J. de Leon, and O. Porcel. 1997. Agricultural use of municipal solid waste on tree and bush crops. *J.agric.Engng Res.*, 67:73-79.

Alliévi, L., A. Marchesini, C. Salardi, V. Piano, and A. Ferrari. 1993. Plant Quality and Soil Residual Fertility 6 years after a Compost Treatment. *Bioressource Technology*, 43:85-89.

Ambus, P., L. K. Kure, and E. S. Jensen. 2002. Gross N transformation rates after application of household compost or domestic sewage sludge to agricultural soil. *Agronomie*, 22:723-730.

Andriulo, A., B. Mary, and J. Guerif. 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19:365-377.

Annabi, M. 2001. Caractérisation de la microflore de composts d'origine urbaine et effets de leur epandage sur la microflore d'un sol. *Mémoire. DEA National de Science du Sol*,20.

Arnaud P. 1990. Cours de chimie organique. (eds Dunod), pp. 521

Arrouays, D., W. Deslais, J. Daroussin, J. Balesdent, J. Gaillard, J. L. Dupouey, C. Nys, V. Badeau, and S. Belkacem. 1999. Stocks de carbone dans les sols de France: Quelles estimations? *Comptes rendus de l'académie d'Agriculture de France*, 85, 6:278-291.

Asomani-Boateng R.& Haight M.1999. Reusing organic solid waste in urban farming in African cities: a challenge for urban planners. Site web : www.idrc.ca/books/focus/890/13aAsoma.html 2002.

Astier, M., P. L. Gersper, and M. Buchanan. 1994. Combining legumes and compost: A viable alternative for farmers in conversion to organic agriculture. *Compost Science & Utilization*, 2, 1:80-87.

Atkinson, C. F., D. D. Jones, and J. J. Gauthier. 1996. Biodegradabilities and microbial activities during composting of municipal solid waste in bench-scale reactors. *Compost Science & Utilization*, 4, 4:14-23.

Avnimelech, Y., M. Bruner, I. Ezrony, R. Sela, and M. Kochba. 1996. Stability indexes for municipal solid

waste compost. *Compost Science & Utilization*, 4, 2:13-20.

Ayuso, M, J. A. Pascual, C. Garcia, and T. Hernandez. 1996. Evaluation of urban wastes for agricultural use. *Soil Sci.Plant Nitri.*, 42, 1:105-111.

Bach, P. D., K. Nakasaki, M. Shoda, and H. Kubota. 1987. Thermal balance in composting operations. *Ferment.Technol.*, 65, 2:199-209.

Baldock, J. A.&P. N. Nelson. 2000. Soil organic matter. In *Hand book of soil science*, Malcolm E. Summer ed. (CRD PRESS).B26-B84

Baldock, J. A., J. M. Oades, P. N. Nelson, T. M. Skene, A. Golchin, and P. Clarke. 1997. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state 13C NMR spectroscopy. *Aust. J. Soil. Res.*, 35, 1061-83.

Balesdent, J. 1996. Un point sur l'évolution des réserves organiques des sols en France. *Etude et gestion des sols*, 3, 4:245-260.

Balesdent, J. 2002. Possibilités et limites de la modélisation. In *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, edited by INRA INRA ed.57-60

Balesdent, J. and D. Arrouays. 1999. Usage des terres et stockage de carbone dans les sols de territoire français.Une estimation des flux nets annuels pour la période 1900-1999. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 85, 6:265-277.

Balesdent, J., J. F. Soussana, P. Ciais, & D. Arrouays. 2002. Cycle du carbone. In *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, edited by INRA INRA ed.45-56

Barberis, R.&P. Nappi. 1996. Evaluation of compost stability. In *The Science of composting*, Bertoldi et al. ed. (Blackie Academic and Professionnal, Bologne).175-184

Barriuso, E. B. 1985. Caracterisation des fractions organo-minérales et des constituants humiques d'un sol de pelouse subalpine. *Thèse présentée à l'Université de Nancy I pour l'obtention du titre de docteur de l'universite de Nancy I*,170.

Bazzoffi, P., S. Pellegrini, A. Rocchini, M. Morandini, and O. Grasselli. 1998. The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield. *Soil Tillage Res.*, 48:275-286.

Beauchemin, S., A. N'dayegamiye, and M. R. Laverdière. 1992. Phytotoxicité des matériaux ligneux frais et compostés utlisés comme amendements organiques des sols. *Can. J. Soil. Sci.*, 72:177-181.

Beck-Friis, B., M. Pell, U. Sonesson, H. Jonsson, and H. Kircmann. 2000. Formation and emission of N2O and CH4 from compost heaps of organic household waste. *Environmental Monitoring and Assessment*, 62:317-331.

Beck-Friis, B. and S. Jonsson H. Eklind Y. Kirchmann H. Smars. 2003. Composting of source-separated housold organics at different oxygen levels: gaining and undestanding of the emission dynamics. *Compost Science & Utilization*, 11, 1:41-50.

Becker, G. and A. Kotter. 1995. A standard measurment for compost maturity. *International Symposium "Biological Waste Management -A wasted chance?"*.

Beloso, M. C., M. C. Villar, A. Cabaneiro, M. Carballas, S. J. Gonzalez-Pietro, and T. Carballas. 1993. Carbon

and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized with composted urban refuses. *Bioressource Technology,* 45:123-129.

Bernal, M. P., A. F. Navarro, M. A. Sanchez-monedero, A. Roig, and J. Cegarra. 1998a. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol.Biochem,* 30, 3:305-313.

Bernal, M. P., C. Paredes, M. A. Sanchez-Monedero, and J. Cegarra. 1998b. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioressource Technology,* 63:91-99.

Bernal, M. P., M. A. Sanchez-Monedero, C. Paredes, and A. Roig. 1998c. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture Ecosystems and Environment,* 69:175-189.

Berry, D. 2001. Amendements organiques: recherche stabilité obstinément. *INfos-Ctifl,* 170.

Berthier, A. L. Valorisation des boues et des effluents. *Agro Performances,* octobre 1998:22-23.

Bidlingmaier, W. 1993. The history of development of compost standards in germany. In *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects,* Harry A.J. Hoitink and Harold M.Keener ed. (The Ohio State University).536-544

Blanco M.J.& Almendros G.1997. Chemical transformation, phytotoxicity and nutrient availability in prgressive composting srages o wheat straw. *Plant and Soil,* 196, 15-25.

Bolan, N. S., D. C. Adriano, R. Natesan, and B. J. Koo. 2003. Effects of organic amendments on the reduction and phytoavaibility of chromate in mineral soil. *J. Environ. Qual.,* 32:120-128.

Bonneau M.& Souchier B. 1979. Pédologie: 2. Constituants et propriétés du sol. (eds Masson), pp. 459

Bresson, L. M., C. Koch, Y. Le Bissonnais, E. Barriuso, and V. Lecomte. 2001. Soil surface structure stabilization by municipal waste compost application. *Soil Sci.Soc.Am J.,* 65:1804-1811.

Brinton, W. F. and E. Evans. 2000. Plant performance in relation to depletion, CO2-rate and volatile fatty acids in container media composts of varying maturity.

Brinton, W. F., E. Evans, M. L. Droffner, and R. B. Brinton. 1995. Standardized test for evaluation of compost self-heating. *BioCycle,*64-69.

Broadbent, F. E. and K. B. Tyler. 1962. Laboratory and greenhouse investigations of nitrogen immobilization. *Soil Sci.Soc.Amer. Proc.,* 26:459-462.

Brouwer, J. and J. M. Powell. 1998. Increasing nutrient use in west-African agriculture: the impact of micro-topography on nutrient leaching from cattle and sheep manure. *Agriculture Ecosystems and Environment.*

Burdon, J. 2001. Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? *Soil Science,* 166, 11:752-769.

Butler, T. A., L. J. Sikora, P. M. Steinhilber, and L. W. Douglass. 2001. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. *J. Environ. Qual.,* 30:2141-2148.

Canet, R. and F. Pomares. 1995. Changes in physical, chemical and physico-chemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in valencia. *Bioressource Technology,* 51:259-264.

Changa C.M., Wang P., Watson M.E. & Hoitink H.A.J.M.F.C.2003. assessment of the reliability of a commercial maturity test kit fo composted manures. *Compost Science & Utilization,* 11 (2), 125-143.

Chaussod, R., E. Justes, M. Linères, and S. Bourgeois. 1997. Valorisation des déchets urbains et agro-industriels.

Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes,Reims (France), 19-20 novembre 1996, Ed.INRA, Paris, 83:255-270.

Chefetz, B., P. G. Hatcher, Y. Hadar, and Y. Chen. 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipalsolid waste. *J. Environ. Qual.,* 25:776-785.

Chen, Y. 2003. Nuclear magnetic resonance, inra-red an pyrolysis: application of spectroscopic methodologies to maturity determination. *Compost Science & Utilization,* 11, 2:152-168.

Chen, Y., B. Chefetz, & Y. Hadar. 1996. Formation and properties of humic substance originating from composts. In *The Science of Composting,* de Bertoldi et al. ed. (Blackie Academic and Professionnal, Bologne).382-393

Chen, Y.&Y. Inbar. 1993. Chemical and spectroscopial analyses of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. In *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects,* Harry A.J. Hoitink and Harold M.Keener ed. (The Ohio State University).551-600

Chéneby D., Nicolardot B., Godden B. & Penninckx M.1994. Mineralization of composted 15N-labelled farmyard manure during soil incubations. *Biological Agriculture and Horticulture,* 10, 255-264.

Chenu, C. 2002. Conséquences agronomiques et environnementales du stockage de carbone dans les sols agricoles. In *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, edited by INRA INRA ed.60-62

Cheshire, M. V., J. M. Bracewell, C. M Mundie, G. W. Robertson, J. D. Russel, and A. R. Fraser. 1979. Structural studies on soil polysaccharide. *Journal of Soil Science,* 30:315-326.

Corbeels, M., G. Hofman, and O. Van Cleemput. 1999. Simultaion of net immobilisation and mineralisation in substrate-amended soils by NCSOIL computer model. *Biol. Fertil. Soils,* 28:422-460.

Costa, F., I. Moreno, T. Hernadez, A. Lax, J. Cegarra, and A. Roig. 1989. Mineralization of organic materials in calcerous soil. *Biological Wastes,* 28:189-201.

Crippa L.& Zaccheo P.1995. Effect of composting on short-term transformations in soil of 15N-labelled plant residues. *Soil Biol.Biochem.,* 27 (2), 247-250.

Das, K. and H. M. Keener. 1997. Moisture effect on compaction and permeability in composts. *J. Environ. Engn.,* 123, 3:275-281.

de Bertoldi, M. 1993. Compost quality and standard specifications: European perspectives. In *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects,* Harry A.J. Hoitink and Harold MIKeener ed. (The Ohio State University).523-535

de Bertoldi, M., G. Vallini, and A. Pera. 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management & Research,* 1:157-176.

de Haan, S. 1981. Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the Institute for Soil Fertility at Haren/Gorningen, the Netherlands. *Neth. J. agric. Sci,* 29:49-61.

de Vleesschauwer, D., O. Verdonck, and P. Van Assche. 1981. Phytotoxicity of refuse compost. *BioCycle,* 22, 1:44-47.

Dehérain P. 1898. Les plantes de grandes cultures.

Deiana, S., C. Gessa, B. Manunza, R. Rausa, and R. Seeber. 1990. Analytical and spectroscopic characterization of humic acids extracted from sewage sludge, manure, and worm compost. *Soil Science,* 150, 1:419-424.

Demarquilly, C.&R. Jarrige. 1981. Panorama des méthodes de prévision de la digestibilité et de la valeur énergétique des fourrages. In *Prévision de la valeur nutritive des aliments ruminants*, INRA ed.41-60

Derenne, S. and C. Largeau. 2001. A review of some important families of refractory macromolecules: composition, origin, and fate in soils and sediments. *Soil Sci.,* 166, 11:833-847.

Deschamps, A. M., P. Henno, C. L. C. Pernelle, C. Caignault, and M. Lebeault. 1979. Bench-scale reactors for composting research. *Biotechnology Letters,* 1:239-244.

Diaz-Burgos, M. A., B. Ceccanti, and A. Polo. 1993. Monitoring biochemical activity during sewage sludge composting. *Biol. Fertil. Soils,* 16:145-150.

Diaz, E., A. Roldan, A. Lax, and J. Albaladejo. 1994. Formation of stable aggregates in degraded soil by amendment with urban refuse and peat. *Geoderma,* 63:277-288.

Dignac, M. F. 1998. Caractérisation chimique de la matière organique au cours du traitement des eaux usées par boues activées. *Thèse de doctorat - Paris VI,*303.

Dignac, M. F., C. Francou, S. Houot, and H. Knicker. sous presse. Effect of composting process and duration on the chemical structure of composts as studied by solid-state 13C CPMAS NMR and PSRE. *IHSS conférence,21-27 juillet 2002*.

Dinel, H., M. Schnitzer, and S. Dumontet. 1996. Compost maturity: Extractable lipids as indicators of organic matter stability. *Compost Science & Utilization,* 4, 2:6-12.

Djakovitch, J. L. 1988. Mise au point d'une méthode de détermination rapide du coefficient isohumique de matériaux organqiues utilisables pour l'amendement des sols. *Mémoire de fin d'études. CNAM,*208p.

Duchaufour P. 1997. Abrégé de pédologie. Sol, Végétation, Environnement. (eds Masson),

Eggen, T. and O. Vethe. 2001. Stability indices for different composts. *Compost Science & Utilization,* 9, 1:19-26.

Eklind, Y. and H. Kirchmann. 2000a. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: carbon turnover. *Bioressource Technology,* 74:115-124.

Eklind, Y. and H. Kirchmann. 2000b. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: nitrogen turnover and losses. *Bioressource Technology,* 74:125-133.

Emmerling, C, C. Liebner, M. Haubold-Rosar, J. Katzur, and D. Schröder. 2000. Impact of application of organic waste materials on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. *Plant and Soil,* 220:129-138.

Erich, M. S., C B. Fitzerald, and G. A. Porter. 2002. The effect of organic amendments on phosphorus chemistry in a potato cropping system. *Agriculture Ecosystems and Environment,* 88:79-88.

Eriksen, G. N, F. J. Coaleand, and G. A. Bollero. 1999. Soil nitrogen dynamics and maize production in municipal solid waste amended soil. *Agron. J.,* 91:1009-1016.

FCQAO. 1994. *Methods book for the analysis of compost - Kompost information Nr 230*. BGK ed.

Felipo, M. T. 1993. Compost as a source of organic matter in mediterranean soils. *The Science of Composting*.

Fermor, T. R. 1993. Applied aspects of composting and bioconversion of lignocellulosic materials: an overview. *International Biodetermination and Biodegradation,* 31:87-106.

Finstein, M. S. and Morris M.L. 1975. Microbiology of municipal soli waste composting. *Adv.Appl.Microbiol.,* 19:113-151.

Forster, J. C., W. Zech, and E. Würdinger. 1993. Comparison of chemical and microbial methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biol. Fertil. Soils,* 16:93-99.

Francou, C. 1998. Valeur azotée de composts d'origine urbaine en fonction de la filière de compostage. *Mémoire de DEA. INA-PG,UPMC, ENS.,*69p.

Francou, C. and S. Houot. 2000. Utilisation des composts d'origine urbaine en agriculture. Enquête auprès des chambres d'agriculture., 67p.

Francou, C., S. Houot, and M. Lineres. 1999. Relationship between characteristics of various urban composts and their effects on nitrogen availibility in Soils. *International Composting Syposium . September 19-23, 1999. Halifax/Dartmouth, Nova scotia, Canada*.

Gabrielle, B. and B. Kengni. 1996. Analysis and field-evaluation of CERES models' soil components: Nitrogen transfer and transformation. *Soil Sci.Soc.Am. J.,* 60:142-149.

Gagnon, B., R R.Simard, R. Robitaille, M. Goulet, and R. Rioux. 1997. Effect of composts and inorganic fertilizers on spring wheat growth and N uptake. *Can. J. Soil. Sci.,* 77:487-495.

Gagnon, B., R. Robitaille, and R. R.Simard. 1999. Characterization of several on-farm and industrial composted materials. *Can. J. Soil. Sci.,* 79:201-210.

Garcia, C., T. Hernandez, F. Costa, and J. A. Pascual. 1992. Phytotoxicity due to the agricultural use of urban wastes. Germination experiments. *J. Sci. Food Agric.,* 59:313-319.

Garcia-Gomez, A., M. P. Bernal, and A. Roig. 2003. Carbon mineralisation and plant growth in soil amended with compost samples at different degrees o maturity. *Waste Management & Research,* 21:161-171.

Gerke, H. H., M. Arning, and H. Stoppler-Zimmer. 1999. Modeling long term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil,* 213:75-92.

Gillet D.2000. Site web CERIG : http://cerig.efpg.inpag.fr/icg/dossiers/encres

Ginting, D., A. Kessavalou, B. Eghball, and J. W. Doran. 2003. Greenhouse gas emission and soil indicators four years after manure and compost applications. *J. Environ. Qual.,* 32, 23:32.

Giusquiani, P. L., M. Pagliai, G. Gigliotti, D. Bunsinelli, and A. Benetti. 1995. Urban waste compost: Effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.,* 24:175-182.

Godin P. 1981. Fermentation et maturité des composts urbains. *Compost-information,* 6:2-3.

Hadas, A. and R. Portnoy. 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures on incubated soil. *J. Environ. Qual.,* 23:1184-1189.

Hadas, A. and R. Portnoy. 1997. Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste compost. *Compost Science & Utilisation,* 5, 3:48-54.

Hänninen, I., R. Klocking, and B. Helbig. 1987. Synthesis and characterization of humic acid-like polymers. *Sci. Total Environ.,* 62:201-210.

Harada, Y., A. Inoko, M. Tadaki, and T. Izawa. 1981. Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil Sci.Plant. Nutr.,* 27, 3:357-364.

Hartz, T. K. and C. Giannini. 1998. Duration of composting of yard wastes affects both physical and chemical characteristics of compost and plant growth. *HortScience,* 33, 7:1192-1196.

He, X. T., S. J. Traina, and J. L. Terry. 1992. Chemical properties of municipal solid waste composts. *J. Environ.*

Qual., 21:318-329.

He, Y., Y. Inamori, M. Mizuochi, H. Kong, N. Iwami, and T. Sun. 2000. Measurments of N2O and CH4 from aerated composting of food waste. *Sci. Total Environ.*, 254:65-74.

Helfrich, P., B. Chefetz, Y. Hadar, Y. Chen, and H. Schnabl. 1998. A novel methode for determining phytotoxicity in composts. *Compost Science &Utilization*, 6, 3:6-13.

Hellebrand, H. J. 1998. Emission of nitrious oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. *J.agric.Engng Res.*, 69:365-375.

Henin, S. and M. Dupuis. 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Annales agronomiques*,17-29.

Henriksen, T. M. and T. A. Breland. 1999. Evaluation of criteri for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biol.Biochem.*, 31:1135-1149.

Hirai, M. F., A. Katayama, and H. Kubota. 1986. Effect of compost maturity on plant growth. *BioCycle*, 27:58-61.

Houot, S. 2002. Gestion des déchets organiques hors effluents d'élevage et résidus de récoltes. In *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, edited by INRA INRA ed.148-152

Houot, S., D. Clergeot, J. Michelin, C. Francou, S. Bourgeois, G. Caria, & H. Ciesielski. 2002. Agronomic value and environmental impacts of urban composts used in agriculture. In *Microbiology of Composting*, H.Insam,N.Riddech,S.Klammer ed. (Springer-Verlag Berlin Heidelberg).457-472

Houot, S., J. Da -Silveira, B. Gabrielle, S. Génermont, J. Michelin, J. N. Rampon, and M. Le Villio-POitrnaud. 2003. N dynamics in a long term field experiment after 3 years of compost application: variation with compost origin. Paper presented at ORBIT .
Reprint: <12 Reprint Status>

Houot, S., C. Francou, and C. Vergé-Leviel. 2001. Gestion de la maturité des composts: conséquence sur leur valeur agronomique et leur inocuité. *Les nouveaux défis de la fertilisation raisonnée; . Actes des 5èmes rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de la terre. Palais des Congrès de Blois. 27-29 novembre 2001. Ed. G.Thevenet (Comifer) et A.Joubert (Gemas).*

Iakimenko, O., E. Ottabong, L. Sadovnikova, J. Persson, I. Nilsson, D. Orlov, and Y. Ammosova. 1996. Dynamic transformation of sewage sludge and farmyard manure components.1.content of humic substances and mineralisation of organic carbon and nitrogen in incubated soils. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 58:121-126.

Iannotti, D. A., M. E Grebus, B. L. Toth, L. V. Madden, and A. J. Hoitink. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 23:1177-1183.

ifen . 2002. L'environnement en France. (eds La Découverte), pp. 600

Iglesias-Jimenez, A. and C. E. Alvarez. 1993. Apparent avaibility of nitrogen in composted municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils*, 16:313-318.

Iglesias-Jimenez, E. and V. Perez-Garcia. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biological Wastes*, 27:115-142.

Iglesias-Jimenez, E., V. Perez Garcia, M. Espino, and J. M. Hernadez. 1993. City refuse compost as a phosphorus source to overcome the P-fixation capacity of sesquioxide-rich soils. *Plant and Soil*, 148:115-127.

Inbar, Y., Y. Chen, and Y. Hadar. 1989. Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonnance and infrared

spectroscopy of composted organic matter. *Soil Sci.Soc.Am. J.*, 53:1695-1701.

Inbar, Y., Y. Chen, and Y. Hadar. 1990a. Humic substances formed during the composting of organic matter. *Soil Sci.Soc.Am. J.*, 54:1316-1323.

Inbar, Y., Y. Chen, Y. Hadar, and H. A. J Hointink. 1990b. New approaches to compost maturity. *BioCycle,* 31:64-69.

Itavaara, M., O. Venelampi, M. Vikaman, & A. Kapanen. 2002. Compost maturity - Problems associated with testing. In *Microbiologuy of composting*, H.Insam, N.Riddech, S.Klammer ed. (Springer-Verlag Berlin Heideberg).373-382

Jakobsen, S. T. 1995. Aerobic decomposition of organic wastes 2. Value of compost as a fertilizer. *Res.Cons. and Recycl.*, 13:57-71.

Jansson, S. L., M. J. Hallam, and W. V. Bartholomew. 1955. Preferential utilization of ammonium over nitrate by micro-organisms in the decomposition of oat straw. *Plant and Soil*, 4:383-390.

Jedidi, N., O Van Cleemput, and A. M'Hiri. 1995. Quantification des processus de minéralisation et d'organisation de l'azote dans un sol en présence d'amendements organiques. *Can. J. of Soil Sci.*, 75:85-91.

Jellum, E. J., S. Kuo, and U. Sainju. 1995. Mineralization and plant availability of nitrogen in seafood waste composts in soil. *Soil Sci.*, 160, 2:125-135.

Jeris, J. S. and R. W. Regan. 1973a. Controlling environmental parameters for optimum composting. II Moisture, free air and recycle. *Compost Science,* March-Avril:8-15.

Jeris, J. S. and R. W. Regan. 1973b. Controlling environmental parameters for optimum composting. III Effects of pH, nutrients, storage and paper content relative to composting. *Compost Science,* May-June:16-22.

Kaiser, P. 1981. Analyse microbiologique des composts. *Rapport du colloque international: Composts, amendements humique et organiques*,43-71.

Kanal, A. and P. Kuldkepp. 1993. Direct and residual effect of different organic fertilizers on potato and cereals. *J. Agronomy & crop science,* 171:185-195.

Kapetanios, E. G, M. Loizidou, and G. Valkanas. 1993. Compost production from greek domùestic refuse. *Bioressource Technology,* 44:13-16.

Kirchmann, H. and P. Widen. 1994. Separately collected organic household wastes. *Swedish J.agric. Res.*, 24:3-12.

Koenig, A. and Q. H. Bari. 2000. Application of self-heating test for indirect estimation of respirometric activity of compost: Theory and practice. *Compost Science &Utilization,* 8, 2:99-107.

Kögel-Knaber, I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol.Biochem.*, 34:139-162.

Kononova M.M. 1961. Soil organic matter. Its nature, its role in soil formation and in soil fertility. (eds Pergamon press), pp. 450

Kostov, O., G. Petkova, and O. Van Cleemput. 1994. Microbial indicators for sawdust and bark compost stability and humification process. *Bioressource Technology,* 50:193-200.

Kranert, M., A. Behnsen, A. Scultheis, & D. Steinbach. 2002. Composting in the framework of the EU landfill directive. In *Microbiology of Composting*, H.Insam,N.Riddech,S.Klammer ed. (Springer-Verlag Berlin Heidelberg).472-486

Kuhner, M.&A. Sishler. 1996. Assasment of compost maturity. In *The Science of composting*, de Bertoldi et al. ed. (Blackie Academic and Professionnal, Bologne)

Larsen, K. L. and D. M. McCartney. 2000. Effect of C:N ratio on microbial activity and N retention in bench-scale study using pulp and paper biosolids. *Compost Science & Utilization*, 8, 2:147-159.

Lasaridi, K. E. and A. I. Stentiford. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Wat.Res.*, 32:3717-3723.

Lau, A. K., K. V. Lo, P. H. Liao, and J. C. Yu. 1992. Aeration experiments for swine waste composting. *Bioressource Technology*, 41:145-152.

Le Bohec, J., D. Berry, M. Linères, F. Lemaire, L. Fouyer, M. Pain, and J. P. Thicoipé. 2001. Amendements organiques: pourrait-on les juger rapidement? *Infos-Ctifl*, 151.

Le Villio, M., D. Arrouays, W. Deslais, J. Daroussin, Y. Le Bissonnais, and D. Clergeot. 2001a. Estimation des quantités de matière organique exogène nécessaires pour restaurer et entretenir les sols limoneux français à un niveau organique donné. *Etude et Gestion des Sols*,47-63.

Leclerc B. 2001. Guide des matières organiques. (eds Guide Technique de l'ITAB),

Leifeld, J., S. Siebert, and I. Kögel-Knaber. 2001. Stabilization of composted organic matter after application to humus-free sandy mining soil. *J. Environ. Qual.*, 30:602-607.

Lhuilier, D. and Y. Cochin. 1999. Représentations des risques sanitaires liés aux déchets et à leurs modes de traitement- Synthèse du rapport final. *ADEME - Université Paris 7*,17.

Li, Y. C., P. J. Stoffela, A. K. Alva, D. V. Calvert, and D. A. Graetz. 1997. Leaching of nitrate, ammonium and phosphate from compost amended soil columns. *Compost Science & Utilization*, 5, 2:63-67.

Lichtfouse, E., C. Chenu, F. Baudin, C. Leblond, M. Da Silva, F. Behar, S. Derenne, C. Largeau, P. Wehrung, and P. Albrecht. 1998. A novel pathway of soil organic matter formation by selective preservation of resistant straight-chain biopolymers: chemical an isotop evidence. *Org. Geochem.*, 28, 6:411-415.

Linères, M. and J. L. Djakovitch. 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par analyse biochimique. *Matières organiques et agriculture. Actes des 4èmes journées du GEMAS et du 5ème forum du COMIFER. Blois, France. Ed. Decroux et Ignazi*,159-168.

Loveland, P. and J. Webb. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Tillage Res.*, 70:1-18.

Mamo, M., C. J. Rosen, and T. R. Halbach. 1999. Nitrogen avaibility and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. *J. Environ. Qual.*, 28:1074-1082.

Martin B.K. 2000. Les enjeux internationaux du compostage. (eds L'Harmattan), pp. 303

Martinez, F., G. Cuevas, R. Calvo, and I. Walter. 2003. Biowaste effects on soil and native plants in semiarid ecosystem. *J. Environ. Qual.*, 32:472-479.

Mary, B., N. Beaudoin, E. Justes, and J. M. Machet. 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50:549-566.

Mathur, S. P., H. Dinel, G. Owen, M. Schnitzer, and J. Dugan. 1993. Determination of compost biomaturity. II.Optical density of water extracts of compost as a reflexion of their maturity. *Biological Agriculture and Horticulture*, 10:87-108.

Mays, D. A., G. L. Terman, and J. C. Duggan. 1973. Municipal compost: effects on crop yields and soil properties. *J. Environ. Qual.*, 2, 1:89-2.

McCarty, P. 2001. The principles of humic substances. *Soil Sci.*, 166, 11:738-751.

McDowell, R. W. and A. N. Sharpley. 2003. Variation of phosphorus leached from Pennsylvanian soils amended with manures, composts or organic fertilizer. *Agriculture Ecosystems and Environment*, in press.

MEDD. 2003. La politique des déchets ménagers et assimilés. *Communication en conseil des ministres -Dossier de presse-*,20.

Metzger, L., M. Mustin, A. Blouet, M. Benoit, and M. Koutaba. 2002. COMpost. Etude préalable à l'élaboration d'un programme de recherche européen pour l'étude des choix des matières premières, des procédés de compostage et des usages agricoles des composts. *POLE d'ASPACH- SADEF recherche*,31.

Michel, F. C., L. J. Forney, A. J. F. Huang, S. Drew, M. Czuprensky, J. D. Lindeberg, and C. A. reddy. 1996. Effects of turning frequency leaves to grass mix ratio and windrow vs.pile configuration on the composting of yard trimmings. *Compost Science & Utilization*, 4, 1:26-43.

Michel, F. C. and C. A. Reddy. 1998. Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate, odor production, and compost quality in bench-scale reactors. *Compost Science & Utilization*, 6, 4:6-14.

Miller, F. C., E. R. Harper, and B. J. Macauley. 1989. Field examination of temperature and oxygen relationships in mushroom composting stacks-consideration of stack oxygenation based on utilisation and supply. *Aust. J. Exp.. Agri.*, 29:741-750.

Morel, J. L. 1982. L'évaluation de la maturité des composts urbains par une métode colorimétrique. *Compost-information*, 10:4-8.

Morel, J. L., A. Guckert, B. Nicolardot, D. Benistant, G. Catroux, and J. C. Germon. 1986. Etude de l'evolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères au cours du compostage. *Agronomie*, 6, 8:693-701.

Morvan, T., B. Le Houerou, J. Martinez, and S. Hacala. 1997. Valorisation des effluents d'élevage. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes,Reims (France), 19-20 novembre 1996, Ed.INRA, Paris*, 83:234-254.

Müller W., Fricke K., and Hardy V. Biodegradation of organic matter during mechanical biolical treatment of MSW. *Compost Science & Utilization*, 6, 3:42-52.

Mustin M. 1987. Le compostage, gestion de la matière organique. (eds François Dubusc), pp. 954

N'Dayegamiye, A., R. Royer, and P. Audess. 1997. Nitrogen mineralization and availability in manure composts from Québec biological farms. *Can. J. of Soil Sci.*, 77:345-350.

Navarro, A. F., J. Cegarra, A. Roig, and D. Garcia. 1993. Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. *Bioressource Technology*,203-207.

Nicolardot, B., R Chaussod, J. L. Morel, A. Guckert, D. Benistant, Ctroux G., and J. C. Germon. 1986. Appréciation simple de la maturité des composts urbains en relation avec leurs effets sur la production végétale. *Agronomie*, 6, 9:819-827.

Nicolardot, B., J. C. Germon, R. Chaussod, and G. Catroux. 1982. Une technique simple pour déterminer la maturité des composts urbains. *Compost-Information*, 10:2-4.

Nicolardot, B., B. Mary, S. Houot, and S. Recous. 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes,Reims (France), 19-20 novembre 1996, Ed.INRA, Paris*, 83:87-104.

Niemeyer, J., Y. Chen, and J. M. Bollay. 1992. Characterization of humic acids, composts, and peat by diffuse reflectance fourier-transform infrared spectroscopy. *Soil Sci.Soc.Am. J.*, 56, 135-140.

Ouatmane, A., V. D'Orazio, M. Hafidi, and N. Senesi. 2002. Chemical and physicochemical characterization of humic acide-like materials from compost. *Compost Science & Utilization*, 10, 1:39-46.

Ouatmane, A., M. R. Provenzano, M. Hafidi, and N. Senesi. 2000. Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis. *Compost Science & Utilization,* 8, 2:124-134.

Paré, T., H. Dinel, M. Schnitzer, and S. Dumontet. 1998. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure. *Biol. Fertil. Soils,* 26:173-178.

Parr, J. F.&S. B. Hornick. 1993. Utilization of municipal wastes. In *Soil Microbial Ecology - Applications in agricultural and environmental management,* F.Blaine Metting,Jr. ed.545-559

Pascual, J. A., M. Ayuso, C. Garcia, and T. Hernandez. 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management & Research,* 15:103-112.

Pascual, J. A., C. Garcia, and T. Hernandez. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement in arid soil quality. *Bioressource Technology,*255-264.

Pelmont J. 1993. Bactéries et environnement. Adaptations physiologiques. pp. 900Pelmont, J.

Petersen, J. 2003. Nitrogen fertilizer replacement value of sewage sludge, composted household and farmyard manure. *Journal of Agricultural Science,* 140:169-182.

Petiot, C. and A. de Guardia. a paraitre. Composting in a laboratory reactor: a review. *Compost Science & Utilization*.

Pichler, M. and I. Kögel-Knabner. 2000. Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of minicipal solid waste. *J. Environ. Qual.,* 29:1337-1344.

Pinamonti, F., G. Stringari, F. Gasperi, and G. Zorsi. 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plant. *Res.Cons. and Recycl.,* 21:129-143.

Pommel, B. 1982. Aptitude de plusieurs déchets urbains à fournir du phosphore aux cultures. *Agronomie,* 2, 9.

Provenzano, M. R., N. Senesi, and G. Piccone. 1998. Thermal and spectroscopic characterization of composts from minicipal solid wastes. *Compost Science & Utilization,* 6, 3:67-73.

Recous, S., B. Mary, and G. Faurie. 1990. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. *Soil Biol.Biochem.,* 22, 7:913-922.

Reid, I. D. 1995. Biodegradation of lignin. *Can. J. Bot.,* 73, Suppl. 1:1011-1018.

Ribeiro, H. M., E. Vasconcelos, and J. Q. dos Santos. 2000. Fertilization of poted geranium with municipal solid waste compost. *Bioressource Technology,* 73:247-249.

Rice, C. W. and J. M. Tiedje. 1989. Regulation of nitrate assimilation by ammunium in soils and in isolated soil microorganisms. *Soil Biol.Biochem.,* 4, 597-602.

Rice, J. A. 2001. Humin. *Soil Sci.,* 166, 11:848-857.

Richard, T. L., H. V. M. Hamelers, A. Veeken, and T. Silva. 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost Science & Utilization,* 10, 4:286-302.

Riffaldi, R., R. Levi-Minzi, A. Pera, and M. de Bertoldi. 1986. Evaluation of compost maturity bymeans of chemical and microbial analyses. *Wastes management & research,* 4:387-396.

Riffaldi, R., R. Levi-Minzi, and A. Saviozzi. 1983. Humic fractions of organic wastes. *Agriculture, Ecosysteme and Environment,* 10:353-359.

Riffaldi, R., A. Saviozzi, and R. Levi-Minzi. 1996. Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biol. Fertil. Soils,* 22:293-298.

Robert,M. 1996. Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement. (eds Masson), pp. 241Robert, M.

Robertson, F. A. and W. C. Morgan. 1995. Mineralization of C and N in organic materilas as affected by duration of composting. *Aust. J. Soil. Res.*, 33:511-524.

Robin, D. 1997. Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organqiue stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux. *Agronomie*, 17:157-171.

Robinson, M. B and P. J. Polglase. 2000. Volatilization of nitrogen from dewatered biosolids. *J. Environ. Qual.*, 29:1351-1355.

Roletto, E., R. Barberis, M. Consiglio, and R. Jodice. 1985a. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle*, 26:46-47.

Roletto, E., R. Chiono, and E. Barberis. 1985b. Investigation on humic matter from decomposing poplar bark. *Agricultural Wastes 12*, 12:261-272.

1997. Analyse chimique. (eds masson), pp. 370pRouessac, F. and Rouessac, A.

Roussel, O., E. Bourmeau, and Ch. Walter. 2001. Evaluation du déficit en matière organique des sols français et des besoins potentiels en amendements organiques. *Etude et Gestion des Sols*, 8, 1:65-81.

Rynk, R. 2003. The art in the science of composting. *Compost Science & Utilization*, 11, 2:94-95.

Sadaka, S. and A. El.Taweel. 2003. Effect of aeration and C:N ratio on household waste composting in Egypt. *Compost Science & Utilization*, 11, 1:36-40.

Saharinen, M. H. 1998. Evaluation of changes in CEC during composting. *Compost Science & Utilization*, autumn:29-37.

Sanchez, L., J. A. Diez, A. Polo, and R. Roman. 1997. Effect of timing of application of municipal solid waste compost on N availibility for crops in central spain. *Biol. Fertil. Soils*, 25:136-141.

Sanchez-Monedero, M. A., A. Roig, C. Paredes, and M. P. Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the rugers system and its effects on pH, EC, and maturity of the composting mixtures. *Bioressource Technology*, 78:301-308.

Saviozzi, A., R. Levi-Minzi, and R. Riffaldi. 1988. Maturity evaluation of organic waste. *BioCycle*, 29:54-56.

Saviozzi, A., R. Lévi-Minzi, and R Riffaldi. 1993. Mineralization parameters from organic materials added to soil as a function of their chemical composition. *Bioressurce Technology*, 45:131-135.

Scaglia, B., F. Tambone, P. Luigi Genevini, and F. Adani. 2000. Respiration index determination: Dynamic and static approaches. *Compost Science & Utilization*, 8, 2:90-98.

Schumann, G. L., H. Soares, C. M. Holden, and M. S. Switzenbaum. 1993. Relationship of traditional parameters of compost stability to turfgrass quality. *Environmental Technology*, 14:257-263.

Seekins, B. 1996. Field test for compost maturity. *BioCycle*,72-75.

Serra-Wittling, C. 1995. Valorisation de composts d'ordures ménagères en protection des cultures: Influence de l'apport de composts sur le développement des maladies d'origine tellurique et le comportement de pesticides dans un sol. *Mémoire de thèse pour l'obtention du diplôme de docteur de l'INA-PG*,220p.

Serra-Wittling, C., E. Barriuso, & S. Houot. 1996. Impact of composting type on composts organic matter characteristics. In *The Science of composting*, de Bertoldi et al. ed. (Blackie Academic and Professionnal, Bologne)

Shi, W. and J. M. Norton. 2000. Microbial control of nitrate concentrations in an agricultural soil treated with dairy waste compost or ammonium fertilizer. *Soil Biol.Biochem.,* 32:1453-1457.

Shi, W., J. M. Norton, B. E. Miller, and M. G. Pace. 1999. Effects of aeration and moisture during windrow composting on nitrogen fertilizer values of dairy waste composts. *Applied Soil Ecology,* 11:17-28.

Sidhu, J., R. A. Gibbs, G. E. Ho, and I. Unkovich. 1999. Selection of Salmonella Typhimurium as an indicator for pathogen regrowth potential in composted biosolis. *Letters in Applied Microbiology,* 29:303-307.

Sikora, L. J. and N. K. Enkiri. 2001. Uptake of 15N fertilizer in compost-amended soils. *Plant and Soil,* 235:65-73.

Sikora, L. J. and Yakovchenko.V. 1996. Soil organic matter mineralization after compost amendment. *Soil Sci.Soc.Am. J.,* 60:1401-1404.

Sims, J. T. 1990. Nitrogen mineralization and elemental availability in soils amended with cocomposted sewage sludge. *J. Environ. Qual.,* 19, 669-675.

Smars, S., B. Beck-Friis, H. Jonsson, and H. Kirchmann. 2001. An advanced experimental composting reactor for systematic simulation studies. *J.agric.Engng Res.*, 78, 4:415-422.

Smith, J. L., R. I. Papendick, D. Bezdicek, & J. M. Lynch. 1993. Soil organic matter and crop residue management. In *Soil Microbial Ecology*, F.Blains Metting,Jr. ed. (Marcel Dekker, Inc.).65-94

Soumaré, M., F. M. G. Tack, and M. G. Verloo. 2003. Effects of a munocipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali. *Bioressource Technology,* 86:15-20.

Spohn, E. 1978. Determination of compost maturity. *Compost Science/ Land Utilization,* may-june:26-27.

Stanford, G., J. N. Carter, and S. J. Smith. 1974. Estimates of potentially mineralizable soil nitrogen based on short-term incubations. *Soil Sci.Soc.Amer. Proc.,* 38:99-102.

Stentiford, E. I. 1996. Diversity of composting systeme. In *Science and Engineering of Composting,* de Bertoldi et al. ed. (Blackie Academic and Professionnal, Bologne).95

Stevenson F.J. 1994. Humus chemistry. Genesis, Composition, Reactions. (eds John Wiley and sons,inc.), pp. 350

Stevenson F.J.& Cole M.A. 1999. Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutriments. (eds John Wiley, and sons, inc.), pp. 419

Stevenson, F. J. and K. M. Goh. 1971. Infrared spectra of humic acids and related substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta,* 35:471-483.

Sugahara, K., Y. Harada, and A. Inoko. 1979. Color change of city refuse during composting process. *Soil Sci.Plant. Nutr.,* 25, 2:197-208.

Sugahara, K. and A. Ionoko. 1981. Composition analysis of humus and characterizatuion of humic acid obtained from city refuse compost. *Soil Sci. Plant Nutri.,* 27, 2:213-224.

Sullivan, D. M., A. I. Bary, D. R. Thomas, S. C. Fransen, and C. G. Cogger. 2002. Food waste compost effects on fertilizer nitrogen efficiency, available nitrogen and tall fescue yield. *Soil Sci.Soc.Am. J.*, 66:154-161.

Tomati, U., E. Madejon, E. Galli, D. Capitani, and A. L. Segre. 2001. Structural changes of humic acids during olive mill pomace composting. *Compost Science & Utilization,* 9, 2:134-142.

Trinsoutrot, I., B. Nicolardot, E. Justes, and S. Recous. 2000. Decomposition in the field of residues of oilseed rape grown at two levels of nitrogen fertilisation. Effects on the dynamics of soil dynamics of soil mineral nitrogen between successive crops. *Nutrient Cycling in Agroecisystems*, 56:125-137.

Tuomela, M., M. Vikman, A. Hatakka, and M. Itävaara. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioressource Technology*, 72:169-183.

Vallini, G., A. Pera, M. Vadrighi, and F. Cecchi. 1993. Process contraints in source-collected vegetable waste composting. *Wat. Sci.Tech*, 28, 2:229-236.

Van Soest, P. J. and R. H. Wine. 1967. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents. *Journal of A.O.A.C.*, 50, 1:50-55.

Van Soest, P. J. and R. H. Wine. 1968. Determination of lignin and cellulose in acid-detergent fiber with permanganate. *Journal of A.O.A.C.*, 51, 4:780-785.

Veeken, A. and B. Hamelers. 2002. Sources of Cd,Cu,Pb and Zn in biowaste. *Sci. Total Environ.*, 300:87-98.

Veeken, A., K. Nierop, V. Wilde, and B. Hamelers. 2000. Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of biowaste. *Bioressource Technology*, 72:33-41.

Waksman, S. A., T. C. Cordon, and N. Hulpoi. 1939. Influence of temperature upon the microbiological population and decomposition processes in composts of stable manure. *Soil Sci.*.

Weppen, P., U. Gudladt, and A. Willert. 1998. Die rottergradbestimmung von kompost in Dewar-gefässen- Eine kalorimetrische interpretation. *J.Thermal Anal.*, 52:81-91.

Willson, G. B. 1989. Combining raw materials for composting. *BioCycle*, 30:82-83.

Wolkowski, R. P. 2003. Nitrogen managment considerations for landspreading municipal solid waste compost. *J. Environ. Qual.*, 32:1844-1850.

Woods, L. E., C. V. Cole, L. K. Porter, and D. C. Coleman. 1987. Transformations of added and indigenous nitrogen in gnotobiotic soil: a comment on the priming effect. *Soil Biol.Biochem*, 19, 6:673-678.

Wu, L. and L. Q. Ma. 2001. Effects of sample storage on biosolids compost stability and maturity evaluation. *J. Environ. Qual.*.

Wu, L., L. Q. Ma, and G. A. Martinez. 2000. Comparison of methodes for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.*, 29:424-429.

Zaccheo, P., G. Ricca, and L. Crippa. 2002. Organic matter characterization of composts from different feedstocks. 10, 1:29-38.

Zeman, C., D. Depken, and M. Rich. 2002. Research on how the composting process impacts greenhouse gas emissions and global warming. *Compost Science & Utilization*, 10, 1:72-86.

Zucconi, F., A. Pera, and M. Forte. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22:54-57.

Annexes

ANNEXE A COMPLEMENTS SUR LES COMPOSTS ELABORES AU LABORATOIRE 245
A.1 Comparaison des valeurs théoriques et expérimentales des analyses effectuées dans les mélanges initiaux. *245*
A.2 Evolution des masses de composts dans les réacteurs au cours du compostage *246*
ANNEXE B COMPLEMENTS SUR LES COMPOSTS ELABORES SUR PLATES-FORMES INDUSTRIELLES 249
B.1 Tamisage des composts *249*
B.2 Principales caractéristiques agronomiques (autres que C et N) *249*
B.3 Concentration en ETM *253*
ANNEXE C TESTS DE SIGNIFICATIVITE PLSD FISHER 255
ANNEXE D COMPLEMENTS SUR L'IRTF 261
D.1 Compléments théorique et technique sur l'analyse IRTF *261*
D.2. IRTF sur résidus de calcination et résidus Van Soest de deux composts *262*
D.3 Présentation des spectres obtenus sur les compost totaux *265*
ANNEXE E COMPLEMENTS SUR L'ISB 285
E.1 Valeurs de CEW et des fractions obtenues par fractionnement Van Soest sur les composts de laboratoire *285*
E.2 Valeurs d'ISB pour les composts de laboratoire *288*

ANNEXE A
COMPLEMENTS SUR LES COMPOSTS ELABORES AU LABORATOIRE

A.1 Comparaison des valeurs théoriques et expérimentales des analyses effectuées dans les mélanges initiaux.

***Tableau A.1** : Comparaison entre les données initiales mesurées et les données initiales théoriques calculées sur la base de la caractérisation des déchets compostés et de leur répartition en masse sèche dans les mélanges initiaux . Différences relative et valeurs des coffecicients de corrélation (les valeurs de r en gras indiquent un seuil de significativité à 1%, 0.5% (*), 0.1% (**) et 0.01% (***).*

	MOT	COT	N total	C/N	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	AF	AH	HUMINE	AH/AF
	% MS		g.kg^{-1} MS		% MOT				% COT			
	Théorique											
R1	54.4	27.8	18.0	15.5	31.1	12.1	29.8	27.1	14.2	7.2	77.7	0.50
R2	62.1	31.2	14.5	21.6	27.1	11.8	37.7	23.5	12.6	6.1	80.6	0.49
R3	69.1	34.4	11.8	29.1	24.5	11.6	44.2	20.7	11.8	5.3	83.3	0.45
R4	74.8	36.9	9.3	39.6	22.1	11.3	49.6	18.0	11.1	4.6	84.9	0.41
R5	80.1	38.4	6.8	56.2	26.3	10.9	48.2	15.6	15.4	4.4	80.9	0.29
R6	61.7	29.1	9.7	30.0	27.9	12.7	33.3	26.1	12.6	6.1	80.6	0.49
R7	68.0	32.1	9.9	32.5	32.1	11.6	34.6	21.7	17.5	5.9	76.1	0.34
R8	74.7	35.6	8.4	42.3	29.5	11.3	41.7	18.5	16.8	5.2	78.6	0.31
	Mesuré											
R1	46.7	30.8	17.7	17.4	28.3	18.9	26.6	26.3	8.7	5.9	85.4	0.68
R2	73.0	32.0	13.5	23.9	30.6	8.0	43.5	18	13.6	7.0	79.4	0.51
R3	73.8	38.3	9.1	42.6	17.4	11.1	52.1	19.4	7.0	6.1	86.9	0.87
R4	73.1	41.0	6.6	64.0	16.6	12.9	52.5	18	6.0	4.1	89.9	0.68
R5	85.9	39.2	6.8	57.4	17.8	10.8	57.2	14.1	10.7	5.5	83.8	0.51
R6	64.7	33.6	9.2	36.6	25.8	16.2	34.7	23.3	8.7	5.6	85.7	0.64
R7	69.5	32.5	10.1	32.2	28.7	10.9	40.2	20.1	15.1	5.0	79.9	0.33
R8	80.0	39.4	6.6	60.0	22.3	11.1	51.8	14.7	12.3	3.1	84.6	0.25
	Différence relative											
R1	16.5	-9.8	1.5	-11.2	10.0	-35.8	11.9	2.9	63.4	21.7	-9.0	-25.5
R2	-15.0	-2.5	7.1	-9.7	-11.6	47.7	-13.4	30.6	-7.4	-12.7	1.5	-5.7
R3	-6.4	-10.2	29.9	-31.7	41.0	4.7	-15.2	6.8	69.0	-12.6	-4.2	-48.3
R4	2.4	-9.9	41.4	-38.2	32.9	-12.1	-5.5	-0.1	84.7	11.7	-5.5	-39.5
R5	-6.7	-2.0	0.6	-2.2	47.8	0.6	-15.7	10.4	44.1	-19.3	-3.5	-44.0
R6	-4.6	-13.5	5.5	-18.1	8.2	-21.4	-4.1	11.9	44.7	9.1	-6.0	-24.6
R7	-2.1	-1.2	-2.1	0.9	11.8	6.6	-14.0	7.8	15.6	18.8	-4.8	2.7
R8	-6.6	-9.7	27.5	-29.6	32.5	1.4	-19.6	26.0	36.2	68.1	-7.0	23.4
r =	***0.895*****	***0.904*****	***0.954******	*0.861**	***0.747***	*0.587*	***0.942*****	***0.902*****	***0.747***	*0.453*	***0.677***	***0.654***
p =	*0.01*	*0.01*	*0.001*	*0.001*	*0.05*	*-*	*0.01*	*0.01*	*0.05*	*-*	*0.1*	*0.1*

D'un point de vue général, les valeurs mesurées sur les mélanges sont plutôt cohérentes avec les valeurs estimées à partir des analyses effectuées sur les matériaux initiaux. Certaines différences sont néanmoins observées pour quelques analyses, sur des mélanges donnés (MOT pour R2 par exemple). La grande hétérogénéité de la composition de chaque mélange pourrait expliquer certaines divergences observées.

A.2 Evolution des masses de composts dans les réacteurs au cours du compostage

***Tableau A.2** : Masses de compost dans les réacteurs, masses prélevées et masses perdues au cours du compostage en réacteurs de laboratoire. Les masses sont exprimées en kg de matière brute (masse sèche plus eau).*

		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
		Masses en kg de matière brute							
initial	dans réacteur à 0 semaines	78,8	60,74	50,06	39,1	43,36	57,00	56,58	52,32
1 semaine	Prélevé	4,14	2,64	2,28	1,74	3,38	3,4	3,62	3,76
	Reste Pesé et remis dans réacteur	67,06	56,45	46,32	35,68	37,44	50,64	50,08	44,16
	lixiviats	2,2	0	0	0	0	0	0	0
	masse dans réacteur à 1 semaine	71,2	59,09	48,6	37,42	40,82	54,04	53,7	47,92
	Variation 0s à 1s (kg)	5,4	1,65	1,46	1,68	2,54	2,96	2,88	4,4
	Pertes 0s-1s (% masse initiale)	6,9	2,7	2,9	4,3	5,9	5,2	5,1	8,4
2 semaines	Prélevé	3,6	2,68	2,2	1,68	3,52	3,62	3,38	3,6
	Reste Pesé et remis dans réacteur	56,7	50,32	40,24	31,8	32,5	45,1	43,1	37,76
	lixiviats	1,18	0	0	0	0	0	0	0
	masse dans réacteur à 2 semaines	60,3	53	42,44	33,48	36,02	48,72	46,48	41,36
	Pertes entre 1s et 2s (kg)	5,58	3,45	3,88	2,2	4,8	5,32	7,22	6,56
	Pertes relatives 1s-2s (%)	8,3	6,1	8,4	6,2	11,8	9,8	13,4	13,7
4 semaines	Prélevé	4,53	3,54	2,52	1,24	3,42	3,52	3,42	3,44
	Reste Pesé et remis dans réacteur	50,32	44,5	35,9	29,12	28,16	39,36	36,64	32,04
	lixiviats	0	0	0	0	0	0	0	0
	masse dans réacteur à 4 semaines	54,85	48,04	38,42	30,36	31,58	42,88	40,06	35,48
	Pertes entre 2s et 4s (kg)	1,85	2,28	1,82	1,44	0,92	2,22	3,04	2,28
	Pertes relatives 2s-4s (%)	3,3	4,5	4,5	4,5	2,8	4,9	7,1	6,0
6 semaines	Prélevé	2,82	2,34	2,12	1,14	1,94	1,86	2	1,86
	Reste Pesé et remis dans réacteur	45,5	40,56	32,26	26,68	25,74	36,9	33	29,58
	lixiviats	0	0	0	0	0	0	0	0
	masse dans réacteur à 6 semaines	48,32	42,9	34,38	27,82	27,68	38,76	35	31,44
	Pertes entre 4s et 6s (kg)	2	1,6	1,52	1,3	0,48	0,6	1,64	0,6
	Pertes relatives 4s-6s (%)	4,0	3,6	4,2	4,5	1,7	1,5	4,5	1,9
8 semaines	Prélevé	4,8	4	3,14	1,8	3,5	3,4	3,94	3,5
	Reste Pesé et remis dans réacteur	38,46	35,02	27,7	24,02	21,94	33,2	28	25,66
	lixiviats	0	0	0	0	0	0	0,2	0
	masse dans réacteur à 8 semaines	43,26	39,02	30,84	25,82	25,44	36,6	31,94	29,16
	Pertes entre 6s et 8s (kg)	2,24	1,54	1,42	0,86	0,3	0,3	0,86	0,42
	Pertes relatives 6s-8s (%)	4,9	3,8	4,4	3,2	1,2	0,8	2,6	1,4
10 semaines	Prélevé	3,16	4,24	3,68	1,74	2	2,2	2,12	2,08
	Reste Pesé et remis dans réacteur	32,69	30	23,38	21,54	19,5	30,3	24,82	23,26
	lixiviats	0	0	0	0	0	0	0,2	0
	masse dans réacteur à 10 semaines	35,85	34,24	27,06	23,28	21,5	32,5	26,94	25,34
	Pertes entre 8s et 10s (kg)	2,61	0,78	0,64	0,74	0,44	0,7	0,86	0,32
	Pertes relatives 8s-10s (%)	6,8	2,2	2,3	3,1	2,0	2,1	3,1	1,2
12 semaines	Prélevé	32,05	29,85	22,85	21,15	19	30	24	23
	Reste Pesé et remis dans réacteur lixiviats	0	0	0	0	0	0	0,2	0
	masse dans réacteur à 12 semaine	32,05	29,85	22,85	21,15	19	30	24	23
	Pertes entre 10s et 12s (kg)	0,64	0,15	0,53	0,39	0,5	0,3	0,82	0,26
	Pertes relatives 10s-12s (%)	2,0	0,5	2,3	1,8	2,6	1,0	3,3	1,1

A.3. Evolution des masses théoriques de composts dans les mélanges

Les masses brutes théoriques sont les masses qui auraient été présentes dans les composts si aucun prélèvement n'avait été effectué (Tableau A.3). Elles sont calculées à partir des masses réelles initiales de composts dans chaque réacteur, et des variations de masses mesurées entre chaque date de prélèvement, données sur le Tableau A.2.

Les masses théoriques de matière sèche et d'eau correspondant (Tableau A.4) sont calculées à partir de la teneur en eau mesurée (Tableau 3.2).

***Tableau A.3** : Calculs des masses théoriques de composts présents dans les réacteurs si aucun prélèvement n'avait été effectué (Masse brute théorique à une date d'échantillonnage donnée = masse brute théorique à la date d'échantillonnage précédente * pertes de masses mesurées)*

Age (s) semaines	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
				kg				
0	**78,8**	**60,74**	**50,06**	**39,1**	**43,4**	**57.0**	**56,58**	**52,32**
1	73,4	59,1	48,6	37,4	40,8	54,0	53,7	47,9
2	67,3	55,5	44,5	35,1	36,0	48,7	46,5	41,4
4	65,1	53,0	42,5	33,5	35,0	46,3	43,2	38,9
6	62,5	51,1	40,7	32,0	34,4	45,6	41,3	38,1
8	59,4	49,1	38,9	31,0	34,0	45,2	40,2	37,6
10	55,4	48,0	38,0	30,0	33,3	44,3	39,0	37,1
12	54,3	47,8	37,2	29,5	32,5	43,9	37,7	36,7

***Tableau A.4** : Calculs des masses théoriques de matière sèche (a) et d'eau (b) présente dans les réacteurs si aucun prélèvement n'avait été effectué. (Masse sèche théorique = masse brute théorique * taux de matière sèche mesuré ; Masse d'eau théorique = masse brute théorique – masse sèche théorique)*

(a)

Age *semaines*	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
				kg				
0	28,1	20,0	17,8	15,1	13,2	18,8	18,2	17,0
1	24,4	18,9	16,8	13,3	13,2	19,2	15,2	14,2
2	22,7	17,6	14,1	11,9	10,9	15,9	12,2	12,2
4	22,5	16,0	13,2	11,4	10,3	14,8	10,6	10,5
6	21,8	14,7	11,1	10,3	10,2	14,7	10,2	10,3
8	21,5	14,4	10,5	9,8	9,6	14,3	9,8	9,7
10	19,3	13,6	10,4	9,2	9,0	13,8	9,6	9,3
12	19,2	13,9	10,0	9,0	8,8	13,8	9,5	9,1

(b)

Age *semaines*	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
				kg				
0	50,7	40,8	32,3	24,0	30,1	38,2	38,4	35,4
1	49,0	40,2	31,8	24,1	27,6	34,9	38,5	33,7
2	44,6	37,9	30,4	23,2	25,1	32,8	34,3	29,2
4	42,6	36,9	29,3	22,1	24,7	31,5	32,6	28,4
6	40,8	36,3	29,6	21,7	24,2	30,9	31,1	27,9
8	37,9	34,7	28,4	21,2	24,4	30,9	30,4	27,9
10	36,1	34,4	27,7	20,8	24,3	30,5	29,4	27,8
12	35,1	33,9	27,2	20,5	23,7	30,0	28,2	27,6

ANNEXE B
COMPLEMENTS SUR LES COMPOSTS ELABORES SUR PLATES-FORMES INDUSTRIELLES

B.1 Tamisage des composts

Les test de maturités étant effectués sur la fraction de compost passant à travers un tamis de 10 mm, l'ensemble des analyses ont été effectuées sur cette fraction. Certaines de ces analyses ont également été effectuées sur les composts non tamisés au laboratoire, c'est à dire la granulométrie correspondant aux composts produits par les plates-formes (mailles-usine). Le Tableau B.1 donne la répartition des fractions inférieures et supérieures à 10 mm (en proportion de la masse brute).

Le Tableau B.2 compare les résultats (azote, carbone et pH) trouvés sur ces deux fractions. Les résultats ne montrent pas de différences importantes entre les résultats obtenus sur les deux fractions.

B.2 Principales caractéristiques agronomiques (autres que C et N)

Le Tableau B.3 présente des résultats de caractérisation chimique d' « intérêts agronomiques » des composts industriels non tamisés. Les analyses ont été effectuées par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA (ARRAS). Des différences selon de les composts apparaissent. La présence de phosphates est notamment plus marquée dans les co-composts de déchets verts et boues de station d'épuration.

***Tableau B.1** : Maille de criblage des composts au niveau de la plate-forme de compostage, et répartition massique suite au tamisage à 10 mm au laboratoire.*

compost	âge	Maille usine	Répartition massique	
			inférieur à 10 mm	supérieur à 10 mm
		(mm)	*(% masse totale)*	
DV1	3 mois	20	98	2
	4 mois	20	95	5
	6 mois	20	97	3
DV2	3 mois	n.c.	90	10
	4 mois	20	96	4
	6 mois	20	96	4
DV2re	6 mois	20	96	4
BIO1	3 mois	n.c.	50	50
	4 mois	n.c.	58	42
	6 mois	n.c.	67	33
BIO2	3 mois	n.c.	55	45
	4 mois	n.c.	90	10
	6 mois	25	73	27
BIO3	3 mois	15	91	9
	4 mois	15	83	17
	6 mois	15	88	12
BIO3st	6 mois	15	92	8
OM1	3 mois	20	82	18
	4 mois	20	83	17
	6 mois	20	77	23
OM2	3 mois	20	78	22
	4 mois	20	70	30
	6 mois	20	64	36
OM3	3 mois	10	100	0
	4 mois	10	100	0
	6 mois	10	100	0
OM3st	6 mois	10	100	0
DVB1	3 mois	20	87	13
	4 mois	20	84	16
	6 mois	20	88	12
DVB2	3 mois	n.c.	86	14
	4 mois	n.c.	88	12
	6 mois	n.c.	88	12

n.c. : non criblé lors de l'échantillonnage

***Tableau B.2** : Valeurs de pH, C, N, N-NO3 et N-NH4 obtenus sur les fractions inférieures à 10 mm (10 mm) et supérieures à 10 mm (maille usine) des composts industriels à 3, 4 et 6 mois de compostage, et différences relatives (en % du résultat maille usine).*

		pH			N total			N-NO3			N-NH4			C			C/N		
		usine	10 mm	δpH	usine	10 mm	δNtot	usine	10 mm	δ(N-NO3)	usine	10 mm	δ(N-NH4)	usine	10 mm	δC	usine	10 mm	δ(C/N)
				%	g.kg^{-1} MS		%	mg.kg^{-1} MS		%	mg.kg^{-1} MS		%	g.kg^{-1} MS		%			%
DV1	3 mois	8,2	8,2	0,0	14,2	14,5	-2,5	15,7	14,4	8,3	50,6	52,7	-4,1	236,1	237,4	-0,5	16,6	16,3	1,9
	4 mois	8,1	8,2	1,2	12,9	13,7	-6,5	33,5	34,7	-3,8	68,8	68,4	0,6	204,0	207,1	-1,5	15,9	15,1	4,7
	6 mois	8,3	8,3	0,0	14,4	14,9	-3,8	258,4	226,9	12,2	73,4	67,4	8,2	222,7	203,3	8,7	15,5	13,6	12,0
DV2	3 mois	6,6	6,5	-1,5	19,1	19,1	0,4	0,8	0,5	32,9	717,6	730,7	-1,8	228,2	278,6	-22,1	11,9	14,6	-22,6
	4 mois	8,1	8	-1,2	18,0	16,9	6,6	2,4	2,1	11,3	447,0	380,0	15,0	216,0	195,6	9,5	12,0	11,6	3,1
	6 mois	8	8	0,0	19,2	19,2	0,0	7,6	7,6	0,0	430,1	430,1	0,0	222,9	222,9	0,0	11,6	11,6	0,0
DV2re	6 mois	8,1	8	-1,2	18,0	18,0	-0,1	111,8	173,8	-55,5	289,0	295,1	-2,1	188,7	191,9	-1,7	10,5	10,6	-1,6
BIO1	3 mois	8,9	8,9	0,0	18,1	18,1	0,0	113,4	113,4	0,0	30,3	30,3	0,0	242,7	242,7	0,0	13,4	13,4	0,0
	4 mois	8,8	8,9	1,1	17,0	18,3	-7,8	112,2	111,2	0,9	21,7	23,2	-6,7	267,0	243,0	9,0	15,7	13,2	15,5
	6 mois	8,4	8,6	2,4	16,5	16,7	-1,1	459,1	487,0	-6,1	39,0	36,9	5,4	217,7	208,7	4,2	13,2	12,5	5,2
BIO2	3 mois	9,2	8,2	-10,9	12,1	12,5	-3,4	151,2	142,4	5,8	72,7	70,8	2,6	162,4	166,4	-2,5	13,5	13,4	0,9
	4 mois	8,3	8,1	-2,4	12,6	13,2	-4,3	488,2	486,8	0,3	69,2	70,5	-1,9	160,0	154,9	3,2	12,7	11,8	7,2
	6 mois	8,5	8,7	2,4	12,4	12,4	-0,7	124,0	123,3	0,6	22,1	23,2	-4,7	149,1	188,5	-26,5	12,1	15,2	-25,7
BIO3	3 mois	8,4	8,4	0,0	13,0	13,8	-6,4	371,8	398,6	-7,2	46,7	48,2	-3,3	183,6	198,5	-8,1	14,2	14,4	-1,6
	4 mois	8,4	8,4	0,0	13,9	13,4	3,8	547,3	538,0	1,7	24,4	22,8	6,5	178,5	174,6	2,2	12,9	13,1	-1,6
	6 mois	8,2	8,3	1,2	14,8	14,3	3,2	911,3	916,9	-0,6	22,8	21,5	5,9	193,3	181,6	6,0	13,0	12,7	2,9
BIO3st	6 mois	8,5	8,4	-1,2	13,5	13,7	-1,2	166,8	163,1	2,2	438,7	421,5	3,9	216,8	215,2	0,7	16,0	15,7	1,9
OM1	3 mois	8,5	8,6	1,2	14,3	14,2	0,2	15,3	4,3	71,8	57,3	54,8	4,3	261,4	272,1	-4,1	18,3	19,1	-4,4
	4 mois	8,5	8,5	0,0	16,2	15,3	5,2	35,7	41,1	-15,2	152,9	165,0	-8,0	249,4	244,2	2,1	15,4	15,9	-3,3
	6 mois	8,4	8,3	-1,2	15,6	16,2	-4,0	1297,3	1427,9	-10,1	110,3	85,6	22,4	216,3	224,7	-3,9	13,9	13,9	0,1
OM2	3 mois	8,2	8,3	1,2	14,1	15,5	-10,2	7,5	5,7	24,9	316,2	339,4	-7,3	267,5	279,0	-4,3	19,0	17,9	5,3
	4 mois	8,2	8,5	3,7	14,4	18,1	-26,2	10,9	17,0	-56,2	167,6	210,8	-25,8	211,2	240,4	-13,9	14,7	13,3	9,8
	6 mois	8,3	8,4	1,2	17,2	18,9	-10,0	1102,0	1314,9	-19,3	129,7	162,1	-25,1	203,8	210,0	-3,0	11,9	11,1	6,3
OM3	3 mois	8,3	-	-	21,0	-	-	2,2	-	-	82,3	-	-	233,9	-	-	11,1	-	-
	4 mois	8,1	-	-	22,0	-	-	1,6	-	-	415,8	-	-	243,4	-	-	11,0	-	-
	6 mois	8,4	-	-	21,1	-	-	170,8	-	-	1717,1	-	-	202,2	-	-	9,6	-	-
OM3st	6 mois	5,7	-	-	22,5	-	-	2,1	-	-	1452,3	-	-	336,7	-	-	14,9	-	-
DVB1	3 mois	8,2	8,3	1,2	20,1	19,5	2,7	290,7	323,3	-11,2	773,6	767,3	0,8	219,7	202,5	7,8	11,0	10,4	5,3
	4 mois	7,8	7,8	0,0	18,0	18,0	0,0	128,2	128,5	-0,2	279,3	280,1	-0,3	203,3	203,3	0,0	11,3	11,3	0,0
	6 mois	8,4	8,1	-3,6	20,8	19,1	8,1	168,8	297,1	-76,0	203,7	122,6	39,8	228,5	196,0	14,2	11,0	10,3	6,7
DVB2	3 mois	7,7	7,7	0,0	24,7	24,6	0,7	147,6	137,0	7,2	367,0	368,9	-0,5	303,5	298,6	1,6	12,3	12,1	1,0
	4 mois	7,8	7,7	-1,3	24,4	25,3	-3,8	284,7	350,1	-23,0	89,3	143,0	-60,1	291,7	288,9	1,0	11,9	11,4	4,6
	6 mois	7,7	7,9	2,6	22,8	23,8	-4,4	380,1	428,8	-12,8	54,7	80,2	-46,6	295,2	272,1	7,8	13,0	11,4	11,7

***Tableau B.3** : Principales caractéristiques agronomiques (autres que C et N)*

Compost	Age	pH	$CaCO_3$ (total) g.kg-1	P_2O_5 (Olsen) g.kg-1	P_2O_5 (total)	Ca	Mg % MS	K	Na
DV1	3 mois	8.2	76.00	0.92	0.50	4.78	0.42	1.07	0.24
	4 mois	8.2	84.69	0.95	0.47	4.38	0.39	0.97	0.22
	6 mois	8.3	77.34	0.81	0.50	5.01	0.44	1.13	0.27
DV2	3 mois	6.5	2.20	1.08	0.63	1.80	0.36	2.40	0.58
	4 mois	8	3.22	1.38	0.66	1.75	0.26	2.47	0.68
	6 mois	8	9.59	1.59	0.70	1.91	0.41	2.77	0.74
DV2re	6 mois	8	17.86	1.54	0.70	1.89	0.40	2.75	0.76
BIO1	3 mois	8.9	129.14	1.51	0.72	6.82	0.41	1.87	0.53
	4 mois	8.9	130.24	1.26	0.74	7.04	0.44	2.02	0.57
	6 mois	8.6	135.41	1.36	0.77	7.03	0.47	2.12	0.65
BIO2	3 mois	8.2	70.53	1.17	0.76	3.94	0.48	1.86	0.48
	4 mois	8.1	65.26	1.08	0.79	4.04	0.47	1.93	0.51
	6 mois	8.7	72.85	1.03	0.79	4.28	0.51	1.77	0.50
BIO3	3 mois	8.4	81.57	1.36	0.93	4.97	0.67	1.82	0.59
	4 mois	8.4	93.52	1.29	0.94	4.80	0.65	1.79	0.61
	6 mois	8.3	89.17	1.31	0.96	5.01	0.73	1.82	0.62
BIO3st	6 mois	8.4	82.45	1.22	0.88	4.90	0.68	1.65	0.58
OM1	3 mois	8.6	147.95	0.51	0.81	6.54	0.65	0.99	1.66
	4 mois	8.5	161.26	0.42	1.03	7.50	0.76	1.18	1.75
	6 mois	8.3	163.53	0.46	0.95	8.01	0.78	1.19	2.12
OM2	3 mois	8.3	122.84	0.55	0.91	6.28	0.61	0.97	1.09
	4 mois	8.5	158.92	0.46	1.15	7.75	0.74	1.11	1.31
	6 mois	8.4	147.41	0.40	1.25	7.90	0.80	1.20	1.65
OM3	3 mois	8.3	150.60	0.59	0.94	7.65	1.45	1.19	1.25
	4 mois	8.1	148.55	0.55	1.03	7.42	1.53	1.25	1.35
	6 mois	8.4	166.67	0.66	1.04	8.17	1.60	1.33	1.40
OM3st	6 mois	5.7	42.21	0.60	0.80	6.03	1.28	1.03	1.16
DVB1	3 mois	8.3	25.97	2.75	1.69	2.58	0.48	2.40	0.67
	4 mois	7.8	29.60	2.95	1.56	2.35	0.44	2.38	0.69
	6 mois	8.1	28.57	2.84	1.67	2.53	0.47	2.40	0.68
DVB2	3 mois	7.7	66.24	3.44	1.92	4.64	0.45	1.92	0.34
	4 mois	7.7	75.77	3.17	1.91	4.70	0.44	1.92	0.32
	6 mois	7.9	100.96	3.21	1.77	5.64	0.44	1.85	0.33

B.3 Concentration en ETM

La concentration en éléments traces métalliques (ETM) des composts est certainement le facteur qui restreint le plus l'utilisation des composts sur les sols cultivés. Malgré l'efficacité des collectes sélectives et des tris, il est très difficile d'éliminer complètement ces éléments indésirables.

Les mesures des teneurs en métaux lourds (Cd, Cu, Cr, Zn, Hg, Pb, Ni) ont été réalisées par le laboratoire des sols de l'INRA d'Arras sur les composts industriels âgés de 6 mois, non tamisés, séchés à l'air et broyés à 1mm. Les métaux lourds totaux sont solubilisés dans de l'eau régale et analysés par émission spectrométrique (ICP) en ligne avec un spectromètre de masse pour Cd, Cr, Cu, Zn, Pb et Ni, et un spectromètre par fluorescence pour Hg.

Tous les composts ont des concentrations en métaux lourds inférieures aux concentrations maximales autorisées par la réglementation française sur les boues utilisées sur des sols cultivés (Tableau B.4).
Les valeurs trouvées sont cohérentes avec les valeurs de la bibliographiques. Veeken (2002) a montré que la teneur en ETM d'un compost de biodéchet est due à la teneur initiale au sein des biodéchets et non à une contamination. La faible teneur en ETM de BIO1 qui n'est pas issue d'une collecte sélective, comparée aux teneurs de BIO2 et BIO3 semble aller dans ce sens. Cependant la contamination des matériaux organiques par les métaux, due à un mauvais tri à la source, ou liée à l'environnement industriel de la plate-forme de compostage par exemple ne doit pas être écarté.
L'utilisation de ces résultats en terme de contamination des plantes doit être réalisée avec prudence. Le passage des ETM du sol aux plantes est d'autant plus faible que le sol est riche en matières organiques stabilisées qui ont des propriétés complexantes permettant de fixer les ETM. Le transfert d'ETM du sol vers la plante est également d'autant plus efficace que le sol est acide. Il est donc vraisemblable qu'un compost acide et très immature comme OM3st-6m soit plus préjudiciable en terme de pollution des plantes par les ETM qu'un compost comme OM2-6m qui est également riche en ETM mais qui possède une matière organique stabiliée.

En terme de flux, la présence d'ETM peut être très contraignante pour l'application des doses de compost (Tableau B.5). Ce sont les composts de déchets verts (DV1, DV2,DV2re), les co-composts de déchets verts et boues (DVB1 et DVB2) et le compost BIO1 qui permettent les doses d'apport les plus élevées (entre 12 et 23 t de $MS.ha^{-1}.an^{-1}$). Pour les composts de déchets verts et de déchets verts plus boues, c'est plutôt le Cd qui fixe la dose maximale, alors que pour les composts d'ordures ménagères c'est plutôt le Cu et le Zn.

***Tableau B.4** : Teneurs en éléments traces métalliques de composts industriels âgés de 6 mois, valeurs limites réglementaires*

Compost à 6 mois	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	mg.kg^{-1}						
DV1	0,66	27,86	59,50	0,59	12,74	65,98	181,43
DV2	0,97	14,50	50,21	0,11	15,46	37,42	211,94
DV2re	0,83	13,53	48,46	0,11	11,93	39,19	205,01
BIO1	0,55	23,78	130,53	0,18	10,62	33,63	205,75
BIO2	2,73	57,36	99,89	0,32	100,66	241,42	584,72
BIO3	0,87	48,46	62,38	0,21	70,56	114,77	413,39
BIO3st	0,75	42,60	67,12	0,20	80,55	105,07	400,63
OM1	2,12	132,88	192,44	1,97	34,82	261,17	569,30
OM2	1,84	109,70	206,31	1,00	41,49	175,87	741,83
OM3	3,40	93,64	384,87	1,90	37,28	310,31	642,54
OM3st	1,58	33,44	232,03	2,07	29,11	144,48	816,45
DVB1	0,99	17,63	108,38	0,65	12,73	50,38	234,82
DVB2	1,21	34,19	116,99	0,41	22,86	80,34	365,92
décret boue France 1997	*10*	*1000*	*1000*	*10*	*200*	*800*	*3000*
Ecolabel européen	*1*	*100*	*100*	*1*	*50*	*100*	*300*

***Tableau B.5** : Masses maximales annuelles de compost sec (en t.ha^{-1}.an^{-1}) qu'il est possible d' apporter au sol pour se trouver en dessous des valeurs limites de flux fixées par le décret boue (1997).*

Compost à 6 mois	Apport annuel maximal pour être conforme à la réglementation boue pour les ETM suivant :							**Apport annuel maximal**
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
DV1	**22,7**	53,8	25,2	25,4	23,5	**22,7**	24,8	**22,7**
DV2	15,5	103,4	29,9	136,4	19,4	40,1	21,2	**15,5**
DV2re	**18,1**	110,9	31,0	136,4	25,1	38,3	22,0	**18,1**
BIO1	27,3	63,1	**11,5**	83,3	28,2	44,6	21,9	**11,5**
BIO2	5,5	26,2	15,0	46,9	**3,0**	6,2	7,7	**3,0**
BIO3	17,2	31,0	24,0	71,4	**4,3**	13,1	10,9	**4,3**
BIO3st	20,0	35,2	22,3	75,0	**3,7**	14,3	11,2	**3,7**
OM1	7,1	11,3	7,8	7,6	8,6	**5,7**	7,9	**5,7**
OM2	8,2	13,7	7,3	15,0	7,2	8,5	**6,1**	**6,1**
OM3	4,4	16,0	**3,9**	7,9	8,0	4,8	7,0	**3,9**
OM3st	9,5	44,9	6,5	7,2	10,3	10,4	**5,5**	**5,5**
DVB1	15,2	85,1	**13,8**	23,1	23,6	29,8	19,2	**13,8**
DVB2	12,4	43,9	12,8	36,6	13,1	18,7	**12,3**	**12,3**
Flux maximum (g.ha^{-1}.an^{-1}) décret boue 1997	*15*	*1500*	*1500*	*15*	*300*	*1500*	*4500*	

ANNEXE C
TESTS DE SIGNIFICATIVITE PLSD FISHER

Le test de significativité PLSD (Least Significant Difference Methode) Fisher est utilisé pour tester l'hypothèse nulle que toutes les moyennes de la population sont égales. Il permet de comparer les moyennes 2 à 2 en utilisant le test t, lorsque les résultats de l'ANOVA sont significatifs.

Ce test a été réalisé avec le logiciel STAT VIEW (SAS institut) sur les résultats concernant :

- C minéralisé au cours d'incubations de mélanges sol-compost, avec les compost de laboratoire et les composts industriels (Tableau C.1 et Tableau C.2)

- RH (C_{AH}/C_{AF}) des composts de laboratoire et des composts industriels (Tableau C.3 et Tableau C.4)

- N minéralisé au cours d'incubation de mélanges sol-compost, avec les compost industriels (Tableau C.5)

***Tableau C.1** : Résultat du test PLSD Fischer (5%) sur les résultats de minéralisation du carbone au cours d'incubations de mélanges sol-compost- cas des composts industriels. S = différence significative. Résultats reportés sous la diagonale uniquement.*

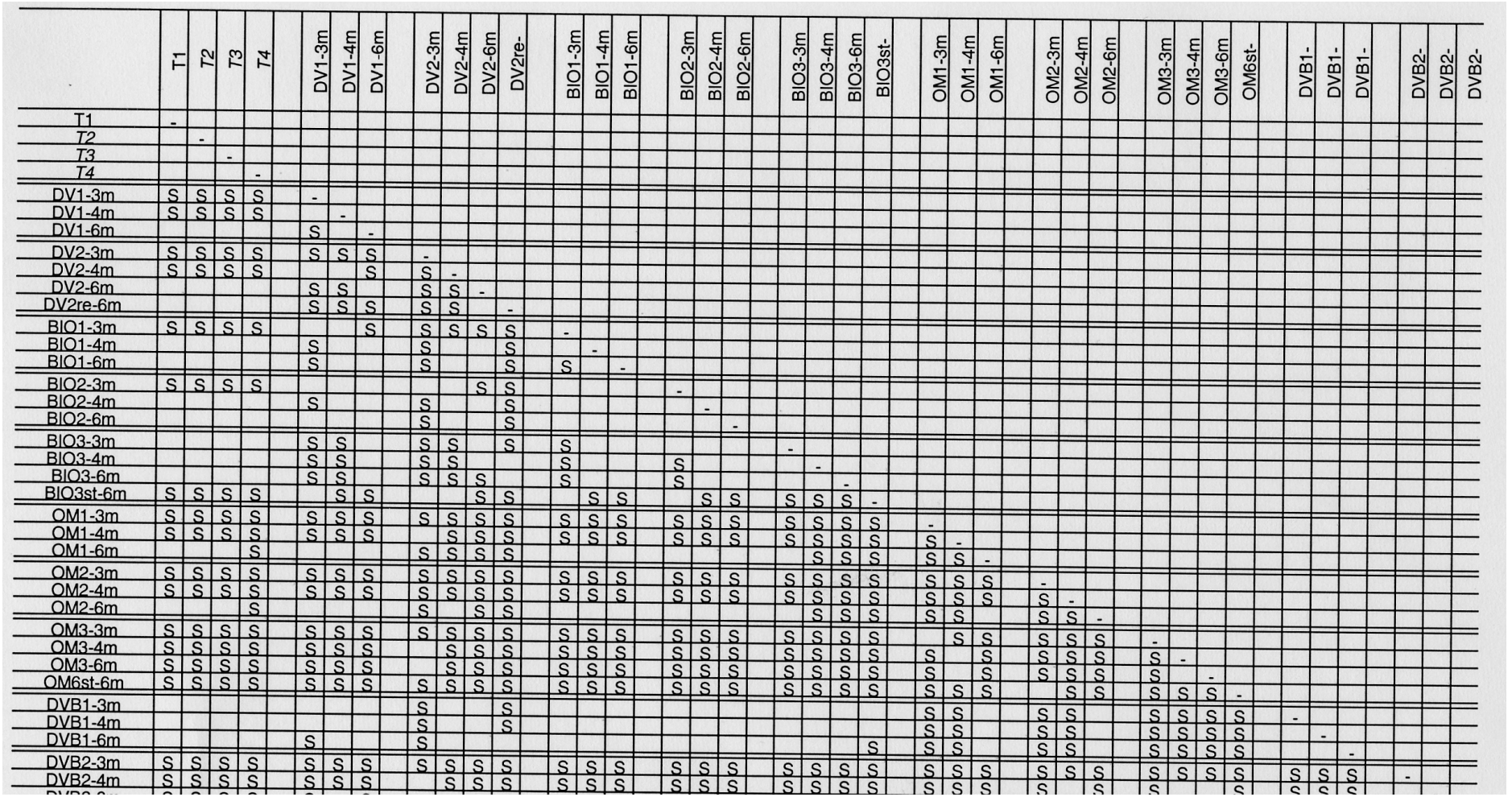


***Tableau C.2** : Résultat du test PLSD Fischer (5%) sur les résultats de minéralisation du carbone au cours d'incubations de mélanges sol-compost- cas des composts de laboratoire. S = différence significative. Résultats reportés sous la diagonale uniquement.*

	R1-0s	R1-2s	R1-4s	R1-8s	R1-12s	R2-0s	R2-2s	R2-4s	R2-8s	R2-12s	R3-0s	R3-2s	R3-4s	R3-8s	R3-12s	R4-0s	R4-2s	R4-4s	R4-8s	R4-12s	R5-0s	R5-2s	R5-4s	R5-8s	R5-12s	R6-0s	R6-2s	R6-4s	R6-8s	R6-12s	R7-0s	R7-2s	R7-4s	R7-8s	R7-12s	R8-0s	R8-2s	R8-4s	R8-8s	R8-12s
R1-0s	-																																							
R1-2s		-																																						
R1-4s		S	-																																					
R1-8s	S	S	S	-																																				
R1-12s	S	S			-																																			
R2-0s	S	S	S	S	S	-																																		
R2-2s			S	S	S	S	-																																	
R2-4s		S		S	S	S		-																																
R2-8s	S	S	S			S	S	S	-																															
R2-12s	S	S	S			S	S	S		-																														
R3-0s	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-																													
R3-2s	S		S	S	S	S		S	S	S	S	-																												
R3-4s		S				S	S		S	S	S	S	-																											
R3-8s	S	S	S	S	S	S	S	S			S	S	S	-																										
R3-12s	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S		-																									
R4-0s	S		S	S	S	S		S	S	S	S		S	S	S	-																								
R4-2s				S	S	S			S	S	S		S	S	S	S	-																								
R4-4s				S	S	S			S	S	S	S		S	S	S		-																						
R4-8s		S				S	S		S	S	S	S		S	S	S	S	S	-																					
R4-12s	S	S	S			S	S	S			S	S	S			S	S	S		-																				
R5-0s	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S	-																			
R5-2s		S		S	S	S			S	S	S	S		S	S	S				S	S	-																	
R5-4s			S	S	S	S		S	S	S	S		S	S	S				S	S	S	S	-																
R5-8s			S	S	S	S			S	S	S		S	S	S				S	S	S			-															
R5-12s		S				S	S		S	S	S	S		S	S	S	S			S	S		S	S	-														
R6-0s	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S		S	S	S	S	S	S		S	S	-													
R6-2s				S	S	S			S	S	S	S		S	S	S			S	S	S				S	-												
R6-4s				S	S	S			S	S	S	S		S	S	S				S	S		S			S	-											
R6-8s	S	S	S			S	S	S			S	S			S	S	S	S			S	S	S	S		S	S	S	-										
R6-12s	S	S				S	S		S	S	S	S		S	S	S	S	S			S		S	S		S	S		-										
R7-0s	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S	-								
R7-2s	S		S	S	S	S		S	S	S	S		S	S	S				S	S	S	S				S			S	S	S	-							
R7-4s			S	S	S	S		S	S	S	S		S	S	S				S	S	S	S				S			S	S	S		-						
R7-8s	S	S				S	S		S	S	S	S		S	S	S	S	S			S		S	S		S	S				S	S	S	-					
R7-12s	S	S				S	S		S	S	S	S		S	S	S	S	S			S		S	S		S	S				S	S	S		-				
R8-0s	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	-				
R8-2s			S	S	S	S		S	S	S	S		S	S	S				S	S	S	S				S			S	S	S			S	S	-			
R8-4s				S	S	S			S	S	S	S		S	S	S			S	S	S	S				S			S	S	S			S	S		-		
R8-8s		S		S	S	S	S		S	S	S	S		S	S	S				S	S		S			S			S		S	S	S			S	S		-	
R8-12s				S	S	S			S	S	S	S		S	S	S				S	S		S			S			S		S	S				S			-

***Tableau C.3** : Résultat du test PLSD Fischer (5%) sur les valeurs RH des composts industriels. S = différence significative. Résultats reportés sous la diagonale uniquement.*

	DV1-3m	DV1-4m	DV1-6m	DV2-3m	DV2-4m	DV2-6m	DV2re-6m	BIO1-3m	BIO1-4m	BIO1-6m	BIO2-3m	BIO2-4m	BIO2-6m	BIO3-3m	BIO3-4m	BIO3-6m	BIO3st-	OM1-3m	OM1-4m	OM1-6m	OM2-3m	OM2-4m	OM2-6m	OM3-3m	OM3-4m	OM3-6m	OM6st-6m	DVB1-3m	DVB1-4m	DVB1-6m	DVB2-3m	DVB2-4m	DVB2-6m
DV1-3m	-																															
DV1-4m		-																														
DV1-6m			-																													
DV2-3m	S	S	S	-																												
DV2-4m	S	S	S	S	-																											
DV2-6m	S	S	S	S	S	-																										
DV2re-6m	S	S	S	S	S	S	-																									
BIO1-3m	S	S	S		S	S	S	-																								
BIO1-4m	S	S	S		S	S	S		-																							
BIO1-6m	S	S	S	S	S	S	S		S	-																						
BIO2-3m	S	S	S	S	S	S		S	S	S	-																					
BIO2-4m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-																				
BIO2-6m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-																			
BIO3-3m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-																		
BIO3-4m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		-																	
BIO3-6m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S			-																
BIO3st-6m		S	S		S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	-															
OM1-3m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-														
OM1-4m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-													
OM1-6m	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S	-												
OM2-3m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	-											
OM2-4m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S		-										
OM2-6m	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S			S	S	S	S		S	S	-									
OM3-3m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S		-								
OM3-4m	S			S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	-							
OM3-6m		S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	-						
OM6st-6m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-					
DVB1-3m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-				
DVB1-4m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		-			
DVB1-6m	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-		
DVB2-3m	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S			S	S	S	S		S	S		S	S	S	S	S	S	S	-	
DVB2-4m	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S			S	S	S	S		S	S		S	S	S	S	S	S	S		-
DVB2-6m																																

Tableau C.4 : Résultat du test PLSD Fischer (5%) sur valeurs RH des composts de laboratoire. S = différence significative. Résultats reportés sous la diagonale uniquement.

	R1-0s	R1-2s	R1-4s	R1-8s	R1-12s		R2-0s	R2-2s	R2-4s	R2-8s	R2-12s		R3-0s	R3-2s	R3-4s	R3-8s	R3-12s		R4-0s	R4-2s	R4-4s	R4-8s	R4-12s		R5-0s	R5-2s	R5-4s	R5-8s	R5-12s		R6-0s	R6-2s	R6-4s	R6-8s	R6-12s		R7-0s	R7-2s	R7-4s	R7-8s	R7-12s		R8-0s	R8-2s	R8-4s	R8-8s	R8-12s
R1-0s	-																																													
R1-2s	S	-																																												
R1-4s	S		-																																										
R1-8s	S	S		-																																									
R1-12s	S	S	S	S	-																																								
R2-0s		S	S	S	S		-																																						
R2-2s	S	S	S	S	S		S	-																																						
R2-4s	S			S	S		S	S	-																																				
R2-8s	S	S	S	S			S	S	S	-																																			
R2-12s	S	S	S	S			S	S	S		-																																		
R3-0s	S	S	S	S	S		S		S	S	S		-																																
R3-2s	S	S	S	S	S		S		S	S	S			-																															
R3-4s	S	S	S	S	S		S		S	S	S		S		-																														
R3-8s	S				S		S	S		S	S		S	S	S	-																													
R3-12s	S			S	S		S	S		S	S		S	S	S		-																												
R4-0s		S	S	S	S			S	S	S	S		S	S	S	S	S		-																										
R4-2s		S	S	S	S		S	S	S	S	S			S	S	S	S			-																									
R4-4s	S	S	S	S	S		S		S	S	S				S	S	S		S		-																								
R4-8s	S	S	S	S	S		S		S	S	S		S			S	S		S	S	S	-																							
R4-12s	S		S	S	S		S	S		S	S		S	S	S				S	S	S	S	-																						
R5-0s		S	S	S	S			S	S	S	S		S	S	S	S	S			S	S	S	S		-																				
R5-2s		S	S	S	S		S		S	S	S				S	S	S					S	S		S	-																		
R5-4s	S	S	S	S	S		S		S	S	S				S	S	S					S	S		S		-																	
R5-8s	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S		S	S		S	S		S	S	S		S		S	S	S	-															
R5-12s	S			S	S		S	S		S	S		S	S	S				S	S	S	S			S	S	S	S	-															
R6-0s		S	S	S	S			S	S	S	S		S	S	S	S	S				S	S	S				S	S	S	-														
R6-2s		S	S	S	S			S	S	S	S		S	S	S	S	S				S	S	S			S	S	S	S		-													
R6-4s		S	S	S	S		S		S	S	S				S	S	S					S	S		S			S	S	-													
R6-8s	S		S	S	S		S	S		S	S		S	S	S	S			S	S	S	S			S	S	S			S	-												
R6-12s	S	S	S	S	S		S		S	S	S		S	S		S	S		S	S	S		S		S	S	S		S	S	S	-										
R7-0s	S	S	S	S	S			S	S	S	S		S	S	S	S	S		S	S	S	S	S			S	S	S	S		S	S	S	S	S		-					
R7-2s		S	S	S	S			S	S	S	S			S	S	S	S				S	S	S					S	S					S	S		S	-				
R7-4s	S	S	S	S	S		S		S	S	S					S	S		S	S			S		S	S		S			S	S		S	-		S	S	-			
R7-8s	S	S	S	S	S		S		S	S	S		S	S		S	S		S	S	S		S		S	S	S		S		S	S	S			S	S		-		
R7-12s	S	S	S	S	S		S		S	S	S		S	S		S	S		S	S	S		S		S	S	S		S		S	S	S			S	S			-	
R8-0s	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S		S	S	S	S	S		S	S	S	S	S		S	S	S	S	S		S	S	S	S	S			S	S	S	S	-	
R8-2s		S	S	S	S			S	S	S	S			S	S	S	S				S	S	S					S	S					S	S			S	S	S	S	-	
R8-4s		S	S	S	S		S	S	S	S	S				S	S	S					S	S		S	S		S	S					S	S			S	S	S	S	-	
R8-8s	S	S	S	S	S		S		S	S	S		S	S		S	S		S	S	S		S		S	S	S		S		S	S	S			S	S			S	-	
R8-12s	S	S	S	S	S		S		S	S	S		S	S		S	S		S	S	S		S		S	S	S		S		S	S	S			S	S			S		-

Tableau C.5 : Résultat du test PLSD Fischer (5%) sur les résultats de minéralisation de l'azote au cours d'incubations de mélanges sol-compost- cas des composts industriels. S = différence significative. Résultats reportés sous la diagonale uniquement.

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	DV1-3m	DV1-4m	DV1-6m	DV2-3m	DV2-4m	DV2-6m	DV2re-6m	BIO1-3m	BIO1-4m	BIO1-6m	BIO2-3m	BIO2-4m	BIO2-6m	BIO3-3m	BIO3-4m	BIO3-6m	BIO3st-	OM1-3m	OM1-4m	OM1-6m	OM2-3m	OM2-4m	OM2-6m	OM3-3m	OM3-4m	OM3-6m	OM6st-6m	DVB1-3m	DVB1-4m	DVB1-6m	DVB2-3m	DVB2-4m	DVB2-6m
T1	-																																			
T2		-																																		
T3		S	-																																	
T4		S		-																																
DV1-3m	S	S		S	-																															
DV1-4m		S			S	-																														
DV1-6m	S	S	S		S	S	-																													
DV2-3m	S	S	S	S	S	S	S	-																												
DV2-4m	S	S	S	S	S	S			-																											
DV2-6m	S	S	S	S		S				-																										
DV2re-6m	S	S	S	S	S	S	S				-																									
BIO1-3m	S	S	S	S	S	S		S				-																								
BIO1-4m	S	S	S	S	S	S			S		S	S	-																							
BIO1-6m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		-																						
BIO2-3m	S	S	S	S	S	S		S			S	S			-																					
BIO2-4m	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S		S		S	-																				
BIO2-6m	S	S	S	S	S	S		S						S		S	-																			
BIO3-3m	S	S	S	S	S	S	S						S	S	S	S	S	-																		
BIO3-4m	S	S	S	S	S	S		S						S		S		S	-																	
BIO3-6m	S	S	S	S	S	S	S						S	S	S	S	S			-																
BIO3st-6m	S	S		S		S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	-															
OM1-3m		S					S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		-														
OM1-4m	S	S		S		S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S			S	-													
OM1-6m	S	S	S	S	S	S	S		S	S		S	S		S		S		S	S		S	S	-											
OM2-3m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S		S	-											
OM2-4m	S			S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S			-										
OM2-6m	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S		S	S	S	S		-									
OM3-3m	S	S	S	S		S		S	S	S	S	S			S		S	S		S		S	S	S	S		S		-							
OM3-4m	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S		S	S	S	S	S		S		S	S	S		S		S	-								
OM3-6m	S	S	S	S	S	S	S			S	S	S	S	S	S		S	S		S	S	S	S	S		S	S	S	-							
OM6st-6m		S					S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S				S	S	S	S	S	S	-							
DVB1-3m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S	-					
DVB1-4m	S	S	S	S	S	S		S						S		S				S		S	S	S	S	S	S			S	S	-				
DVB1-6m	S	S	S	S	S	S														S		S	S	S	S	S	S			S	S	S	-			
DVB2-3m	S	S	S	S	S	S	S	S		S			S		S		S		S			S	S		S	S		S			S	S		-		
DVB2-4m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S		S	S	S	S	S		S	S	S			S	S	-	
DVB2-6m	S	S	S	S	S	S	S						S	S		S	S			S		S	S	S	S	S		S		S				S	S	-

ANNEXE D
COMPLEMENTS SUR L'IRTF

D.1 Compléments théorique et technique sur l'analyse IRTF

D.1.a Quelques informations théoriques

L'absorption en infrarouge résulte de l'interaction de la composante électrique des ondes incidentes avec les dipôles électriques des liaisons des molécules. Si le dipôle oscille à la même fréquence que l'onde incidente, il y a transmission de l'énergie de l'onde électrique vers la liaison dipolaire. L'énergie d'une molécule de fréquence de vibration ν absorbant une radiation de fréquence identique augmente d'une quantité ΔE telle que $\Delta E=h\nu$ (h étant la constante de Boltzmann).

Cette variation d'énergie et donc la fréquence absorbées sont caractéristiques d'une molécule donnée. Dans l'infrarouge moyen, la variation d'énergie concerne l'énergie de vibration et l'énergie de rotation. Il existe deux types principaux de vibrations : l'élongation (ou valence) et la déformation. L'élongation correspond à une variation de la distance entre les atomes, sans modification de la direction de l'axe de leurs liaisons. La déformation correspond à une modification la position des atomes par rapport à l'axe des liaisons. L'absorption d'une onde électromagnétique de fréquence égale à la fréquence de déformation ou d'élongation d'une molécule donnée entraîne une augmentation de l'amplitude de cette vibration.

Le résultat donné par le spectromètre infrarouge représente pour chaque longueur d'onde (ou fréquence), le rapport entre l'intensité transmise par un échantillon soumis à un rayonnement infrarouge, et l'intensité transmise sans la présence de l'échantillon. Ce rapport est appelé transmittance (T), mais le spectrogramme peut aussi être exprimé par l'absorbance ($A=\log 1/T$).

D.1.b Quelques informations techniques

Le spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (IRTF) utilise un interféromètre de Michelson placé entre la source et l'échantillon. L'interféromètre de Michelson est composé d'une séparatrice, d'un miroir fixe et d'un miroir mobile dont on fait varier la distance à la séparatrice. Ce dispositif permet de séparer un rayonnement en deux faisceaux, puis de les recombiner sur même trajet après qu'un déphasage ait été introduit. Ces deux faisceaux recombinés traversent l'échantillon avant de frapper le détecteur qui mesure l'intensité lumineuse reçue. Le signal transmis par le détecteur est un interférogramme $I=f(\delta)$, (δ étant la différence de trajet optique entre les deux faiseaux). A partir des N interférogrammes et après correction de phase, le calcul par transformée de Fourier permet d'obtenir rapidement un spectre $I=f(\nu)$.

D.2. IRTF sur résidus de calcination et résidus Van Soest de deux composts

Des analyses IRTF sur résidus NDF, ADF et ADL du fractionnement Van Soest (sans utilisation d'adjuvant de filtration), et sur les résidus de compost total après calcination à 480°C pendant 6 heures ont été réalisées sur le mélange R3-initial et sur le compost OM2-6mois. Pour chacun des résidus les analyses ont porté sur une masse sèche correspondant à la masse sèche du compost totale, elle même calculée pour de manière à ce que la pastille contiennent 0.5% de C. Les spectres présentés ont été rapportés à la proportion de chaque résidu par rapport à la masse sèche du compost total.

D.2.a Comparaison compost total - résidu calcination:

La calcination entraîne la disparition des pics d'absorption à 3690 cm-1 et 3620 cm-1, 2930 et 2850 cm^{-1}, et 1650cm^{-1}. Cela montre que ces bandes d'absorption sont dues uniquement à des composés organiques.

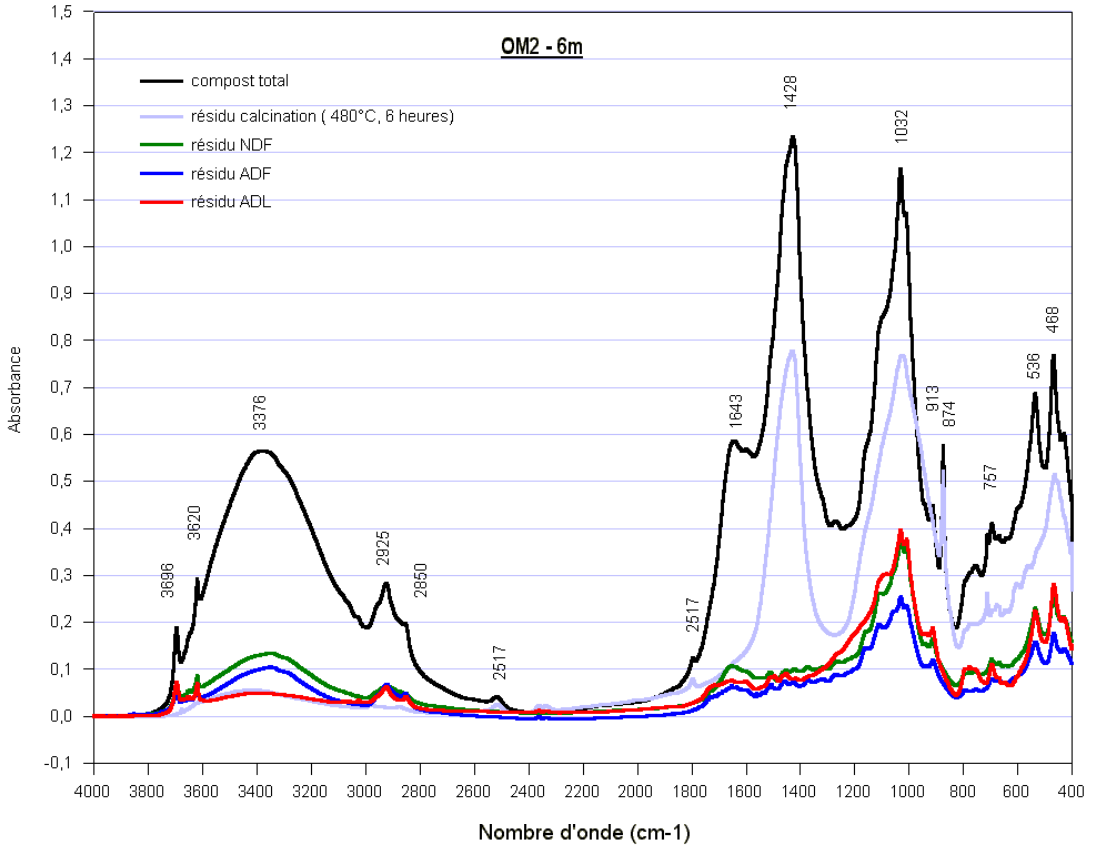
On constate une forte diminution de l'amplitude de la large bande à 3400 cm^{-1} qui confirme que cette bande résulte en grande partie de l'absorption IR par des composés organiques (O-H aliphatiques ou phénoliques). L'importance des amplitudes des bandes d'absorption 1450 cm^{-1}, 1050 cm^{-1} et 874 cm^{-1} des composts calcinés traduit la forte composante minérale dans l'absorption des IR à ces fréquence des composts.

D.2.b Résidus NDF

Après l'attaque au détergent neutre NDF, on observe principalement une diminution de l'intensité de la bande à 1430 cm^{-1} (C=O des carbonates et acides gras). Le rinçage à l'acétone à la fin de cette première hydrolyse a pour conséquence la solubilisation d'acides gras. La perte de carbonates s'explique par l'utilisation d'EDTA dans le détergent neutre, agent complexant qui piège le calcium. Cette libération des carbonates apparaît également dans l'extinction de la bande située à 874 cm^{-1}.

L'extraction des sucres solubles apparaît particulièrement à 1050 cm^{-1} (C-C, C-O). La plupart des composés aliphatiques sont solubilisés lors de cette hydrolyse comme le montre notamment l'atténuation du double pic autour de 2900 cm^{-1} (-C-H) des composts industriels, la disparition du pic à 1350 cm^{-1} (C-C, C-OH, O-H) de OM2-3mois.

La forte diminution de l'intensité de la bande à 1620 cm^{-1} correspond vraisemblablement à l'extraction des amides (C=O, O-H). Cette diminution apparaît plus fortement pour OM2-6m que pour le compost de laboratoire R3 à l'état initial.



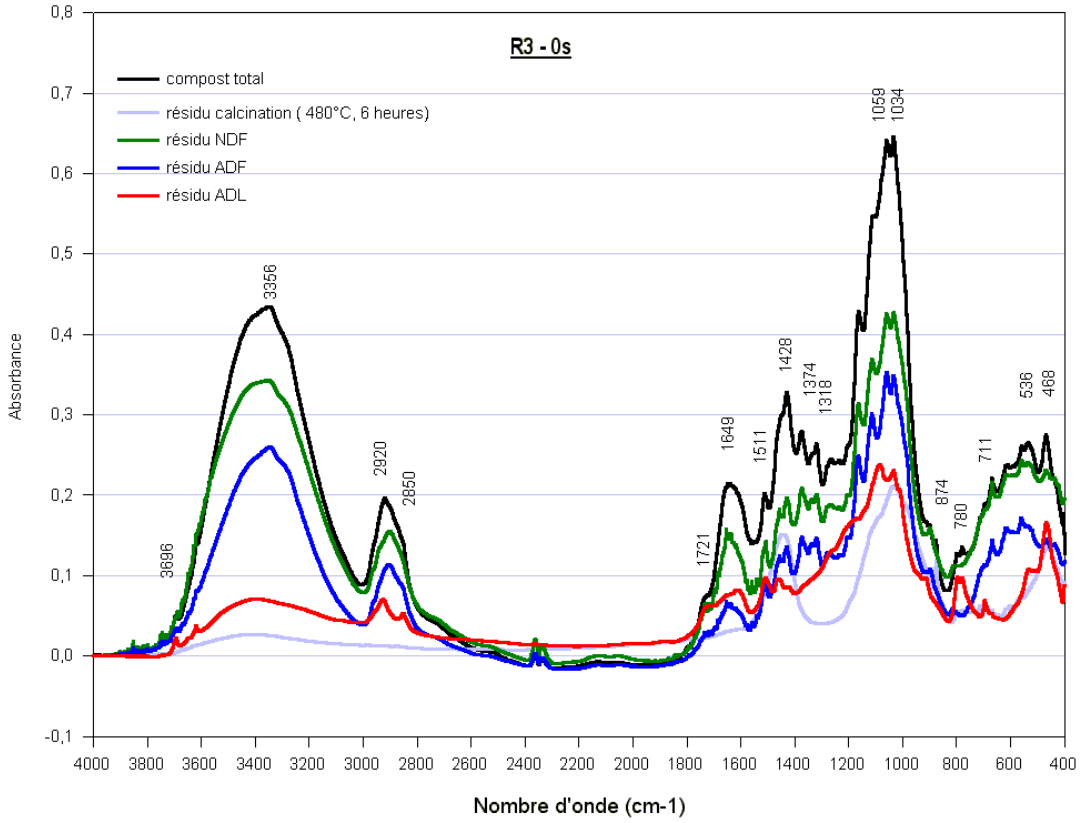


Figure D.1 : Spectres en IRTF des composts OM2-6m et R3-initial, et de leurs résidus de calcination et de fractionnement Van Soest.

D.2.c Résidus ADF

Les spectres des résidus ADF obtenus après hydrolyse à chaud dans l'acide dilué sont proches des spectres des résidus NDF. On observe cependant une baisse de l'intensité de la bande à 1051 cm^{-1} associée notamment aux polysaccharides conforme à la solubilisation attendue de l'hémicellulose.

Le résidu ADF OM2-6m a un épaulement plus marqué autour de 2900 cm^{-1} (O-H aliphatiques) que le résidu NDF, qui peut être due à une diminution générale d'intensité conduisant à une diminution de la surface de recouvrement et rendant les pics plus visibles. Une autre hypothèse consiste à considérer les deux pics séparément, la vibration à 2930 cm^{-1} étant due aux vibrations des liaisons CH des asymétriques CH2-, et l'absorption à 2850 cm^{-1} étant due aux vibrations des liaisons CH des symétriques CH2- . L'extraction des aliphatiques symétriques plus solubles entraînerait la diminution de l'épaulement visible sur le spectre du résidus NDF, accentuant le décalage des intensités des deux pics et masquant le sommet du pic à 2850 cm^{-1}. L'hydrolyse acide quant à elle serait plus efficace sur les aliphatiques asymétriques, faisant réapparaître le pic à 2850 cm^{-1} sur les spectres des résidus ADF.

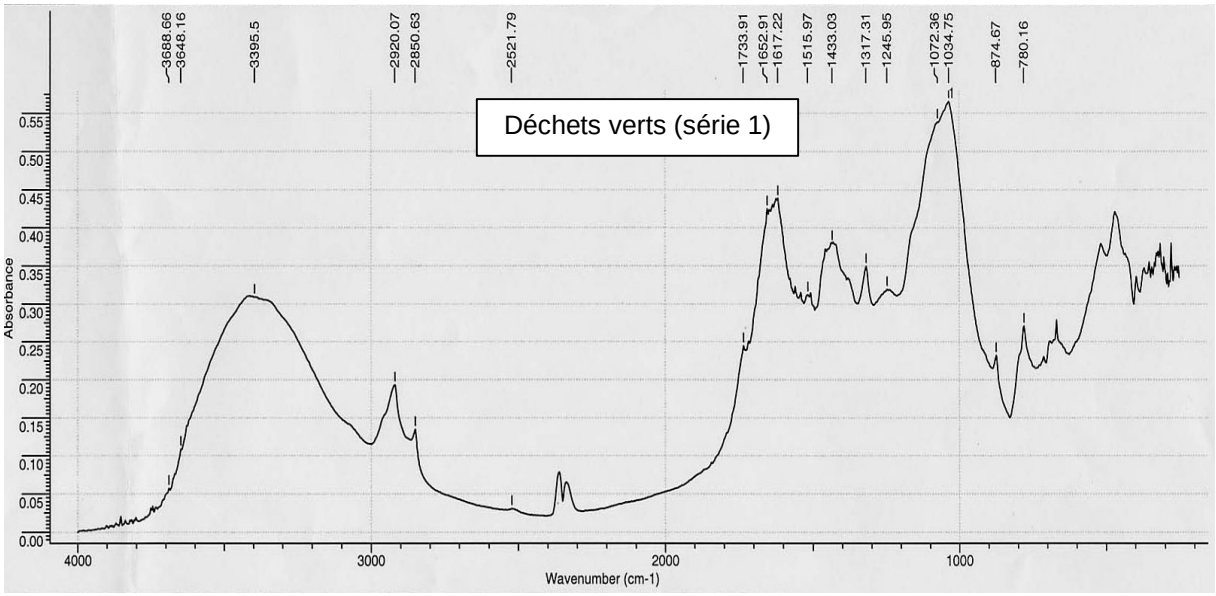
D.2.d Résidus ADL

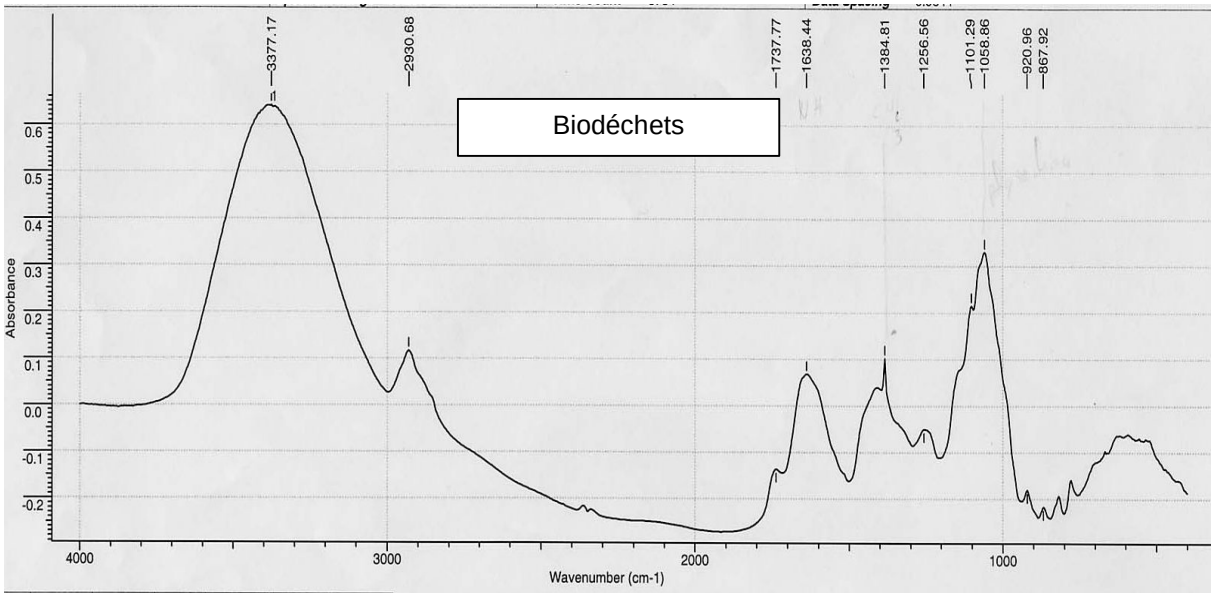
Les spectres des résidus ADL confirment l'isolement de la lignine après attaque acide. En effet des bandes d'absorption situées à 3700 cm^{-1} et 3650cm-1 sont dues aux phénols (O-H) très présent dans les lignines. Le maintien de bandes d'absorption dans la région organique situées autour de 1650 cm^{-1} mettent en évidence la présence de composés aromatiques (C=O, C=C). Dans le cas de R3, la présence de composés aromatiques peut également expliquer l'absorption à 780 cm^{-1}. La baisse de l'intensité à 1050 cm^{-1} met en évidence l'extraction des polysaccharides les plus résistant (vraisemblablement surtout de la cellulose).

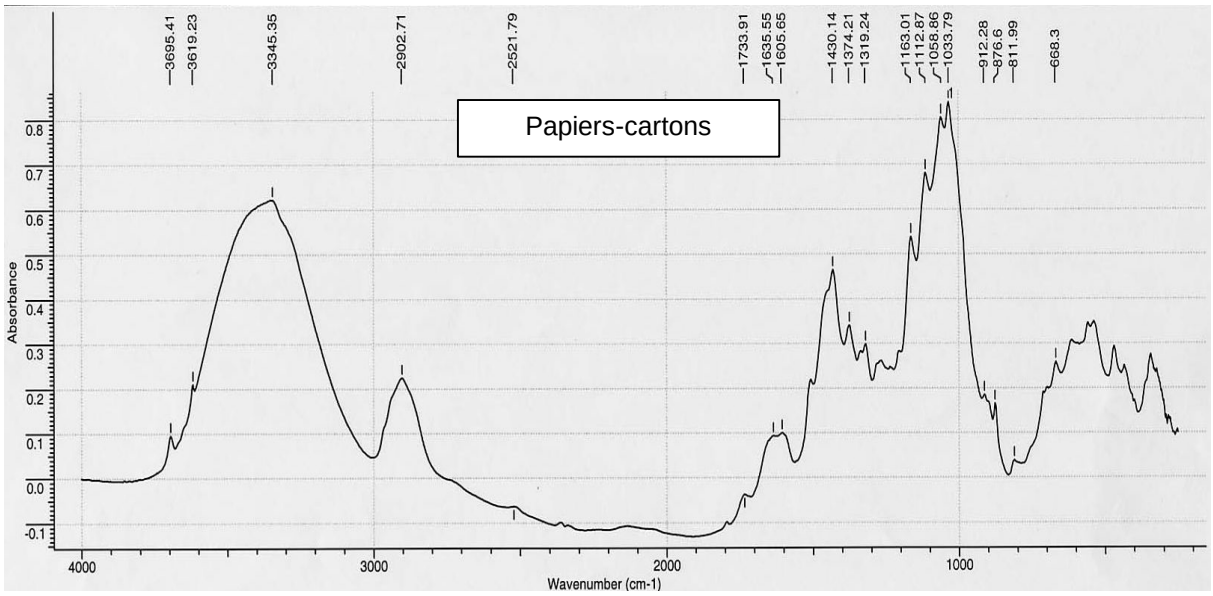
L'hydrolyse à froid à l'acide concentré ne permet pas d'éliminer totalement les composés aliphatiques comme le montre la persistance des bandes à 2930 cm^{-1} et 2850 cm^{-1}.

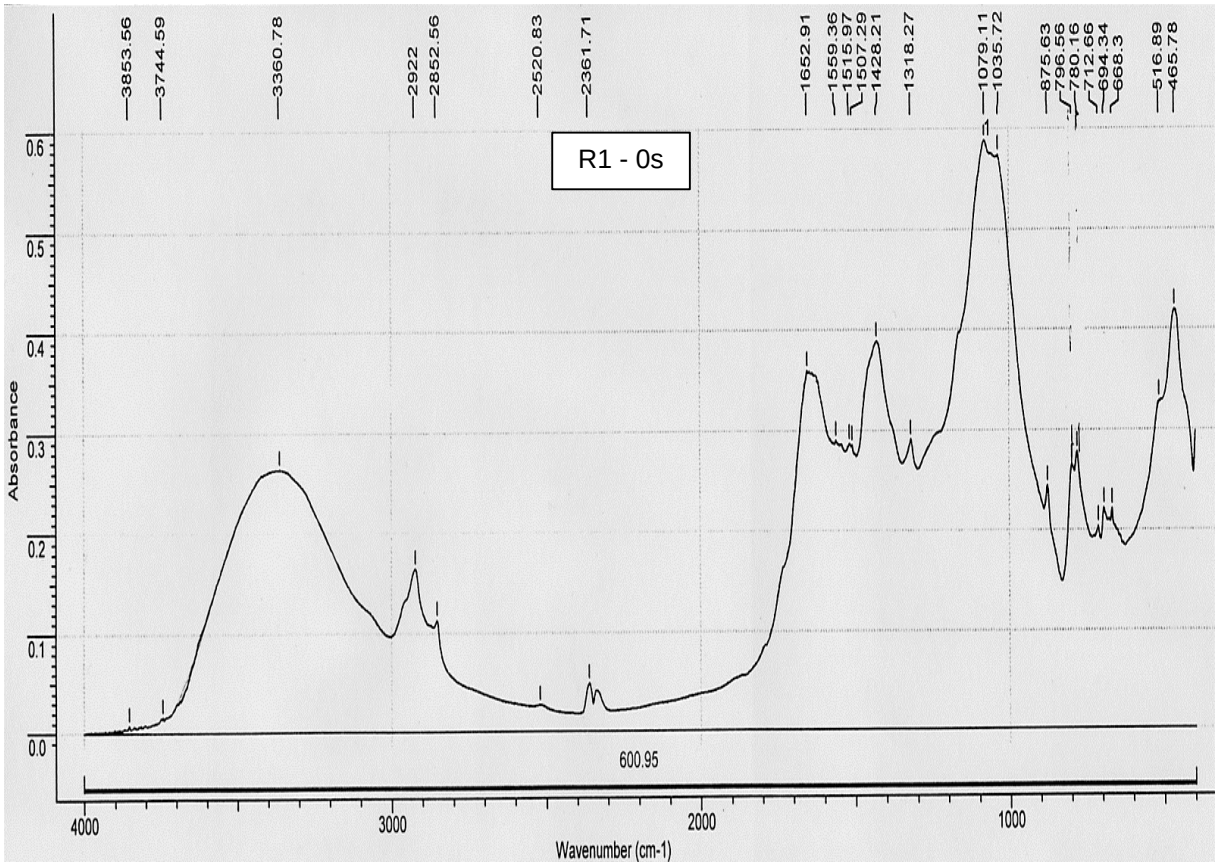
D.3 Présentation des spectres obtenus sur les compost totaux

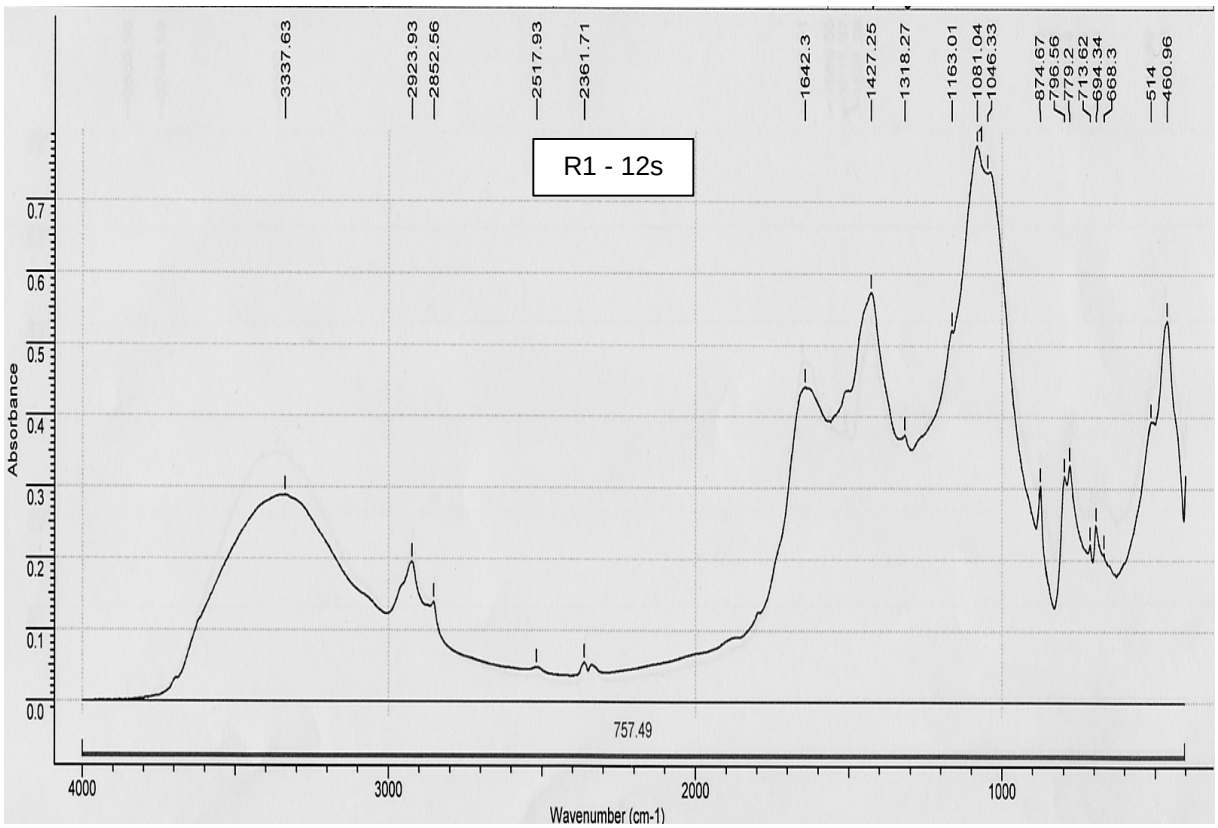
Les spectres qui suivent correspondent aux analyses réalisées sur la matière totale des déchets compostés au laboratoire (déchets verts, biodéchets et papiers-cartons), des composts de laboratoire (R1 à R8) à l'état initial (0s) et après 12 semaines de compostage (12s), et des composts industriels âgés de 3 mois (3m) et de 6 mois (6m), après ajustement de la ligne de base à 0 pour la longueur d'onde 4000 cm^{-1}. Ces figurent de manière moins détaillée dans le Chapitre III Partie 3.

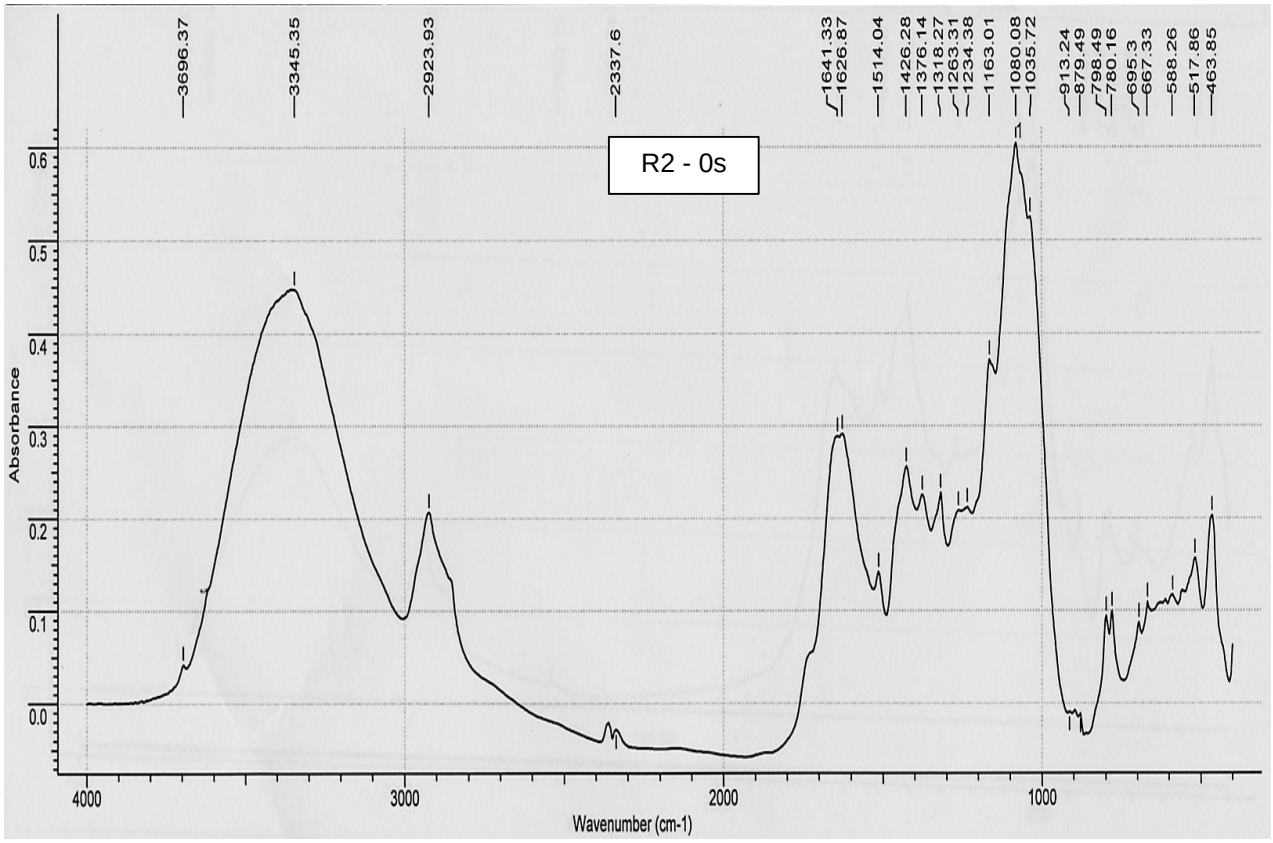

3688.66
3648.16
3395.5
2920.07
2850.63
2521.79
1733.91
1652.91
1617.22
1515.97
1433.03
1317.31
1245.95
1072.36
1034.75
874.67
780.16
Déchets verts (série 1)
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

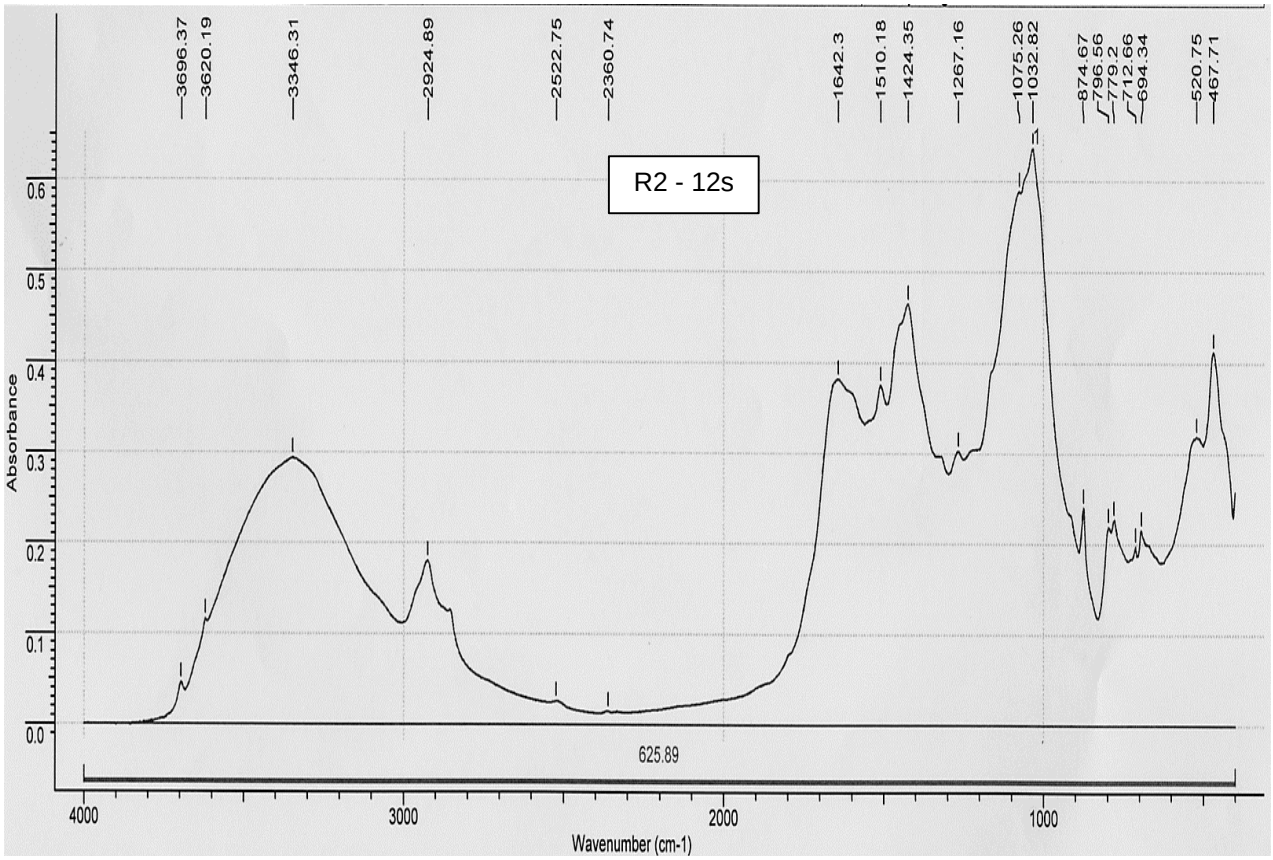

3377.17
2930.68
1737.77
1638.44
1384.81
1256.56
1101.29
1058.86
920.96
867.92
Biodéchets
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

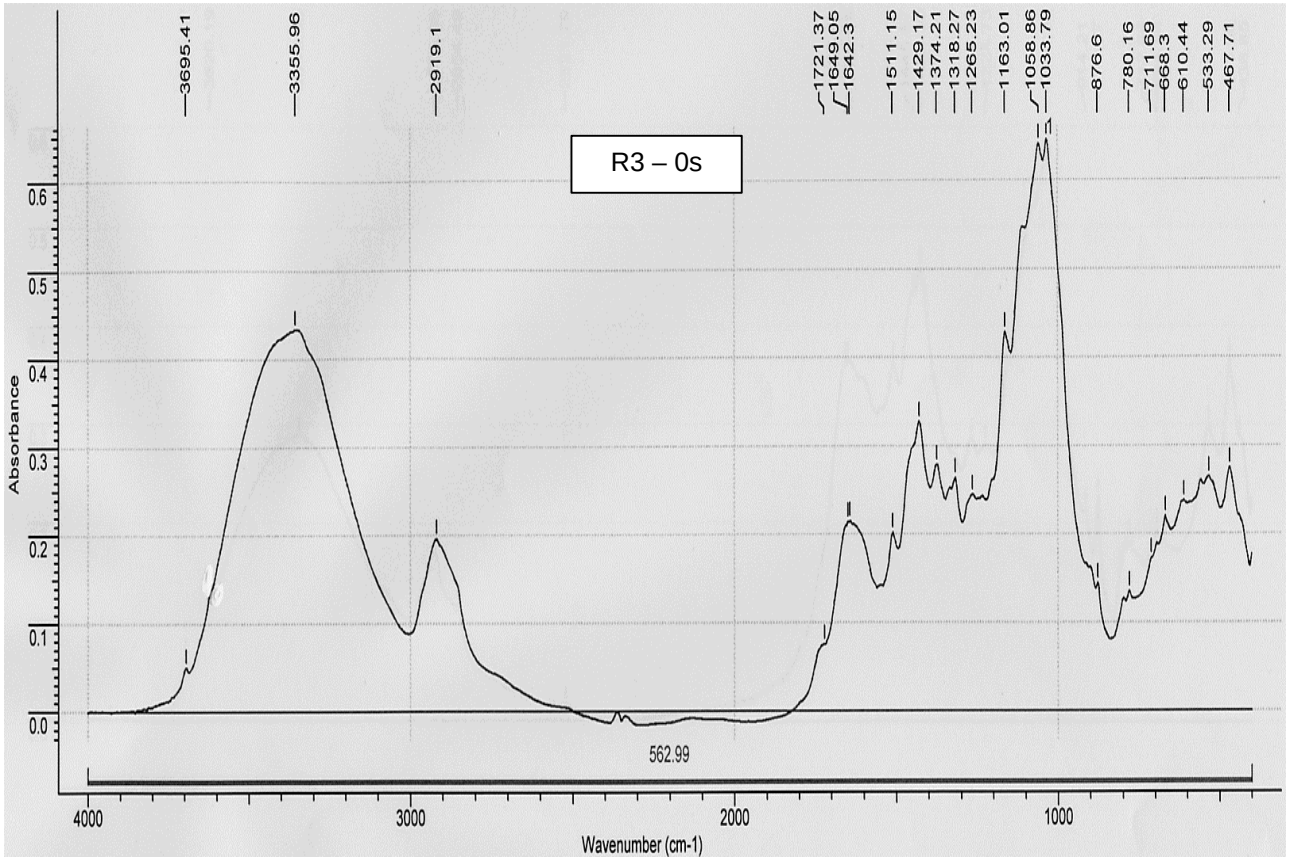

3695.41
3619.23
3345.35
2902.71
2521.79
1733.91
1635.55
1605.65
1430.14
1374.21
1319.24
1163.01
1112.87
1058.86
1033.79
912.28
876.6
811.99
668.3
Papiers-cartons
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

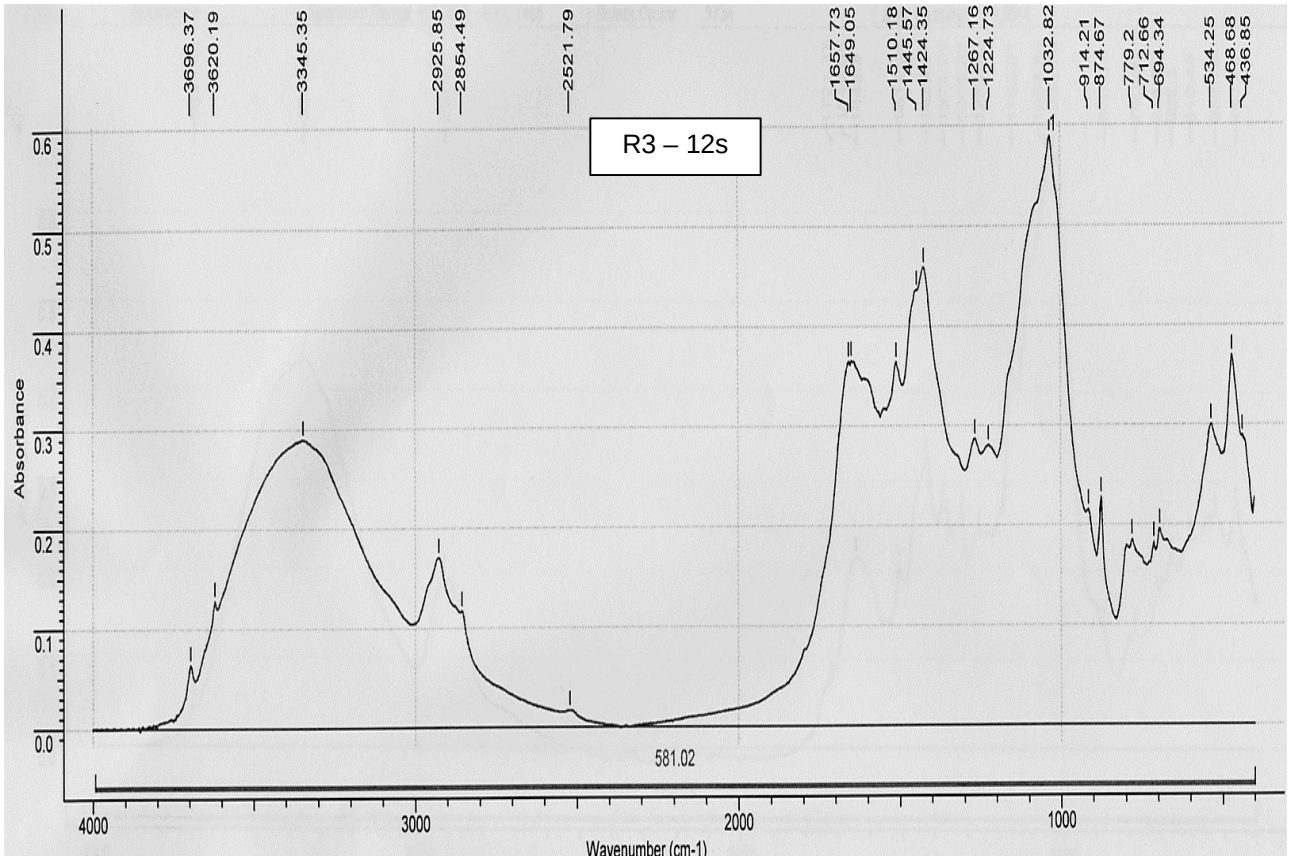

3853.56
3744.59
3360.78
2922
2852.56
2520.83
2361.71
1652.91
1559.36
1515.97
1507.29
1428.21
1318.27
1079.11
1035.72
875.63
796.56
780.16
712.66
694.34
668.3
516.89
465.78
R1 - 0s
Absorbance
600.95
Wavenumber (cm-1)

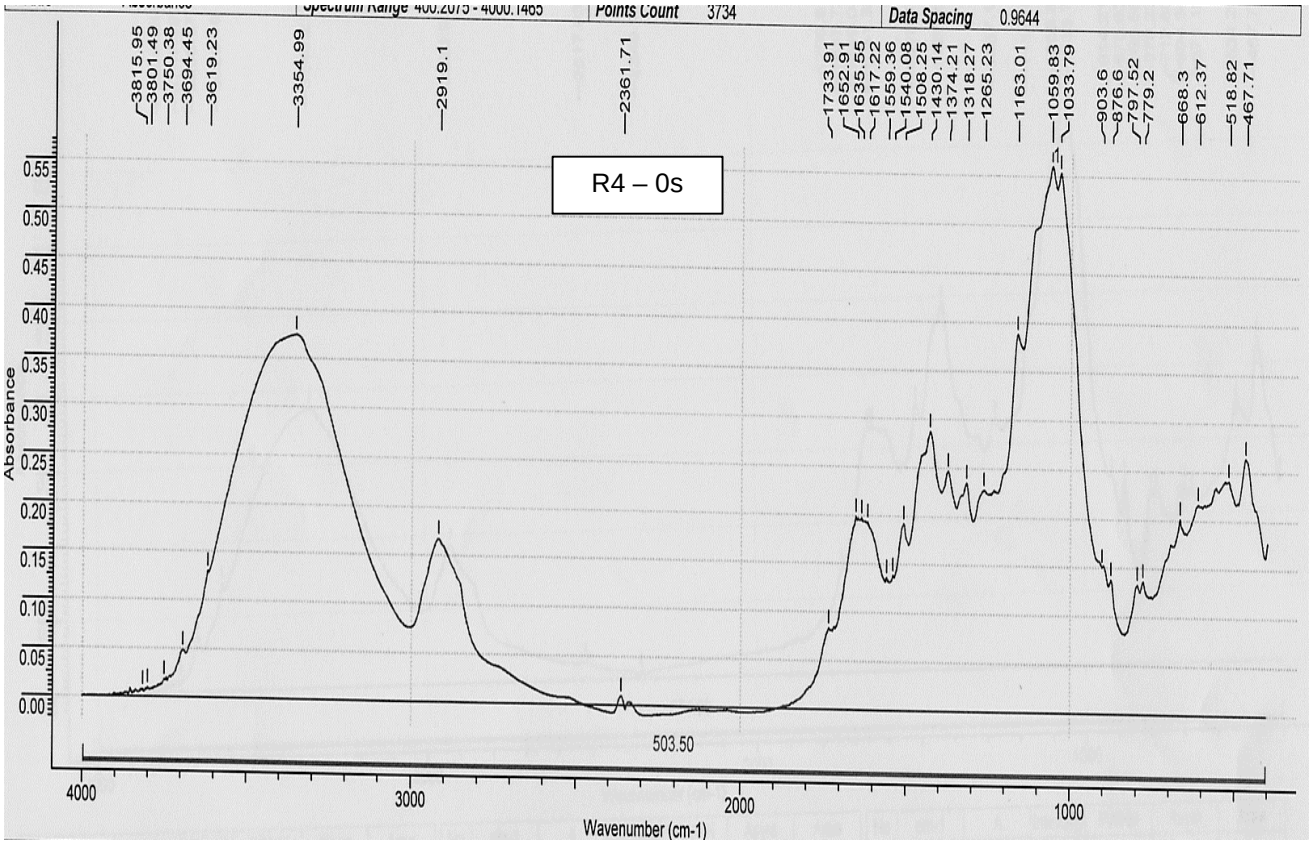

3337.63
2923.93
2852.56
2517.93
2361.71
1642.3
1427.25
1318.27
1163.01
1081.04
1046.33
874.67
796.56
779.2
713.62
694.34
668.3
514
460.96
R1 - 12s
Absorbance
757.49
Wavenumber (cm-1)

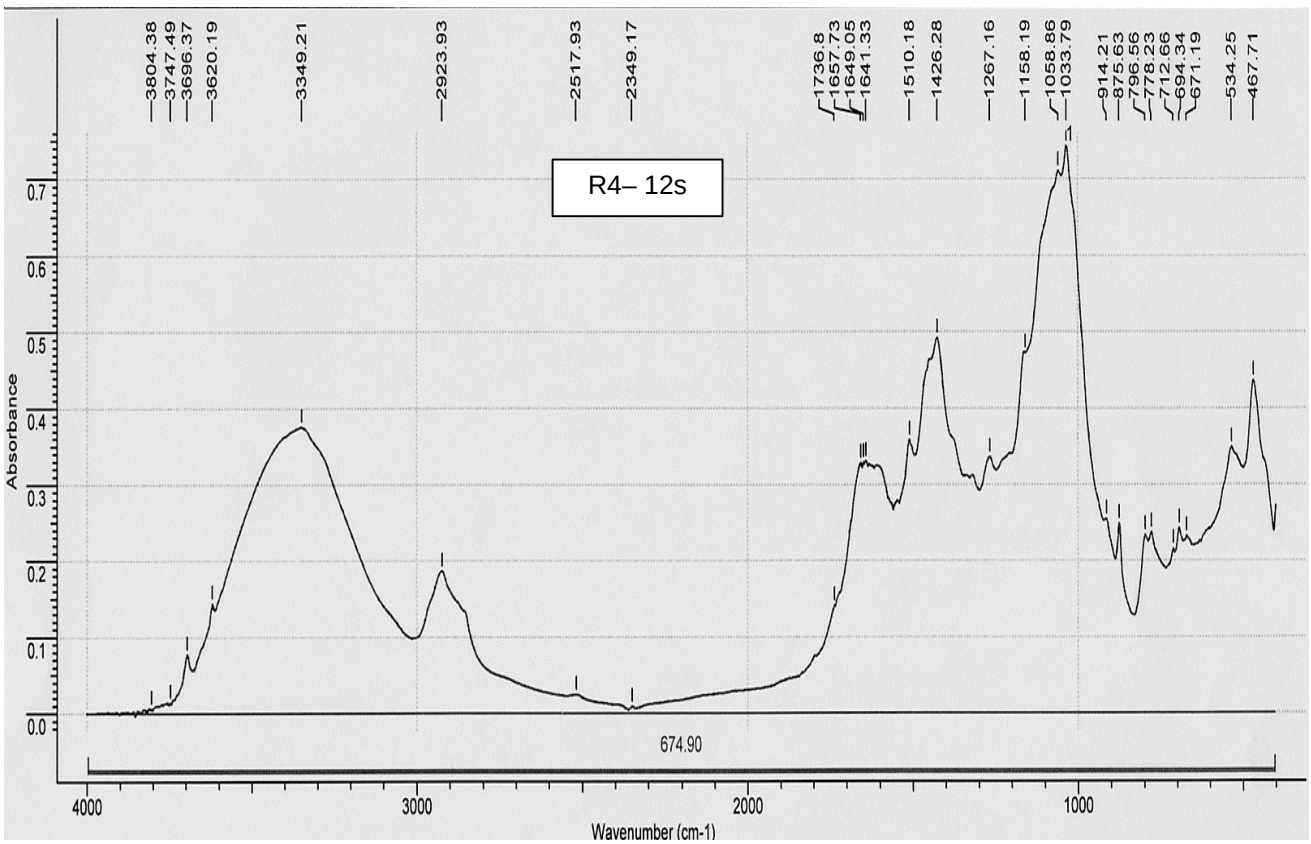

R2 - 0s
3696.37
3345.35
2923.93
2337.6
1641.33
1626.87
1514.04
1426.28
1376.14
1318.27
1263.31
1234.38
1163.01
1080.08
1035.72
913.24
879.49
798.49
780.16
695.3
667.33
588.26
517.86
463.85
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

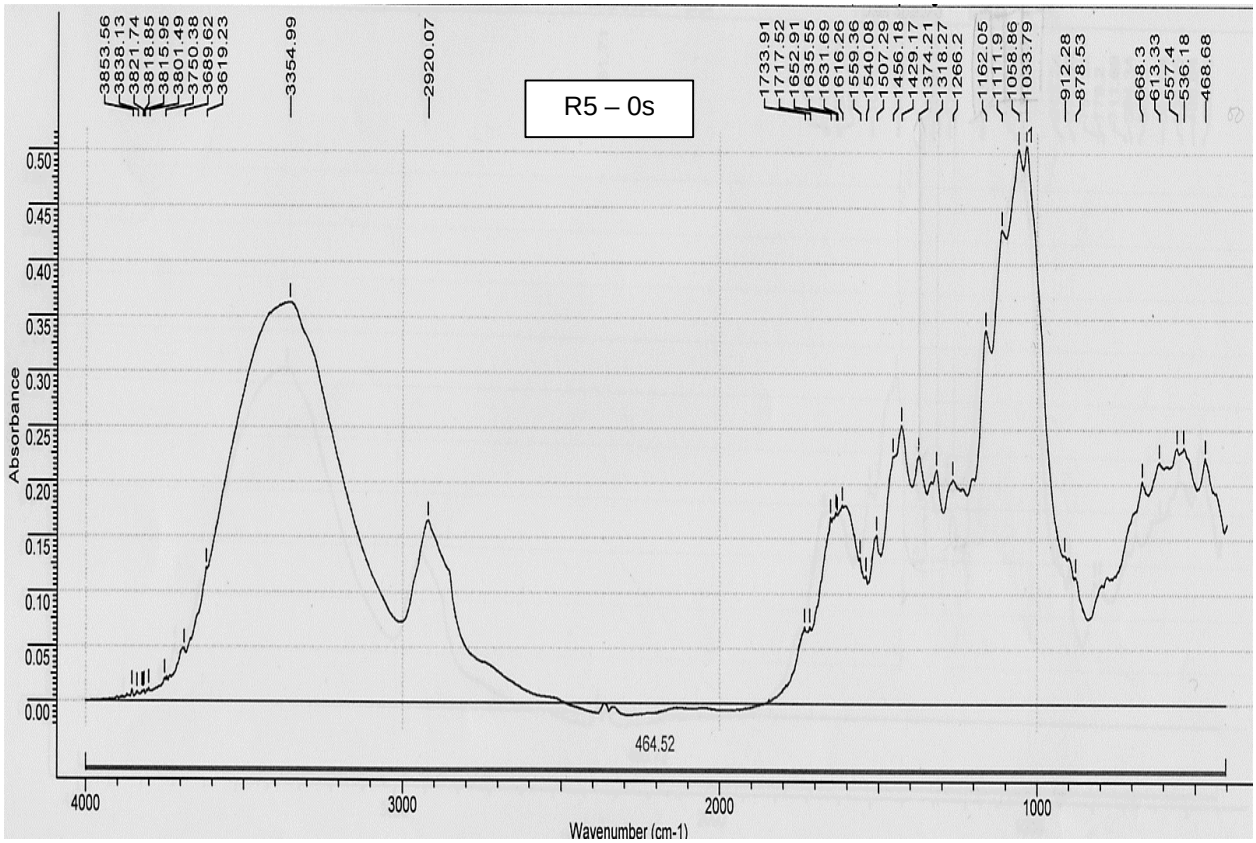

R2 - 12s
3696.37
3620.19
3346.31
2924.89
2522.75
2360.74
1642.3
1510.18
1424.35
1267.16
1075.26
1032.82
874.67
796.56
779.2
712.66
694.34
520.75
467.71
625.89
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

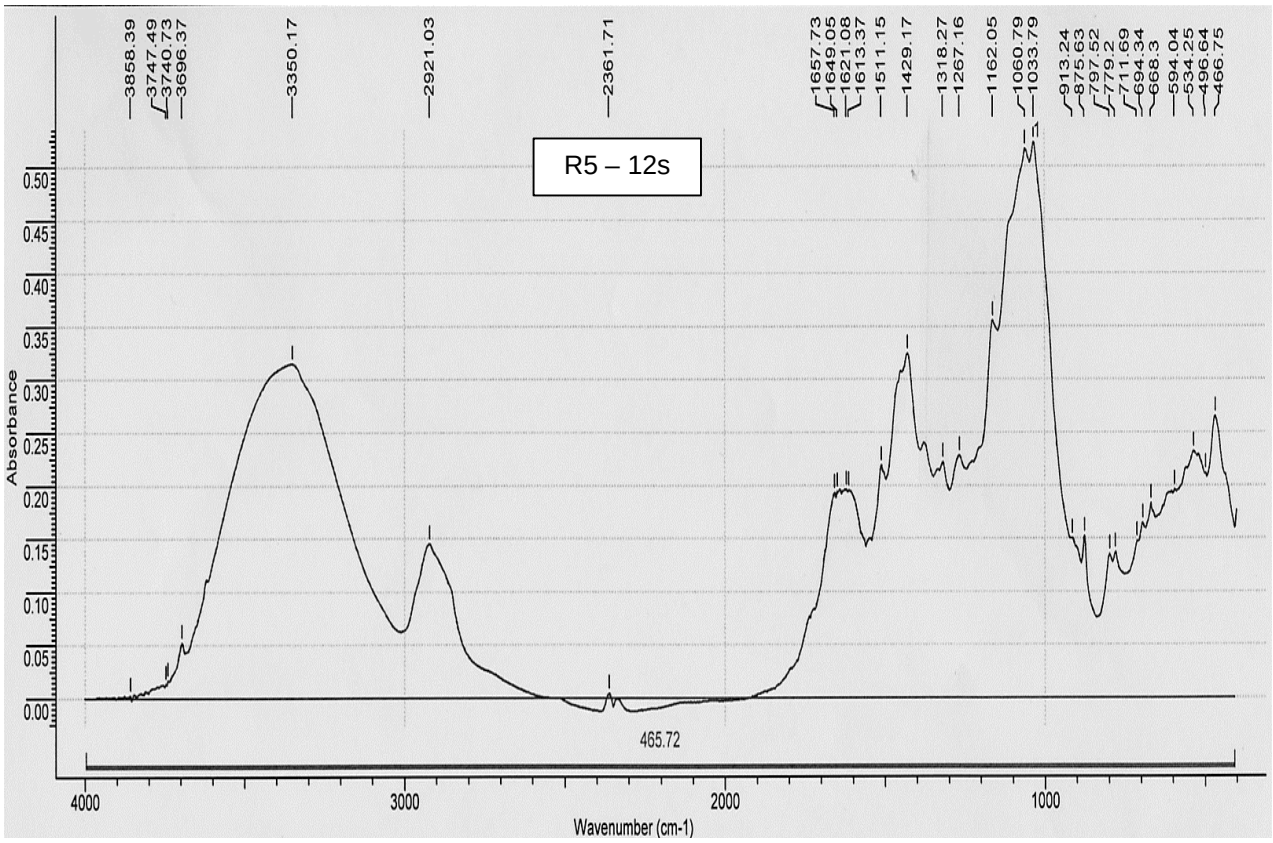

R3 – 0s
3695.41
3355.96
2919.1
1721.37
1649.05
1642.3
1511.15
1429.17
1374.21
1318.27
1265.23
1163.01
1058.86
1033.79
876.6
780.16
711.69
668.3
610.44
533.29
467.71
562.99
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

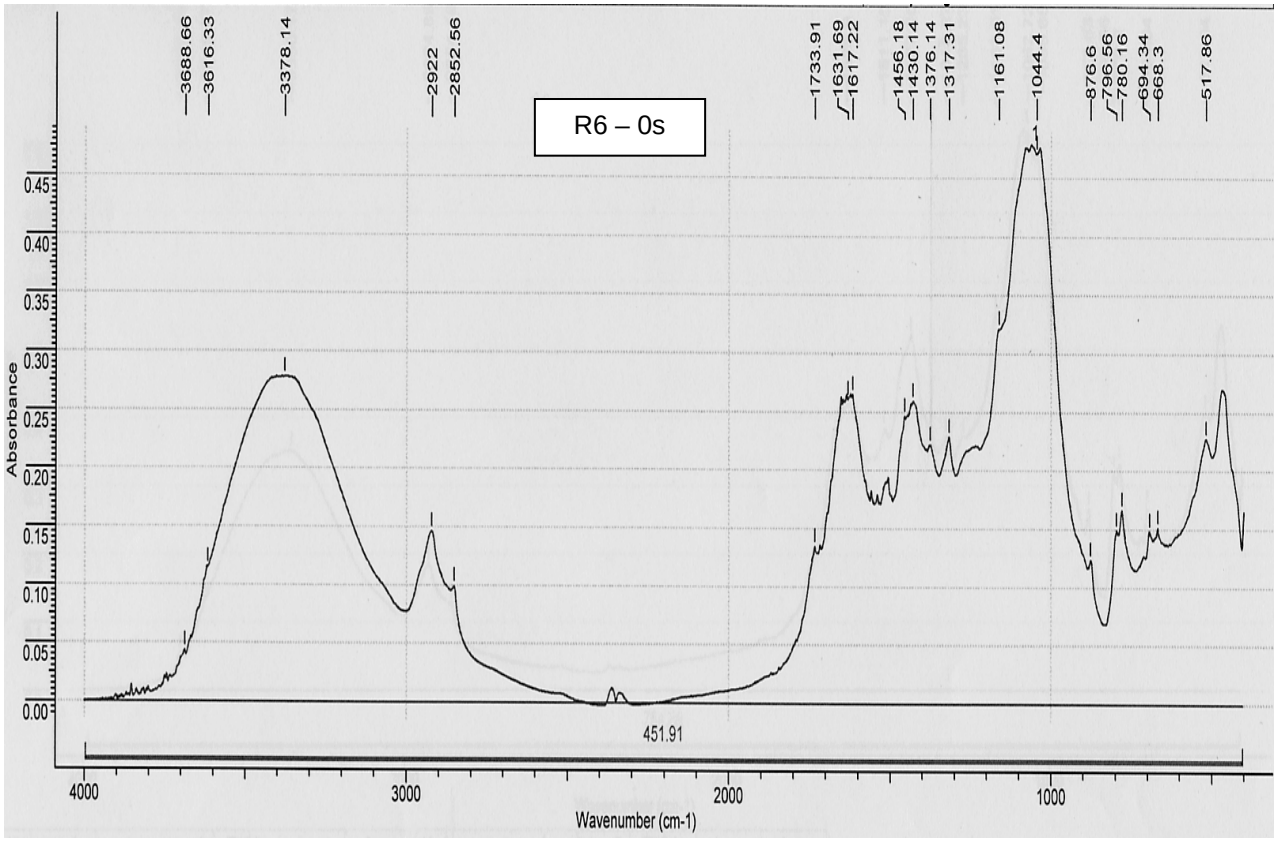

R3 – 12s
3696.37
3620.19
3345.35
2925.85
2854.49
2521.79
1657.73
1649.05
1510.18
1445.57
1424.35
1267.16
1224.73
1032.82
914.21
874.67
779.2
712.66
694.34
534.25
468.68
436.85
581.02
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

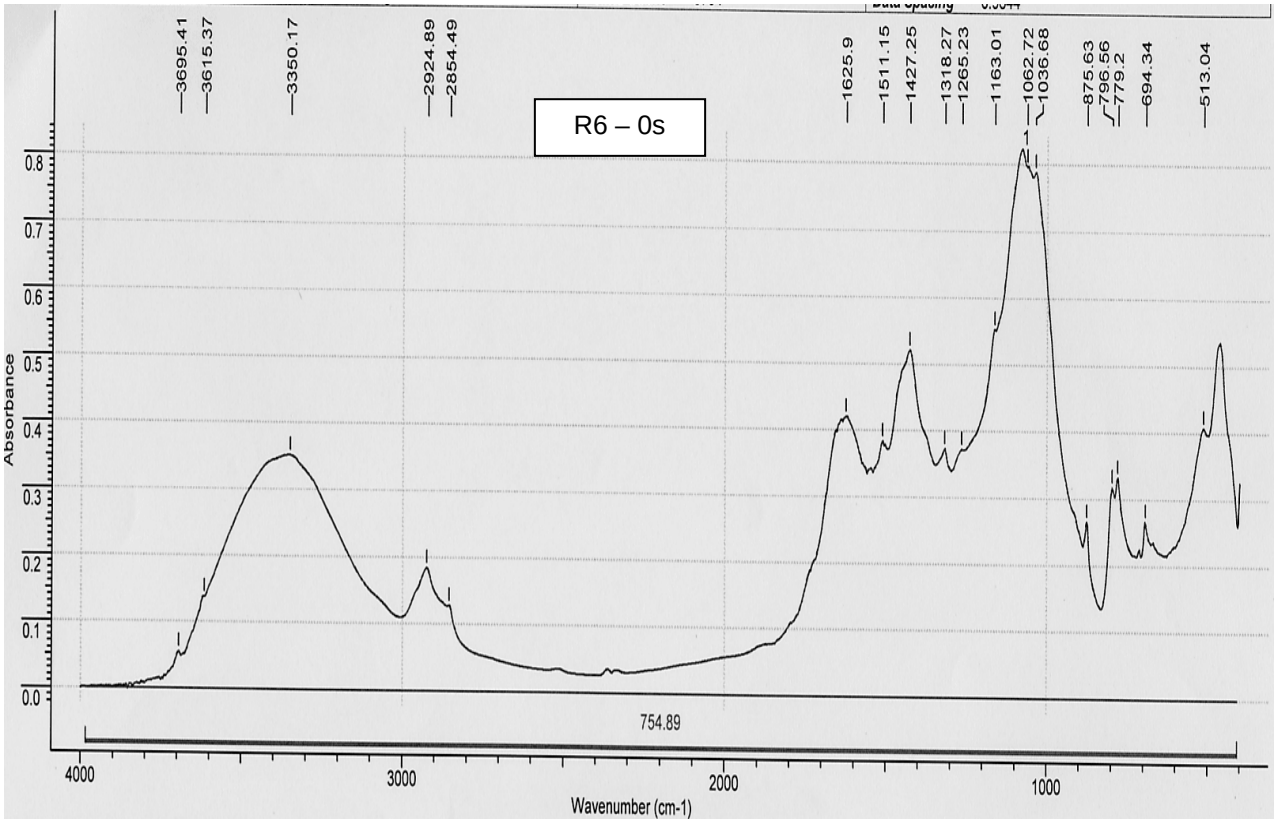

Points Count 3734
Data Spacing 0.9644
3815.95
3801.49
3750.38
3694.45
3619.23
3354.99
2919.1
2361.71
1733.91
1652.91
1635.55
1617.22
1559.36
1540.08
1508.25
1430.14
1374.21
1318.27
1265.23
1163.01
1059.83
1033.79
903.6
876.6
797.52
779.2
668.3
612.37
518.82
467.71
R4 – 0s
Absorbance
503.50
Wavenumber (cm-1)

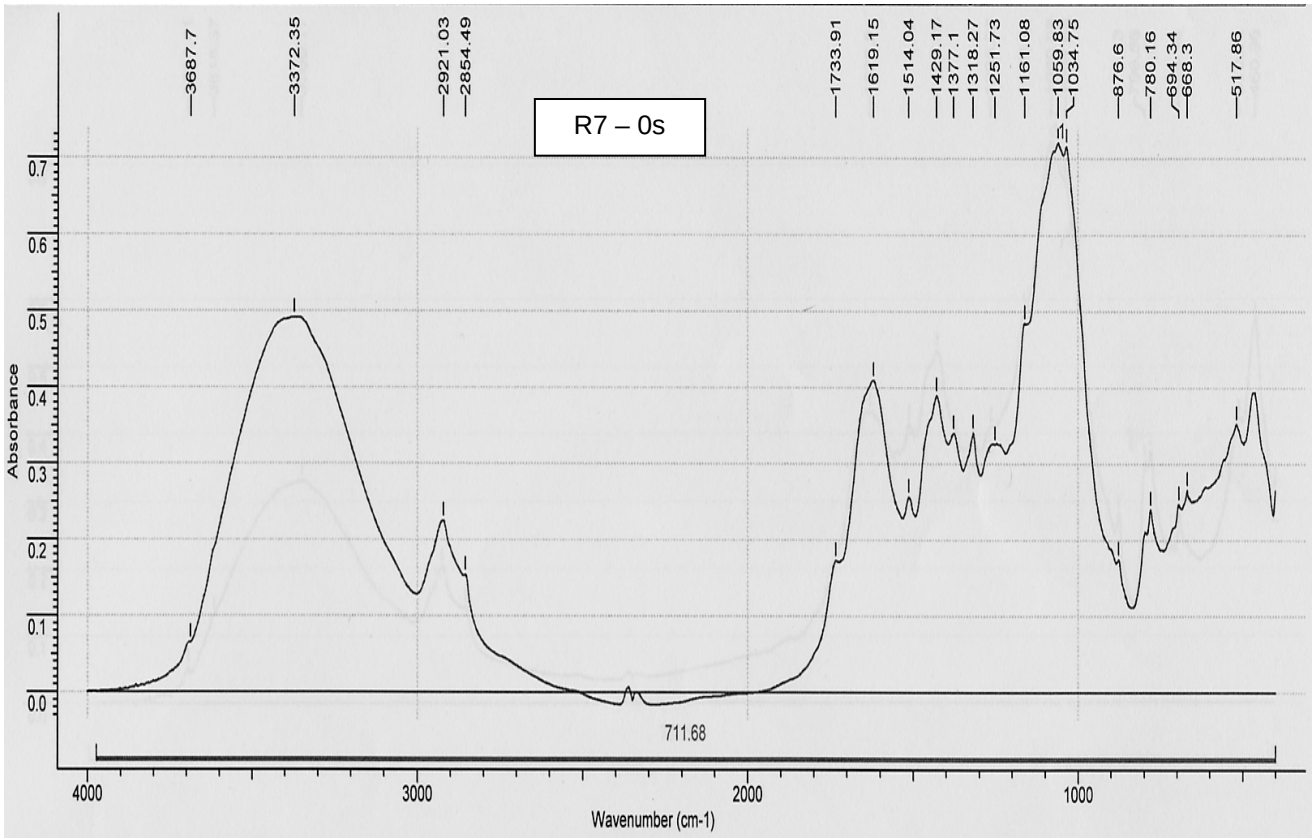

3804.38
3747.49
3696.37
3620.19
3349.21
2923.93
2517.93
2349.17
1736.8
1657.73
1649.05
1641.33
1510.18
1426.28
1267.16
1158.19
1058.86
1033.79
914.21
875.63
796.56
778.23
712.66
694.34
671.19
534.25
467.71
R4– 12s
Absorbance
674.90
Wavenumber (cm-1)

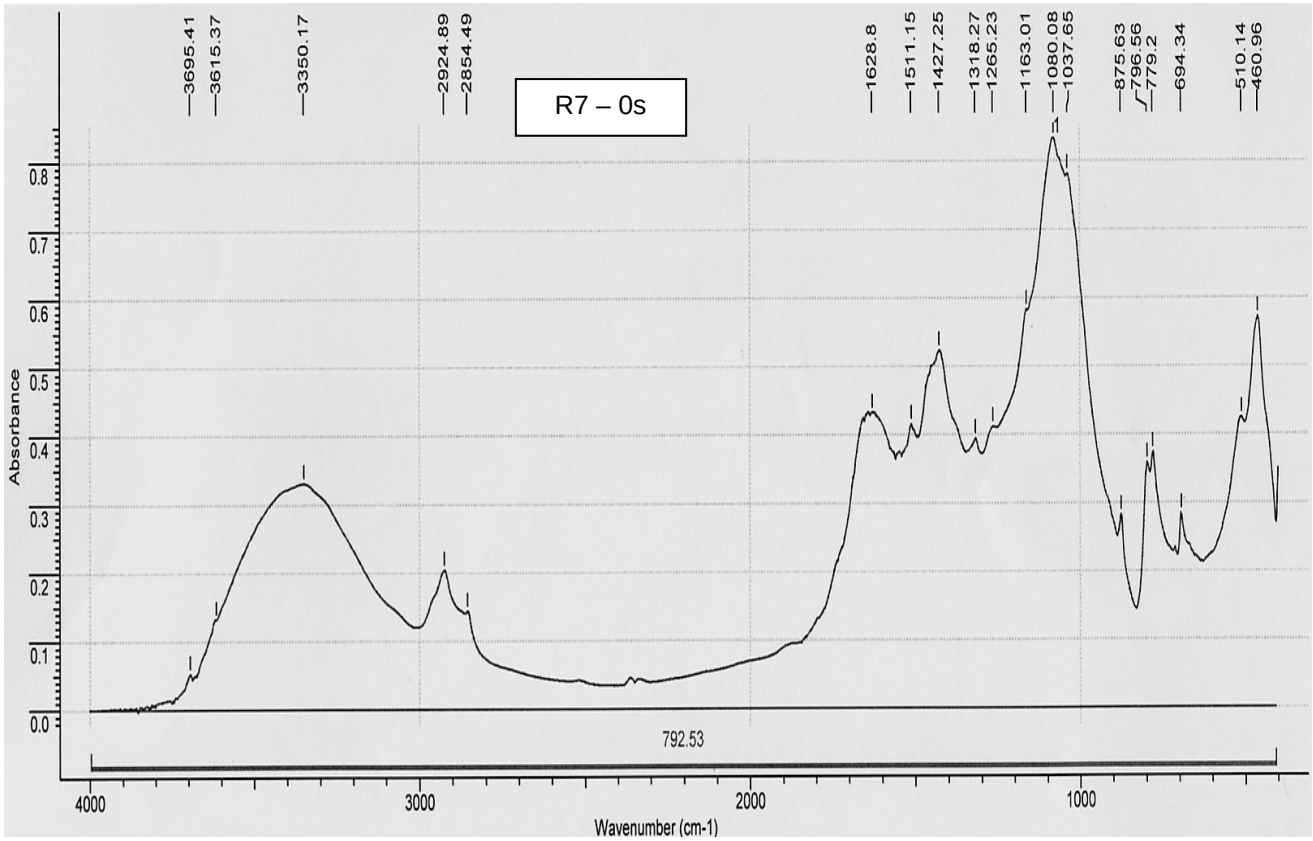

R5 – 0s
3853.56
3838.13
3821.74
3818.85
3815.95
3801.49
3750.38
3689.62
3619.23
3354.99
2920.07
1733.91
1717.52
1652.91
1635.55
1631.69
1616.26
1559.36
1540.08
1507.29
1456.18
1429.17
1374.21
1318.27
1266.2
1162.05
1111.9
1058.86
1033.79
912.28
878.53
668.3
613.33
557.4
536.18
468.68
Absorbance
0.50
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
464.52
4000
3000
2000
1000
Wavenumber (cm-1)

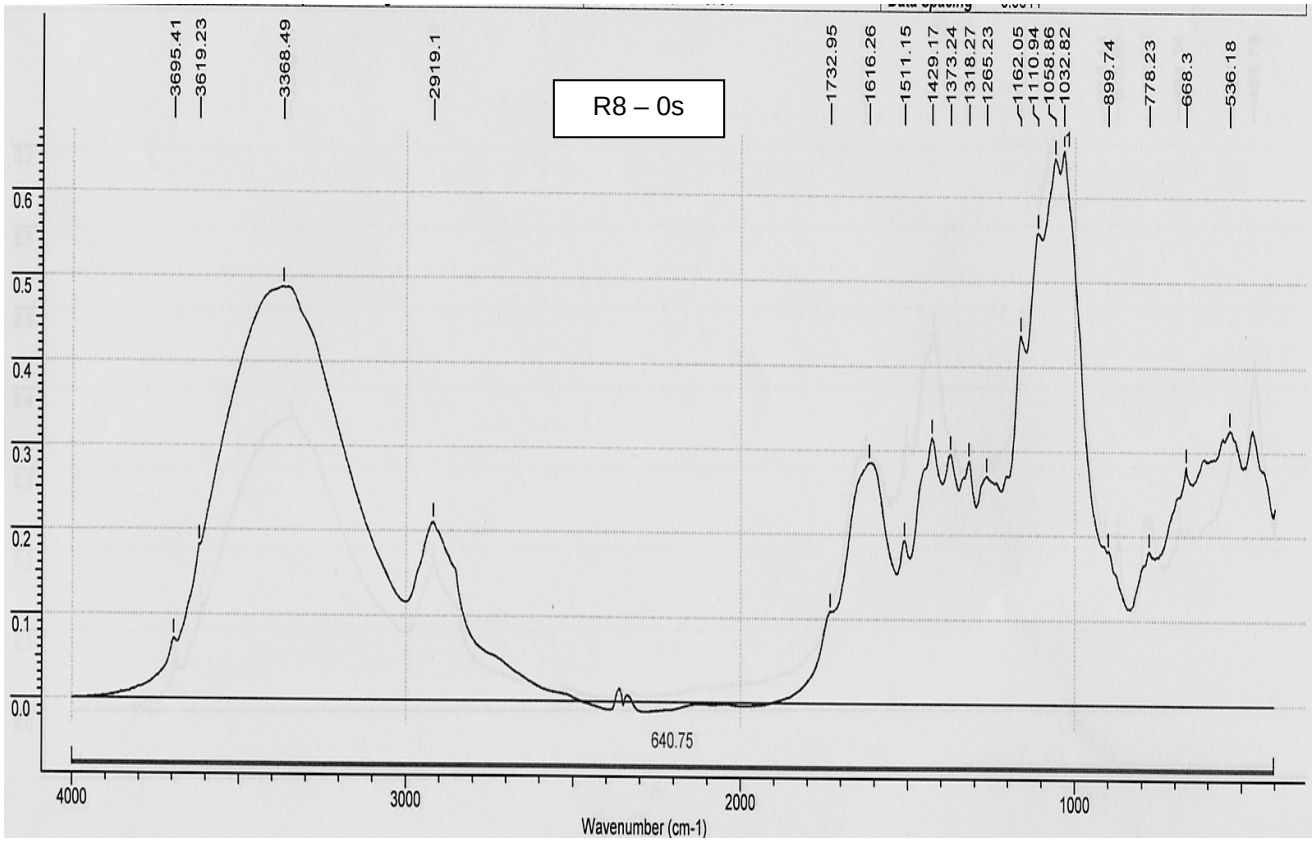

R5 – 12s
3858.39
3747.49
3740.73
3696.37
3350.17
2921.03
2361.71
1657.73
1649.05
1621.08
1613.37
1511.15
1429.17
1318.27
1267.16
1162.05
1060.79
1033.79
913.24
875.63
797.52
779.2
711.69
694.34
668.3
594.04
534.25
496.64
466.75
Absorbance
0.50
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
465.72
4000
3000
2000
1000
Wavenumber (cm-1)

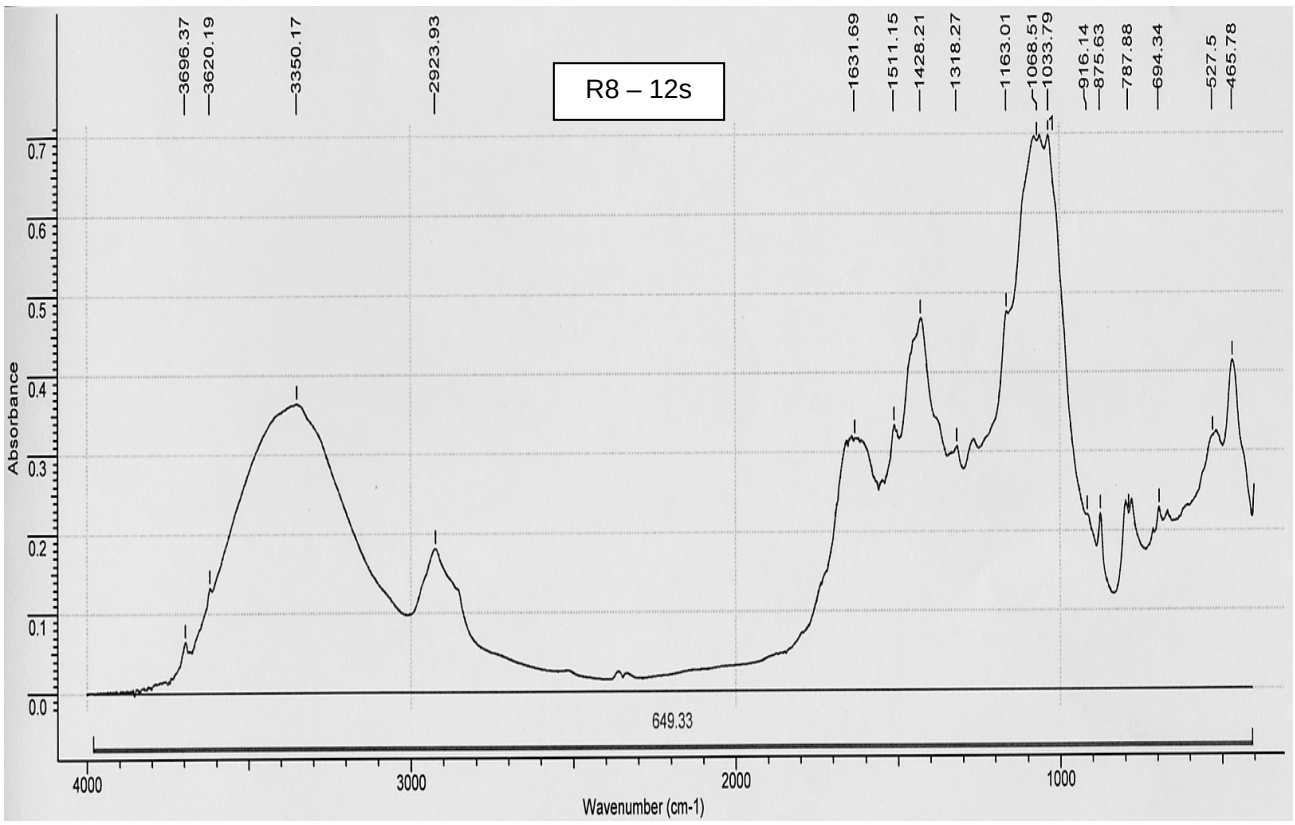

R6 – 0s
3688.66
3616.33
3378.14
2922
2852.56
1733.91
1631.69
1617.22
1456.18
1430.14
1376.14
1317.31
1161.08
1044.4
876.6
796.56
780.16
694.34
668.3
517.86
Absorbance
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.20
0.15
0.10
0.05
0.00
451.91
4000
3000
2000
1000
Wavenumber (cm-1)

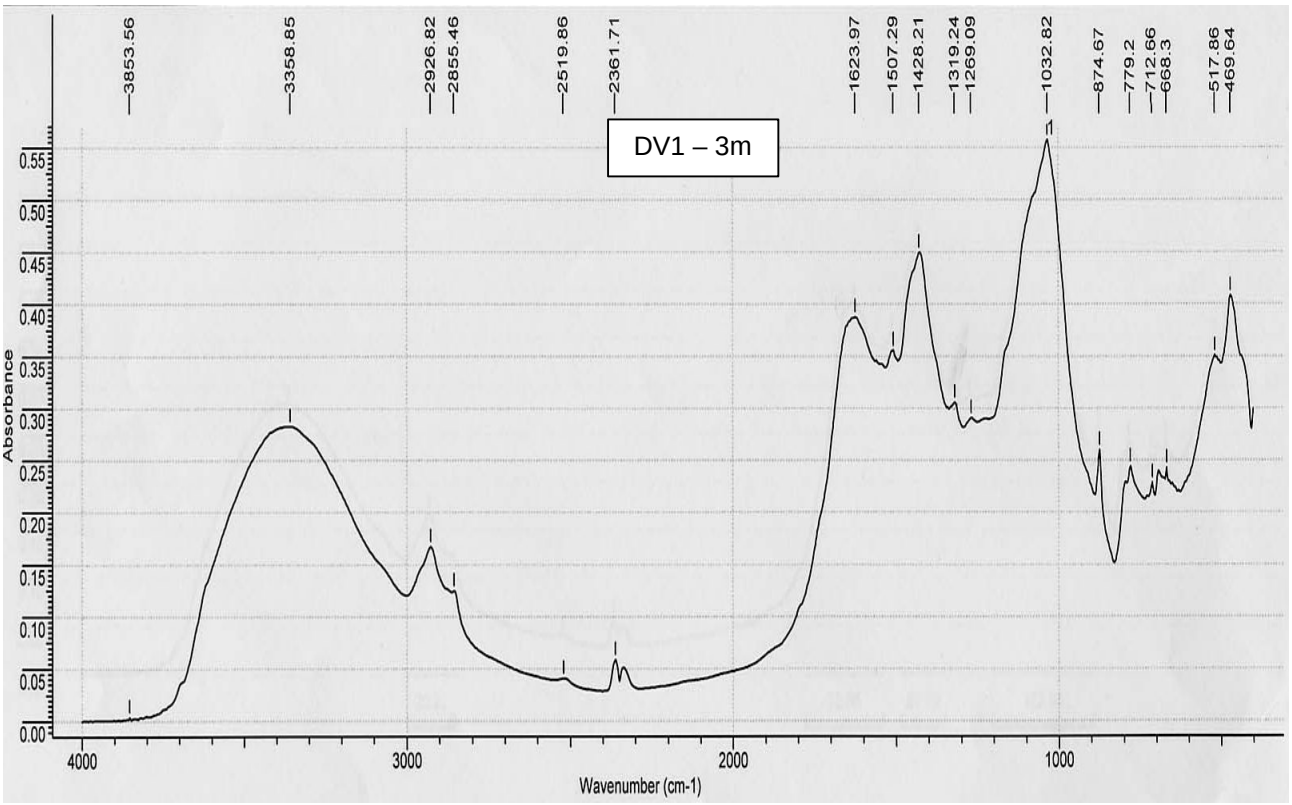

R6 – 0s
3695.41
3615.37
3350.17
2924.89
2854.49
1625.9
1511.15
1427.25
1318.27
1265.23
1163.01
1062.72
1036.68
875.63
796.56
779.2
694.34
513.04
Absorbance
0.8
0.7
0.6
0.5
0.4
0.3
0.2
0.1
0.0
754.89
4000
3000
2000
1000
Wavenumber (cm-1)

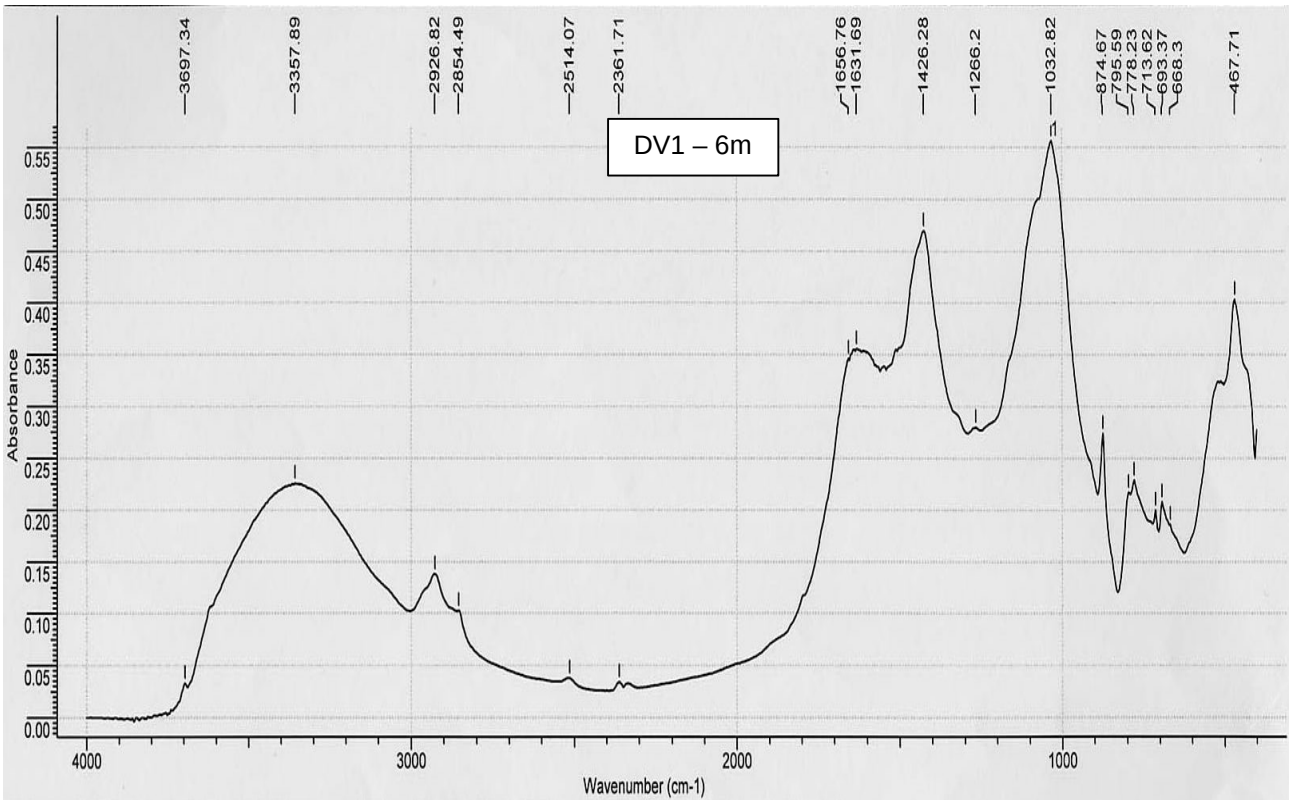

R7 – 0s
3687.7
3372.35
2921.03
2854.49
1733.91
1619.15
1514.04
1429.17
1377.1
1318.27
1251.73
1161.08
1059.83
1034.75
876.6
780.16
694.34
668.3
517.86
Absorbance
711.68
Wavenumber (cm-1)

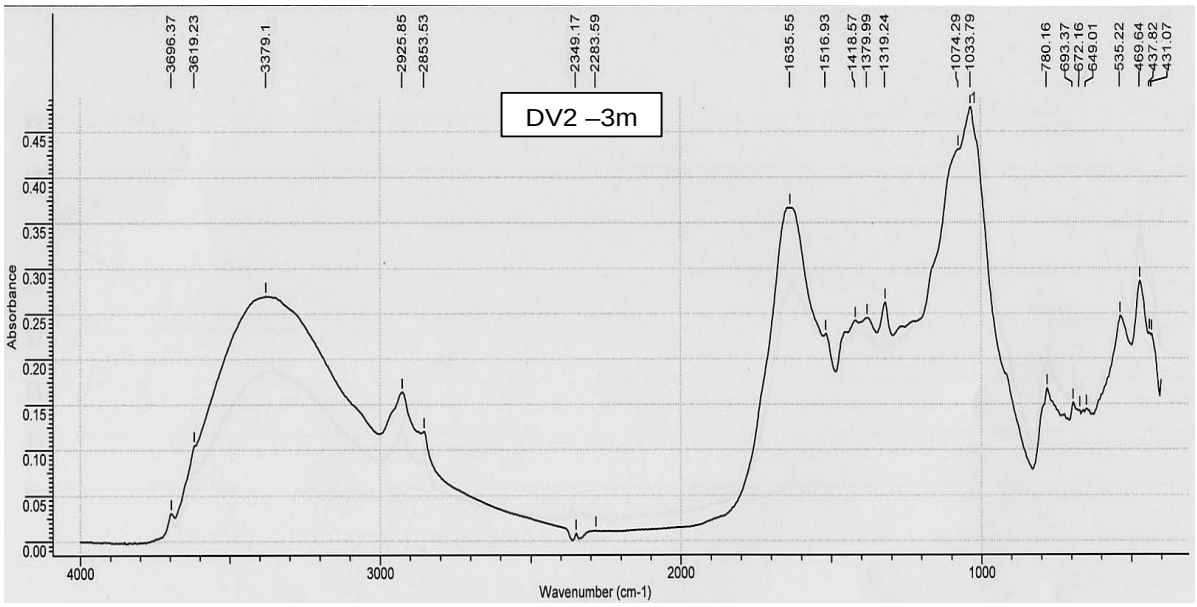

R7 – 0s
3695.41
3615.37
3350.17
2924.89
2854.49
1628.8
1511.15
1427.25
1318.27
1265.23
1163.01
1080.08
1037.65
875.63
796.56
779.2
694.34
510.14
460.96
Absorbance
792.53
Wavenumber (cm-1)

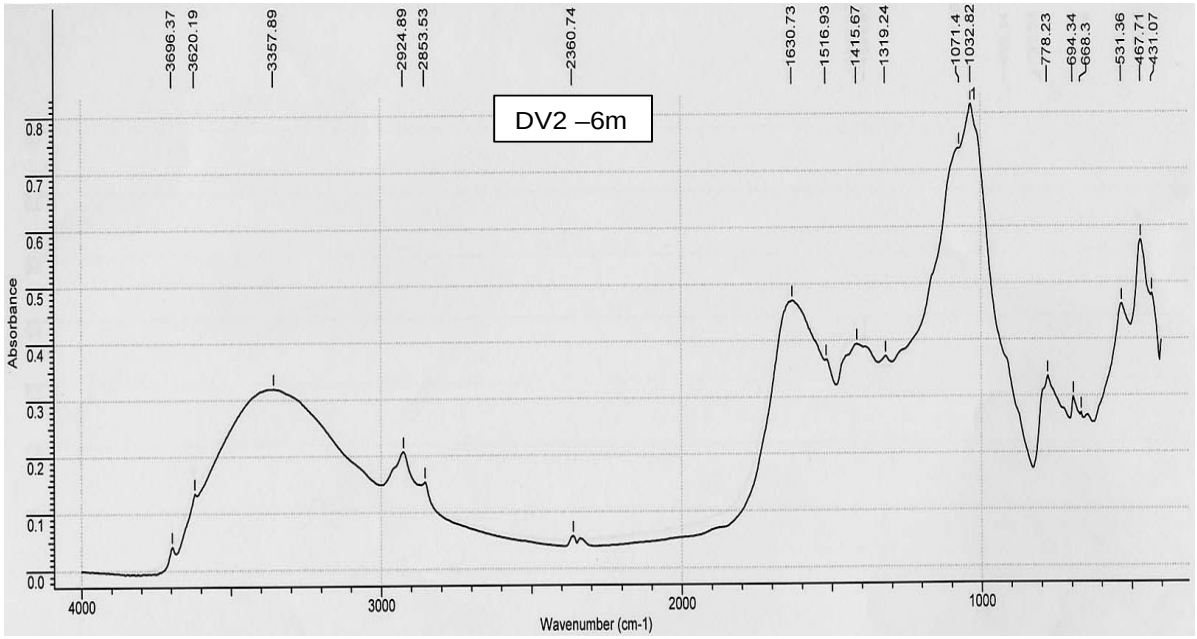

R8 – 0s
3695.41
3619.23
3368.49
2919.1
1732.95
1616.26
1511.15
1429.17
1373.24
1318.27
1265.23
1162.05
1110.94
1058.86
1032.82
899.74
778.23
668.3
536.18
640.75
Wavenumber (cm-1)

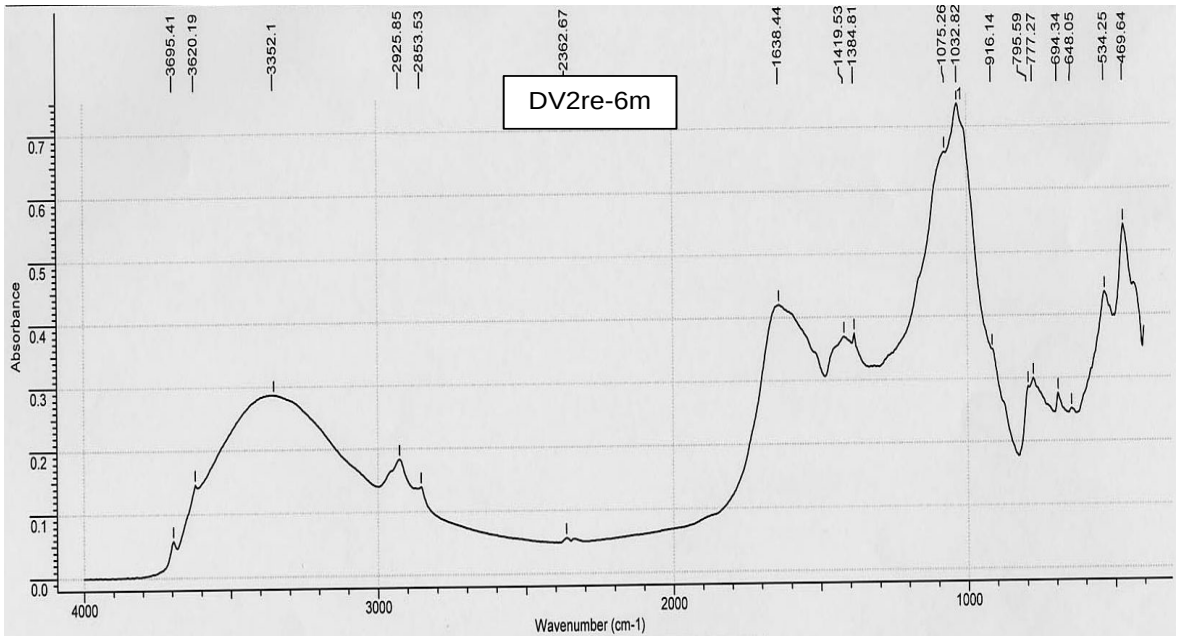

R8 – 12s
3696.37
3620.19
3350.17
2923.93
1631.69
1511.15
1428.21
1318.27
1163.01
1068.51
1033.79
916.14
875.63
787.88
694.34
527.5
465.78
Absorbance
649.33
Wavenumber (cm-1)

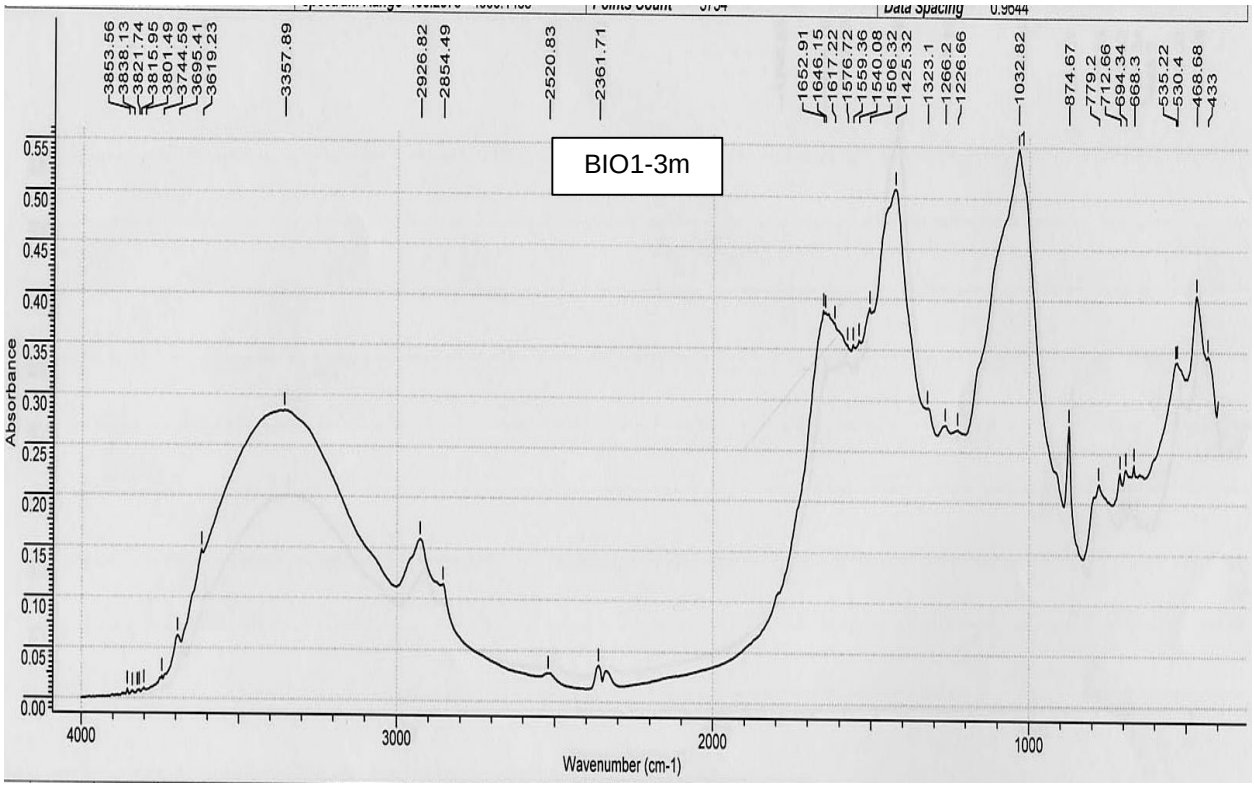

DV1 – 3m
3853.56
3358.85
2926.82
2855.46
2519.86
2361.71
1623.97
1507.29
1428.21
1319.24
1269.09
1032.82
874.67
779.2
712.66
668.3
517.86
469.64
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

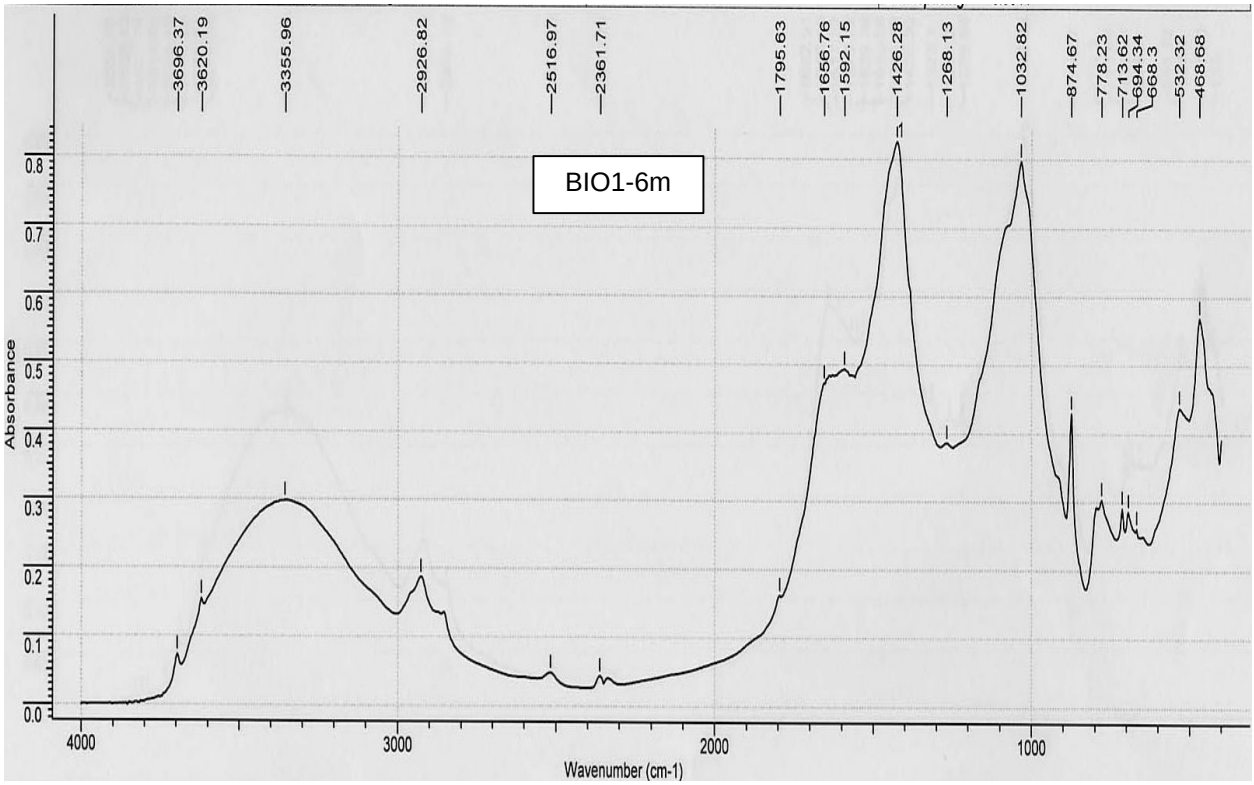

DV1 – 6m
3697.34
3357.89
2926.82
2854.49
2514.07
2361.71
1656.76
1631.69
1426.28
1266.2
1032.82
874.67
795.59
778.23
713.62
693.37
668.3
467.71
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

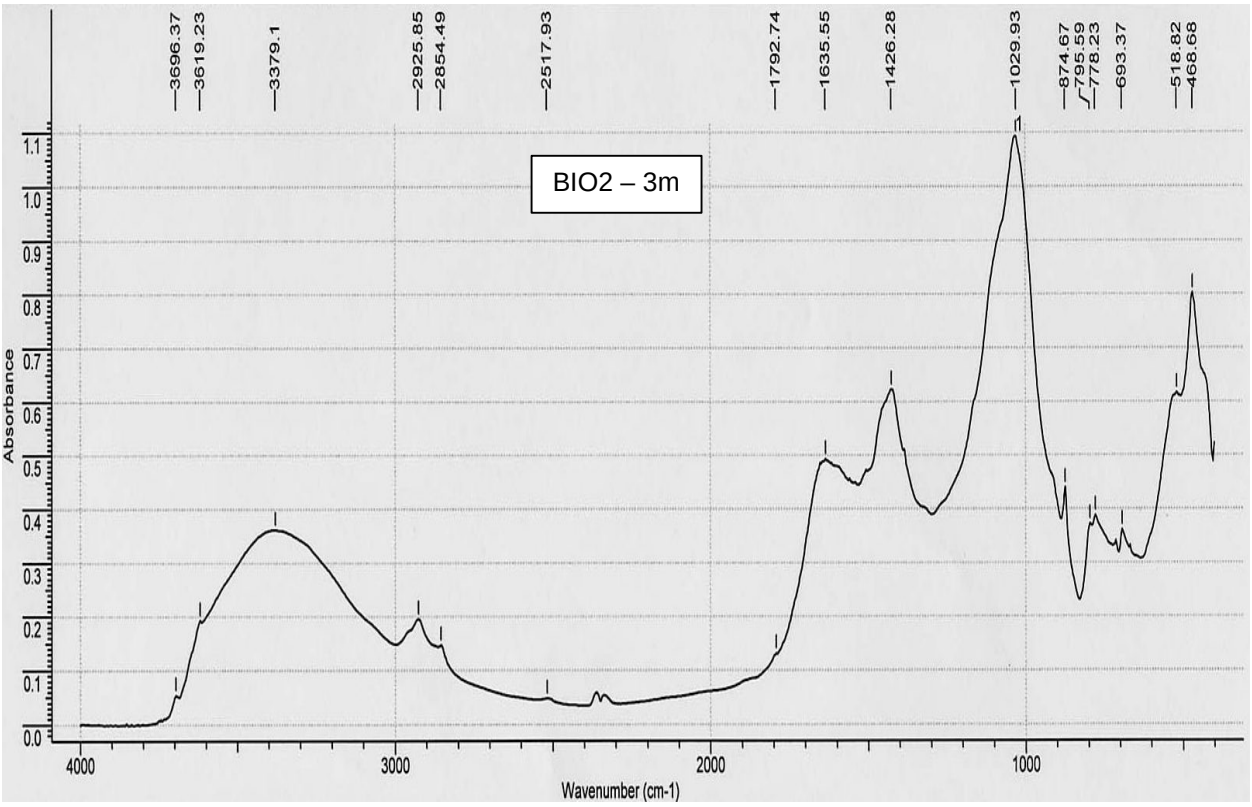

DV2 –3m
3696.37
3619.23
3379.1
2925.85
2853.53
2349.17
2283.59
1635.55
1516.93
1418.57
1379.99
1319.24
1074.29
1033.79
780.16
693.37
672.16
649.01
535.22
469.64
437.82
431.07
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

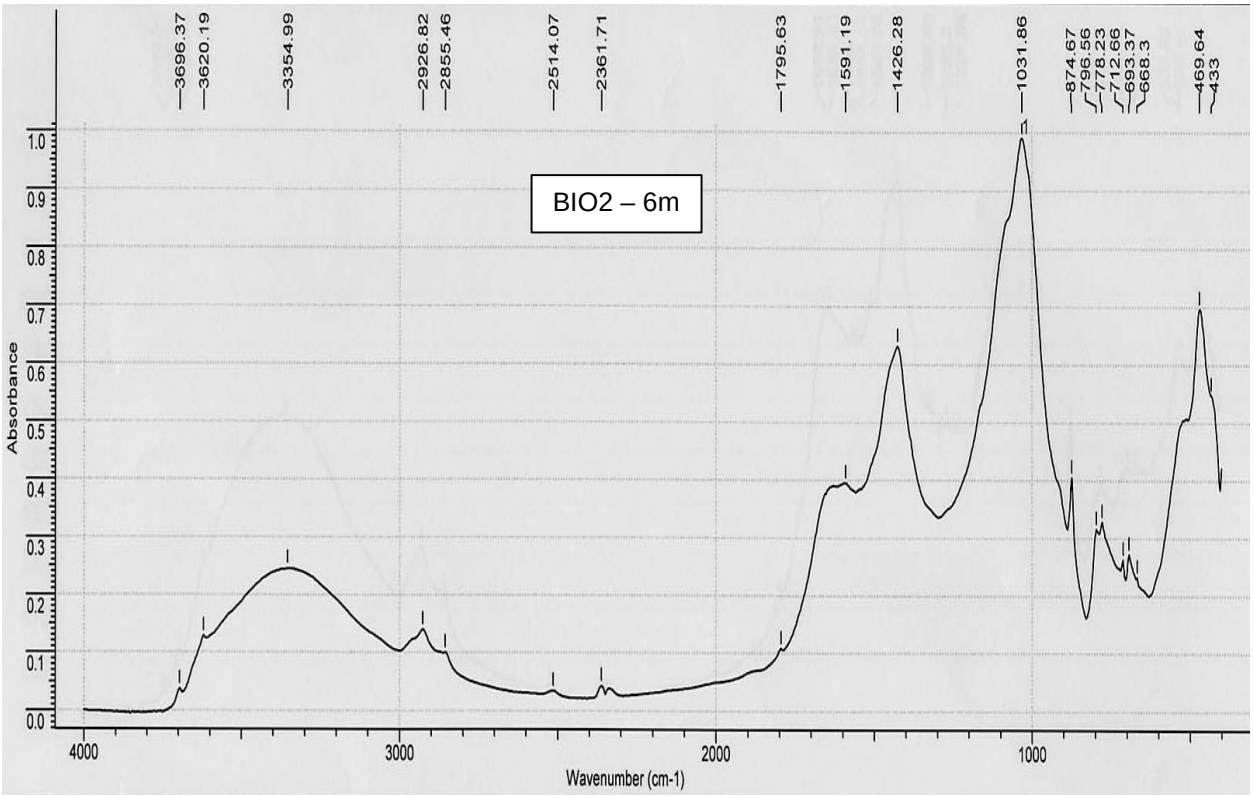

DV2 –6m
3696.37
3620.19
3357.89
2924.89
2853.53
2360.74
1630.73
1516.93
1415.67
1319.24
1071.4
1032.82
778.23
694.34
668.3
531.36
467.71
431.07
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

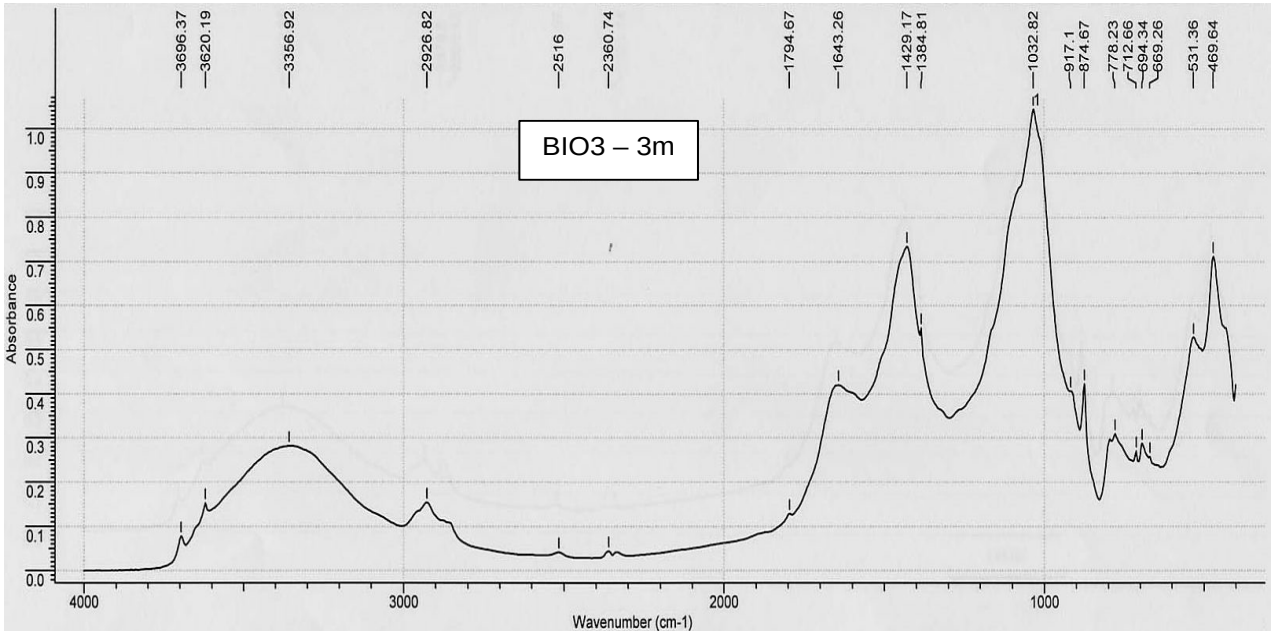

DV2re-6m
3695.41
3620.19
3352.1
2925.85
2853.53
2362.67
1638.44
1419.53
1384.81
1075.26
1032.82
916.14
795.59
777.27
694.34
648.05
534.25
469.64
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

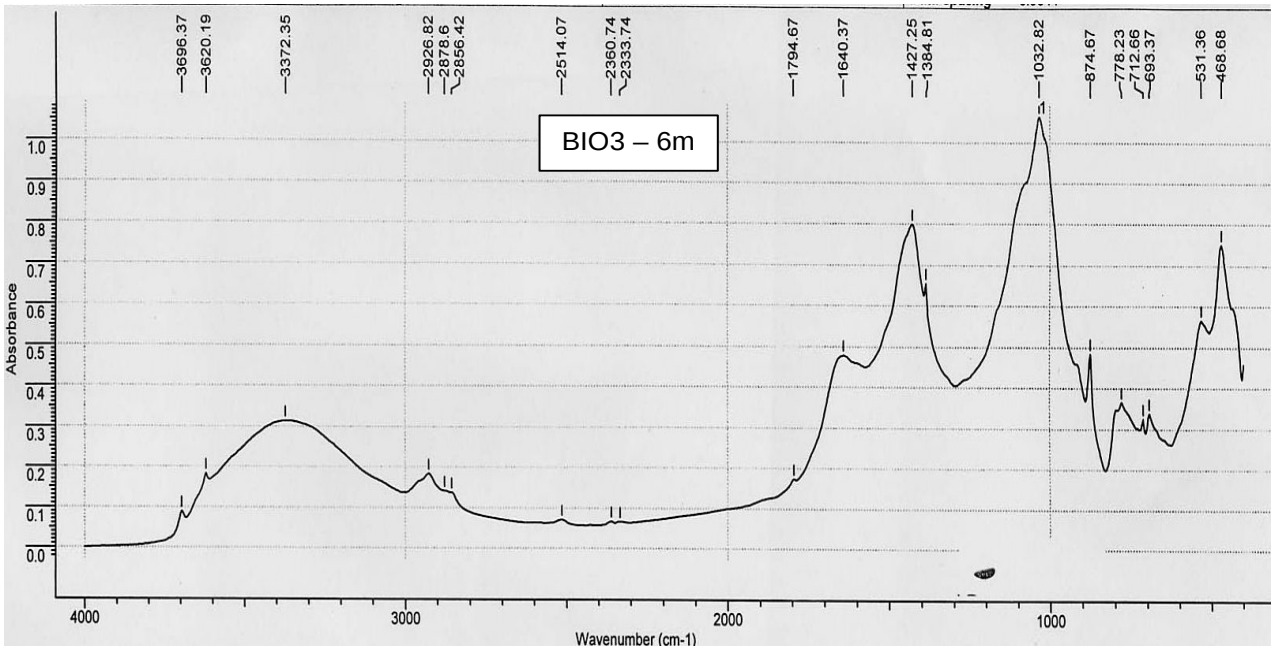

BIO1-3m
3853.56
3838.13
3821.74
3815.95
3801.49
3744.59
3695.41
3619.23
3357.89
2926.82
2854.49
2520.83
2361.71
1652.91
1646.15
1617.22
1576.72
1559.36
1540.08
1506.32
1425.32
1323.1
1266.2
1226.66
1032.82
874.67
779.2
712.66
694.34
668.3
535.22
530.4
468.68
433
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

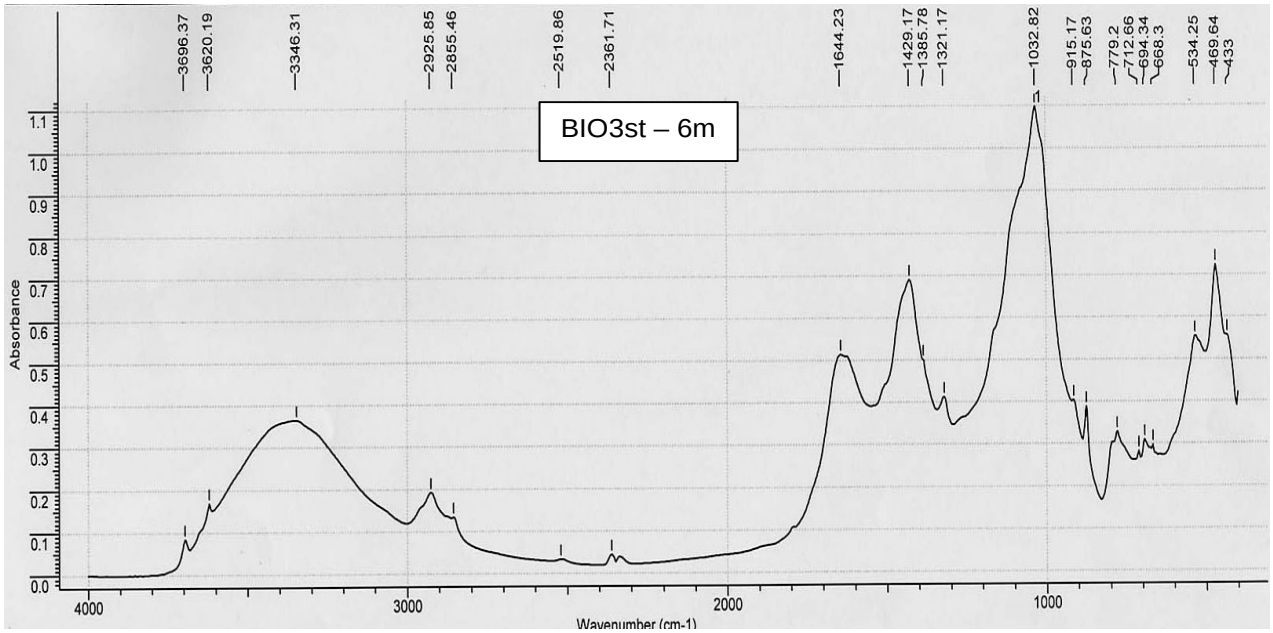

BIO1-6m
3696.37
3620.19
3355.96
2926.82
2516.97
2361.71
1795.63
1656.76
1592.15
1426.28
1268.13
1032.82
874.67
778.23
713.62
694.34
668.3
532.32
468.68
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

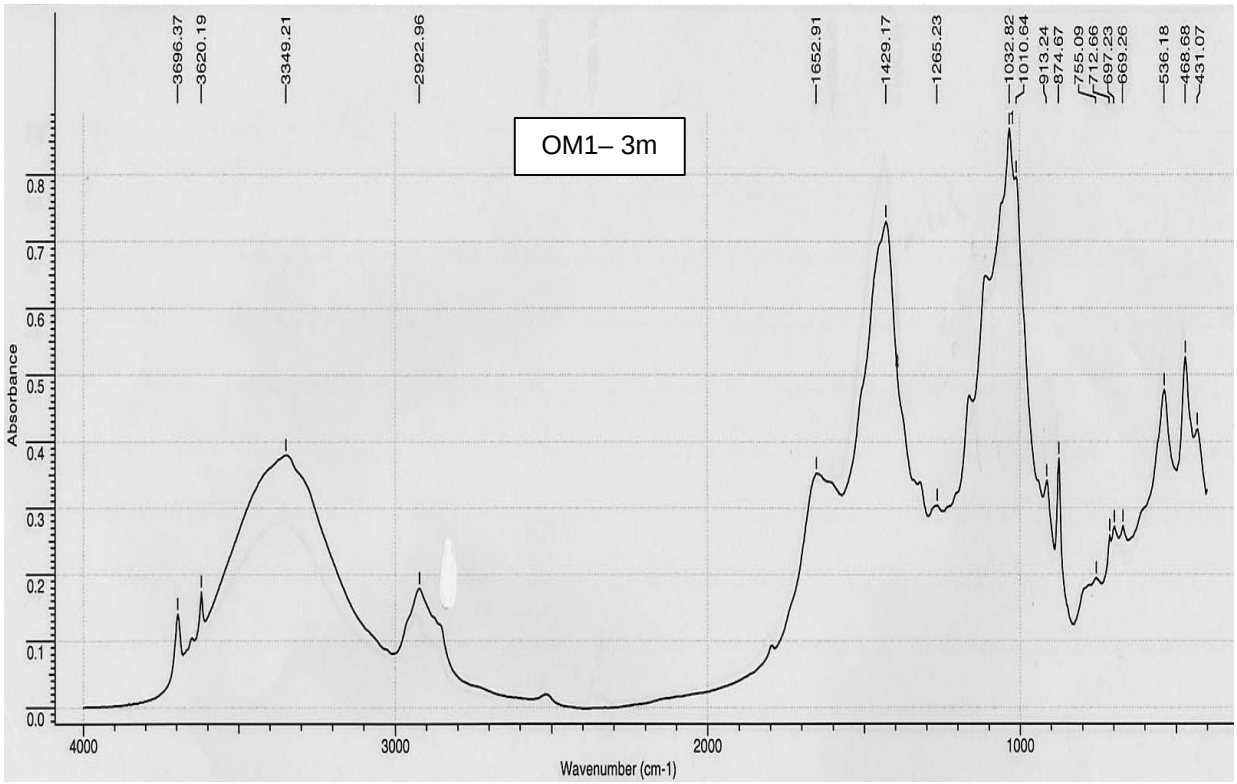

3696.37
3619.23
3379.1
2925.85
2854.49
2517.93
1792.74
1635.55
1426.28
1029.93
874.67
795.59
778.23
693.37
518.82
468.68
BIO2 – 3m
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

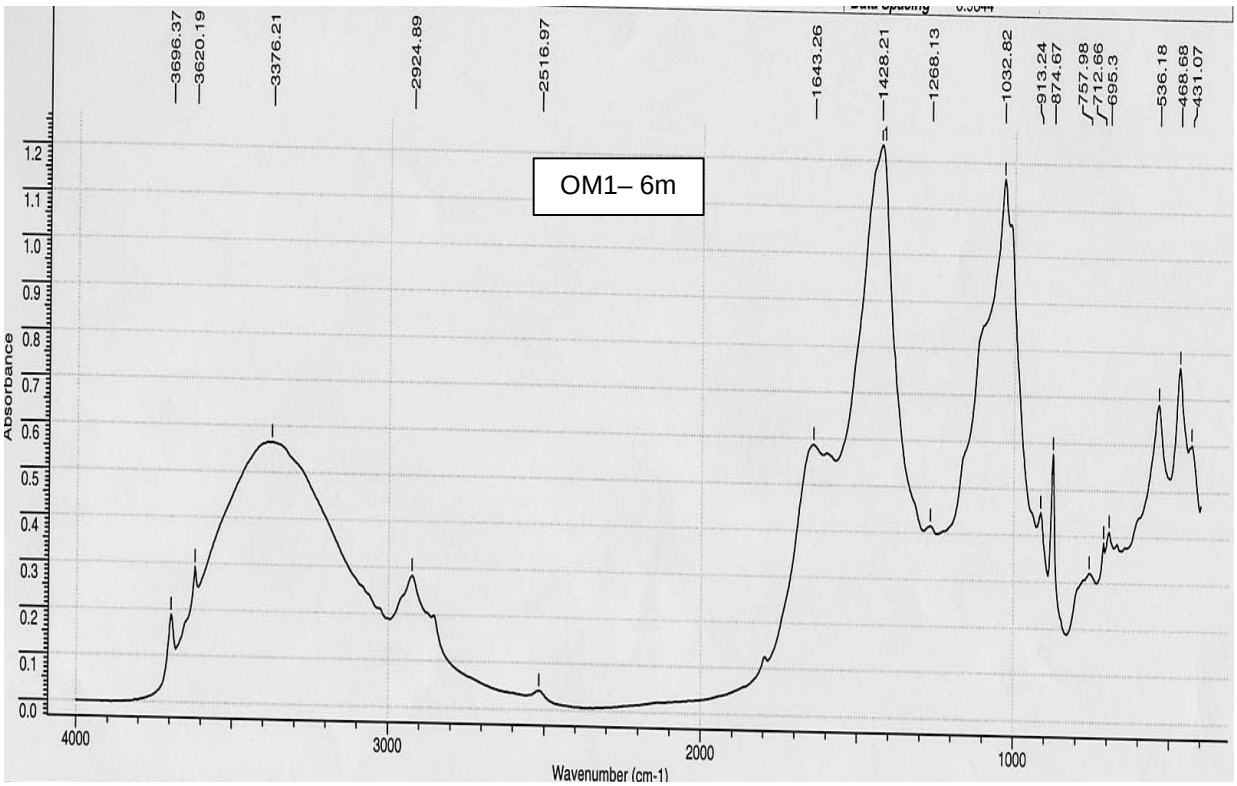

3696.37
3620.19
3354.99
2926.82
2855.46
2514.07
2361.71
1795.63
1591.19
1426.28
1031.86
874.67
796.56
778.23
712.66
693.37
668.3
469.64
433
BIO2 – 6m
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

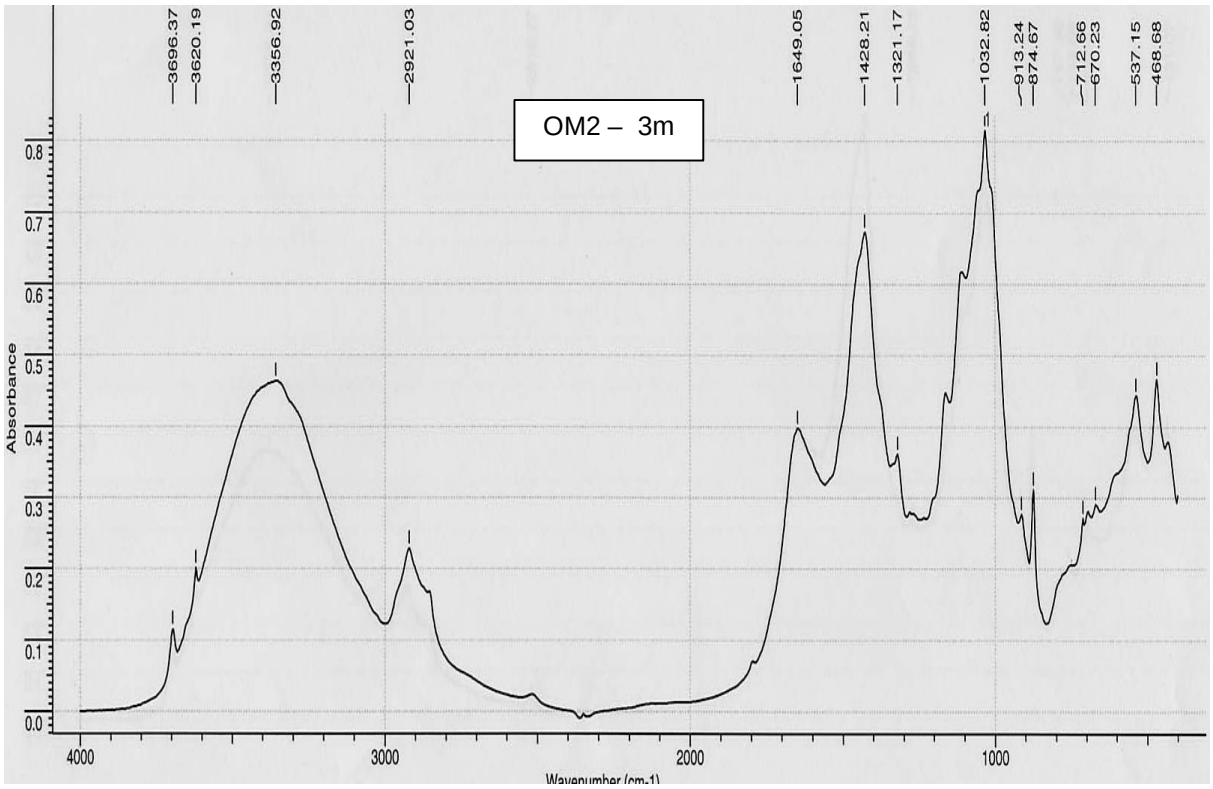

BIO3 – 3m
3696.37
3620.19
3356.92
2926.82
2516
2360.74
1794.67
1643.26
1429.17
1384.81
1032.82
917.1
874.67
778.23
712.66
694.34
669.26
531.36
469.64
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

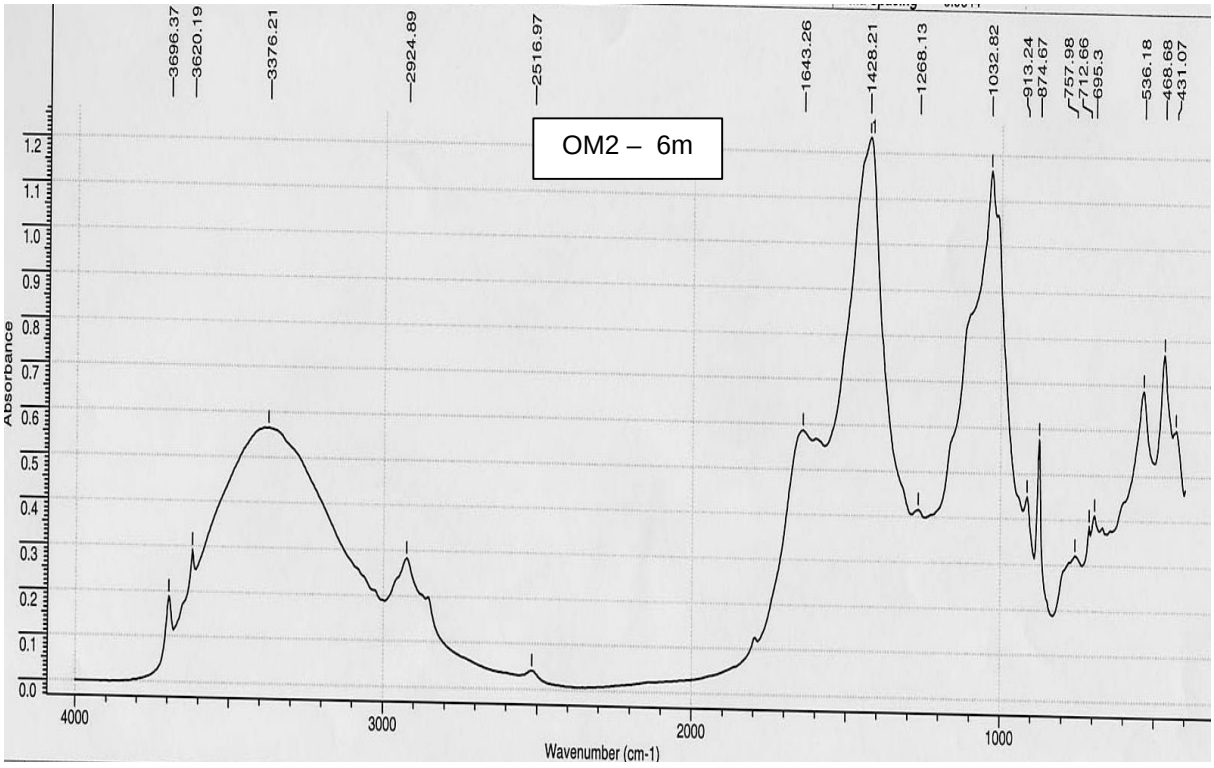

BIO3 – 6m
3696.37
3620.19
3372.35
2926.82
2878.6
2856.42
2514.07
2360.74
2333.74
1794.67
1640.37
1427.25
1384.81
1032.82
874.67
778.23
712.66
693.37
531.36
468.68
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

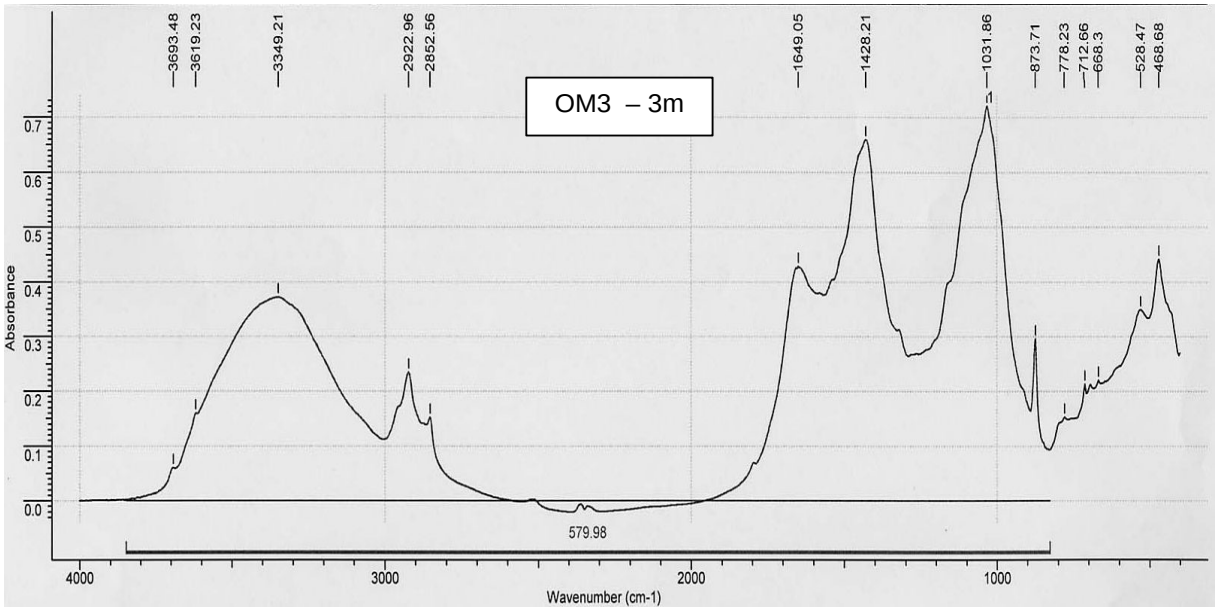

BIO3st – 6m
3696.37
3620.19
3346.31
2925.85
2855.46
2519.86
2361.71
1644.23
1429.17
1385.78
1321.17
1032.82
915.17
875.63
779.2
712.66
694.34
668.3
534.25
469.64
433
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

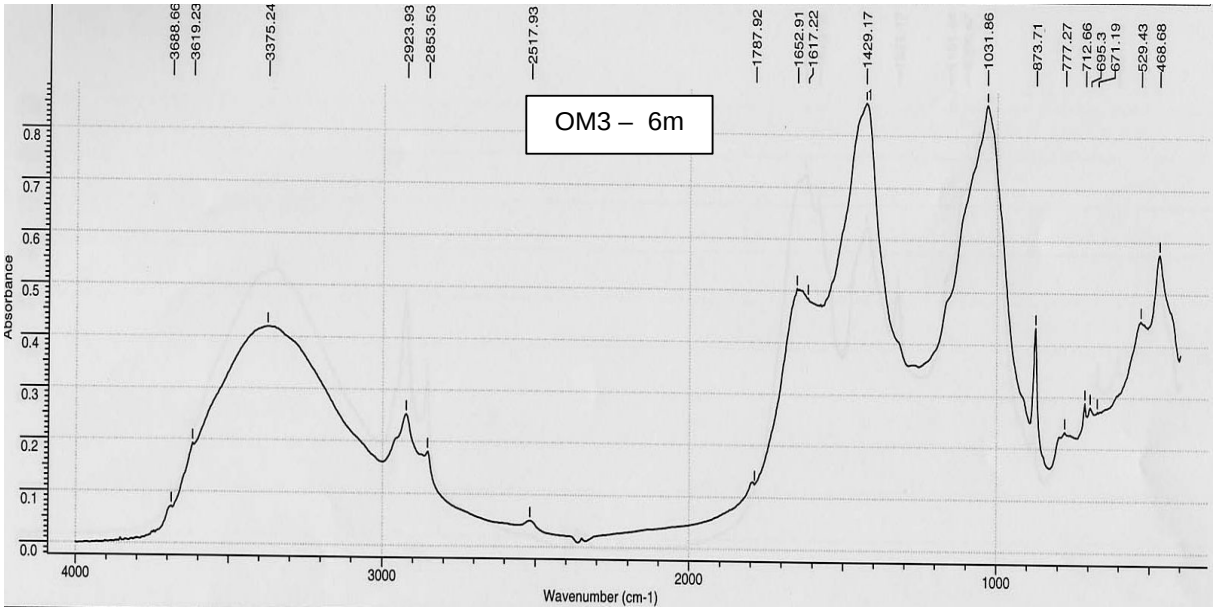

OM1– 3m
3696.37
3620.19
3349.21
2922.96
1652.91
1429.17
1265.23
1032.82
1010.64
913.24
874.67
755.09
712.66
697.23
669.26
536.18
468.68
431.07
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

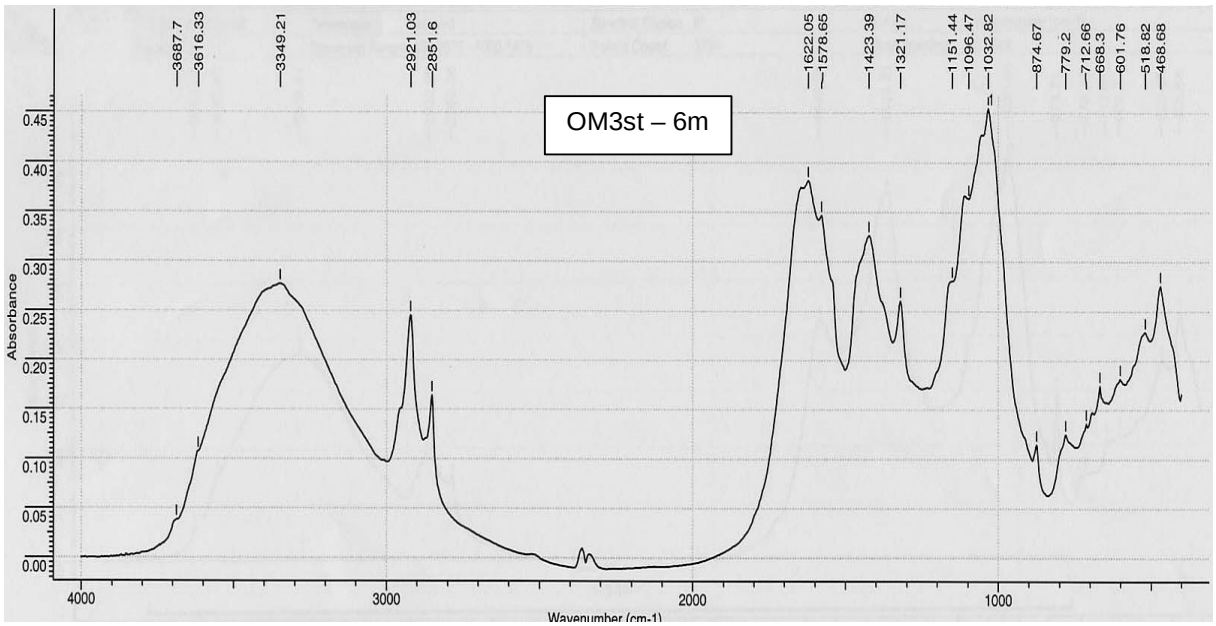

OM1– 6m
3696.37
3620.19
3376.21
2924.89
2516.97
1643.26
1428.21
1268.13
1032.82
913.24
874.67
757.98
712.66
695.3
536.18
468.68
431.07
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

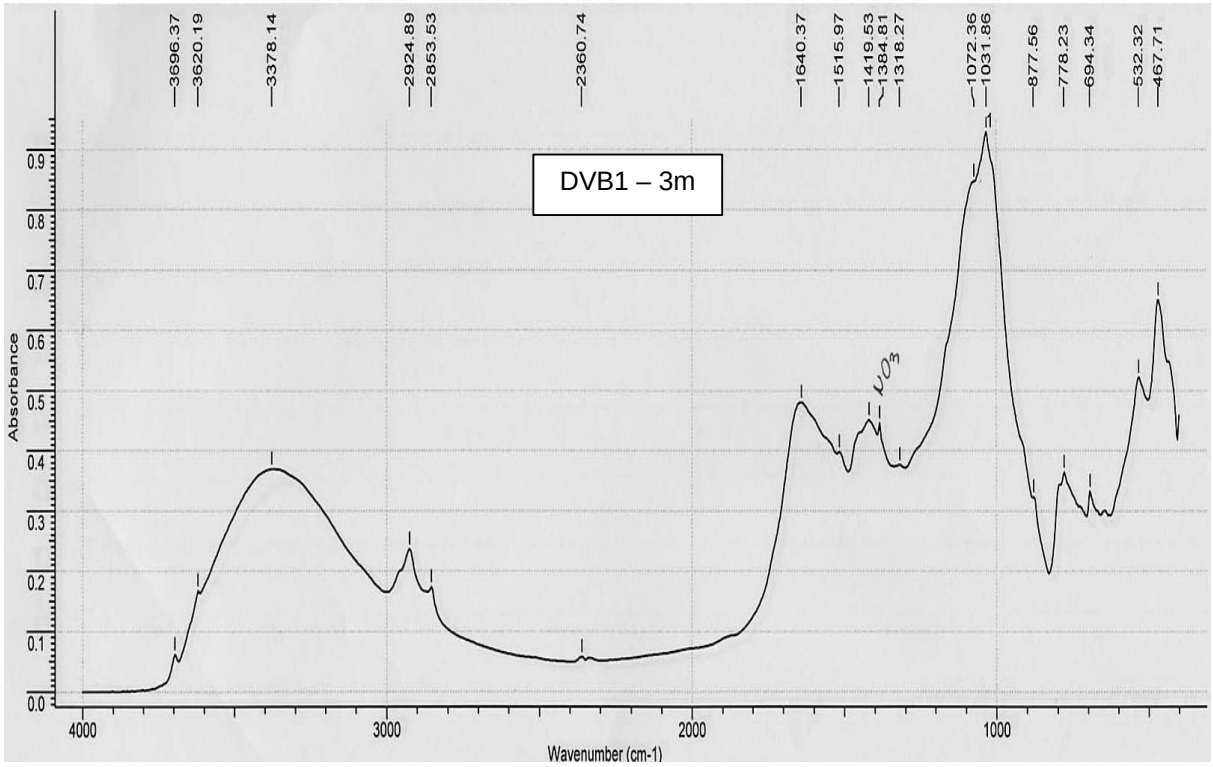

OM2 – 3m
3696.37
3620.19
3356.92
2921.03
1649.05
1428.21
1321.17
1032.82
913.24
874.67
712.66
670.23
537.15
468.68
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

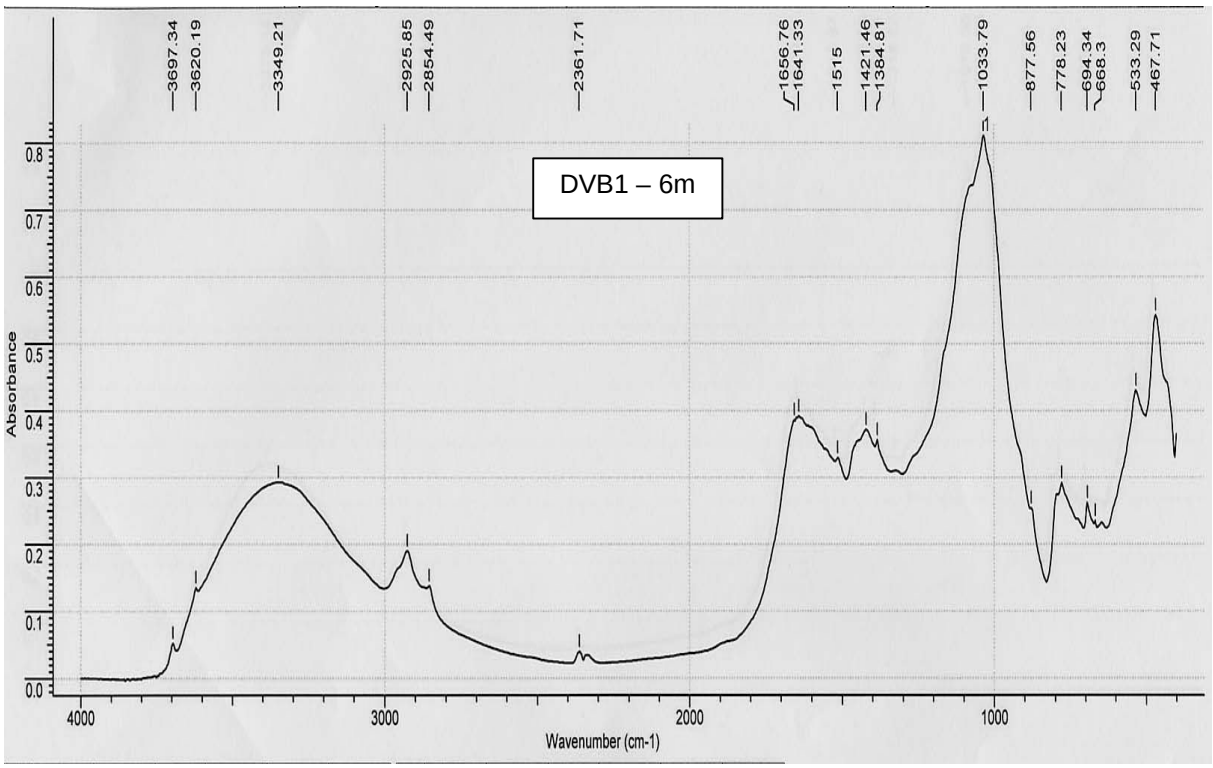

OM2 – 6m
3696.37
3620.19
3376.21
2924.89
2516.97
1643.26
1428.21
1268.13
1032.82
913.24
874.67
757.98
712.66
695.3
536.18
468.68
431.07
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

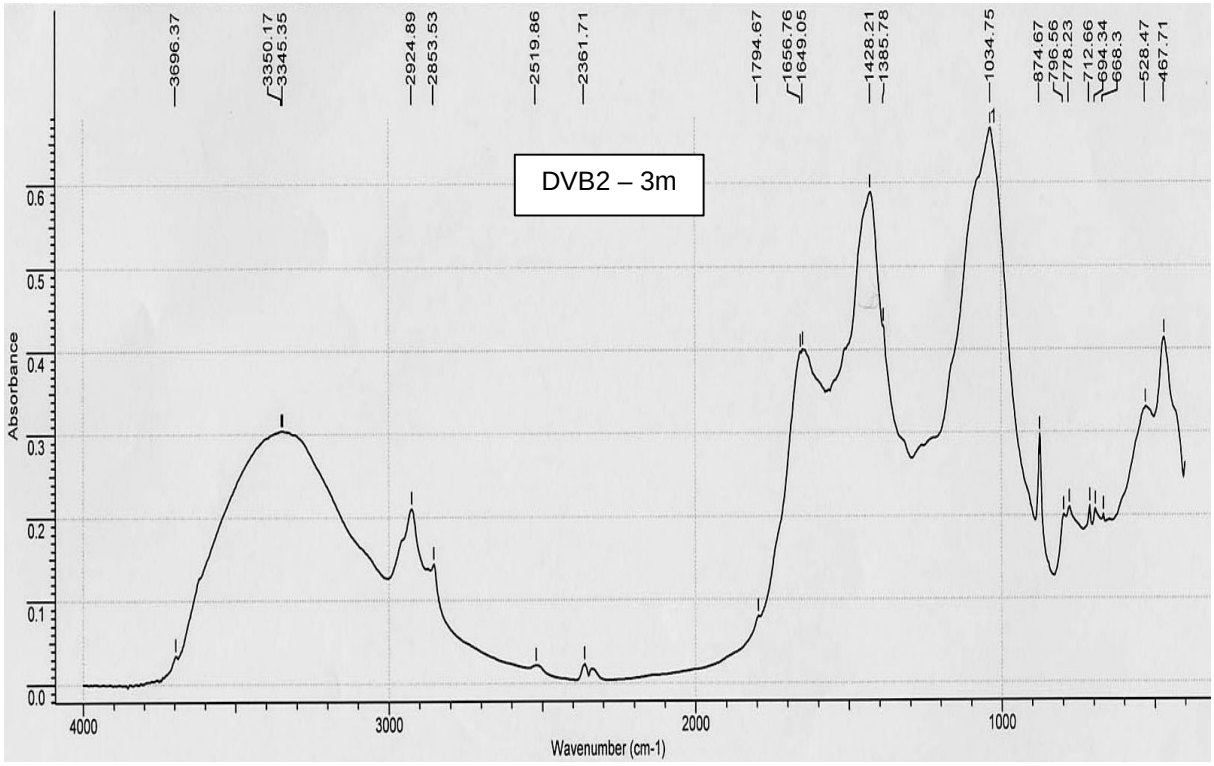

OM3 – 3m
3693.48
3619.23
3349.21
2922.96
2852.56
1649.05
1428.21
1031.86
873.71
778.23
712.66
668.3
528.47
468.68
579.98
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

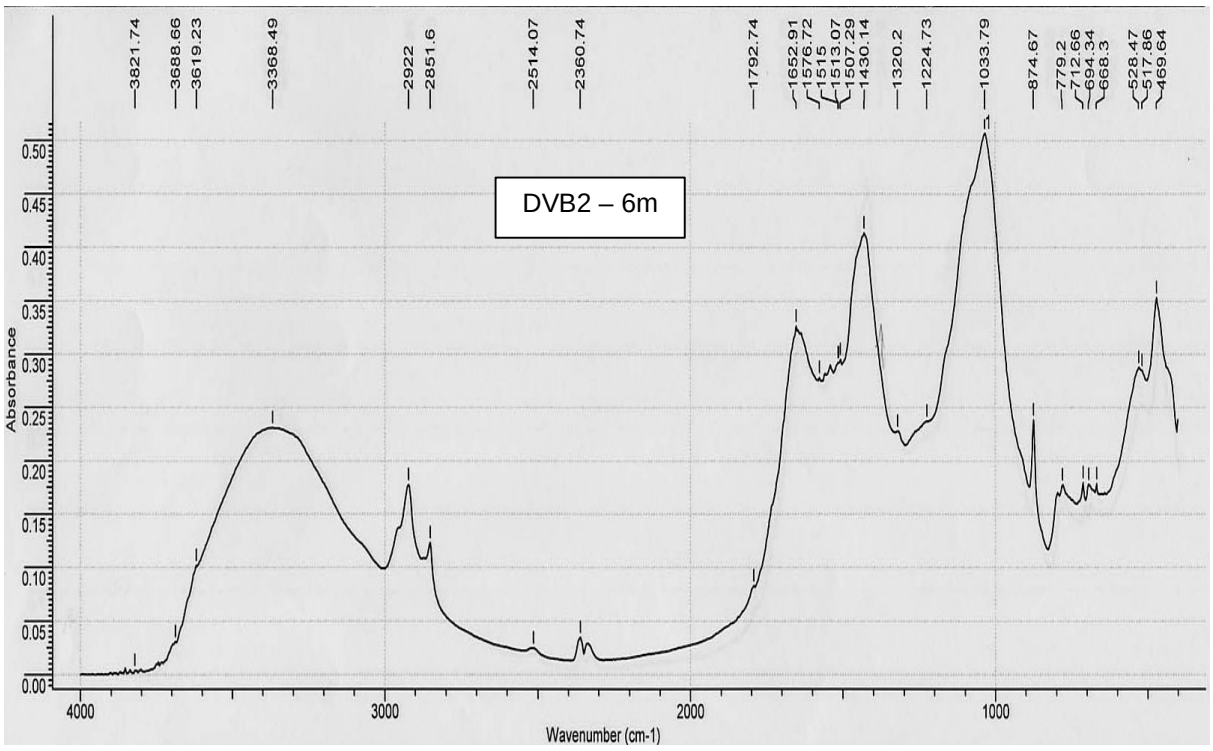

OM3 – 6m
3688.66
3619.23
3375.24
2923.93
2853.53
2517.93
1787.92
1652.91
1617.22
1429.17
1031.86
873.71
777.27
712.66
695.3
671.19
529.43
468.68
Absorbance
Wavenumber (cm-1)


OM3st – 6m
3687.7
3616.33
3349.21
2921.03
2851.6
1622.05
1578.65
1423.39
1321.17
1151.44
1096.47
1032.82
874.67
779.2
712.66
668.3
601.76
518.82
468.68
Absorbance
Wavenumber (cm-1)


3696.37
3620.19
3378.14
2924.89
2853.53
2360.74
1640.37
1515.97
1419.53
1384.81
1318.27
1072.36
1031.86
877.56
778.23
694.34
532.32
467.71
DVB1 – 3m
Absorbance
Wavenumber (cm-1)


3697.34
3620.19
3349.21
2925.85
2854.49
2361.71
1656.76
1641.33
1515
1421.46
1384.81
1033.79
877.56
778.23
694.34
668.3
533.29
467.71
DVB1 – 6m
Absorbance
Wavenumber (cm-1)


3696.37
3350.17
3345.35
2924.89
2853.53
2519.86
2361.71
1794.67
1656.76
1649.05
1428.21
1385.78
1034.75
874.67
796.56
778.23
712.66
694.34
668.3
528.47
467.71
DVB2 – 3m
Absorbance
Wavenumber (cm-1)


3821.74
3688.66
3619.23
3368.49
2922
2851.6
2514.07
2360.74
1792.74
1652.91
1576.72
1515
1513.07
1507.29
1430.14
1320.2
1224.73
1033.79
874.67
779.2
712.66
694.34
668.3
528.47
517.86
469.64
DVB2 – 6m
Absorbance
Wavenumber (cm-1)

ANNEXE E
COMPLEMENTS SUR L'ISB

Cette annexe présente des résultats complémentaires concernant l'Indice de Stabilité Biologique (ISB). Les analyses en infrarouge sur résidus de fractionnement Van Soest figurent dans l'Annexe D.

E.1 Valeurs de CEW et des fractions obtenues par fractionnement Van Soest sur les composts de laboratoire

Le Tableau E.1 donnent les teneurs en cellulose brute (CEW) obtenues par fractionnement Weende sur les composts de laboratoire échantillonnés à 0, 2, 4, 8 et 12 semaines de compostage. Trois répétitions sont réalisées pour chaque échantillon.

Les résultats montrent que ce fractionnement offre globalement une bonne répétabilité.

Les tableaux E.2 et E.3 donnent les teneurs en fraction soluble, hémicellulose, cellulose, et lignine, obtenues par fractionnement Van Soest sur les composts de laboratoire échantillonnés à 0, 2, 4, 8 et 12 semaines de compostage. Deux répétitions sont réalisées.

Les résultats montrent que la fraction hémicellulosique peut présenter une variabilité importante (R1-2s et R8-8s par exemple).

***Tableau E.1** : Concentrations en cellulose brute, ou cellulose Weende (CEW), dans la matière organique des composts de laboratoire à 0, 4, 8 et 12 semaines de compostage. Résultats exprimées en pour-cent de la matière organique totale (MOT) des composts.*

	R1-0s	R1-4s	R1-8s	R1-12s	R2-0s	R2-4s	R2-8s	R2-12s	R3-0s	R3-4s	R3-8s	R3-12s	R4-0s	R4-4s	R4-8s	R4-12s
répétition 1	36,81	40,83	39,46	xx	57,47	57,04	49,90	50,85	55,45	57,46	42,15	48,80	64,50	66,41	60,43	61,32
répétition 2	37,78	45,69	41,11	45,32	57,65	52,43	49,04	48,53	61,07	55,76	40,10	50,57	60,76	67,75	60,10	60,04
répétition 3	38,58	45,95	42,92	47,56	50,93	54,11	37,27	49,55	60,98	58,34	49,88	47,76	62,81	68,56	57,07	60,60
moyenne	***37,73***	***44,15***	***41,16***	***46,44***	***55,35***	***54,53***	***45,40***	***49,64***	***59,17***	***57,19***	***44,04***	***49,04***	***62,69***	***67,57***	***59,20***	***60,65***
écart type	***0,88***	***2,89***	***1,73***	***1,58***	***3,83***	***2,33***	***7,06***	***1,16***	***3,22***	***1,31***	***5,16***	***1,42***	***1,87***	***1,09***	***1,85***	***0,65***

	R5-0s	R5-4s	R5-8s	R5-12s	R6-0s	R6-4s	R6-8s	R6-12s	R7-0s	R7-4s	R7-8s	R7-12s	R8-0s	R8-4s	R8-8s	R8-12s
répétition 1	59,99	66,54	69,18	61,86	46,17	57,33	46,45	51,84	45,81	56,45	46,87	51,11	57,00	66,01	57,74	55,58
répétition 2	60,70	66,43	67,81	63,22	48,52	59,90	50,58	48,45	45,01	59,17	49,17	48,68	58,42	62,87	55,40	54,99
répétition 3	61,34	65,80	69,18	63,04	46,23	54,82	48,75	49,42	45,77	49,45	50,38	51,11	48,19	58,86	57,79	55,78
moyenne	***60,68***	***66,26***	***68,72***	***62,71***	***46,97***	***57,35***	***48,59***	***49,91***	***45,53***	***55,02***	***48,81***	***50,30***	***54,54***	***62,58***	***56,98***	***55,45***
écart type	***0,68***	***0,40***	***0,79***	***0,74***	***1,34***	***2,54***	***2,07***	***1,74***	***0,45***	***5,01***	***1,78***	***1,40***	***5,54***	***3,58***	***1,36***	***0,41***

***Tableau E.3** : Résultats du fractionnement Van Soest des composts de laboratoire échantillonnés à 0, 2, 4, 8 et 12 semaines de compostage- Composts R1 à R4- Résultats exprimés en pour-cent de la MOT.*

	R1-0s							R2-0s							R3-0s							R4-0s						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	76,28	52,98	26,44	23,72	23,30	26,54	26,44	74,73	60,52	17,43	25,27	14,21	43,08	17,43	83,04	71,68	17,21	16,96	11,36	54,47	17,21	84,56	71,23	18,25	15,44	13,34	52,98	18,25
répétition 2	67,21	52,71	26,11	32,79	14,50	26,60	26,11	64,15	62,45	18,61	35,85	1,70	43,84	18,61	82,23	71,40	21,62	17,77	10,82	49,78	21,62	82,14	69,71	17,78	17,86	12,43	51,93	17,78
moyenne	***71,74***	***52,84***	***26,27***	***28,26***	***18,90***	***26,57***	***26,27***	***69,44***	***61,48***	***18,02***	***30,56***	***7,96***	***43,46***	***18,02***	***82,63***	***71,54***	***19,41***	***17,37***	***11,09***	***52,13***	***19,41***	***83,35***	***70,47***	***18,01***	***16,65***	***12,88***	***52,46***	***18,01***
	R1-2s							**R2-2s**							**R3-2s**							**R4-2s**						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	65,76	55,53	28,29	34,24	10,23	27,24	28,29	81,19	75,11	28,18	18,81	6,09	46,93	28,18	82,30	70,67	22,09	17,70	11,63	48,58	22,09	90,54	81,06	20,33	9,46	9,48	60,73	20,33
répétition 2	64,32	59,89	29,64	35,68	4,43	30,25	29,64	85,86	76,17	34,14	14,14	9,70	42,03	34,14	82,67	71,97	26,96	17,33	10,70	45,00	26,96	85,09	78,44	20,60	14,91	6,65	57,84	20,60
moyenne	***65,04***	***57,71***	***28,96***	***34,96***	***7,33***	***28,75***	***28,96***	***83,53***	***75,64***	***31,16***	***16,47***	***7,89***	***44,48***	***31,16***	***82,48***	***71,32***	***24,53***	***17,52***	***11,16***	***46,79***	***24,53***	***87,81***	***79,75***	***20,47***	***12,19***	***8,06***	***59,28***	***20,47***
	R1-4s							**R2-4s**							**R3-4s**							**R4-4s**						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	64,13	56,12	33,22	35,87	8,01	22,90	33,22	69,92	59,39	35,15	30,08	10,54	24,24	35,15	77,05	67,84	33,03	22,95	9,21	34,82	33,03	89,17	78,06	23,13	10,83	11,11	54,93	23,13
répétition 2	69,87	61,06	34,77	30,13	8,81	26,29	34,77	75,07	68,39	35,06	24,93	6,69	33,33	35,06	81,76	72,28	39,27	18,24	9,48	33,01	39,27	85,67	75,86	26,23	14,33	9,80	49,64	26,23
moyenne	***67,00***	***58,59***	***34,00***	***33,00***	***8,41***	***24,59***	***34,00***	***72,50***	***63,89***	***35,10***	***27,50***	***8,61***	***28,79***	***35,10***	***79,41***	***70,06***	***36,15***	***20,59***	***9,34***	***33,91***	***36,15***	***87,42***	***76,96***	***24,68***	***12,58***	***10,46***	***52,28***	***24,68***
	R1-8s							**R2-8s**							**R3-8s**							**R4-8s**						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	69,49	59,80	36,69	30,51	9,69	23,10	36,69	67,80	57,50	33,73	32,20	10,30	23,77	33,73	67,60	56,75	33,58	32,40	10,86	23,17	33,58	80,64	70,93	27,47	19,36	9,71	43,46	27,47
répétition 2	65,10	56,49	34,84	34,90	8,61	21,65	34,84	68,48	60,60	34,02	31,52	7,89	26,58	34,02	67,24	58,28	31,80	32,76	8,96	26,48	31,80	84,34	74,27	24,94	15,66	10,07	49,33	24,94
moyenne	***67,29***	***58,14***	***35,77***	***32,71***	***9,15***	***22,38***	***35,77***	***68,14***	***59,05***	***33,87***	***31,86***	***9,09***	***25,17***	***33,87***	***67,42***	***57,51***	***32,69***	***32,58***	***9,91***	***24,82***	***32,69***	***82,49***	***72,60***	***26,21***	***17,51***	***9,89***	***46,39***	***26,21***
	R1-12s							**R2-12s**							**R3-12s**							**R4-12s**						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	68,15	66,14	39,21	31,85	2,01	26,93	39,21	68,78	55,89	30,50	31,22	12,90	25,39	30,50	68,23	55,92	39,23	31,77	12,31	16,69	39,23	83,93	70,28	29,75	16,07	13,65	40,53	29,75
répétition 2	63,07	61,83	38,72	36,93	1,24	23,11	38,72	69,31	59,33	32,35	30,69	9,99	26,98	32,35	67,23	55,09	34,09	32,77	12,15	21,00	34,09	81,02	66,58	27,59	18,98	14,45	38,99	27,59
moyenne	***65,61***	***63,98***	***38,96***	***34,39***	***1,63***	***25,02***	***38,96***	***69,05***	***57,61***	***31,42***	***30,95***	***11,44***	***26,19***	***31,42***	***67,73***	***55,50***	***36,66***	***32,27***	***12,23***	***18,84***	***36,66***	***82,48***	***68,43***	***28,67***	***17,52***	***14,05***	***39,76***	***28,67***

***Tableau E.4** : Résultats du fractionnement Van Soest des composts de laboratoire échantillonnés à 0, 2, 4, 8 et 12 semaines de compostage- Composts R5 à R8- Résultats exprimés en pour-cent de la MOT.*

	R5-0s							R6-0s							R7-0s							R8-0s						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	84,08	71,05	14,28	15,92	13,02	56,77	14,28	72,54	54,52	23,51	27,46	18,02	31,01	23,51	75,53	61,91	20,17	24,47	13,62	41,74	20,17	78,47	68,57	14,88	21,53	9,89	53,69	14,88
répétition 2	80,37	71,72	14,00	19,63	8,65	57,72	14,00	75,80	61,38	23,04	24,20	14,42	38,34	23,04	66,97	58,73	20,03	33,03	8,24	38,70	20,03	76,94	64,56	14,60	23,06	12,38	49,96	14,60
moyenne	82,22	71,39	14,14	17,78	10,84	57,24	14,14	74,17	57,95	23,28	25,83	16,22	34,68	23,28	71,25	60,32	20,10	28,75	10,93	40,22	20,10	77,70	66,57	14,74	22,30	11,14	51,82	14,74
	R5-2s							**R6-2s**							**R7-2s**							**R8-2s**						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	88,09	79,99	21,55	11,91	8,11	58,44	21,55	84,51	72,53	29,35	15,49	11,98	43,18	29,35	82,94	69,54	24,37	17,06	13,40	45,17	24,37	88,08	73,07	23,52	11,92	15,01	49,55	23,52
répétition 2	90,88	82,14	16,11	9,12	8,74	66,04	16,11	82,32	70,23	29,48	17,68	12,09	40,76	29,48	81,14	71,23	21,45	18,86	9,92	49,77	21,45	83,47	76,13	21,77	16,53	7,34	54,36	21,77
moyenne	89,49	81,07	18,83	10,51	8,42	62,24	18,83	83,42	71,38	29,41	16,58	12,03	41,97	29,41	82,04	70,38	22,91	17,96	11,66	47,47	22,91	85,77	74,60	22,64	14,23	11,17	51,96	22,64
	R5-4s							**R6-4s**							**R7-4s**							**R8-4s**						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	82,79	75,38	16,34	17,21	7,41	59,04	16,34	80,94	70,73	29,33	19,06	10,21	41,40	29,33	81,62	74,75	28,93	18,38	6,87	45,82	28,93	78,94	59,81	24,25	21,06	19,13	35,56	24,25
répétition 2	84,14	76,14	15,48	15,86	8,00	60,66	15,48	79,40	67,68	28,69	20,60	11,72	38,99	28,69	78,53	66,81	26,75	21,47	11,72	40,06	26,75	74,55	72,64	24,92	25,45	1,91	47,72	24,92
moyenne	83,47	75,76	15,91	16,53	7,71	59,85	15,91	80,17	69,20	29,01	19,83	10,96	40,20	29,01	80,08	70,78	27,84	19,92	9,30	42,94	27,84	76,75	66,23	24,58	23,25	10,52	41,64	24,58
	R5-8s							**R6-8s**							**R7-8s**							**R8-8s**						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	88,22	80,86	19,86	11,78	7,36	61,01	19,86	80,65	70,17	33,88	19,35	10,48	36,28	33,88	72,45	60,64	29,93	27,55	11,81	30,71	29,93	84,35	73,19	29,50	15,65	11,16	43,69	29,50
répétition 2	89,50	80,42	21,43	10,50	9,08	58,98	21,43	73,57	68,18	33,41	26,43	5,40	34,77	33,41	70,11	59,28	32,60	29,89	10,83	26,67	32,60	76,58	69,76	30,17	23,42	6,81	39,59	30,17
moyenne	88,86	80,64	20,65	11,14	8,22	59,99	20,65	77,11	69,17	33,65	22,89	7,94	35,52	33,65	71,28	59,96	31,26	28,72	11,32	28,69	31,26	80,46	71,48	29,83	19,54	8,99	41,64	29,83
	R5-12s							**R6-12s**							**R7-12s**							**R8-12s**						
	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	NDF	ADF	ADL	SOLU	HEMI	CELL	LIGN
répétition 1	84,11	75,49	25,82	15,89	8,61	49,68	25,82	74,55	67,45	35,42	25,45	7,09	32,03	35,42	76,42	66,07	36,55	23,58	10,35	29,52	36,55	75,84	66,34	33,38	24,16	9,50	32,95	33,38
répétition 2	82,14	70,60	20,93	17,86	11,55	49,67	20,93	70,57	61,81	31,92	29,43	8,76	29,89	31,92	73,28	66,39	36,40	26,72	6,89	29,99	36,40	75,40	65,40	28,25	24,60	10,00	37,15	28,25
moyenne	83,12	73,04	23,37	16,88	10,08	49,67	23,37	72,56	64,63	33,67	27,44	7,93	30,96	33,67	74,85	66,23	36,47	25,15	8,62	29,76	36,47	75,62	65,87	30,82	24,38	9,75	35,05	30,82

E.2 Valeurs d'ISB pour les composts de laboratoire

Les ISB obtenus sur les composts de laboratoire échantillonnés à 0, 2, 4, 8 et 12 semaines de compostage, sont donnés sur la Figure E.1.

C'est avec le mélange sans papier que l'ISB à l'état initial est le plus élevée (0.5). La tendance générale est une lente augmentation de l'ISB entre 0 et 12 semaines. Cependant, la fluctuation des valeurs obtenues témoigne des limites de l'analyse pour des matériaux aux caractéristiques très voisines.

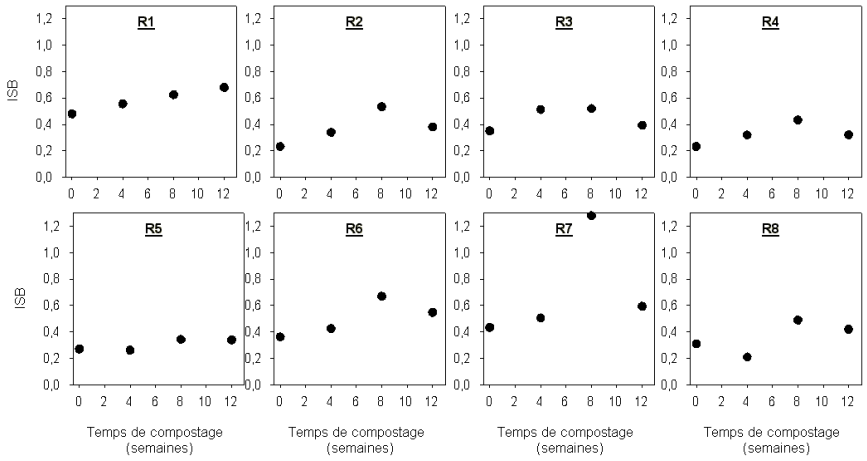


***Figure E.1** : Valeurs d'ISB des composts de laboratoire échantillonnés à 0, 4, 8, et 12 semaines de compostage.*

E.3. Comparaison entre CELL et CEW

La Figure E.2 montre la relation linéaire existant entre la proportion de cellulose obtenue par la méthode Van Soest (CELL) et la cellulose obtenue par la méthode de Weende (CEW), pour l'ensemble des composts (de laboratoire et industriels).

Il apparaît que CEW surestime CELL. La présence d'autres composés (lignines, composés azotée, hémicellulose) au sein du résidu d'extraction de la cellulose brute explique ce résultat (Djakovitch, 1988).

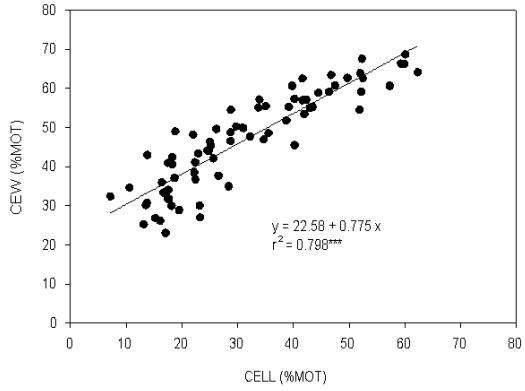


***Figure E.2** : Relation entre CELL et CEW pour l'ensemble des composts étudiés (corrélation significative au seuil de 0.1%)*