



HAL
open science

Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique

Mohamed Annabi

► To cite this version:

Mohamed Annabi. Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique. Life Sciences [q-bio]. INAPG (AgroParisTech), 2005. English. NNT : . pastel-00001588

HAL Id: pastel-00001588

<https://pastel.hal.science/pastel-00001588>

Submitted on 3 Feb 2006

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

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



THESE

Présentée en vue de l'obtention du grade de
Docteur de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon

Par

Mohamed ANNABI

Ingénieur Agronome de l'Institut National Agronomique de Tunis

Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique

Soutenue le 13 mai 2005 devant le jury composé de :

Louis Marie BRESSON	Professeur à l'INA-PG	Directeur de Thèse
Denis ANGERS	Chercheur, Agriculture Agro-alimentaire (Québec, Canada)	Rapporteur
Roel MERCKX	Professeur université Leuven (Belgique)	Rapporteur
Sabine HOUOT	Directeur de recherche, INRA Versailles-Grignon	Examineur
Yves Le BISSONNAIS	Directeur de recherche, INRA Montpellier	Examineur
Maelenn POITRENAUD	Chef de pôle CReeD-Véolia environnement	Examineur

Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique.

Résumé

La stabilité de la structure des sols limoneux, qui dépend des teneurs et de la dynamique des matières organiques, est un des déterminants de la dégradation physique de ces sols allant de la formation de croûtes de battance aux risques d'érosion hydrique. Une grande proportion de ces sols ont des teneurs faibles en matières organiques. C'est pourquoi, les apports de matières organiques d'origine résiduaire pourraient contribuer à stabiliser leur structure et à limiter les risques d'érosion.

Ce travail se propose d'évaluer les effets de trois types de composts urbains (compost de boue, de biodéchets, d'ordures ménagères résiduelles) sur la stabilité de la structure d'un sol limoneux. Le type de déchets compostés, et le degré de maturité des composts (peu stabilisés dits « immatures » bien stabilisés dits « mûrs ») sont pris en compte pour interpréter les résultats observés, entre autres via leurs effets sur certaines composantes microbiennes (biomasse microbienne totale et biomasse fongique) et physico-chimiques du sol (polysaccharides, hydrophobicité) dont on sait qu'ils sont des facteurs stabilisants de la structure. Les effets des composts sur la stabilité des agrégats et sur la résistance d'un lit de semence à l'action destructive des gouttes de pluie sont mesurés en conditions contrôlées de laboratoire et au champ.

Au laboratoire, des incubations de mélanges sol-compost sont menées à 2 températures (28 et 4°C) pour moduler l'activité microbienne. Les composts immatures permettent une forte stabilisation des agrégats, en liaison avec la stimulation de la microflore des sols, particulièrement la microflore fongique à faible température. Cette stimulation microbienne conduit à l'augmentation de l'hydrophobicité des agrégats, permettant une meilleure résistance au phénomène d'éclatement lors de leur humectation. L'efficacité des composts immatures augmente avec leur teneur en cellulose et en lipides. L'effet stabilisant des composts immatures diminue avec le temps, plus lentement à 4°C qu'à 28°C en relation avec la rémanence de la matière organique facilement biodégradable de composts. L'addition des composts mûrs permet également la stabilisation des agrégats avec une efficacité moindre que les composts immatures, mais de façon plus durable dans le temps. Les 3 composts mûrs ont des effets similaires, qui seraient plutôt dûs à leur richesse en substances humifiées améliorant la cohésion des agrégats. En fin d'incubation, la stabilité des agrégats est similaire avec les composts mûrs ou immatures.

L'effet des mêmes types de compost sur la stabilité de la structure dans l'horizon labouré, est mesuré au champ dans un essai de longue durée mis en place en 1998. Un effet positif des composts sur l'amélioration de la stabilité des agrégats est observé, avec cependant un rôle déterminant du facteur histoire climatique. La comparaison entre les résultats obtenus au laboratoire et ceux de l'essai au champ montre que la hiérarchie de l'efficacité des produits est respectée avec une efficacité plus importante du compost d'ordures ménagères résiduelles dont la MO est la plus biodégradable. A cette échelle d'étude on a également suivi la dégradation du lit de semence au fur et à mesure des événements pluvieux. Les composts ont permis l'atténuation de la vitesse de fermeture de la surface du sol sous des pluies de faible intensité, mais n'ont pas pu protéger le sol sous pluie orageuse.

Mots clés : composts urbains, stabilité structurale, battance, biomasse microbienne, biomasse fongique, polysaccharides, minéralisation du carbone organique, hydrophobicité.

Aggregate stabilization in a loamy soil after urban compost addition: relation with composts organic matter characteristics.

Summary

In loamy soils, aggregate stability depends on the content and dynamics of soil organic matter. factoring these soils, it prevents soil physical degradation under rainfall. In France a large proportion of these soils has weak organic matters contents leading to an increased risk of soil erosion. The addition of organic amendments such as composts should improve their aggregate stability.

The effects of compost on aggregates stability and on the resistance of a seedbed against destructive action of water were measured in laboratory controled conditions and in field conditions. Three different urban composts (a sludge + green waste compost, a municipal solid waste compost and a biowaste compost) were used. The soil used was loamy soil from Ile de France.

In the laboratory, incubations of soil-compost mixtures were made at 2 temperatures (28 and 4°C) used to modulate microbial activity. Aggregate stability was measured by using the Le Bissonnais method. The type of composted waste, and the degree of compost maturity (poorly stabilized “immature compost” and stabilized “mature compost”) were used to interpret aggregates stability results, though their effects on some soil properties, known as stabilizing factors of soil aggregates, such as total microbial biomass, fungal biomass, polysaccharides and hydrophobicity.

The immature compost largely increased aggregate stability, in relation with the large stimulation of soil microflora, particularly the fungal microflora at low temperature. This increased microbial activity leads to an increase of aggregates hydrophobicity, allowing a better resistance to aggregates explosion during their wetting. The efficiency of the immature composts increase with their content in cellulose and in lipids. The stabilizing effect of the immature composts decrease during the incubation period, more slowly at 4°C than at 28°C because of the slower degradation of the easily biodegradable carbon at 4°C than at 28°C.

The addition of mature composts also increased aggregate stability. With less extent than immature composts, but more persistently in the time. The 3 mature composts have similar effects, which would be rather due to their wealth in humic compounds, improving the aggregates cohesion. At the end of incubation, the aggregates stability remained larger than in the control treatment without compost; the residual stability was similar with the mature or immature compost.

The effect of the compost on aggregates stability of surface layer was measured in the field in a long-term attempt. A positive effect of composts on aggregates stability was also observed in this scale of study, with however a role determining of the climatic factor. The comparison between lab and field results shows that the hierarchy of the composts efficiency was respected with a more important efficiency of the municipal solid waste compost, where their organic matter is the most biodegradable. Also under field condition the degradation of the seedbed during rainy events was followed. Compost delayed crust formation under weak intensity rains, but was not able to protect the surface soil under turbulent rain.

Keywords: urban compost, structural stability, crust, microbial biomass, fungal biomass, polysaccharides, organic carbon mineralization, hydrophobicity.

Avant-propos

Ce mémoire de thèse est le résultat de trois années de travail réalisé à l'Unité Mixte de Recherche INRA-INA-PG «Environnement et Grandes Cultures» à Grignon et l'Unité de Science du Sol de l'INRA d'Orléans. Il a été co-encadré par Sabine HOUOT et Yves Le BISSONNAIS.

Cette thèse a été financée par le Centre de Recherche pour l'Environnement, l'Energie et le Déchet du groupe Véolia Environnement (CREED) dans le cadre d'une Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE). Elle s'inscrit dans le cadre du programme de collaboration entre l'INRA et le CREED «QUALIAGRO» portant sur l'évaluation de la valeur agronomique et les impacts environnementaux des composts d'origine urbaine, programme coordonné par Sabine HOUOT et Maelenn POITRENAUD.

Ce travail a été suivi par un comité de pilotage composé de Louis-Marie BRESSON (UMR INRA-INA-PG «Environnement et Grandes Cultures» à Grignon), Claire CHENU (UMR INRA-UPMC-CNRS-ENSCP-INAPG-ENS «Biogéochimie et Ecologie des Milieux Continentaux : BioEMCo» à Grignon), Marie France DIGNAC (BioEMCo, à Grignon) et Safya MENISSARI (UMR INRA-ENSAR Sol-Agronomie-Spatialisation, à Rennes).

Remerciements

La rédaction d'une thèse n'est pas une chose facile, néanmoins je réalise la chance que j'ai eu en travaillant à Grignon auprès de Sabine HOUOT. C'est à elle que j'adresse mon premier remerciement. Elle a su à la fois prodiguer ses conseils, son expérience, et m'accorder la liberté nécessaire à la réalisation de tout travail de recherche. J'ai apprécié et admiré sa rigueur de pensée, sa simplicité et sa patience. Enfin à l'heure cruciale de la rédaction, son amitié et sa confiance m'ont aidé à surmonter cette dure épreuve. Pour tout cela, je suis très reconnaissant Sabine.

Je remercie très chaleureusement Yves LE BISSONNAIS, co-directeur de cette thèse pour son aide et pour la confiance qu'il m'a témoignées au cours des expérimentations que j'ai effectuées à l'INRA d'Orléans sous sa responsabilité et durant la rédaction du manuscrit. Yves m'a beaucoup encouragé et rassuré par son enthousiasme et sa disponibilité.

Ce travail n'aurait pas vu le jour sans le soutien financier du CREED. Je remercie Maelenn POITRENAUD, chef du pôle Traitements Biologiques, pour sa confiance, sa disponibilité, et sa rigueur. Christophe ARAN et Boris EFREMENKO ont aussi suivi avec beaucoup d'intérêt ce travail. Je suis également reconnaissant aux exploitants des plates-formes qui se sont beaucoup investis pour nos fournir les composts dont nous avons besoin.

Les différents membres du jury ont beaucoup enrichis cette étude par leurs questions et commentaires. Je tiens à remercier plus particulièrement les deux rapporteurs, Denis ANGERS et Roel MERCKX, d'avoir consacré une partie de leur temps à ce travail et à Louis Marie BRESSON qui m'a fait l'honneur de présider le jury.

Je tiens à remercier les membres du comité de pilotage pour leur aide dans l'orientation de ce travail : Safya MENISSARI, Marie France DIGNAC et particulièrement Claire CHENU pour sa disponibilité et ses avis éclairés.

Les expériences présentes dans ce mémoire ont été réalisées à l'UMR Environnement et Grandes Cultures de l'INRA de Grignon et au laboratoire de Science du sol d'Orléans. Elles ont mobilisé de nombreuses personnes sans l'aide de qui il m'aurait été bien difficile d'en venir à bout.

En ce qui concerne les Grignonnais, je remercie ici chaleureusement Enrique BARRIUSO de m'avoir accepté dans son équipe et pour l'ambiance qu'il y fait régner.

Mes campagnes de terrain auraient été moins fructueuses et beaucoup plus difficiles sans l'aide de Jean Noël RAMPON et Guillaume BODINEAU. Un immense merci à vous deux. Jean Noël m'a aussi beaucoup aidé dans les expérimentations de laboratoire.

Je remercie chaleureusement Véronique ETIEVANT pour son aide technique précieuse sous la pluie d'Orléans et son amitié. Sans l'aide de Nathalie BERNET et Marie-José L'OSTELIER dans le tri des agrégats je serais encore en train de les compter. Merci pour cette aide et votre gentillesse.

Merci aussi à Pierre BELLUOMO de m'avoir donné accès au logiciel de traitement d'image 'Optimas', à Stéphanie BAUMBERGER pour m'avoir permis de réaliser les mesures des angles de contact et à Marie France DIGNAC pour les mesures de pyrolyse.

Je tiens à remercier également le laboratoire de Science du Sol de l'INRA d'Orléans pour l'utilisation importante de leurs matériels et le soutien que j'y ai reçu. Je remercie tout

particulièrement Odile DUVAL, Bernard RENAUX, Loïc PRUD'HOMME, Hervé GAILLARD, Hocine BOURENNANE et Frédéric DARBOUX.

Je suis très reconnaissant du soutien et de la bonne humeur quotidienne de toute l'équipe Sol de Grignon. Je me risque à citer des noms, dans le désordre Marie-Paule CHARNAY, Pierre BENOIT, Hélène JEAN JAQUES, Marjolaine DESCHAMPS, Serge BOURGEOIS, Christophe LABAT, Valérie POT, Yves COQUET, Pierre VACHIER, Joël MICHELIN, Valérie BERGEAUD, Marie-France ROUSSEAU, Laure VIEUBLE, Muriel JOLLY, Jacques GUERRIER et Michel BETTACHE.

Les thésards et stagiaires que j'ai eu la chance de rencontrer ont contribué à rendre mon séjour à Grignon très agréable : Kawthar, Anne, Nadia, Macaire, Ismaël, Diégo, Jeremy, El Ghali, Julien, Lionel, Gwenaëlle, Violaine, Mahmoud, Jeanne, Nicolas, Jérôme... pour n'en citer que quelques uns. J'adresse un merci particulier à Cédric pour sa patience, son amitié et pour m'avoir aidé aux moments difficiles. Merci aussi à Laure, pour son amitié, sa gentillesse et pour les encouragements continus durant la période de rédaction. Un énorme merci à Hamida pour nos discussions scientifico-sociologiques et pour son amitié ...Je leur souhaite à tous beaucoup de réussite dans leur carrière et beaucoup de bonheur.

Un grand merci à mes chers compagnons de cantine, navette, théâtre et train pour tout ce bon temps passé : Sabah, Edith, Sébastien, Mona, Cynthia, Thomas, Marie, Carole, Makram, Naoise, Benoît, Jean Francois, Christine, Celine, Marie-Odile, Patrick, Dalila,...

Une mention spéciale à Simone PONCELET qui a su, par son efficacité d'organisation, rendre mes fréquents déplacements faciles et aussi pour sa grande gentillesse.

Chokran à Haithem qui au cours de notre cohabitation a supporté stoïquement les oscillations de mon moral. Je te souhaite beaucoup de chance pour la réalisation de ta thèse. Et aussi Chokran à Omar qui m'a beaucoup aidé durant les premiers mois et les derniers mois de mon séjour en France.

Un merci particulier à Maya qui a su avec ses cours de dessin me faire évader de la rédaction.

Ces remerciements seraient bien incomplets si ma famille n'y était associée. Merci donc à mon père, qui a tant voulu cette thèse, à ma mère, mes sœurs, ma nièce Arwa et ma grande mère Dalila qui ont représenté une source d'encouragement sans égal. Cette thèse leur est dédiée.

Enfin, à tous ceux dont le nom m'échappe à cet instant et que je regretterai de n'avoir pas cités, tous mes remerciements.

Sommaire

INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	5
1. La structure du sol, composante majeure de la fertilité des sols	5
1.1. Définitions.....	5
1.1.1. Structure du sol	5
1.1.2. Hiérarchisation de la structure.....	8
1.1.3. Stabilité de la structure.....	8
1.2. Lien entre la structure et les autres propriétés d'un sol	8
1.3. Conséquences de la dégradation de la structure du sol	9
2. Agents et mécanismes de l'agrégation	10
2.1. Agents Chimiques et biologiques.....	10
2.1.1. Argiles.....	10
2.1.2. Sesquioxydes métalliques.....	11
2.1.3. Calcium.....	11
2.1.4. Matières organiques	11
2.2. Agents mécaniques.....	11
3. Mécanismes et conséquences de la désagrégation	12
3.1. Mécanismes de désagrégation.....	12
3.2. Formation des croûtes de battance	14
3.3. Erosion hydrique	15
4. Méthodes d'évaluation de la stabilité de la structure du sol.....	17
4.1. Stabilité des microagrégats.....	18
4.2. Stabilité des macroagrégats.....	18
4.3. Influence des conditions de réalisation des tests	21
4.4. Interprétation des tests de mesure de la stabilité des agrégats.....	22
4.5. Choix d'une méthode	23
5. Méthodes d'évaluation de la formation des croûtes de battance	24
6. Rôle des matières organiques dans la stabilité de la structure des sols	26
6.1. Localisation et nature du carbone organique dans la structure du sol	26
6.2. Lien entre teneurs en matière organique et stabilité de la structure dans les sols.....	26
6.3. Nature des matières organiques actives dans la stabilisation de la structure du sol et mécanismes impliqués.....	29
6.3.1. Mécanismes impliqués	29
6.3.2. Rôle des matières organiques vivantes	30
6.3.3. Rôle des matières organiques non vivantes	32
6.4. Modèles reliant la matière organique à la structure du sol	35
7. Effet des produits résiduels organiques sur les propriétés physiques des sols	38
7.1. Les produits résiduels organiques	38
7.2. Apport de PRO et porosité du sol.....	39
7.3. Effets des PRO sur les propriétés de rétention en eau des sols	39
7.4. Réduction des phénomènes d'érosion après apport de PRO	39
7.5. Effet des PRO sur la stabilité structurale.....	40
7.5.1. Agents et mécanismes en jeu.....	46
7.5.2. Indicateurs d'effet des produits résiduels organiques sur la stabilité structurale	47
8. Contexte français du recyclage des PRO en agriculture.....	48
9. Compost et compostage	49
9.1. Qu'est ce que le compostage	49
9.2. Les déchets d'origine urbaine susceptibles d'être compostés	50
9.3. Evolution des principales caractéristiques du compost au cours du compostage.....	51
9.4. Evolution de la matière organique des composts au cours du compostage	53
9.4.1. Stabilisation de la matière organique des composts au cours du compostage	53
9.4.2. Evolution de la composition biochimique de la matière organique des composts au cours du compostage.....	53
9.4.3. Evolution de la composition chimique de la matière organique des composts au cours du compostage : mise en évidence par analyses spectrales	54
9.4.4. Notion de maturité des composts	54
10. Conclusion de l'étude bibliographique et objectifs du travail	57

CHAPITRE II MATERIELS ET METHODES	61
1. Le dispositif au champ	61
2. Les composts utilisés.....	63
2.1. Présentation	63
2.2. Evaluation du degré de maturité des composts	65
2.2.1. Test d'auto-échauffement.....	65
2.2.2. Test de respirométrie ou AT4.....	65
2.2.3. Extractions des fractions humiques et fulviques.....	66
2.3. Caractérisation physico-chimique des composts.....	66
2.4. Caractérisation de la matière organique des composts	67
2.4.1. Fractionnement biochimique de la matière organique des composts.....	67
2.4.2. Identification des composés organiques constituant la matière organique des composts par pyrolyse.....	67
2.4.3. Extraction des lipides	68
2.4.5. Mouillabilité des composts.....	68
3. Effet des composts sur la stabilité d'agrégats de sol en conditions contrôlées.....	68
3.1. Prélèvement des agrégats de sol.....	69
3.2. Mise en place des incubations.....	69
3.3. Suivi de la minéralisation du carbone organique au cours des incubations.....	71
3.4. Mesure de la biomasse microbienne	73
3.5. Evaluation de la biomasse fongique.....	74
3.6. Extraction et dosage des polysaccharides extractibles à l'eau chaude	75
3.7. Extraction et dosage des polysaccharides extractibles à l'acide dilué.....	75
3.8. Mouillabilité des agrégats de sol après incubation	76
3.9. Mesure de la stabilité des agrégats	76
4. Effet de la dose de compost apportée sur la stabilité structurale.....	78
5. Effet des composts sur l'évolution de l'état de surface d'un massif d'agrégats sous pluie simulée	79
5.1. Préparation des massifs d'agrégats.....	79
5.2. Pluie simulée	80
5.3. Mesure de l'infiltration de l'eau	81
5.4. Analyse des eaux infiltrées.....	81
5.4.1. Matière en suspension	81
5.4.2. Carbone organique en solution	81
6. Effet des composts sur la stabilité de la structure au champ	82
7. Effet des composts sur l'évolution de l'état de surface d'un lit de semence au champ.....	83
8. Analyses statistiques	84
CHAPITRE III CARACTERISTIQUES DES COMPOSTS UTILISES	85
1. Maturité des composts.....	85
1.1. Tests effectués sur produits frais	85
1.1.1. Composts échantillonnés après 1 mois de compostage	85
1.1.2. Composts échantillonnés après 6 à 8 mois de compostage.....	86
1.2. Indicateurs évalués sur produits séchés et broyés	86
1.2.1. Composts échantillonnés après 1 mois de compostage	86
1.2.2. Composts échantillonnés après 6 à 8 mois de compostage.....	87
2. Caractéristiques physico-chimiques des composts.....	89
3. Caractéristiques de la matière organique des composts	89
3.1. Fractionnement biochimique.....	89
3.2. Pyrolyses	90
3.3. Teneurs en polysaccharides.....	94
4. Hydrophobicité des composts	95
4.1. Teneurs en lipides	95
4.2. Mesure de l'angle de contact.....	95
5. Conclusion du chapitre III.....	96
CHAPITRE IV EFFICACITE DES COMPOSTS A STABILISER DES AGREGATS DE SOL : LIEN AVEC LEUR DEGRE DE MATURITE.....	99
1. Sol témoin non amendé.....	100
1.1. Minéralisation du carbone organique	100
1.2. Facteurs stabilisants	102
1.2.1. Biomasse microbienne totale.....	102
1.2.2. Biomasse fongique : teneur en ergostérol.....	102

1.2.3. Polysaccharides extractibles à l'eau chaude	104
1.2.4. Polysaccharides extractibles à l'acide dilué	104
1.2.5. Hydrophobicité des agrégats	104
1.3. Stabilité structurale.....	104
1.4. Conclusion	106
2. En présence de composts.....	106
2.1 Minéralisation du carbone organique des composts.....	106
2.2. Facteurs stabilisants	111
2.2.1. Biomasse microbienne totale.....	111
2.2.2. Biomasse fongique : évolution des teneurs en ergostérol	116
2.2.3. Evolution des teneurs en polysaccharides	120
2.2.4. Hydrophobicité des agrégats	127
2.3. Effet des composts sur la stabilité des agrégats de sol	130
2.3.1. Test d'humectation rapide.....	130
2.3.2. Test de désagrégation mécanique.....	130
2.3.3. Test d'humectation lente	132
2.3.4. Moyenne des trois tests	135
2.3.5. Distribution des tailles des agrégats résultant des 3 tests.....	137
3. Relation entre facteurs stabilisants et stabilité structurale	141
4. Conclusion du chapitre IV.....	148
CHAPITRE V INFLUENCE DE LA DOSE DE COMPOST APPORTEE SUR LA STABILITE	
STRUCTURALE : EXISTE-T-IL UN SEUIL D'EFFICACITE ?	153
1. Minéralisation du carbone organique	153
2. Biomasse microbienne totale	156
3. Biomasse fongique	157
4. Stabilité des agrégats vis-à-vis de l'action destructive de l'eau	158
5. Discussion	160
6. Conclusion du chapitre V.....	161
CHAPITRE VI EFFETS DES COMPOSTS SUR LA STABILITE D'UN LIT DE SEMENCE :	
CONSEQUENCE SUR LA QUALITE DES EAUX D'INFILTRATION	163
1. Observations visuelles de l'état de surface des agrégats	163
1.1. Action des gouttes de pluie sur les agrégats humides	163
1.2. Action des gouttes de pluie sur les agrégats secs	164
2. Suivi de l'infiltration de l'eau à travers les massifs d'agrégats	164
2.1. Agrégats humides.....	164
2.2. Agrégats secs.....	167
3. Qualité des eaux recueillies au cours des pluies simulées.....	169
3.1. Charge en éléments en suspension	169
3.1.1. Charges solides dans les eaux d'infiltration des agrégats humides.....	169
3.1.2. Charges solides dans les eaux d'infiltration des agrégats secs	170
3.2. Distribution de la taille des particules en suspension	171
3.2.1. Eaux récoltées sous les agrégats humides	171
3.2.2. Eaux récoltées sous les agrégats secs	171
3.3. Carbone organique dans les eaux de percolation	172
3.3.1. Eaux de percolation récupérées sous les agrégats humides	172
3.3.2. Eaux de percolation récupérées sous les agrégats secs.....	172
4. Discussion	175
5. Conclusion du chapitre VI.....	181
CHAPITRE VII EFFET DES COMPOSTS SUR LA STABILITE STRUCTURALE ET LA	
DEGRADATION D'UN LIT DE SEMENCE EN CONDITIONS DE PLEIN CHAMP.....	183
1. Caractéristiques des produits résiduels organiques épandus au champ.....	183
2. Effet des produits organiques épandus au champ sur la stabilité des agrégats.....	186
2.1. Stabilité des agrégats.....	186
2.1.1. Variation inter-annuelle de la stabilité des agrégats dans les traitements « témoin »	187
2.1.2. Effet des apports de produits résiduels	188
2.2. Facteurs stabilisants	192
2.2.1. Carbone organique total (COT) dans les agrégats	192
2.2.2. Biomasse microbienne	192
2.2.2. Biomasse fongique.....	194
2.2.3. Polysaccharides extractibles à l'eau chaude	194

2.2.4. Hydrophobicité des agrégats	196
2.3. Discussion	196
2.3.1. Influence des caractéristiques des produits résiduaire.....	197
2.3.2. Effet du fumier	197
2.3.3 Influence des doses d'apport et des cumuls.....	198
2.3.4. Influence du conditionnement des apports	198
2.3.5. Origine possible des différences observées entre champ et laboratoire.....	198
3. Effet des produits organiques épandus au champ sur la résistance à la battance du lit de semences.	202
3.1. Evolution de l'état de surface des lits de semence au fur et à mesure des épisodes pluvieux	202
3.2 Discussion	205
4. Conclusion du chapitre VII	208
CHAPITRE VIII CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES	209
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	219
ANNEXES	237

INTRODUCTION

En France, les problèmes de dégradation physique des sols cultivés prennent actuellement une importance croissante. D'une part, les agriculteurs deviennent de plus en plus exigeants vis-à-vis des facteurs limitatifs du rendement des cultures. D'autre part, des phénomènes assez graves apparaissent sur les sols cultivés, comme l'érosion hydrique, qui au-delà de la perte de sol peut causer des dégâts non négligeables à l'intérieur des exploitations agricoles (ravins, dérangement de la germination des semences, arrachement de plants, pertes d'engrais...) comme en aval (inondation des villes, coulées boueuses, envasement des cours d'eau...).

La pluie est l'agent de l'érosion hydrique. Si dans les régions montagneuses, les fortes pentes expliquent les problèmes d'érosion, dans plusieurs régions de grandes cultures, là où le relief est modéré et les pluies de faible intensité, l'instabilité de la structure des sols est le facteur qui explique leur sensibilité à l'action dégradante des pluies et donc à l'apparition de l'érosion hydrique. La coïncidence des cartes d'indices de battance (figure 1-A) et de risques d'érosion (figure 1-B) pour les plaines limoneuses du nord de la France (Nord-Pas-de-Calais, Picardie, Pays de Caux, Ile de France...) le montre. La texture limoneuse de ces sols (figure 1-C) et leur faible teneur en matière organique (figure 1-D), expliquent en grande partie cette instabilité structurale.

Dans ces sols limoneux cultivés, l'érosion hydrique est amplifiée par des pratiques culturales à caractère intensif qui accentuent leur instabilité en diminuant leur teneur en matière organique, générant des conditions favorables à l'action destructive des gouttes de pluie (émiettement poussé du lit de semence, sol nu ou peu couvert lors des orages de printemps et d'été...). En contre partie, l'agriculture subit les conséquences de l'utilisation intensive de ces sols en terme de réduction de la rentabilité de leur production suite au manque à lever des plantules, au mauvais développement des racines des cultures, à l'arrachement des plantes et à la perte d'éléments fertilisants par érosion, au coût énergétique du travail du sol important...

Pour faire face à cette dégradation physique, une solution pourrait être d'améliorer la stabilité structurale de ces sols en augmentant leurs teneurs en matière organique puisque les matières organiques sont connues comme ayant un rôle important dans la régénération et la stabilisation de la structure des sols pauvres en argiles et en sesquioxydes métalliques.

Si le fumier constitue l'amendement organique traditionnel, la régression de l'élevage, l'augmentation des surfaces cultivées et de leurs besoins en matières organiques font que la production de fumier (environ 300 Mt.an⁻¹ ; MEDD, 2002) est insuffisante pour restaurer et entretenir le stock humique des sols limoneux cultivés en France (Le Villio et al, 2001). Par ailleurs, l'augmentation importante des

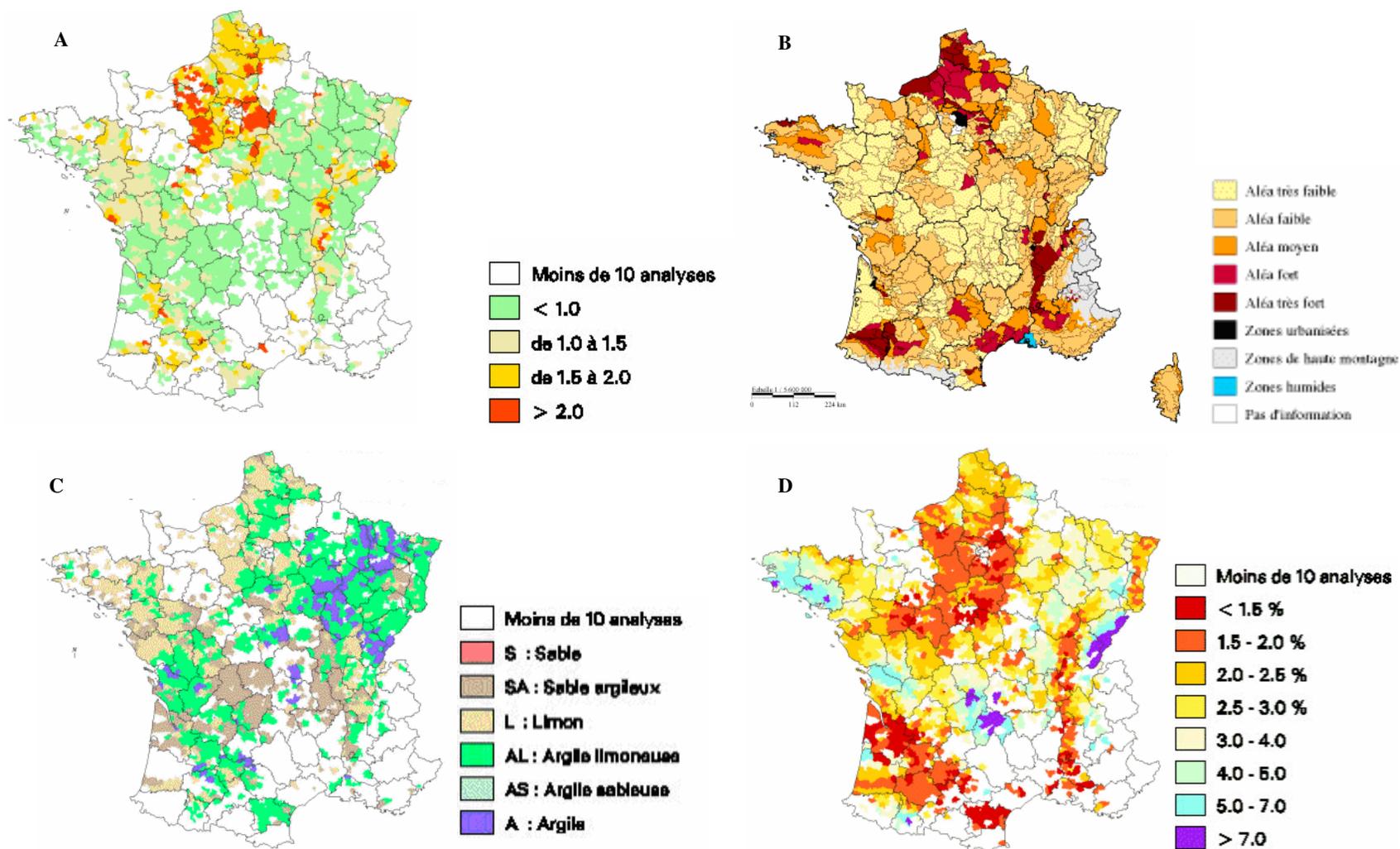


Figure 1 : Mise en évidence du lien entre dégradation physique (battance, risque d'érosion), texture et teneur en matière organique des sols : **A**) cartes des médianes cantonales de l'indice de battance (plus l'indice est élevé plus le sol est battant); **B**) carte de l'aléa érosif des sols français ; **C**) carte des médianes cantonales de la texture du sol selon le triangle du GEPPA ; **D**) carte des médianes cantonales du taux de matière organique. Les cartes A, C et D sont issues de la base de données des analyses de terre (www.inra.fr/Internet/Hebergement/afes/snas/frame.htm), la carte B est issue de Le Bissonnais et *al*, 2002a.

quantités de déchets urbains produites en France et la volonté politique de valoriser la fraction organique de ces déchets en agriculture, font que les composts de déchets urbains (production française d'environ 1,7 Mt.an⁻¹; IFEN, 2002) apparaissent comme une source croissante de matières organiques exogènes disponible pour l'agriculture.

La valorisation agronomique des composts urbains permet à l'agriculture de rendre service à la collectivité en participant à l'élimination de déchets urbains mais elle tire profit de ces produits organiques en améliorant la fertilité des sols cultivés. En effet, il est généralement admis que les composts améliorent les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (Leclerc, 2001). Cependant, l'utilisation de ces composts urbains ne peut se pérenniser sans la garantie de leur innocuité (teneur en micropolluants et en pathogènes).

Notre travail, initié en 2002 se place dans ce contexte. Il a comme objectifs

- D'évaluer les effets de divers types de composts de déchets urbains sur la stabilité des agrégats d'un sol limoneux battant et leurs conséquences sur l'évolution de l'état de surface d'un lit de semence soumis à l'action déstabilisante des gouttes de pluie.
- D'interpréter ces effets par rapport aux caractéristiques de la matière organique de ces composts et par rapport à leurs effets sur certaines composantes microbiennes (biomasse microbienne totale et biomasse fongique) et physico-chimiques (polysaccharides, hydrophobicité) du sol.

Ce travail fait partie du programme Qualiagro, initié en 1998 dans le cadre d'une collaboration entre l'INRA et le CReeD (Centre de Recherche sur l'environnement, l'énergie et les déchets du groupe Véolia Environnement), qui vise à caractériser la valeur agronomique de différents composts d'origine urbaine et leurs impacts environnementaux. Ce programme est centré sur la mise en place d'un essai au champ de longue durée dans lequel les effets de trois types de composts sur les propriétés du sol et la qualité des récoltes sont comparés à un fumier en tant qu'amendement organique de référence et à des parcelles témoins ne recevant pas d'amendement organique. Le suivi de ce dispositif est accompagné de programmes ayant des objectifs propres, mais dont les résultats sont utilisés pour interpréter les observations faites au champ. C'est le cas de ce travail de thèse sur l'effet des composts sur la stabilité structurale, financée dans le cadre d'une bourse CIFRE par le CReeD.

Ce mémoire est structuré en trois parties principales. La première (chapitre 1) est une synthèse bibliographique, qui s'intéressera à la structure du sol et à l'importance de sa stabilité, au rôle des matières organiques dans la stabilisation de cette structure, à l'influence des apports de produits résiduels organiques sur cette stabilité structurale. Cette partie comprend aussi une description du

processus de compostage et son action sur la stabilisation des matières organiques des déchets. Cette analyse bibliographique justifiera les objectifs et la démarche adoptés au cours des trois ans de thèse.

Cette démarche expérimentale vise à mettre en évidence le processus expliquant la stabilisation de la structure en conditions contrôlées de laboratoire puis ensuite de les valider dans un essai au champ de longue durée.

Nous présenterons dans la deuxième partie les matériels et les méthodes mis en œuvre pour mener à bien notre étude (chapitre 2). Cette partie comprend la présentation du sol et des composts utilisés, la description des dispositifs expérimentaux et des différentes méthodes utilisées.

Les résultats obtenus font l'objet de la troisième partie. Après la présentation des principales caractéristiques des composts utilisés dans les essais en conditions contrôlées de laboratoire (chapitre 3), les relations entre la nature et le degré de stabilité de la matière organique des composts, leur effet sur la stabilité des agrégats et les processus de stabilisants en jeu seront étudiés dans le chapitre 4. Le lien avec l'effet des composts sur l'activité microbienne sera particulièrement recherché (chapitre 4), ainsi que l'existence d'une dose maximale de compost à apporter (chapitre 5).

Une des conséquences de l'instabilité structurale est la dégradation du lit de semence sous l'action des gouttes de pluie. L'influence des composts sur la fermeture de la surface d'un lit de semence sera d'abord étudiée sous pluie simulée (chapitre 6). Le chapitre 7 présente les effets des composts sur la stabilité structurale et l'évolution de l'état de surface des parcelles en conditions de plein champ. Dans ce dernier chapitre on cherchera à valider les effets des différents types de composts et les processus mis en évidence au laboratoire. Une typologie des matières organiques des composts selon leur action sur la stabilité structurale et des perspectives de ce travail sont présentées en conclusion générale de ce travail.

CHAPITRE I

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Ce premier chapitre présente une synthèse de la bibliographie sur la problématique abordée dans la thèse. Après avoir défini les notions de structure du sol et de sa stabilité puis les méthodes d'évaluation de cette stabilité, nous analyserons le rôle de la matière organique du sol dans la stabilité des agrégats. Ensuite, nous étudierons de façon approfondie les effets des produits résiduels organiques dans l'amélioration de la stabilité de la structure du sol. Cette analyse bibliographique a pour but de mettre en évidence et de hiérarchiser l'influence des principaux compartiments organiques liés à la stabilité de la structure. Nous identifierons alors les paramètres les plus importants sur lesquels nous devons porter nos efforts expérimentaux.

Dans ce travail, nous allons tester l'efficacité de composts d'origine urbaine à stabiliser la structure d'un sol limoneux. C'est pourquoi dans la seconde partie de cette synthèse bibliographique, nous ferons le point sur la place du compostage dans le traitement des déchets urbains et sur les transformations de la matière organique au cours du compostage qui seront un déterminant clé de leurs effets sur la stabilité de la structure du sol.

A la fin du chapitre, nous exposerons les objectifs généraux de ce travail de thèse ainsi la démarche suivie.

1. La structure du sol, composante majeure de la fertilité des sols

1.1. Définitions

1.1.1. Structure du sol

Bien qu'il soit universellement utilisé, le concept de **structure du sol** ne fait pas l'objet d'une définition unique et généralement acceptée. En effet, plusieurs définitions de la structure du sol sont adoptées dans la littérature scientifique. On peut néanmoins les classer en trois tendances :

- (i) La structure peut être simplement définie, comme étant la manière dont sont disposées les particules du sol les unes par rapport aux autres (Oades, 1984 ; Musy et Soutter, 1991).
- (ii) D'autres définitions font intervenir en plus de la disposition spatiale, la nature et l'intensité des liaisons établies entre les particules constitutives du sol (Manichon, 1982 ; Stengel, 1990).

(iii) Une conception plus globale intègre à la définition de la structure du sol, les propriétés qui déterminent la structure du sol et/ou sont influencées par elle (Dexter, 1988).

Toutes ces définitions font référence à l'organisation spatiale des constituants, et peuvent être considérées à plusieurs échelles. En effet, la gamme de particules que concernent ces définitions, va des particules élémentaires aux assemblages plus complexes de ces particules. Ainsi, la notion de structure du sol peut s'appliquer à l'assemblage des particules d'argiles (quelques micromètres), des constituants du sol en éléments structuraux (de quelques micromètres à quelques centimètres) et aller jusqu'aux unités pédologiques. D'autre part, la structure du sol varie dans l'espace et le temps (Stengel, 1990). Ceci est d'autant plus vrai que le volume étudié est proche de la surface et subit de ce fait des sollicitations externes (actions mécanique ou biologiques, climat) de plus grande intensité.

La structure d'un sol peut être décrite d'une façon macromorphologique en décrivant la forme et la taille des éléments structuraux visibles sur le terrain. Ce type d'observation peut être abordé selon un déterminisme pédogénétique, correspondant à la structure du sol telle qu'on la suppose générée par les processus de pédogenèse ou bien selon un déterminisme cultural, correspondant à la structure du sol telle qu'influencée par son histoire culturale (Manichon, 1982). Ces approches morphologiques fournissent des informations essentiellement qualitatives et sont employées à des fins taxonomiques. Pour accéder à des caractéristiques plus détaillées et précises (nature de la phase solide, formes et dimensions des solides et des pores...), des techniques micromorphologiques peuvent être mises en œuvre (i.e. lames minces, analyse d'images...).

Pour avoir une approche complète et globale, la structure du sol devrait être décrite par les arrangements de ses constituants à différentes échelles. Mais pour de multiples raisons, historiques, techniques et scientifiques, on limite souvent l'étude de la structure du sol aux échelles des assemblages des particules élémentaires en agrégats et en mottes (Calvet, 2003). En effet, les particules élémentaires d'un sol peuvent rester individualisées, en raison d'absence de liens entre elles, ou s'assembler en des unités plus grandes relativement cohérentes et plus ou moins fragmentées, appelées agrégats. Kemper et Cheptil (1966) définissent les agrégats comme des assemblages de particules primaires liées entre elles d'une manière plus intense qu'avec les particules qui les entourent. Les agrégats sont donc délimités par des surfaces de moindre résistance qui prennent naissance sous l'action de perturbations mécaniques d'origine naturelle (pédogenèse) ou anthropique (travail du sol...) (Calvet, 2003). Les vides intra-agrégats constituent des **zones de fragilité** de ces assemblages.

Agents de stabilisation

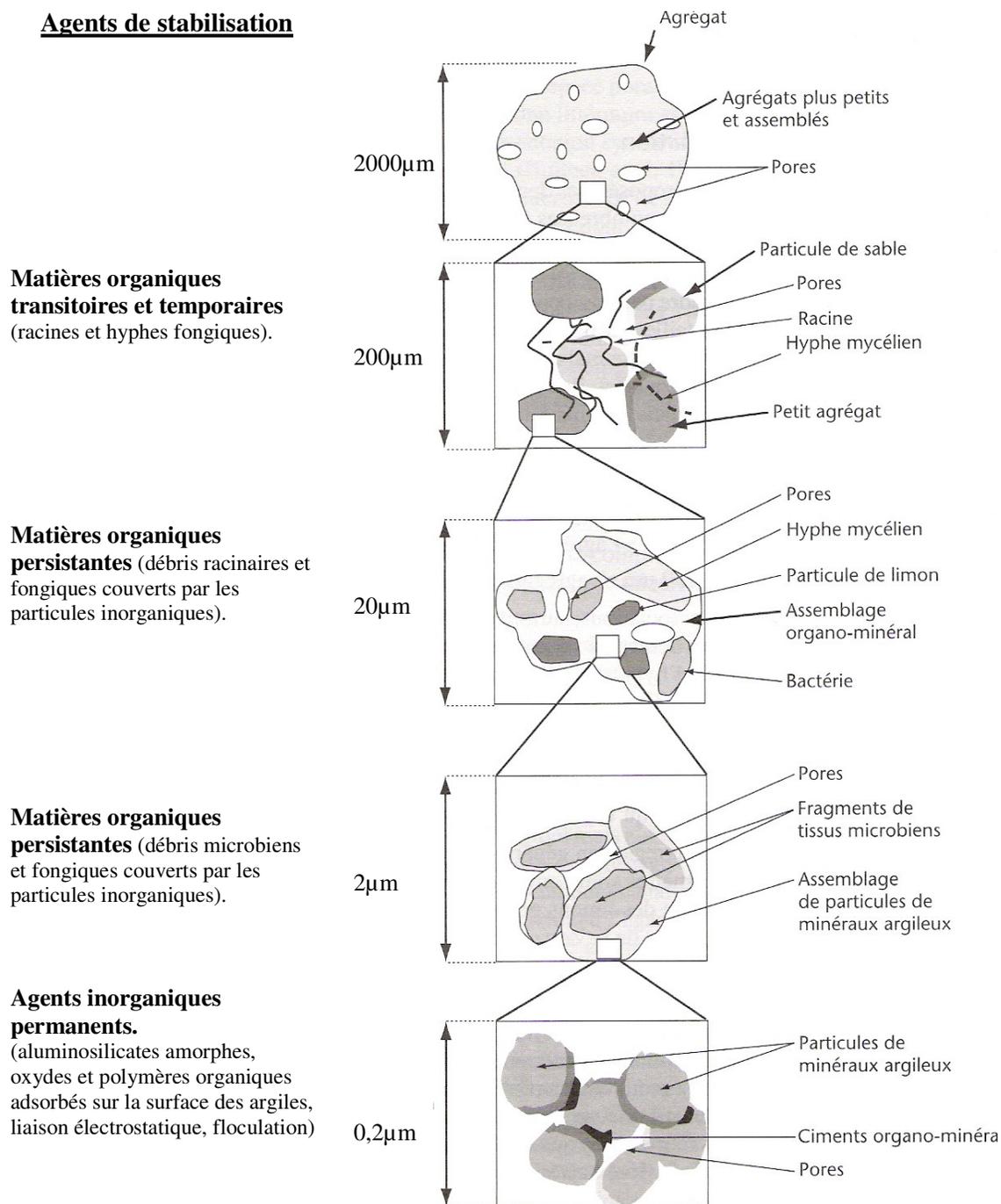


Figure I-1: Schéma d'organisation hiérarchique de la structure des sols de Tisdall et Oades (1982) adapté par Calvet (2003). A chaque taille d'agrégats, est associé un type spécifique de matière organique du sol qui stabilise la structure.

1.1.2. Hiérarchisation de la structure

Au cours d'une action disruptive, si les agrégats se désintègrent petit à petit, on dit que la structure est hiérarchisée. Au contraire si les agrégats se désintègrent en particules élémentaires, la structure n'est pas hiérarchisée. La notion de **hiérarchie de la structure du sol** est donc basée sur la distribution des agrégats telle que mise en évidence après leur destruction. Tisdall et Oades (1982), ont proposé un modèle conceptuel de l'organisation des agrégats, qui propose une hiérarchisation des agrégats selon leur taille : les macroagrégats ($>250\mu\text{m}$) sont constitués de microagrégats ($<250\mu\text{m}$), eux-mêmes résultant de l'assemblage d'unités de tailles inférieures (figure I-1). Cette limite dimensionnelle ($250\mu\text{m}$) est la plus conventionnellement utilisée pour distinguer les macroagrégats des microagrégats (Oades, 1984 ; Dexter, 1988).

D'après Oades (1993), la hiérarchie des agrégats se développerait au fur et à mesure de l'histoire culturelle des sols mais n'existerait pas dans les sols jeunes. Les caractéristiques physico-chimiques des sols conditionnent également le développement de cette hiérarchisation de la structure. Ainsi dans les sols riches en argiles 2:1 (i.e. illite, montmorillonite...), les interactions électrostatiques entre les argiles et les matières organiques favorisent la hiérarchisation de la structure. Au contraire dans les sols riches en oxydes et en argiles à dominance 1:1, les interactions électrostatiques répulsives entre les oxydes et les argiles empêchent cette hiérarchisation des agrégats. Si la hiérarchie de la structure du sol existe, alors la densité, la cohésion et la stabilité des agrégats d'un niveau hiérarchique sont plus faibles que celles des agrégats des niveaux inférieurs (Dexter, 1988).

1.1.3. Stabilité de la structure

La structure du sol n'est pas nécessairement permanente, elle peut se modifier en fonction des circonstances (pluie, vent, tassement par les engins et le piétinement par les animaux...). Ainsi la **stabilité de la structure** représente la capacité d'un sol à conserver l'arrangement de sa phase solide et de sa porosité quand il est exposé à des stress (Kay, 1990).

La stabilité structurale est une caractéristique importante de la structure du sol. Elle est le plus souvent évaluée à l'échelle des agrégats. Cette stabilité peut être appréhendée selon deux approches complémentaires : les facteurs stabilisants qui conditionnent la formation et la stabilité des agrégats et les processus de désagrégation auxquels s'oppose la stabilité.

1.2. Lien entre la structure et les autres propriétés d'un sol

La structure du sol est une propriété fondamentale dans un sol puisqu'elle conditionne plusieurs autres propriétés (Tableau I-1).

Par leur arrangement dans l'espace, les éléments structuraux ménagent des pores dont l'ensemble du volume et l'architecture définissent la porosité d'un sol. Deux types de porosité sont définis selon l'origine des pores : la porosité texturale formée par l'arrangement des particules élémentaires du sol,

et la porosité structurale correspondant à la fraction de porosité en rapport avec l'histoire du matériau : travail du sol, facteurs climatiques, activités biologiques (Stengel, 1979).

La porosité totale peut être aussi subdivisée, selon la taille des pores, en deux parties. La microporosité, correspond aux pores d'un diamètre de l'ordre de 2 à 8 µm dans laquelle l'eau est retenue par des forces capillaires. Les pores de diamètre plus grands correspondent à la macroporosité, où se déroule l'essentiel des processus de transferts d'eau et d'air (Musy et Soutter, 1991). La porosité influence la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol, la capacité du sol à stocker de l'eau et la circulation de l'air dans le sol. Elle est en relation étroite avec la densité apparente selon :

$$Porosité = \left(1 - \frac{\text{densité apparente}}{\text{densité réelle}}\right) * 100. \text{ L'espace poral, en conditionnant les volumes d'air et}$$

d'eau dans le sol, contrôle aussi la vie du sol, en ménageant des espaces qui facilitent le développement des racines des plantes et la circulation des organismes vivants.

Tableau I-1 : Propriétés biologique, chimique et physique influencées par la structure du sol (adapté de Diaz-Zorita et al, 2003).

Propriété	Action de la structure du sol
Biologique	- Protection de la faune et la microflore du sol - Cycles biogéochimiques - Croissance des plantes
Chimique	- Sorption-desorption des composés organiques et inorganiques
Physique	-Erosion par l'eau et le vent - Infiltration et mouvement de l'eau et de solutés - Circulation des gaz, aération

1.3. Conséquences de la dégradation de la structure du sol

Si la structure du sol est instable, elle peut se dégrader sous l'action de stress, comme par exemple les pluies. La couche superficielle du sol est alors la première affectée. Les gouttes de pluie provoquent la désintégration des agrégats, suivie d'un colmatage des pores de la surface du sol. La résultante de ce phénomène est la formation d'une croûte superficielle, appelée couramment « croûte de battance ». La surface du sol a alors un aspect lisse et glacé. La nature et l'intensité de cette évolution dépendent de nombreux facteurs (Le Bissonnais, 1988 ; Le Bissonnais et Gascuel-Oudou, 1998) :

- l'énergie des gouttes de pluies, conditionnée par la masse et la vitesse de chute des gouttes et par le potentiel hydrique à la surface du sol,

- le taux de couverture du sol par les plantes qui ralentissent l'impact des gouttes de pluie en les interceptant,
- la stabilité structurale des agrégats de la surface du sol.

La formation d'une croûte de battance à la surface d'un sol a des conséquences négatives pour le sol et les cultures. En effet, elle peut causer des nuisances sur plusieurs plans :

- chimique et biologique : en réduisant l'aération du sol (Rathore et *al*, 1982), cela peut conduire à un ralentissement de la germination ou à la mort par hypoxie des graines (Richard, 1988),
- physique : en gênant ou empêchant l'émergence des plantules (Souty et Guerif, 1988). En réduisant l'infiltration de l'eau dans le sol, les croûtes de battance favorisent le ruissellement de l'eau à la surface du sol qui conduit à l'érosion hydrique (Boiffin, 1984 ; Leguédois, 2003).

2. Agents et mécanismes de l'agrégation

L'agrégation est le processus par lequel les particules primaires du sol se rassemblent en unités secondaires, les agrégats (Baldock, 2002). Les facteurs qui interviennent dans la formation des agrégats et leur stabilité peuvent être liés aux caractéristiques du sol (agents chimiques et biologiques) ou bien lui être extérieurs (forces mécaniques essentiellement dues au climat et aux pratiques culturales).

2.1. Agents Chimiques et biologiques

Dans leurs synthèses bibliographiques Dexter (1988) et Amézketa (1999) ont identifié ces agents :

2.1.1. Argiles

Les minéraux argileux sont des ciments qui participent à la constitution des microagrégats. Les forces mises en jeu agissent (i) entre les feuillets des minéraux argileux où la cohésion est déterminée par des interactions électrostatiques entre le réseau cristallin, les ions adsorbés et les molécules d'eau, (ii) dans les assemblages entre les minéraux argileux et les particules de sable et de limon reliés par des forces de Van der Waals.

L'efficacité des argiles dépend de leur minéralogie. Ainsi les smectites sont plus efficaces que les autres argiles à cause de leur importante surface spécifique et de leur grande capacité d'échange cationique, qui conditionnent l'étendue de la surface de réactivité du sol avec les substances humiques ainsi que la robustesse de leur adsorption. Aussi, l'efficacité des argiles à stabiliser les agrégats du sol dépend de la taille des particules minérales associées (des limons grossiers ou des sables nécessitent une teneur plus forte en argile que les limons fins). Plusieurs corrélations positives entre stabilité des agrégats et teneur en argile du sol sont observées dans la bibliographie (Stengel et *al*, 1984; Le Bissonnais et *al*, 2002b).

2.1.2. Sesquioxydes métalliques

Les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium sont les principaux agents de la formation d'agrégats stables dans les sols riches en ces minéraux (Lamar et Bresson, 1989 ; Oades et Waters, 1991). Les sesquioxydes métalliques peuvent intervenir dans l'assemblage des particules (i) en liant les argiles aux molécules organiques (Amézketa, 1999) (ii) en se liant aux argiles par des forces électrostatiques (El-Swaify et Emerson, 1975) (iii) ou en se déposant sous forme de gel sur les surfaces d'argiles. Ces sesquioxydes métalliques interviennent plutôt au niveau de la microagrégation (Cambier, 1986).

2.1.3. Calcium

Le calcium joue un rôle prépondérant dans le comportement physique du sol. Par son pouvoir flocculant vis-à-vis des argiles et son rôle stabilisant pour les composés organiques, il contribue à l'organisation de la structure du sol et à la stabilité de cette structure (Bonneau & Souchier, 1979 ; Munneer et Oades, 1989). L'action de l'ion Ca^{2+} dépend de la présence de l'argile. Dans les sols acides, le calcium peut augmenter indirectement l'agrégation par la stimulation de l'activité microbienne (Chan et Heenan, 1999).

2.1.4. Matières organiques

Les matières organiques sont aussi connues comme des agents agrégeants en augmentant la cohésion entre les particules minérales par la formation de complexes organo-minéraux soit directement en établissant des liaisons entre leurs charges positives et les charges négatives des argiles, ou par l'intermédiaire de cations notamment Fe^{+++} et Al^{+++} (Bonneau et Souchier, 1979). La partie vivante de la matière organique du sol participe aussi à la formation de la structure, soit par la création d'agrégats tels que les boulettes fécales, soit par la formation de biopores dus aux racines ou à la macrofaune du sol (Lee et Foster, 1992 ; Oades, 1993). Les microorganismes et leur activité sont aussi très impliqués dans le phénomène de l'agrégation du sol (Lynch et Bragg, 1985).

Dans les sols limoneux de grandes cultures d'Europe de l'Ouest, la matière organique du sol est le paramètre déterminant de l'agrégation, étant donnée leur pauvreté en argiles et en sesquioxydes métalliques. Notre travail porte sur ce type de sol. C'est pourquoi le rôle de la matière organique dans la formation et la stabilité de la structure du sol sera analysée plus longuement dans la suite de cette étude bibliographique (c.f § 6).

2.2. Agents mécaniques

Les agrégats peuvent se former par fragmentation d'éléments structuraux plus grands. En effet, lors de l'application d'une force, ceux-ci se fractionnent selon les plans de fragilité et libèrent des unités hiérarchiquement inférieures de la structure du sol. Cette fragmentation peut être due à des

phénomènes climatiques comme les alternances des cycles d'humectation/dessiccation ou de gel/dégel ou bien aux pratiques culturales, essentiellement le labour (Dexter, 1988 ; Oades, 1993). La présence d'argiles gonflantes favorise la fragmentation des agrégats par humectation-dessiccation, grâce aux propriétés de gonflement et de retrait qu'elles confèrent au sol. Les teneurs en eau élevées favorisent la fragmentation du sol par le gel.

3. Mécanismes et conséquences de la désagrégation

3.1. Mécanismes de désagrégation

La désagrégation du sol est l'opposé de l'agrégation ; elle est rarement complète (Diaz-Zorita et al, 2003).

La désagrégation résulte d'un déséquilibre entre les forces de liaison des agrégats et les forces de rupture. Dans les régions tempérées, l'eau est le principal agent de dégradation physique des sols. Quatre principaux mécanismes de désagrégation sont identifiés par Le Bissonnais (1996). Ces mécanismes diffèrent par la nature des forces impliquées et l'amplitude de la désagrégation résultante (tableau I-2) :

- L'éclatement, lié à la compression de l'air piégé lors de l'humectation. Il se produit lorsque des agrégats secs sont rapidement humectés. L'eau pénètre dans les pores capillaires en débutant par les plus gros ; elle exerce une pression P sur l'air qui s'y trouvait. La rupture du capillaire se produit lorsque la pression de l'air (P) est supérieure à la cohésion de l'agrégat (C).

$$P = \frac{2A \cos \theta}{R}$$

A étant la tension superficielle de l'eau, θ l'angle de raccordement sol-eau et R le rayon des capillaires les plus gros (figure I-2).

Les arguments concernant la validité de ce modèle pour expliquer le phénomène d'éclatement des agrégats ont été vérifiés par Hénin (1976) et sont issus du domaine de la mécanique des fluides. En effet quand on plonge l'extrémité d'un tube capillaire dans l'eau, le liquide tend à monter à l'intérieur ; la hauteur à laquelle il s'élève dépend du rayon du tube, de l'état des parois et de la tension superficielle de l'eau. Si l'extrémité supérieure du tube est fermée, l'eau tend encore à monter mais comprime l'air enfermé entre le ménisque et cette extrémité. La stabilité structurale persistera tant que $C > P > 0$.

- La microfissuration, produite par le gonflement différentiel des argiles. Ce processus ne se distingue pas du précédent par la nature du mécanisme intervenant, qui est toujours l'éclatement, mais par l'intensité plus faible de son action.

Tableau I-2: Principaux mécanismes de désagrégation (adapté de Le Bissonnais, 1996).

Mécanismes de désagrégation	Eclatement	Microfissuration	Désagrégation mécanique	Dispersion physico-chimique
Nature des forces en jeu	Pression interne de l'air piégé lors de l'humectation	Pression interne de l'air par gonflement différentiel de l'argile	Impacts des gouttes de pluie	Réduction des forces d'attraction entre les particules
Intensité de la désagrégation	Totale	Partielle	Cumulative au cours de la pluie	Totale
Propriétés du sol en jeu	Porosité, mouillabilité, cohésion interne	Gonflement potentiel, cohésion, conditions d'humectation	Cohésion à l'état humide	Taille et valence des cations présents, minéralogie de l'argile
Particules résultantes	Petits agrégats (<500 μ m)	Macro et microagrégats	Particules élémentaires et microagrégats	Particules élémentaires

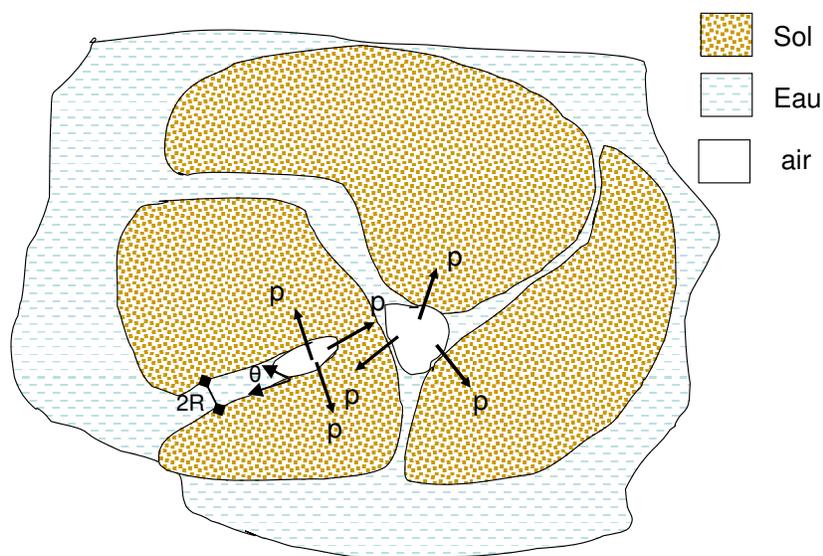


Figure I-2 : Eclatement des agrégats par compression de l'air dans les capillaires suite à l'apport de l'eau.

- La désagrégation mécanique, due à l'énergie des gouttes de pluie. Les gouttes de pluie peuvent détacher des particules de la surface des agrégats (phénomène d'éclaboussement ou splash) et les déplacer. Ce mécanisme joue un rôle prédominant dans la désagrégation des sols saturés en eau.

- La dispersion physico-chimique, qui résulte de la réduction des forces d'attraction entre les particules d'argiles lors de l'humectation. Elle dépend de la taille et de la valence des cations présents et de la minéralogie des argiles. D'après Van Olphen (1977), les illites sont les plus sensibles à la dispersion. Dans les sols, cette dispersion est surtout liée à la présence de sodium échangeable (Barzegar *et al*, 1994).

En climat tempéré, les trois premiers mécanismes sont dominants lors de la désagrégation sous l'action de l'eau. Cependant, il est difficile de faire la part de chacun des mécanismes, qui interviennent souvent simultanément. Dans les sols limoneux des régions tempérées qui nous intéressent spécifiquement dans ce travail, les processus d'éclatement et de désagrégation mécanique interviennent majoritairement dans la désagrégation de ces sols, puisque la teneur en argile y est trop faible pour provoquer la rupture par gonflement (Kheyrabi et Monnier, 1968).

3.2. Formation des croûtes de battance

Boiffin (1984) a montré que la formation des croûtes de battance est la conséquence de la dégradation de la surface du sol par les gouttes de pluie. A partir d'un état initial fragmentaire (infiltrabilité = 30 à 60 mm.h⁻¹), la dégradation de la surface du sol sous l'action de la pluie engendre le développement d'une **croûte structurale** due à une réorganisation in-situ, sans déplacement important des fragments produits lors de la désagrégation (tableau I-3). Cette réorganisation cause le colmatage des interstices de la surface du sol. Cette croûte a pour effet de diminuer la capacité d'infiltration du sol (infiltrabilité = 2 à 6 mm.h⁻¹). Les facteurs qui accélèrent la formation d'une croûte structurale sont :

- l'agressivité des gouttes de pluie qui détachent des fragments d'agrégats ou des particules élémentaires selon les processus de désagrégation cités ci-dessus (c.f § 3.1),
- la stabilité de la structure du sol qui dépend de plusieurs caractéristiques intrinsèques du sol (teneur en argiles, en carbone organique...),
- la teneur en eau du sol lors de l'épisode pluvieux : plus le sol est sec, plus la dégradation de la surface du sol sous l'action de la pluie est rapide.

Au fur et à mesure de la diminution de l'infiltrabilité, l'excès d'eau en surface peut provoquer l'évolution de la croûte structurale en une **croûte sédimentaire**, suite à la ségrégation des particules en

différents lits granulométriques ou bien par entraînement de particules triées par ruissellement (tableau I-3). L'infiltrabilité du sol devient de l'ordre de 1 mm.h^{-1} .

Tableau I-3 : Phases de la dégradation structurale de la surface du sol et formation des croûtes de battance sous l'action des pluies (adapté de Boiffin, 1984 et de Le Souder, 1990).

<p>Etat initial</p> 	<p>Morphologie de la surface du sol :</p> <ul style="list-style-type: none"> - état fragmentaire, hétérogène
<p style="text-align: center;">↓</p> <p>Croûte structurale</p> 	<p>Morphologie de la surface du sol :</p> <ul style="list-style-type: none"> - apparition de plaques continues et extension de ces plaques - incorporation à la croûte de fragments de taille croissante - diminution de l'infiltrabilité - diminution de la rugosité <p>Processus :</p> <ul style="list-style-type: none"> - détachement des particules solides selon trois modalités (éclatement, désagrégation mécanique et microfissuration) - déplacement des particules - colmatage des interstices de surface - tassement de la surface sous l'impact des gouttes d'eau <p>Facteurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> - agressivité des pluies (énergie cinétique, intensité) - stabilité structurale du sol, teneurs en argile et en matière organique - histoire hydrique du sol - taille et état hydrique des agrégats à la surface du sol
<p style="text-align: center;">↓</p> <p>Croûte sédimentaire</p> 	<p>Morphologie de la surface du sol :</p> <ul style="list-style-type: none"> - apparition et développement de croûtes stratifiées. - signes importants de dispersion, avec ségrégation des particules <p>Processus :</p> <ul style="list-style-type: none"> - détachements des particules solides - déplacement en phase liquide, opérant ainsi un tri granulométrique <p>Facteurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> - identiques à ceux de la formation de la croûte structurale

3.3. Erosion hydrique

L'érosion hydrique est déclenchée par une combinaison de facteurs tels que les fortes dénivellations, le climat, une utilisation des terres inadéquate et les types de couverture végétale. En outre, certaines caractéristiques intrinsèques d'un sol peuvent le rendre plus enclin à l'érosion (Le Bissonais et Gascuel-Oudou, 1998). L'érosion hydrique décape progressivement la surface du sol et provoque la dégradation de la qualité des sols et des eaux de surface. Les impacts causés par l'érosion hydrique sont à la charge de l'agriculteur (diminution de production, perte du capital sol...) et / ou de la collectivité (coulées boueuses, pollution...) (Le Bissonais et Gascuel-Oudou, 1998).

La pluie est l'agent essentiel de l'érosion hydrique. L'érosivité de la pluie est son aptitude à provoquer le phénomène d'érosion. L'érosivité de la pluie dépend surtout de l'intensité de la pluie ou de son énergie cinétique qui en résulte directement. Cependant, dans le contexte du nord-ouest de l'Europe, les pluies de forte intensité ne peuvent pas, à elles seules, expliquer l'apparition de l'érosion ; elles doivent être combinées avec des quantités élevées de pluie cumulée les jours précédents, et des pluies cumulées importantes depuis le dernier travail du sol.

La morphologie du terrain intervient dans les risques d'érosion par :

- la pente qui va déterminer le régime d'écoulement des eaux en un point donné du versant. Bien que la pente soit a priori un facteur favorable au ruissellement et à l'érosion, son influence n'est pas facile à mettre en évidence dans les zones de grandes cultures correspondant généralement à des faibles pentes. Généralement pour des fortes pentes, l'eau s'écoule le long des lignes de plus grande pente, alors que pour les pentes faibles, l'eau peut s'écouler selon le sens du travail du sol.
- la morphologie générale du bassin versant. Il s'agit en particulier de la dimension globale du bassin versant, de la forme (concavité-convexité) et de la longueur des versants, qui permettent d'estimer les aires d'alimentation du ruissellement en chaque point du bassin versant.

Les caractéristiques hydrologiques et pédologiques des sols influent sur le processus de ruissellement et d'érosion. L'érodibilité du sol est la facilité avec laquelle les particules terreuses se détachent durant un épisode pluvieux et/ou une irrigation. Elle dépend essentiellement de la stabilité structurale et des propriétés d'infiltrabilité des horizons de surface du sol. Les couvertures limoneuses, par leur faible stabilité structurale, sont sensibles à la battance et au compactage par les engins agricoles. La conductivité hydraulique des premiers millimètres de sol ou des 20 centimètres de surface est souvent fortement réduite, par respectivement une croûte de battance ou un tassement des sols par les engins agricoles. Quand cette capacité d'absorption devient inférieure à l'intensité des pluies, l'excès d'eau peut entraîner une érosion hydrique. En effet dans ces sols limoneux, la proportion de matériaux liants (argile, matières organiques) par rapport aux fractions minérales grossières, y est insuffisante pour assurer la formation d'agrégats stables vis-à-vis de l'action destructive de l'eau.

L'utilisation agricole des sols est aussi propice à l'apparition de l'érosion par :

- la régression des prairies au profit de systèmes de production plus intensifs,
- l'augmentation du nombre de passage des engins agricoles,
- l'augmentation de la taille des parcelles qui ne présentent plus d'obstacles au ruissellement sur les versants,
- l'augmentation de la durée des périodes de faible couverture végétale quand la préparation plus fine des sols tend souvent à diminuer la rugosité de surface.

L'érosion est généralement mesurée par la quantité de particules du sol déplacées au cours d'une pluie naturelle ou simulée, ou quantifiée empiriquement à l'aide de modèles de prédiction. La stabilité structurale des agrégats peut aussi donner une idée sur l'érodibilité d'un sol. En effet Amézketa et *al* (1996), Le Bissonais et *al* (2002b) ont trouvé des relations significatives entre la stabilité structurale et des paramètres décrivant l'érosion.

Dans les régions de grandes cultures du nord de la France, les caractéristiques climatiques et topographiques sont peu favorables au déclenchement de l'érosion (Monnier et *al*, 1986). Cependant d'après ces derniers auteurs, l'érosion hydrique par ruissellement concentré, suite à la formation des croûtes de battance, est couramment observée.

Pour les sols limoneux du bassin parisien par exemple, l'érosion hydrique est attribuée à leur faible teneur en matière organique (1 à 2%) et à leur faible teneur en argile (Le Bissonais et *al*, 2002a). En se basant sur la texture des sols et leurs teneurs en carbone organique, Le Villio et *al* (2001), ont estimé la superficie globale de sols limoneux français qui peuvent être affectés par le phénomène d'érosion hydrique à 3,4 millions d'hectare, ce qui représente un peu plus de 17% des terres arables en France.

En Europe, environ 26 millions d'hectares sont touchés par l'érosion hydrique (Commission européenne, 2002). La majorité de ces sols ont une texture limoneuse (De Ploey, 1986).

4. Méthodes d'évaluation de la stabilité de la structure du sol

La stabilité structurale n'est pas une grandeur physique et n'est donc pas mesurable de façon absolue (Musy et Soutter, 1991). Diverses méthodes sont employées pour la caractériser. Cette multitude des méthodes montre à la fois l'intérêt porté à cette notion et l'absence d'une standardisation internationale pour son évaluation. Cependant, il est important de souligner la différence entre les méthodes de mesure de la stabilité structurale et les méthodes qui calibrent les agrégats du sol. En effet, dans un test de stabilité structurale, la structure du sol est évaluée en terme de stabilité et de comportement face à divers traitements énergétiques, tandis que dans une calibration d'agrégats, c'est la caractérisation de l'état structural (des éléments structuraux eux-mêmes à un moment et état donné) qui est recherchée, ce qui implique des méthodes de séparation où les actions sont suffisamment ménagées pour ne pas dénaturer les éléments structuraux.

La plupart des méthodes de mesure de la stabilité structurale sont pratiquées au laboratoire et testent la stabilité des agrégats de sol vis-à-vis d'un stress. A la surface du sol, l'eau est le plus important agent de désagrégation et la capacité des agrégats à résister aux stress causés par l'eau est communément considérée comme la stabilité des agrégats à l'eau. La mesure de la perte de la stabilité due à l'humectation est plus souvent testée sur des agrégats provenant de la surface du sol puisqu'ils sont les

premiers affectés. Ces méthodes sont souvent utilisées dans des études de comparaison de matériaux terreux ou d'évaluation de l'effet d'une modalité (amendements, conditions climatiques...).

Amézketa (1999), différencie les méthodes d'étude de la stabilité des agrégats selon qu'elles se proposent d'étudier le comportement des microagrégats ou la stabilité des macroagrégats. Cet auteur justifie cette distinction par le fait que la stabilisation de ces deux niveaux d'agrégats est due à des facteurs différents et qu'ils répondent donc différemment aux conditions stressantes. Cependant, la majorité des méthodes testant la stabilité structurale concernent la stabilité des macroagrégats.

4.1. Stabilité des microagrégats

Les méthodes pour évaluer la stabilité des microagrégats sont basées sur la quantification des particules fines (argile et limon) après application aux agrégats du sol d'un ou plusieurs traitements: (i) exposition à l'eau (Rengasamy et *al*, 1984) (ii) exposition à différentes intensités de destruction (sonification...) (Pojasok et Kay, 1990), (iii) exposition à des solutions de différentes conditions chimiques (solutions saline, acide...) (Abu-Sharar et *al*, 1987). L'évaluation du taux de désagrégation après le traitement des microagrégats se fait à l'aide de méthodes optiques (turbidimétrie, granulométrie laser...) ou bien densimétriques en utilisant la loi de Stokes (Amézketa, 1999).

4.2. Stabilité des macroagrégats

Ces méthodes évaluent l'action disruptive de l'eau (i) en mesurant la distribution des tailles d'agrégats résiduels après ce test (Kemper et Rosenau, 1986 ; Le Bissonnais, 1996), ou (ii) en observant visuellement le comportement des agrégats de sols comme dans la méthode de Emerson (1967) qui classe les agrégats d'une façon dichotomique selon leur sensibilité à l'eau, ou (iii) à l'aide d'une méthode indirecte comme le nombre de gouttes d'eau nécessaires pour désintégrer un agrégat (Low, 1967). Dans la suite de ce paragraphe, nous nous intéresserons au premier type de méthode utilisant l'évaluation de la distribution des tailles des agrégats résiduels après le traitement des macroagrégats initiaux par contact direct avec l'eau. En effet, ce sont les méthodes les plus répandues. Cependant, des différences entre ces méthodes existent et s'observent à toutes les étapes depuis l'échantillonnage jusqu'à l'expression des résultats (tableau I-4), ce qui rend difficile la comparaison entre les résultats y compris pour une même référence de méthode puisque des variations de procédure sont fréquemment observées. Ces différences entre les méthodes portent sur :

- **Les caractéristiques initiales des échantillons** : Différentes tailles de macroagrégats sont testées. Cette différence de taille pourrait avoir une influence sur le résultat final du test. En effet, d'après Le Bissonnais (1988) et Legout et *al* (2005), plus la taille initiale des agrégats est grande, plus la distribution résultante des agrégats après le test de stabilité est riche en éléments grossiers.

Tableau I-4 : Caractéristiques des méthodes d'évaluation de la stabilité des macroagrégats vis-à-vis de l'action de l'eau les plus fréquemment utilisées.

Référence	Echantillons de départ		Traitement	Expression du résultat	Remarques
	Taille (mm)	Humidité			
Yoder (1936)	3-5	Sec	Immersion à l'eau, tamisage pendant le traitement	MWD (mm)	
Kemper (1965)	1-2	Humide	Immersion à l'eau, tamisage pendant le traitement	Proportion d'agrégats stables > 0,20 mm	Correction par rapport aux sables
Kemper et Chepil (1965)	<4,7	Humide	Immersion à l'eau, tamisage pendant le traitement	MWD (mm)	Correction par rapport aux sables
Kemper et Rosenau (1986)	1-2	Humide	Immersion à l'eau, tamisage pendant le traitement	Proportion d'agrégats stables > 0,25 mm	
Angers et Mehuys (1993), cité par Angers et al (1999)	1-2	Humide	Immersion à l'eau, tamisage pendant le traitement	Proportion d'agrégats stables > 0,25 mm	Correction par rapport aux sables
Hénin et al (1958)	<2	Sec	-Combine trois traitements : * immersion à l'eau sans prétraitement (Ag _c), * immersion à l'eau du sol prétraité avec l'éthanol (Ag _a), * immersion à l'eau du sol prétraité au benzène (Ag _b). -Tamisage pendant les traitements.	Proportion d'agrégats stables > 0,20 mm	-Correction par rapport aux sables
Le Bissonnais (1996)	3-5	Sec	-Combine trois traitements : *humectation rapide d'agrégats secs, *humectation d'agrégats prétraités avec l'éthanol, *humectation par capillarité. - Tamisage post-traitement	MWD (mm)	

La teneur en eau des agrégats avant l'application du test varie aussi selon la méthode (sec, humidité de prélèvement, humidité déterminée) et peut avoir une forte influence sur leur taux de désagrégation (Le Bissonnais, 1988 ; Martinez-Mena et *al*, 1998). En effet, la stabilité des agrégats augmente avec leur teneur en eau et atteint un maximum pour des teneurs en eau de 20% (Le Bissonnais, 1988) ou au voisinage de la saturation pour Sun et *al* (1995).

- **Les traitements subis par les échantillons** : Les traitements adoptés dans les diverses méthodes sont très variables et mettent en jeu parfois plusieurs niveaux d'énergie. Ils varient par :

✓ Le mode d'humectation qui peut se faire soit par immersion des agrégats directement dans un volume d'eau, soit par apport d'eau par capillarité à différents potentiels. Ces modes d'humectation déstabilisent les agrégats de façons différentes car ils impliquent des énergies de désagrégation différentes (c.f § 3.1).

✓ L'application ou non d'une énergie destructive additionnelle à l'action de l'eau (agitation, ultrason...). Ces énergies peuvent varier en terme d'intensité et de durée.

✓ Le prétraitement éventuel des agrégats avant leur immersion dans l'eau dans le but de distinguer des mécanismes ou bien des agents spécifiques entrant dans la stabilisation des agrégats. Plusieurs prétraitements sont cités : (i) La préhumidification lente à l'eau des agrégats, par capillarité ou pulvérisation, a pour but de minimiser le phénomène d'éclatement des agrégats lors d'un contact rapide avec l'eau. Ce prétraitement permet d'étudier la stabilité des sols fragiles. (ii) L'immersion des agrégats dans le benzène provoque la formation d'un film hydrophobe sur les matières organiques du sol et permet de dégager leurs actions spécifiques (Hénin et *al*, 1958). (iii) Le prétraitement à l'éthanol utilisé par Hénin et *al* (1958) et Le Bissonnais (1996) permet de minimiser la dislocation des agrégats par éclatement, l'éthanol étant un liquide polaire à faible tension superficielle, et de dégager ainsi le rôle de la cohésion interparticulaire dans les agrégats testés.

- **La mesure de la désagrégation** : Le plus souvent, elle se fait par tamisage et caractérisation massique des agrégats résiduels retenus dans les tamis utilisés. Plusieurs méthodes combinent cette étape avec l'étape de traitement proprement dite, ce qui rend difficile la distinction entre l'influence du traitement de celle de l'énergie mécanique appliquée lors du tamisage, par exemple dans la méthode de Hénin et *al* (1958) et de Kemper et Rosenau (1986). D'autres méthodes séparent le traitement de l'étape du tamisage, qui se fait alors en post traitement après séchage des agrégats résiduels, par exemple dans la méthode de Le Bissonnais (1996).

La durée et la méthode du tamisage varient aussi, par exemple : 3 minutes à 35 cycles par minute en oscillant le tamis de haut en bas, pour la méthode de Kemper et Rosenau (1986), tamisage doux par basculement de droite à gauche durant quelques secondes pour la méthode de

Le Bissonnais (1996). Le nombre de tamis utilisés varie aussi selon les méthodes. L'utilisation d'un seul tamis est défendue par plusieurs auteurs comme Kemper (1965) et Kemper et Rosenau (1984) car les résultats issus d'un ou de plusieurs tamis sont positivement corrélés entre eux. Cependant, d'autres auteurs comme Beare et Bruce (1993) et Gupta et Germida (1988) recommandent l'utilisation de plusieurs tamis.

- **Le mode d'expression des résultats** : Le nombre et les mailles des tamis utilisés interviennent dans le mode d'expression des résultats. Ainsi pour les méthodes utilisant un seul tamis, l'expression la plus courante est la proportion d'agrégats ayant une taille supérieure au seuil du tamis utilisé. Pour les méthodes utilisant plusieurs tamis, les résultats sont généralement présentés en terme de proportion de chaque taille d'agrégats retenue dans les tamis et/ou sous forme d'indices qui mettent en jeu toute la gamme des agrégats retenus dans les tamis. Les deux indices fréquemment utilisés sont, le diamètre moyen pondéré (MWD) (Le Bissonnais, 1996) et le diamètre moyen géométrique (GMD) (Tiarks et al, 1974). L'utilisation de ces indices est intéressante étant donnée la grande ambiguïté à propos de la taille à partir de laquelle on admet qu'un agrégat est stable.

$$MWD = \sum_i^n \bar{x}_i w_i$$

$$GMD = EXP \left[\frac{\sum_i^n w_i \log \bar{x}_i}{\sum_i^n w_i} \right]$$

Avec : \bar{x}_i est le diamètre moyen entre deux tamis, w_i est la proportion de la masse totale d'agrégats résiduels dans chaque tamis.

4.3. Influence des conditions de réalisation des tests

Kemper (1965), Jastrow et Miller (1991) signalent l'influence des conditions d'exécution des tests de stabilité sur leurs résultats. Ils conseillent :

- d'éviter lors de l'échantillonnage, toute compression qui provoquerait un accroissement de la cohésion du sol échantillonné,
- d'éviter de prélever des échantillons trop humides pour atténuer le tassement, et de transporter les échantillons dans des emballages rigides,
- de faire sécher rapidement les échantillons à l'air libre, et de réaliser l'analyse de la stabilité des agrégats dès que possible après que les agrégats soient complètement secs car la stabilité des agrégats a tendance à augmenter avec la durée de stockage,

- d'utiliser de l'eau dont la conductivité électrique ne dépasse pas 10^{-5} mhos.cm⁻¹, des valeurs supérieures pourrait provoquer des artefacts.

4.4. Interprétation des tests de mesure de la stabilité des agrégats

Quelque soit la méthode utilisée, l'estimation de la stabilité structurale reste un indicateur plus qu'une mesure *stricto sensu* car la stabilité structurale n'est pas sanctionnée par une grandeur physique précise, mais par des mesures de la masse résultant d'une contrainte évaluée indirectement. Cette contrainte n'est pas non plus définie par une énergie précise.

Parmi les nombreuses méthodes existant pour mesurer la stabilité des agrégats, seules deux d'entre elles, la méthode de Hénin et *al* (1958) et la méthode de Le Bissonnais (1996) proposent des grilles de classification des sols selon leur stabilité structurale (tableaux I-5 et I-6). Pour les autres méthodes l'appréciation de la stabilité structurale se fait d'une façon relative.

Dans la méthode de Hénin et *al* (1958), l'expression des résultats se fait sous forme d'indice d'instabilité (I_s). Cet indice fait intervenir la moyenne arithmétique des pourcentages des fractions de taille supérieure à 0,20mm après les trois tests constituant la méthode : (i) test d'immersion dans l'eau d'agrégats prétraités par du benzène (Ag_b), (ii) test d'immersion dans l'eau d'agrégats prétraités par de l'éthanol (Ag_a) et (iii) test d'immersion à l'eau d'agrégats non traités (Ag_c); ainsi que le pourcentage de la plus grande fraction fine (<0,02 mm) mesurée sur les trois tests et le pourcentage de la fraction de sable grossier (<0,2mm).

$$I_s = \frac{\text{particules } < 0,02 \text{ mm obtenues après l'analyse d'agrégats}}{\frac{Ag_b + Ag_a + Ag_c}{3} - 0,9 \text{ sable grossier}}$$

Tableau I-5: Classes de stabilité structurale d'après l'indice d'instabilité de la méthode Hénin et *al* (1958) (d'après Calvet, 2003).

Structure	Log [10 I_s]	Principales conséquences
Très stable	<1,0	- Structure durable
Stable	1,0 – 1,3	- Battance peu probable ou peu importante - Sensibilité à l'érosion faible
Stabilité médiocre	1,3 – 1,7	- Battance fréquente - Erosion en rigole quand la pente est forte
Instable	1,7 – 2,0	- Battance et érosion fréquentes
Très instable	> 2	- Battance importante - Erosion sur pentes faibles

Dans la méthode de Le Bissonnais (1996), la grille d'interprétation du test repose sur les valeurs de MWD moyen des trois tests constituant la méthode (immersion dans l'eau d'agrégats secs, immersion dans l'eau d'agrégats prétraités avec de l'éthanol et humectation lente d'agrégats par capillarité). Cinq classes de stabilité structurale sont proposées (tableau I-6).

Tableau I-6: Classes de stabilité en fonction des valeurs du diamètre moyen pondéré (MWD) calculées d'après les résultats du test de mesure de la stabilité structurale proposé par Le Bissonnais (1996).

Stabilité	MWD (mm)	Principales conséquences
Très stable	> 2,0	- Battance et érosion très rares
Stable	1,3 – 2,0	- Battance occasionnelle - Risque d'érosion limité
Moyennement stable	0,8 - 1,3	- Battance fréquente - Risque d'érosion variable selon paramètres climatiques et topographiques
Instable	0,4 - 0,8	- Battance très fréquente - Risque d'érosion fréquent en toute situation
Très instable	<0,4	- Battance systématique - Risque d'érosion important

4.5. Choix d'une méthode

La plupart de ces méthodes d'évaluation de la stabilité des macroagrégats vis-à-vis de l'action de l'eau favorisent le phénomène d'éclatement lié à l'humectation rapide des agrégats et donc ne reflètent pas tous les mécanismes impliqués. Dans la réalité, très souvent l'humectation se fait plus lentement (agrégats déjà humides, pluies d'intensité faible), et les méthodes de mesure de la stabilité qui minimisent le processus de l'échappement de l'air (préhumidification des agrégats avant immersion dans l'eau ou humidification lente des agrégats) sont plus appropriées.

Globalement, on peut distinguer les méthodes qui combinent des prétraitements et/ou l'application de force mécanique avant l'immersion dans l'eau (Hénin et *al*, 1958 ; Le Bissonnais, 1996) de celles qui testent simplement le comportement des agrégats suite à leur immersion rapide dans l'eau (Kemper et Rosenau, 1986). La comparaison de ces deux types de méthodes met en évidence les avantages du premier car :

- (i) il combine plusieurs traitements dans une seule méthode, apportant ainsi plus d'informations sur la stabilité des agrégats dans différentes conditions, même si elles ne représentent pas nécessairement des processus observés au champ. L'utilisation dans la méthode de Le

Bissonnais (1996) de deux modes d'humectation (rapide et lent) permet l'application de la méthode à des sols fortement ou faiblement agrégés,

(ii) il utilise des prétraitements permettant d'avoir une idée des facteurs et mécanismes de la résistance à la désagrégation (figure I-3),

(iii) il combine les résultats sous forme d'un indice global. Les résultats obtenus peuvent être comparés, d'une façon absolue à des valeurs standard proposées par les auteurs.

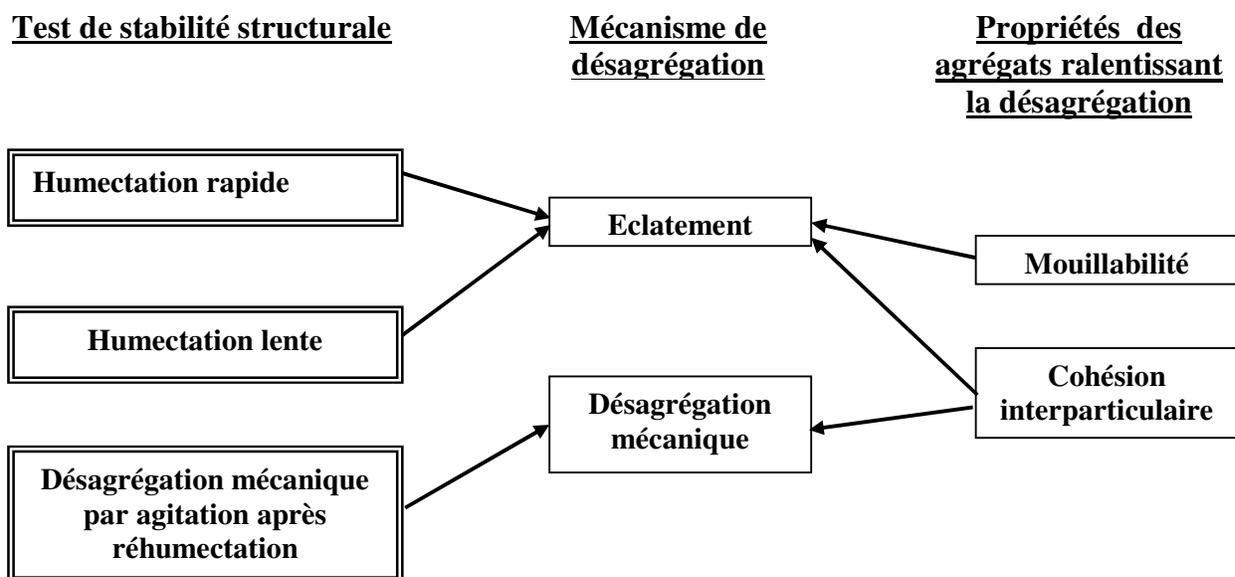


Figure I-3 : Mécanismes de désagrégation et de résistance à la désagrégation servant d'hypothèses aux 3 tests d'évaluation de la stabilité structurale de la méthode proposée par Le Bissonnais (adapté de Le Bissonnais, 1988 et 1996).

5. Méthodes d'évaluation de la formation des croûtes de battance

L'étude de la formation des croûtes de battance a été abordée par différentes méthodes sous pluie naturelle ou simulée. Ces études avaient pour but de décrire les déterminismes et les mécanismes de la formation des croûtes de battance sous l'impact des gouttes d'eau et de les relier aux processus d'érosion (Boiffin, 1984; Le Bissonnais, 1988). Les méthodes utilisant les pluies simulées peuvent être réalisées au laboratoire sur des échantillons remaniés ou bien sur une petite surface de sol au champ.

Les résultats peuvent être directement issus d'observations morphologiques, ou micromorphologiques de lames minces en microscopie optique (Boiffin et Bresson, 1987 ; Bresson et al, 2002) ou en microscopie électronique à balayage par observation d'échantillons congelés (Chen et al, 1980). Ces

études ont permis de révéler la faible épaisseur des croûtes de battance (de 0,1 cm à quelques cm selon les cas), reposant sur des couches sous-jacentes généralement non affectées.

Sur le terrain, Boiffin (1984) a mis au point une méthode originale d'observation de la surface du sol. Elle consiste en un suivi des états de surface au fur et à mesure des épisodes pluvieux à l'aide de notations de critères morphologiques, appuyées par des photographies. Cette méthode a débouché sur l'identification de trois faciès successifs de l'évolution de l'aspect de la surface du sol :

- un faciès fragmentaire initial (F_0) où chaque particule de terre visible en surface appartient à un agglomérat parfaitement séparé de ses voisins. La surface est chaotique et hétérogène, en particulier du point de vue de la dimension des fragments et de leurs dispositions relatives,
- un faciès fragmentaire altéré (F_1) où certains fragments sont bien distincts et leur forme est peu modifiée par rapport à l'état F_0 et d'autres ont plus ou moins disparu, intégrés à des zones d'aspect continu,
- un faciès continu (F_2) où pratiquement plus aucun fragment n'est distinct. La surface du sol est beaucoup moins rugueuse.

Des méthodes indirectes visant à déterminer certaines des propriétés des croûtes de battance, comme la mesure de la résistance mécanique du sol ou bien la mesure d'infiltration de l'eau dans le sol, sont aussi employées. Cette dernière méthode (mesure de l'infiltration) consiste à évaluer au cours d'une pluie d'une intensité fixe, l'infiltrabilité d'un sol. Cette infiltrabilité diminue au fur et à mesure des pluies jusqu'à atteindre une valeur constante à cause de la dégradation de la surface du sol. La variation de l'infiltration peut être appréhendée à l'aide de la mesure des quantités d'eau infiltrées au cours du temps (Le Bissonnais et Arrouays, 1997), ou bien par des mesures de perméabilité en milieu saturé, suivant la loi de Darcy (Boiffin et Monnier, 1986). Une estimation du risque de battance (R) peut être obtenue en considérant le rapport donné par Rémy et Marin-Laflèche (1974) :

$$\text{Risque de battance (R)} = \frac{[(1,5 * \% \text{Limens fins}) + (0,75 * \% \text{Limens grossiers})]}{[\% \text{Argiles} + (10 * \% \text{Matière organique})]}$$

R > 2 : sol très battant

R entre 1,8 et 2 : sol battant

R entre 1,6 et 1,8: sol assez battant

R entre 1,4 et 1,6 : sol peu battant

R < 1,4 : sol non battant

6. Rôle des matières organiques dans la stabilité de la structure des sols

Les matières organiques du sol (MOS) consistent en un mélange de résidus végétaux et animaux à différents stades de décomposition, de corps microbiens et animaux vivants dans le sol, et de substances fabriquées par les organismes vivants et/ou provenant de la décomposition chimique de molécules plus importantes (Stevenson, 1994). Dans les sols cultivés, le stock de matières organiques est la résultante entre les entrées, qui sont principalement les résidus de récolte et les apports exogènes de produits organiques, et les sorties essentiellement par minéralisation et exportation hors de la parcelle.

La fraction organique du sol a depuis longtemps été identifiée comme une composante majeure dans le maintien des fonctions clés du sol. Ainsi, sur le plan chimique, les matières organiques interviennent dans la capacité d'échange cationique du sol et constituent une source d'éléments nutritifs pour les plantes (Bonneau et Souchier, 1979). En ce qui concerne les propriétés physiques, les matières organiques peuvent améliorer la capacité de rétention en eau des sols, limiter la compaction, et contribuer à la structuration et à l'amélioration de la stabilité structurale des sols (Soane, 1990 ; Stevenson, 1994). Dans le sol, la matière organique est le moteur de l'activité biologique puisqu'elle constitue la source de carbone et d'énergie pour les organismes hétérotrophes. Plus récemment, des fonctions environnementales sont attribuées aux MOS comme de contribuer à la lutte contre l'effet de serre additionnel en permettant le stockage de carbone dans les sols (Arrouays et *al*, 2002).

6.1. Localisation et nature du carbone organique dans la structure du sol

Les teneurs, natures, et dynamiques des matières organiques associées avec les macroagrégats et microagrégats sont différentes. Ainsi, plusieurs études (Elliott, 1986 ; Cambardella et Elliott, 1993 ; Puget, 1997) ont montré que la concentration du carbone organique augmente avec la taille des agrégats. Elliott (1986) explique les teneurs plus importantes en carbone organique des macroagrégats par rapport aux microagrégats par le fait que les microagrégats sont assemblés entre eux pour former des macroagrégats à l'aide d'agents de liaison de nature organique. Aussi, plusieurs auteurs ont noté un enrichissement des macroagrégats en polysaccharides (Puget et *al*, 1999 ; Chefetz et *al*, 2002), en matières organiques particulières (Puget, 1997) ou en carbone microbien (Gupta et Germida, 1988 ; Degens et *al*, 1994) par rapport aux microagrégats.

6.2. Lien entre teneurs en matière organique et stabilité de la structure dans les sols

De nombreux travaux ont établi le rôle des matières organiques dans la genèse et l'évolution de la structure du sol (Chaney et Swift, 1984 ; Haynes et Swift, 1990 ; Bartoli et *al*, 1992). Réciproquement,

la structure du sol apparaît comme un facteur contrôlant les stocks et les dynamiques des matières organiques dans le sol (Oades, 1988 ; Ladd et *al*, 1993). En effet, lors de l'intensification des pratiques culturales ou de la mise en culture d'une prairie, on assiste généralement à la diminution conjointe de la teneur en carbone organique des sols et de leur stabilité structurale (Haynes et Swift 1990 ; Cambardella et Elliott, 1993). Par contre, la réduction du travail du sol ou la conversion d'un sol labouré en prairie augmente la quantité de matières organiques et la stabilité structurale des sols (Molope et Page, 1986).

Souvent, des corrélations positives et significatives entre les teneurs en carbone organique et la stabilité des agrégats sont notées dans la bibliographie (tableaux I-7 et I-8). La majorité de ces relations sont de type linéaire, sans doute à cause des faibles teneurs en carbone organique des sols étudiés, et exclut donc la présence d'un seuil à partir duquel la teneur en carbone organique du sol n'a pas ou peu d'effet sur la stabilité structurale. Un tel seuil a pourtant été détecté dans les travaux concernant des sols à plus large gamme de carbone organique (>2%). Ainsi, Haynes (2000) a montré que la stabilité de la structure suit une fonction linéaire de la teneur en carbone organique du sol pour des teneurs inférieures à 3%, puis la pente de la courbe s'infléchit. Pour des sols de prairie permanente, le maximum de stabilité structurale est enregistré à des teneurs en carbone organique supérieures à 4,5% (Jastrow, 1996). Le même seuil a été aussi noté par Haynes et Tregurtha (1999) pour des sols cultivés. Cependant, Greenland et *al* (1975) déclarent que les sols qui ont des teneurs en carbone organique supérieures à 2,5% ont déjà atteint une très grande stabilité.

En améliorant la stabilité des agrégats, les matières organiques du sol ralentissent l'apparition de ruissellement et d'érosion hydrique. Ainsi, Le Bissonnais et Singer (1993), Le Bissonnais et Arrouays (1997) ont observé que l'érodibilité des sols est négativement corrélée avec leurs teneurs en matière organique. Dans les sols limoneux français, Le Bissonnais et Arrouays (1997), ont défini un seuil de la teneur en carbone organique du sol (1,5 à 2 %) au-dessous duquel les risques de battance sont favorisés. Cependant, cette relation entre stabilité structurale et teneur en carbone organique reste insuffisante. En effet, outre la quantité totale de carbone organique, les différentes fractions de cette matière organique du sol sont impliquées à différents niveaux et avec des efficacités différentes dans la stabilité de la structure.

Tableau I-7 : Valeurs relevées dans la bibliographie de coefficients de corrélation linéaire « r » déterminés entre stabilité structurale (test d'immersion dans l'eau, résultats exprimés sous forme de pourcentage d'agrégats stables), teneur en carbone organique (C), polysaccharides extractibles à l'acide dilué (PSA) et biomasse microbienne (BM).

Référence	Texture du sol	C	PSA	BM
Angers et <i>al</i> (1999)	Sableuse	0,77*	0,8*	0,57 NS
Blackman et <i>al</i> (1992)	Variable	0,64**		
Douglas et Goss (1982)	Argileuse	0,94**		
Douglas et Goss (1982)	Limoneuse	0,86**		
Diuker et Lal (1999)	Limoneuse	0,50 NS		
Haynes et Tregurtha (1999)	Argileuse	0,96**		
Kandeler et Murer (1993)	limoneuse			0,58**
Roberson et <i>al</i> , 1991	Limoneuse		0,90**	0,71*
Six et <i>al</i> 2002	Variable	0,66**		
Stengel et <i>al</i> (1984)	Variable	0,61**		
Wright et Upadhyaya (1998)	Variable	0,65**		

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et de 1%, respectivement. NS non significatif.

Tableau I-8: Valeurs relevées dans la bibliographie de coefficients de corrélation linéaire « r » déterminés entre stabilité structurale (test d'immersion dans l'eau, résultats exprimés sous forme de MWD), teneur en carbone organique (C), polysaccharides extractibles à l'acide dilué (PSA), polysaccharides extractibles à l'eau chaude (PSE) et biomasse microbienne (BM).

Référence	Texture du sol	C	PSA	PSE	BM
			0,63**		
Angers et Mehuys (1989)	Argileuse				
Angers (1992)	Argileuse	0,74 **			
Angers et <i>al</i> (1993)	Argileuse	0,01 NS	0,46**	0,58**	0,33*
Ball et <i>al</i> (1996)	Limoneuse	0,82*	0,26 NS	0,98**	
Chaney et Swift (1984)	Sableuse	0,74**	0,88**		
Chantigny et <i>al</i> (1997)	Limoneuse		0,65**		
Chenu et <i>al</i> , 2000	Limoneuse	0,83**			
Haynes et Swift 1990	Limoneuse	0,58 NS			
Haynes et Swift (1990)	Variable	0,663**	0,71**		
Le Bissonnais et Arrouays (1997)	Limoneuse	0,73**			
Le Bissonnais et <i>al</i> (2002)	Limoneuse	0,97**			
Martens (2000a)	Sableuse	0,89 NS			

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et de 1%, respectivement. NS non significatif.

6.3. Nature des matières organiques actives dans la stabilisation de la structure du sol et mécanismes impliqués

Les différents compartiments de matières organiques n'agissent pas de la même façon sur la structure du sol et sa stabilité (Guckert, 1973 ; Tisdall et Oades, 1982). Les organismes vivants du sol, les matières organiques particulaires, les polysaccharides, les substances humiques et les lipides sont les principales fractions organiques identifiées comme étant impliquées dans la stabilité structurale d'un sol. Ces fractions agissent sur la stabilisation des agrégats en augmentant la cohésion intra-agrégats et/ou en diminuant la mouillabilité de la surface des agrégats.

6.3.1. Mécanismes impliqués

Augmentation de la cohésion : La cohésion du sol, au sens large, est généralement estimée comme la résistance mécanique qu'il faut vaincre pour obtenir une déformation. La déformation du sol se produit quand les particules sont susceptibles de se détacher et de se mouvoir les unes par rapport aux autres. Ces déformations dépendent donc des forces de liaison. Par ses différents compartiments, la matière organique peut stabiliser les agrégats du sol en augmentant les forces de liaison interne des agrégats. Ces forces peuvent être dues aux interactions électrostatiques entre les particules minérales du sol et la matière organique non figurée comme les polysaccharides et les substances humiques ou à l'action mécanique des hyphes fongiques et des racines des plantes qui englobent les particules du sol dans leurs réseaux.

Diminution de la mouillabilité : L'un des paramètres qui conditionnent la réponse d'un sol à l'action disruptive de l'eau est sa mouillabilité, propriété évaluée par l'aptitude d'un liquide à s'étaler sur une surface. Plus un matériau solide est mouillable, plus l'eau pénétrera rapidement dans ce matériau. On dit aussi que ce matériau est hydrophile. A l'opposé, un matériau hydrophobe, ou peu mouillable, ralentira voire bloquera le passage de l'eau.

La mouillabilité du sol peut être caractérisée par la mesure de l'angle de contact que fait une goutte d'eau avec la surface d'un échantillon de sol (Jouany et al, 1992 ; Wallis et Horne, 1992). Plus l'angle de contact est élevé, plus la surface est hydrophobe et plus le solide ralentit le passage de l'eau et devient plus résistant à ses actions destructrices (figure I-4). Cependant, si durant une pluie, le sol ne peut pas absorber la quantité d'eau tombée, à cause de sa forte hydrophobicité, la quantité d'eau non infiltrée va ruisseler et peut provoquer l'apparition du phénomène d'érosion hydrique (Shakesby et al, 2000).

D'autres méthodes permettent une évaluation indirecte de la mouillabilité des sols comme (i) la mesure du temps de pénétration d'une goutte d'eau à l'intérieur d'un agrégat (Water Drop Pénétration Time ou WDPT)(Letey, 1969 ; Chenu et al, 2000), (ii) la molarité d'une goutte de solution eau-éthanol qui reste au moins 10 secondes à la surface du sol (Molarity of an Ethanol Droplet ou

MED)(King, 1981) ou (iii) la hauteur d'ascension capillaire de l'eau dans un massif de sol (Letey et *al*, 1962).



Figure I-4 : Angle de contact (θ) d'une goutte d'eau sur une surface hydrophobe ou hydrophile.

L'hydrophobicité du sol est le plus souvent attribuée aux matières organiques, car la plupart des composés minéraux du sol sont hydrophiles (Monnier, 1965). Les substances humiques (Jouany et Chassin, 1987 ; Jouany, 1991), les débris de plantes (Franco, 1995), et les lipides (Dinel et *al*, 1991), sont les principaux composés organiques responsables de la réduction de la mouillabilité des agrégats. Une longue période de dessiccation peut aussi augmenter l'hydrophobicité des agrégats (Boiffin, 1976).

6.3.2. Rôle des matières organiques vivantes

Les différents groupes biologiques qui vivent dans le sol (végétaux, animaux et microorganismes) contribuent à l'établissement d'une structure stable surtout dans les sols pauvres en agents d'agrégation de nature physico-chimique (Lynch et Bragg, 1985 ; Oades, 1993). L'importance des mécanismes biologiques dans la stabilisation de la structure dépend de la texture du sol : cette importance est grande dans le cas des sols sableux, maximale dans les sols limoneux et minimale dans les sols argileux (Oades, 1993). L'efficacité des organismes vivants dans la stabilisation de la structure sera modulée par les conditions du milieu régulant l'activité de ces organismes (température, aération, humidité, disponibilité des substrats...) (Oades, 1988).

Les microorganismes : Les microorganismes du sol influencent différemment la stabilité de la structure d'un sol en fonction de leur type, de leur activité et de leurs produits de synthèse. La stabilité des agrégats est corrélée positivement à la biomasse microbienne totale du sol (Jastrow et Miller 1991 ; Sparling et *al*, 1992) (tableaux I-7 et I-8). Mais, les microorganismes présentent entre eux des différences d'efficacité en ce qui concerne leur aptitude à induire l'agrégation et à la maintenir.

Les **champignons** sont efficaces dans la stabilisation des agrégats de sol car (i) ils ont la capacité de lier les particules du sol via plusieurs mécanismes (rétention mécanique, adhésion par les glues fongiques, ...), (ii) ils envahissent rapidement le sol, (iii) ils persistent longtemps dans le sol.

En effet, de nombreux champignons secrètent des substances agrégeantes à fort pouvoir collant comme les polysaccharides et les gommes (Molope et al, 1987) consolidant ainsi les agrégats. Les mycéliums des champignons consolident également directement la structure du sol par enchevêtrement mécanique des particules minérales entre les hyphes et/ou par la résistance mécanique des filaments fongiques aux contraintes physiques (Degens, 1997). Les champignons agissent aussi sur la stabilité des agrégats en diminuant la mouillabilité des agrégats. Ainsi plusieurs familles de champignons ont été identifiées comme ayant une faible affinité avec l'eau essentiellement les Basidiomycètes et les Actinomycètes (Unestam, 1991 ; Smits et al, 2003). Cette hydrophobicité pourrait être due à la présence d'hydrophobines et/ou de lipides (phosphoglycerolipides, glycolipides, sphingolipides et stérols) dans les parois des cellules fongiques (Dinel et al, 1991 ; Wessels, 1996 ; Thevissen et al, 2003).

L'efficacité des champignons dans l'agrégation du sol varie avec l'espèce fongique (Lynch et Bragg, 1985, Caesar-TonThat et al, 2001). D'après Dommergues et Mangenot (1970) les champignons ayant l'effet le plus marqué dans le processus d'agrégation et de stabilisation des agrégats sont des espèces saprophytes appartenant essentiellement aux genres *Cladosporium*, *Penicillium*, *Trichoderma*, *Fusarium*, *Mucor*, *Sclerotium*, diverses levures et des Basidiomycetes.

La longévité de la stabilisation de la structure du sol induite par les champignons filamenteux peut persister après la mort des hyphes. Ainsi, les saprophytes meurent dès qu'ils ont utilisé le substrat organique, mais leur action sur la stabilité des agrégats persiste tant que les hyphes sont encore intacts (Molope et al, 1987). De même, l'effet des champignons mycorrhizogènes (VAM) persiste quelques mois après la mort des plantes (Tisdall et Oades, 1980).

L'action des **bactéries** et des **actinomycètes** dans le processus d'agrégation et la stabilisation des agrégats est nettement moins importante que celle des champignons (Molope et Page, 1986 ; Molope et al, 1987; Berthlenfalvay et al, 1999). Les bactéries interviennent plutôt dans la stabilisation des particules de la taille des argiles et des limons (Fletcher et al, 1980 ; Tisdall, 1994). Elles synthétisent des substances gluantes telles que les polysaccharides et peuvent constituer le centre de formation de microagrégats (Robert et Chenu, 1992). Plusieurs types de bactéries ont été identifiés comme intervenant dans la stabilité des agrégats. Ainsi, Berthlenfalvay et al (1999), ont constaté une augmentation de la stabilité des agrégats à l'eau avec le nombre de bactéries anaérobies contenues dans le sol. Malam Issa et al (2001) ont noté le rôle positif des cyanobactéries dans la stabilisation des agrégats des sols sableux.

L'action des actinomycètes est semblable à celle des champignons à mycélium mais avec une moindre importance car dans le sol, les actinomycètes sont moins fréquents que les champignons. Les bactéries et les actinomycetes interveve

L'action des microorganismes dépend de la texture du sol. Dans les sols sableux, l'agrégation est faiblement reliée à la biomasse microbienne et à leurs produits de synthèse (Degens et al, 1994 ; Degens et Sparling, 1996) ; seuls les hyphes fongiques peuvent agréger ce type de sol. Par contre, dans les sols argileux, les champignons et les bactéries ainsi que leurs substances de synthèse jouent un rôle dans l'agrégation. La minéralogie de l'argile conditionne l'importance des microorganismes dans le phénomène d'agrégation. Ainsi l'agrégation d'un chernozem (argile dominant 2 :1) est mieux relié à la taille de la population microbienne que dans un ferrasol (argile dominant 1:1) (Six et al, 2004).

La macrofaune : L'importance des vers de terre dans la formation de la structure du sol est reconnue depuis le temps de Charles Darwin (cité par Six et al, 2004). Dans les régions tempérées, les vers de terre sont identifiés comme les plus importants ingénieurs du sol (Lavelle, 1997). Les vers de terre peuvent intervenir dans le processus d'agrégation soit directement en produisant des mucilages, en creusant des galeries, en générant des turricules ou en brassant les différents horizons du sol ; soit indirectement en fractionnant les résidus organiques en fines particules, favorisant ainsi le développement ultérieur des micro-organismes (Dacaëns et al, 2001 ; Lee et Foster, 1991 ; VandenBygaert et al, 2000). Les vers de terre épigés sont peu impliqués dans la formation et la stabilisation de la structure du sol, alors que les vers anéciques et endogés le sont, puisque ces deux espèces vivent dans la phase minérale du sol et contribuent au brassage du sol (Six et al, 2004). Cependant quelques espèces endogées, appelées 'compacteurs' (i.e *Pontoscolex corethrurus* ou *Millsonia anomala*), sont néfastes pour la structure du sol puisqu'elles compactent le sol en produisant de grands et compacts turricules. Dans les régions tropicales, les termites sont également impliquées dans le processus de stabilisation des sols (Lee et Foster, 1991).

Les racines des plantes : L'influence des racines des plantes sur la structure du sol a été synthétisée par Degens (1997), Angers et Caron (1998) et Six et al (2004). Les racines des plantes agissent sur la stabilité des agrégats (i) par leur action mécanique, en rassemblant les particules minérales, (ii) par la quantité et la nature de leurs exsudats racinaires, (iii) par l'intermédiaire de la microflore rhizosphérique et (iv) par la déposition de racines mortes (Tisdall et Oades, 1982 ; Degens, 1997). Les plantes n'ont pas toutes la même architecture racinaire, ni la même capacité à produire des exsudats ou d'interagir avec les microorganismes du sol, ce qui explique leurs efficacités différentes dans la stabilisation des agrégats du sol (Lynch et Bragg, 1985 ; Oades, 1993 ; Six et al, 2004).

6.3.3. Rôle des matières organiques non vivantes

Les matières organiques particulières (MOP) : Les MOP sont majoritairement constituées de résidus végétaux récents, dont la structure histologique est encore perceptible. En pratique, les MOP sont séparées des autres fractions organiques, soit en se basant sur leur dimension (>50µm), soit sur leurs densité (<1.6 Mg m⁻³).

Dans les sols cultivés, les MOP sont généralement incorporées à l'intérieur du sol par les outils de travail du sol et/ou par la faune du sol ou déposées directement par les plantes (les racines). Golchin et *al* (1994) et Puget (1997) suggèrent que les MOP ont un rôle important dans la formation et la stabilisation des agrégats. En effet, ces auteurs ont observé que les débris organiques grossiers sont souvent entourés d'une gangue minérale et que des agrégats se forment autour de ces débris. D'après les travaux de Oades (1984, 1993), ou Dorioz et *al* (1993), deux hypothèses expliquent l'action des MOP dans la formation des agrégats du sol et leur stabilité : à travers l'activité des micro-organismes colonisant ces MOP (rôle de substrat qui dépend de la biodégradabilité des MOP), et/ou par l'incrustation des MOP dans les pores constituant ainsi des ponts entre les agrégats adjacents.

Les polysaccharides : Les polysaccharides sont des polymères glucidiques de poids moléculaire important. Ils représentent 10 à 25 % de la masse totale des matières organiques du sol (Cheshire, 1979 ; Oades, 1984). Ils sont issus de la décomposition des tissus végétaux, synthétisés par les micro-organismes des sols ou exsudés par les racines des plantes (Cheshire, 1979). Ce sont des polymères de sucres simples dont la composition peut renseigner sur leur origine (Oades, 1984 ; Haynes et Francis, 1993). Dans le sol, près de 60% des micro-organismes produisent des polysaccharides (Webley et *al*, 1965). La proportion de polysaccharides d'origine microbienne est évaluée à 6-8% des sucres totaux par Haynes et Francis (1993). Les polysaccharides sont généralement des composés rapidement biodégradables (Chaney et Swift, 1986a), mais leur durée de vie dépend de leurs propriétés chimiques et de leur degré d'association avec d'autres constituants du sol. En effet, les polysaccharides peuvent être protégés contre la dégradation en s'associant avec des ions métalliques, des tannins ou en s'adsorbant à la surface des agrégats ou dans les pores (Tisdall et Oades, 1982 ; Lynch et Bragg, 1985).

De nombreuses études ont mis en évidence des corrélations positives entre la stabilité structurale des sols et leur teneur en polysaccharides (Chaney et Swift, 1984 ; Angers et Mehuys, 1989 ; Haynes et Swift, 1990 ; Haynes et Francis, 1993). Mais ceci n'est pas vrai pour Degens et *al* (1994) et Degens et Sparling (1996). Certains polysaccharides sont plus efficaces que d'autres. Ainsi les polysaccharides d'origine microbienne, qui peuvent en grande partie être extraits à l'eau chaude, seraient plus efficaces dans l'agrégation que ceux des tissus végétaux (Haynes et Swift, 1990 ; Haynes et *al*, 1991 ; Ball et *al*, 1996). Par contre, il est difficile de déterminer si tous les types de polysaccharides sécrétés par les microorganismes ont le même effet sur la stabilité structurale. Ainsi en ajoutant deux types différents de polysaccharides microbiens à de l'argile pure, le dextrane sécrété par une bactérie du genre *Leuconostoc* et le scleroglucan isolé du champignon *Sclerotinia*, Chenu (1985) a observé une efficacité différente de ces deux polysaccharides. Le polysaccharide d'origine fongique avait plus d'effet sur la stabilité structurale que le polysaccharide bactérien.

En raison de leur forte biodégradabilité, les polysaccharides interviennent dans la stabilité structurale pendant une période relativement courte (Baldock et *al*, 1987). Ils sont considérés comme des agents

agrégants éphémères et ils sont associés surtout à la stabilité des agrégats de taille 20-250 μ m (Tisdall et Oades, 1982). Ils agissent essentiellement sur l'augmentation de la cohésion des agrégats (Chenu, 1985 ; Chaney et Swift, 1986a). Cette action est attribuée (i) à l'établissement de liaisons entre les particules du sol par des ponts de polymères, favorisées par la longueur des molécules de polysaccharides, et (ii) à l'augmentation des forces de liaison entre les particules du sol suite à leur recouvrement par les polysaccharides (Chenu et Guérif, 1991). La flexibilité des polysaccharides leur permet aussi d'avoir plusieurs points de contact ce qui augmente l'efficacité des forces de Van der Waals.

Les substances humiques : Les substances humiques sont des mélanges complexes et hétérogènes de biomolécules altérées, par oxydation biologique ou par des réactions chimiques. Elles n'ont pas de structure chimique identifiable, et ne peuvent pas être classées dans une catégorie de biopolymères (Baldock, 2002). C'est un compartiment organique résistant à la décomposition. Sur la base de leur solubilité dans différentes solutions acides et basiques, les substances humiques sont classiquement fractionnées en trois compartiments : les acides fulviques, extractibles en milieu alcalin et solubles en milieu acide ; les acides humiques, extractibles en milieu alcalin mais insolubles en milieu acide ; et les humines, non extractibles en milieu alcalin.

Guckert (1973), Chaney et Swift (1984), Fortun et *al* (1990), ont mentionné la contribution des acides fulviques (AF), des acides humiques (AH) et des humines dans le phénomène d'agrégation et dans la stabilisation des agrégats. Ces auteurs ont expliqué ces effets par l'action des substances humiques sur l'augmentation de la cohésion et de l'hydrophobicité des agrégats. En effet, les substances humiques s'adsorbent aux particules minérales du sol pour former des complexes organo-minéraux. La force d'adsorption est fonction de la taille moléculaire, du type, du nombre et de la distribution des groupes fonctionnels des substances humiques. Apportées à un sol, les substances humiques induisent son hydrophobicité (Roberts et Carbon, 1972 ; Nakaya et *al*, 1977) ce qui pourrait augmenter la résistance du sol à l'éclatement par l'eau. Des corrélations positives entre la stabilité structurale de divers sols cultivés et leur contenu en substances humiques sont notées par Piccolo et Mbagwu (1990) et Martens (2000a).

Les lipides : Les lipides constituent un ensemble de composés organiques dont le caractère commun est d'être solubles dans divers solvants organiques tels que le benzène, le méthanol, l'éthanol, le chloroforme... Leur nature chimique est variée, simples composés comme les acides gras ou molécules complexes comme les stérols, ou encore substances caractérisées par des chaînes aliphatiques plus longues telles que les corps gras, les cires et les résines.

L'interaction des lipides avec les particules du sol peut se réaliser (i) par des ponts de cation avec des groupes carboxyliques (i.e. les groupes carboxyliques terminaux des acides gras), (ii) par des ponts

hydrogène avec des groupes contenant des fonctions oxygène (i.e. les groupes alcooliques placés à l'intérieur des chaînes alkyl) ou (iii) via des forces de Van der Waals.

La présence de lipides dans le sol réduit l'action disruptive de l'eau en augmentant l'hydrophobicité des agrégats. Ainsi en ajoutant des lipides très polaires à un sable, Ma'shum et *al* (1988) ont observé une augmentation de l'hydrophobicité du sable. Dinel et *al* (1991, 1992), ont montré que l'addition de longues chaînes aliphatiques à un sol a augmenté la stabilité des agrégats, avec une efficacité plus importante lors de l'ajout de fractions aliphatiques acides ou neutres. De même Capriel et *al* (1990) proposent que les chaînes aliphatiques extractibles à l'hexane supercritique forment une couche hydro-répulsive autour des agrégats.

6.4. Modèles reliant la matière organique à la structure du sol

Plusieurs modèles sont proposés dans la littérature qui attribuent une place capitale à la matière organique dans la stabilité structurale des sols, mais avec des rôles variables pour les différentes fractions organiques.

En 1973, à partir d'un travail sur des sols limoneux français, Guckert décrit l'édification des unités structurales stables en deux étapes consécutives :

- (i) une phase agrégative, qui est directement liée à la taille et l'activité microbienne, ainsi que certains produits de leur métabolisme comme les exsudats,
- (ii) une phase de stabilisation des agrégats au cours de laquelle (1) les mécanismes d'adsorption et les liaisons entre les polysaccharides et les particules minérales se renforcent et (2) une partie des produits microbiens se dégradent en se minéralisant partiellement et en s'incorporant dans des composés humiques. L'humine résultant de ces processus aura une action de plus faible intensité sur la stabilité structurale mais plus durable que les composés microbiens initiaux,

Cette idée évolutive de la structure du sol et sa relation temporelle avec la matière organique, ont été par la suite généralisés dans le modèle proposé par Tisdall et Oades (1982). Les types de matières organiques contribuant à la stabilité des différentes tailles d'agrégats ont été déterminés par ces auteurs en fonction de leur biodégradabilité (figure I-1). Ainsi ils définissent :

- *Les matières organiques persistantes* : ce sont des matières organiques très évoluées de nature chimique plutôt aromatique. Ces matières organiques sont présumées responsables de la stabilité des agrégats compris entre 2 et 20 μ m. Ces agents organiques persistants sont probablement issus des fragments résistants de résidus végétaux et de cellules microbiennes. Ce niveau de structure est très stable, peu affecté par les pratiques culturales. D'après Elliott (1986), elles seraient constituées en majorité par des complexes organo-minéraux.

- *Les matières organiques temporaires* : Ce sont essentiellement les racines et les hyphes fongiques. Leur persistance dans le sol est de l'ordre de quelques mois. Ce sont des matières organiques qui jouent un rôle dans la stabilisation des macroagrégats supérieurs à 250 µm.
- *Les matières organiques transitoires* : ce sont des matières organiques rapidement consommées par les micro-organismes du sol et qui seraient essentiellement les produits d'exsudats microbiens ou racinaires. Leur durée d'action est de l'ordre de quelques semaines. Les composés transitoires stabilisent les microagrégats de la taille 20-250µm.

Si on veut mettre en parallèle ces deux précédents modèles, les matières organiques intervenant dans la phase agrégative de Guckert (1973) seraient les agents organiques transitoires décrits par Tisdall et Oades (1982), alors que les matières organiques persistantes de Tisdall et Oades (1982) sont celles qui interviennent dans la phase de stabilisation proposée par Guckert (1973).

Ces deux précédents modèles font intervenir essentiellement les compartiments non figurés de la matière organique du sol. D'autres modèles, plus récents, font intervenir les MOP.

Le modèle de Golchin et *al* (1994) a été conçu suite à une étude des caractéristiques chimiques de la matière organique contenue dans divers sols australiens (figure I-5). Ce modèle considère que lors de l'arrivée des MOP, la liaison entre les particules minérales du sol et la MOP est faible (stade 1). Ensuite, lorsque les MOP sont colonisées par les micro-organismes et leur décomposition initiée, les particules minérales du sol adhèrent aux mucilages issus de leur décomposition (stade 2). Les MOP deviennent alors incluses dans ces nouveaux microagrégats stable (MOPi). Au cours de la décomposition des MOPi, la production d'agents de stabilisation continue et la stabilité de ces microagrégats augmente. La décomposition au cours du temps des MOPi, engendre une diminution de leur taille (stade 3). Les parties récalcitrantes des MOPi ne sont pas capables de maintenir l'intégrité des agrégats, et les agrégats se divisent en unités de taille inférieure (stades 4 et 5).

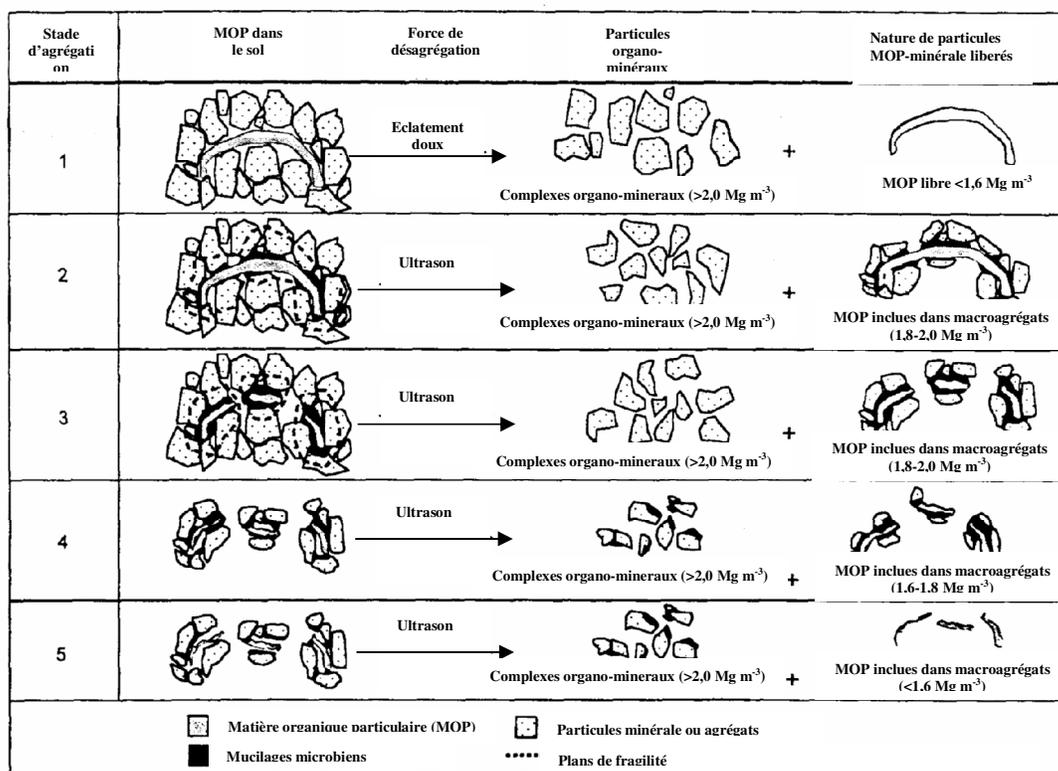


Figure I-5 : Implication des MOP dans la formation et la stabilisation des agrégats selon le modèle conceptuel du cycle de vie des agrégats (Baldock, 2002 adapté de Golchin et *al*, 1994).

Un dernier modèle de cycle de vie des macroaggrégats, qui est proche du modèle des microaggrégats de Golchin et *al* (1994), est celui proposé par Six et *al* (1999). Ainsi les MOP interviennent comme agents d'agrégation des microaggrégats en unités plus grandes de l'échelle des macroaggrégats (250-2000µm), grâce aux produits de décomposition et à la biomasse microbienne engendrée par la présence des MOP. Ce modèle est décrit dans la figure I-6 pour un système de culture sans labour. Ainsi, lorsque la MOP arrive au sol (t_1), des macroaggrégats sont formés autour de MOP fraîches qui deviennent emprisonnées dans les macroaggrégats (MOPi grossier). Des MOPi fines à l'intérieur des macroaggrégats se forment par la décomposition et la fragmentation des MOPi grossières (t_1 à t_2). La MOPi fine devient graduellement couvertes par les particules d'argiles pour former des microaggrégats à l'intérieur des macroaggrégats (t_2 à t_3). Finalement, les agents de liaison des macroaggrégats sont dégradés, engendrant une perte de la stabilité des macroaggrégats et la formation de microaggrégats stables (t_4), qui deviennent les éléments du prochain cycle de la formation des macroaggrégats.

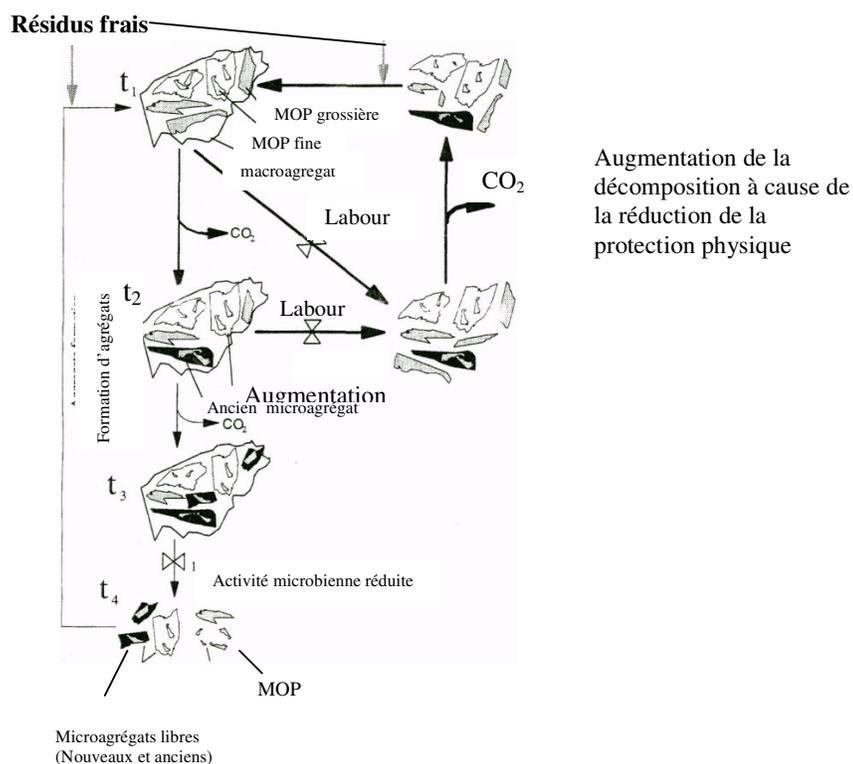


Figure I-6 : Modèle conceptuel du cycle de vie des lors de la dégradation des résidus de culture en situation de non travail du sol (Six et *al*, 1999).

7. Effet des produits résiduaire organiques sur les propriétés physiques des sols

7.1. Les produits résiduaire organiques

Les produits résiduaire organiques (PRO) apportés au sol ont des origines très variées :

- effluents d'élevage (fumier, lisier, fiente...),
- déchets agro-industriels et industriels (déchets de transformation des matières végétales ou animales, boues de papeterie, sciure de bois...),
- déchets d'origine urbaine (boues d'épuration des eaux usées, déchets verts, ordures ménagères...).

Ces PRO ont des formes physiques variées (solides, liquides, pâteuses). Ils ont pu subir ou pas des traitements avant leur épandage. Leur utilisation en agriculture est conditionnée par leur valeur

agronomique (liée essentiellement à leur richesse en matière organique et à leur fourniture en éléments fertilisants) et par leur innocuité qui doit être garantie (teneur en micropolluants et en pathogènes).

Dans les régions où l'activité d'élevage disparaît, comme dans les zones agricoles périurbaines, les effluents d'élevage deviennent rares et d'autres types de PRO, produits dans ces zones, se trouvent en bonne position pour remplacer le fumier animal traditionnellement utilisé.

Dans ce paragraphe on s'intéresse aux effets de l'apport des PRO sur les propriétés physiques des sols.

7.2. Apport de PRO et porosité du sol

Plusieurs études sur divers types de sols utilisant différents types de PRO, ont observé une diminution de la densité apparente des sols (Tiarks et *al*, 1974 ; Khaleel et *al*, 1981 ; Giusquiani et *al*, 1995). Cette diminution est attribuée à l'augmentation de la porosité totale du sol suite à l'apport des PRO (Guidi et *al*, 1988 ; Giusquiani et *al*, 1995) et à la dilution de la fraction minérale suite à l'apport de matière organique à faible densité et à forte porosité (Khaleel et *al*, 1981). En effet les densités apparentes des PRO sont nettement plus faibles que celles des particules minérales du sol. La densité apparente moyenne de 82 différents PRO est de $0,650 \text{ kg.L}^{-1}$ (Gomez, 1998).

L'augmentation de la porosité du sol est observée après l'apport de divers types de PRO au sol, surtout la porosité de taille 50-500 μm , responsable de la transmission de l'eau et des gaz (Giusquiani et *al*, 1995) et celle dite de stockage (0,5-50 μm), qui retient l'eau nécessaire au développement des plantes et des microorganismes (Pagliai et Antisari, 1993 ; Guidi et *al*, 1988).

7.3. Effets des PRO sur les propriétés de rétention en eau des sols

L'incorporation de différents types de PRO augmente la rétention en eau du sol (Valat et *al*, 1991 ; Giusquiani et *al*, 1995) et la quantité d'eau disponible pour les plantes (Epstein et *al*, 1976 ; Khaleel et *al*, 1981). L'augmentation de la rétention en eau est en partie due à l'augmentation de la porosité. Cet accroissement de la capacité de rétention en eau du sol pourrait être due aussi à la plus forte capacité de rétention en l'eau des PRO par rapport au sol (Villar et *al*, 1993 ; Serra-Wittling, 1995).

7.4. Réduction des phénomènes d'érosion après apport de PRO

Les PRO contribuent à la lutte contre les phénomènes de ruissellement et d'érosion. En effet, Ballif et *al* (1991), Pagliai et Antisari (1993), Bazzoffi et *al* (1998), Albaladejo et *al* (2000) et Bresson et *al* (2002), ont constaté que l'addition de PRO au sol a pour conséquences la réduction, voire même la disparition du ruissellement en surface, la diminution du volume de sédiments perdus, ce qui traduit la réduction de l'amplitude du phénomène d'érosion hydrique. Cette amélioration de la résistance du sol au ruissellement et à l'érosion serait le résultat de l'action directe des PRO sur le statut physique du sol en augmentant (i) la porosité du sol et par conséquent la vitesse de l'infiltration de l'eau (ii) la proportion des agrégats stables, contribuant ainsi au ralentissement de la formation de la croûte de

battance à la surface du sol. Cependant, Whalen et Chang (2002) signalent, après 25 ans d'apports de lisiers de bovins sur un sol argilo-limoneux, l'augmentation de la proportion de petits agrégats entre 0,5 et 0,8 mm et donc les risques de perte de terre par érosion éolienne.

7.5. Effet des PRO sur la stabilité structurale

Les travaux consacrés à l'étude de l'effet des PRO sur la stabilité structurale sont réalisés soit dans les conditions de plein champ, soit au laboratoire. En conditions de plein champ, les durées des études varient de quelques années (Gasser et *al*, 1995 ; Nemati et *al*, 2000 ; Sun et *al*, 2001 ; Nyamangara et *al*, 2001) à quelque décennies (Gerzabek et *al*, 1995; Lindsay et Logan, 1998 ; Whalen et Chang, 2002). En conditions contrôlées de laboratoire, les études sont plus courtes, et sont de l'ordre de quelques semaines (Kinsbursky et *al*, 1989 ; Roldan et *al*, 1994) à quelques mois (Caravaca et *al*, 2001; Deboz et *al*, 2002).

De nombreux résultats témoignent de l'effet bénéfique des apports de PRO sur la stabilité de la structure des sols. Cependant, une grande variabilité de ces effets est observée en fonction (i) de la dose d'apport, (ii) du type de sol (iii) et du type de produit apporté.

Souvent les doses d'apport utilisées sont supérieures aux doses agronomiques. Quand des doses plus faibles sont utilisées, peu ou pas d'effets sont observés sur la stabilité structurale (Deboz et *al*, 2002). Dans les travaux testant l'effet des PRO en fonction de la dose d'apport, généralement l'abondance des agrégats stables à l'eau est proportionnelle à la dose du PRO apporté (Tiarks et *al*, 1974 ; N'Dayegamiye et Angers, 1990 ; Diaz et *al*, 1994 ; Aggelides et Londra, 2000 ; Nemati et *al*, 2000) (tableau I-9).

La variabilité de l'efficacité d'un PRO selon le type de sol est observée dans plusieurs études (Darwish et *al*, 1995 ; Aggelides et Londra, 2000 ; Caravaca et *al*, 2001). L'effet des PRO sera plus marqué dans les sols à structure instable comme les sols limoneux mais moindre dans les sols où d'autres agents de stabilisation des agrégats sont présents tels que les argiles.

Tableau I-9 : Exemples de coefficients de corrélation linéaire « r » calculés à partir des données bibliographiques entre les quantités de produits résiduaux organiques (PRO) apportées et la stabilité structurale observée à la fin de l'expérimentation.

Référence	Texture du sol	PRO	Dose tC.ha ⁻¹ / fréquence	Durée (année)	r
Aggelides et Londra (2000)	Limoneuse	Mélange composté de sciure de bois+ boue+ déchets ménagers	0, 6, 12 et 24 tC.ha ⁻¹ / 1 fois	1	0,888NS
Aggelides et Londra (2000)	Argileuse	Mélange composté de sciure de bois + boue+ déchets ménagers	0, 6, 12 et 24 tC.ha ⁻¹ / 1 fois	1	0,957*
Albiach et al (2001a)	Sableuse	Boue aérobie digérée	0, 3, 7 et 11 tC.ha ⁻¹ / 1 fois.an ⁻¹	10	0,947*
Albiach et al (2001a)	Sableuse	Boue anaérobie digérée	0, 3, 7 et 11 tC.ha ⁻¹ / 1 fois.an ⁻¹	10	0,788NS
Diaz et al (1994)	-	Tourbe	0, 17, 35, 52 et 70 tC.ha ⁻¹ / 1 fois.an ⁻¹	2	0,901 NS
Diaz et al (1994)	-	Déchets urbains	0, 17, 35, 52 et 70 tC.ha ⁻¹ / 1 fois.an ⁻¹	2	0,992**
Lindsay et Logan (1998)	Limoneuse	Boue digérée	0, 2, 4, 8, 17, 25, 34, 42, 54, 64 et 85,5 tC.ha ⁻¹ / 1 fois.2ans ⁻¹	4	0,641*
Tejada et Gonzalez (2002)	Sableuse	Résidu de coton composté	0, 3, 6, 9 et 14 tC.ha ⁻¹ / 1 fois	2	0,984**
Whallen et al (2003)	Limoneuse	Fumier bovin composté	0, 7, 14 et 21 tC.ha ⁻¹ / 1 fois	2	0,954*

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et de 1%, respectivement. NS non significatif.

L'ensemble des PRO testés est loin de représenter la variabilité des PRO existantes. Les produits testés sont plutôt représentatifs de flux de déchets à éliminer que l'image d'un raisonnement d'élaboration d'un produit optimal pour l'effet recherché. Les PRO testés incluent :

- des fumiers seuls ou dans des systèmes de culture biologiques (Guidi et *al*, 1988 ; N'Dayegamiye et Angers, 1990 ; N'Dayegamiye et *al*, 1997 ; Pulleman et *al*, 2003),
- des composts de fumier (Sun et *al*, 1995 ; Whalen et *al*, 2003),
- des lisiers de bovins ou de porcs (Tiarks et *al*, 1974 ; Unger et Stewart, 1974),
- des fientes de volailles (Weil et Krontje, 1979),
- des déchets graisseux (Plante et Voroney, 1998),
- des composts d'ordures ménagères (Guckert et Morel, 1983 ; Caravaca et *al*, 2001),
- des boues d'épuration digérées anaérobies ou aérobies (Guidi et *al*, 1988),
- des boues d'épuration compostées (Guidi et *al*, 1988),
- des boues de papeterie (Nemati et *al*, 2000),
- des déchets de bois (N'Dayegamiye et Angers, 1993 ; Gasser et *al*, 1995).

A travers quelques travaux réalisés en régions à climat tempéré (Europe et Amérique du nord), le tableau I-10 illustre les variabilités citées ci-dessus et donne pour chaque étude, l'intensité de variation de la stabilité structurale et des teneurs en carbone des modalités avec PRO par rapport aux témoins. Bien que des relations positives entre les teneurs en carbone organique et la stabilité des agrégats soient souvent notées dans la bibliographie (tableau I-11), la compilation des données présentée dans le tableau I-10 ne montre aucune relation significative entre la variation relative de la teneur en carbone organique et la variation relative de la stabilité structurale (figure I-7).

Tableau I-10 : Augmentations de la teneur en carbone organique (ΔC) et de la stabilité structurale (ΔSS) (méthode utilisant l'eau comme agent stressant) observées après apport de divers types de PRO en régions à climat tempéré (Europe et Amérique du Nord).

Référence	Texture du sol	PRO apporté	Temps (année)	C apporté (t/ha)	ΔC (% du témoin)	ΔSS (% du témoin)
Aggelides et Londra (2000)	Limoneuse	Mélange composté de sciure + boue+ déchets ménagers	1	6,1	127	10
				12,2	190	20
				24,4	460	31
Aggelides et Londra (2000)	Argileuse	Mélange composté de sciure + boue+ déchets ménagers	1	6,1	37	7
				12,2	65	7
				24,4	156	17
Albiach et al (2001a)	Sableuse	Boue aérobie digérée	10	37	15	7
				74	44	23
				111	70	17
Albiach et al (2001a)	Sableuse	Boue anaérobie digérée	10	36	31	17
				72	50	19
				108	65	17
Albiach et al, (2001b)	Sableuse	Compost d'ordures ménagères Boue digérée anaérobie Fumier d'ovins Vermicompost	4	23	70	31
				16	34	19
				22	38	17
				2	3	10
Bissonnette et al (2001)	Limoneuse	Lisier de bovins «	7	8	9	19
Chow et al (2003)	Limoneuse	Fibres de pâte à papier	1	8	11	2
				16	22	12
				32	43	1
				64	87	21
Darwish et al (1995)	Limoneuse	Lisier de bovins	15	116	25	41
Darwish et al (1995)	Argileuse	Lisier de bovins	15	116	25	21
	sableuse		15	116	10	42
Diaz et al (1994)	Limoneuse	Déchets urbains non compostés	2	15	126	27
				30	318	39
				5	497	65
				60	455	77
Diaz et al (1994)	Limoneuse	Tourbe	2	34	327	0
				68	496	6
Gasser et al (1995)	Sableuse	Ecorces fraîches	3	5	6	3
		Résidus préhumifiés D'émondage	3	8	11	1

Tableau I-10 : suite

Référence	Texture du sol	PRO apporté	Temps (année)	C apporté (t/ha)	δC (% du témoin)	δSS (% du témoin)
Gerzabek et al (1995)	-	fumier bien décomposé	38	-	79	189
Paré et al (1999)	argileuse	Fumier frais	3	6	0,5	20
		Fumier frais		10	1,8	24
		Fumier composté		6	1,8	24
		Fumier composté		10	1	15
Sun et al (1995)	sableuse	Fumier de bovins frais	1	6	62	32
		Fumier de bovins décomposé		3	18	13
		Fumier de bovins composté			14	28
		Fumier de bovins+ bois		7	51	9
		Fumier de porcs		8	70	62
		Fiente de volailles			13	39
Sommerfeldt et Chang (1985)	Argileuse	Fumier bovin	11	2	7	23
				5	16	23
				7	28	16
Whallen et al (2003)	Limoneuse	Fumier composté	2	1	63	6
				2	123	13
					181	20

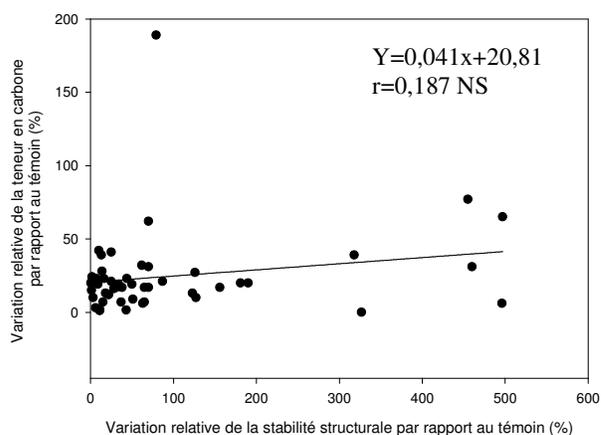


Figure I-7 : Relation entre la variation relative des teneurs en carbone et la variation relative de la stabilité des agrégats tracée à partir de la compilation des données des études citées dans le tableau I-10.

Tableau I-11 : Coefficient corrélation linéaire « r » entre stabilité structurale (testée à l'eau) et teneur en carbone organique (C), polysaccharides extractibles à l'acide dilué (PSA), biomasse microbienne (BM), biomasse fongique (BF) et substances humiques (SH) dans des études sur des sols tempérés et utilisant des PRO.

Référence	Durée	PRO	Texture du sol	C	PSA	BM	BF	SH
Albiach <i>et al</i> (2001a)	10 ans	Boue	Sableuse	0,69**		-0,02 NS		0,75**
Albiach <i>et al</i> (2001b)	4 ans	Différents produits	Sableuse	0,84**		0,78**		0,76**
Bissonnette <i>et al</i> (2001)	7 ans	Fumier	Limoneuse	0,95**	0,89**	0,90**		
Chow <i>et al</i> (2003)	1 an	Déchets de papeterie	Sableuse	0,82* [†]				
Gasser <i>et al</i> (1995)	3 ans	Ecorces préhumifiées /résidus d'émondage	Sableuse	0,34 NS [†]				
Gerzabek <i>et al</i> , 1995	38 ans	Fumier	Limoneuse	0,97**				
Kinsbursky <i>et al</i> (1989)	30jours	Boue	Sableuse		0,85**	0,19 NS	0,74**	
Kinsbursky <i>et al</i> (1989)	30j	Boue	Limoneuse		0,75**	0,55 NS	0,36 NS	
Metzger <i>et al</i> , 1987	54 jours	Boue	Sableuse		0,5*	-0,47NS	0,71**	
N'Dayegamiye <i>et al</i> (1997)	16 ans	Fumier	Limoneuse	0,53 NS		0,86**		
Sun <i>et al</i> (1995)	1 an	Différents produits	Sableuse	0,30 NS [†]				
Whalen <i>et Chang</i> (2002)	25 ans	Fumier	Sableuse	0,78* [†]				

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1%, respectivement. NS non significatif.

[†] Valeur calculée à partir des données disponibles dans l'article.

7.5.1. Agents et mécanismes en jeu

Les PRO améliorent la stabilité de la structure via leur effet (i) sur l'augmentation des teneurs du sol en carbone organique total et en substances humiques (effet stock) ; seuls les essais de longue durée au champ permettent de mettre en évidence ces effets (Albiach et *al*, 2001a et b ; Gerzabek et *al*, 1995) (ii) sur l'augmentation de l'activité biologique du sol (effet dynamique qui dépendrait des flux et qualités de carbone), citée le plus souvent dans l'interprétation des effets observés. Les paramètres liés à l'activité biologique les plus souvent mentionnés sont :

- la biomasse microbienne total du sol (Diaz et *al*, 1994 ; Pulleman et *al*, 2003),
- la taille de la population fongique du sol (Roldan et *al*, 1994 ; Guidi et *al*, 1988),
- la concentration du sol en polysaccharides d'origine microbienne (Ibrahim et Shindo, 1999 ; Albiach et *al*, 2001a).

Pour illustrer ces facteurs mis en jeu, le tableau I-11 donne pour des travaux relatifs à des apports de PRO à des sols en régions tempérées, quelques coefficients de corrélation reliant la stabilité structurale aux facteurs agrégants cités ci dessus. Monnier (1965) a conceptualisé dans un schéma (figure I-8) l'action de l'activité biologique du sol suite à l'apport de matière organique exogène et ses conséquences en terme de molécules résiduelles dans le sol.

Les processus identifiés comme intervenant dans la stabilisation des agrégats suite à l'apport de PRO sont (i) l'augmentation de la cohésion des agrégats par la synthèse de substances agrégeantes de types substances humiques (Gerzabek et *al*, 1995 ; Albiach et *al*, 2001b), (ii) l'augmentation de la cohésion des agrégats par la synthèse de substances agrégeantes liées à l'activité biologique des sols, comme les polysaccharides ou bien par la rétention physique des agrégats par les filaments fongiques (Metzger et *al*, 1987 ; Kinsbursky et *al*, 1989 ; Plante et Voroney, 1998). (iii) la diminution de la mouillabilité des agrégats par les lipides (Guidi et *al*, 1988 ; Paré et *al*, 1999) ou via l'activité microbienne qui peut générer des substances hydrophobes.

Outre l'effet sur la stabilité structurale à travers la stimulation de l'activité biologique, les PRO peuvent avoir une action directe sur la stabilité structurale. Ainsi, Martin (1942), Metzger et *al* (1987) et Roldan et *al* (1994) ont observé une augmentation de la stabilité structurale immédiatement après l'ajout respectivement d'un compost urbain, de boues activées et d'ordures ménagères non compostées. Les explications possibles sur cet effet sont liées à la présence de substances telles que les sucres, les substances humiques ou les lipides initialement présents dans les PRO, ces substances peuvent augmenter rapidement la cohésion et/ou l'hydrophobicité des agrégats. En effet, plusieurs résultats montrent que des PRO tels que des composts d'effluents d'élevage et des compost d'ordures ménagères sont beaucoup plus hydrophobes que les sols (Valat et *al*, 1991 ; Serra-Wittling, 1995).

Modèles de Référence	Glucose ou foin de luzerne	pailles végétales fermentées	acides humiques
Facteurs principaux d'efficacité	fermentescibilité masse de matière enfouie date d'apport	incorporation à la couche arable date d'apport conditions de dégradation	masse enfouie coefficient isohumique épaisseur et texture du sol

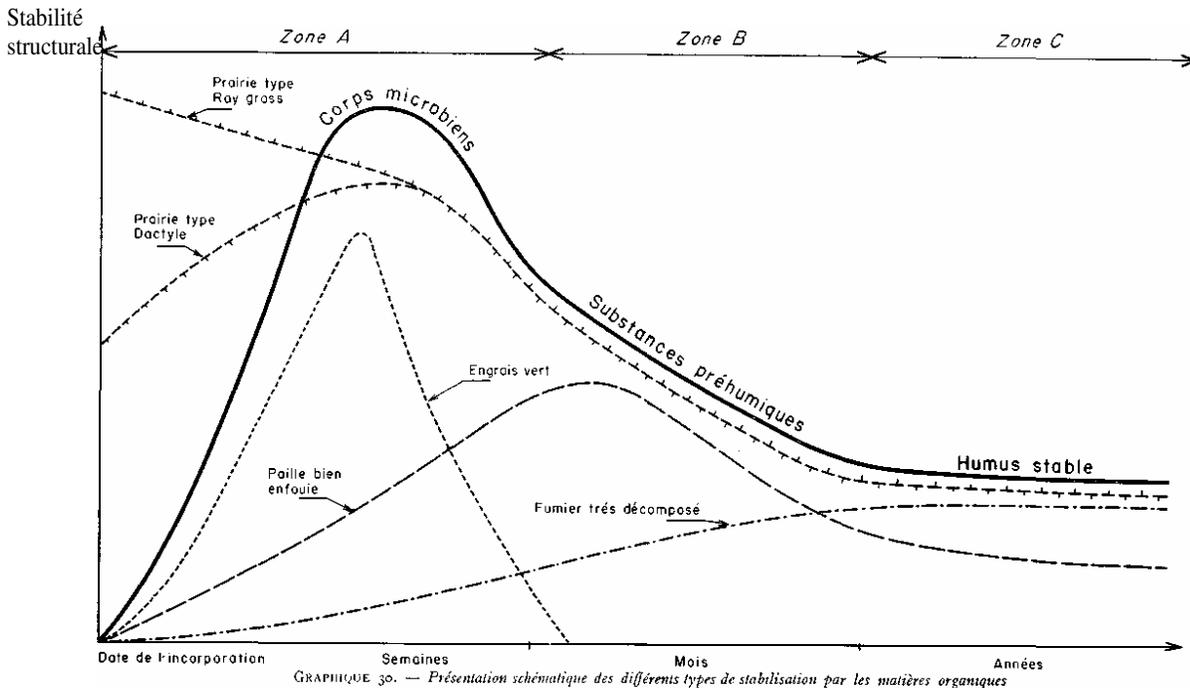


Figure I-8 : Présentation schématique des différents types de stabilisation par les matières organiques (Monnier, 1965).

7.5.2. Indicateurs d'effet des produits résiduels organiques sur la stabilité structurale

Peu de références existent sur les liens entre les caractéristiques initiales des PRO et leur effet sur la stabilité structurale. Les indicateurs d'effet des PRO identifiés dans la littérature sont liés à leur décomposition. Depuis une quarantaine d'année, le travail de Monnier (1965) est la référence à ce sujet. Ainsi à partir d'un certain nombre de matières organiques exogènes modèles étudiées au laboratoire (engrais vert, paille et fumier bien décomposé), Monnier (1965) a établi un schéma général de mode d'action de ces matières organiques sur la stabilité structurale (figure I-8). Ce schéma théorique est divisé en trois parties, correspondant à la fois à des phases différentes dans la décomposition dans le sol des matières organiques testées et dans l'évolution de la stabilité structurale :

- Zone A : décomposition de la matière organique facilement biodégradable avec une augmentation parallèle et importante de la stabilité structurale mais qui ne dure que quelques semaines (matière organique type : engrais vert).

- Zone B : décomposition plus ménagée dans le temps de la matière organique avec un effet moins marqué sur la stabilité structurale mais plus pérenne (de l'ordre du mois) (matière organique type : paille).
- Zone C : décomposition lente de la matière organique avec une augmentation de la stabilité structurale progressive et de faible amplitude mais qui persiste quelques années (matière organique type : fumier bien décomposé).

Ces comportements types ont été confirmés par Abiven (2004) qui a trouvé aussi que la décomposition des matières organiques exogènes permet d'expliquer une part majeure de l'évolution de la stabilité structurale du sol.

Donc en analogie avec le schéma de Monnier, les PRO facilement biodégradables (boues d'épuration, composts peu stabilisés, fumier frais) devraient avoir en général un effet plus intense mais moins persistant que les PRO à matière organique stable (composts bien humifiés, déchets verts ligneux).

Suite à l'apport de PRO à un sol, l'équilibre entre le carbone et l'azote dans le sol est important et conditionne la biodégradation des PRO : un C/N trop élevé ou trop faible nuit au développement microbien. La considération du rapport C/N comme indicateur de biodégradabilité des matières organiques exogènes n'a pas permis dans tous les cas de caractériser leur effet sur la stabilité structurale. Par exemple Sun et *al* (1995) n'ont pas observé de relation entre le C/N de plusieurs effluents d'élevage et la stabilité des agrégats. En revanche Martens (2000b) a observé une relation positive entre la stabilité structurale et le rapport C/N initial des résidus de culture.

8. Contexte français du recyclage des PRO en agriculture

En 2001, la masse de déchets produite en France est évaluée à 650 millions de tonnes (IFEN, 2002), incluant les déchets des collectivités (14 Mt), des ménages (28 Mt), des industries (103 Mt), des exploitations agricoles (375 Mt), du bâtiment et des travaux publics (130 Mt) et ceux d'activités de soins à risques (0,15 Mt). Beaucoup de ces gisements sont de nature organique. Cependant, les proportions recyclées en agriculture sont variables (tableau I-12). En effet, la totalité des effluents d'élevage sont déjà recyclés en agriculture, alors que seulement 6% des déchets urbains le sont. Cette proportion pourrait augmenter puisque les déchets ménagers contiennent plus de 50 % de déchets organiques biodégradables (29 % de déchets putrescibles et 25 % de papiers-cartons).

Le compostage de ces déchets organiques, Comme mode de traitement, présente plusieurs avantages : (i) il améliore l'innocuité des déchets, (ii) il facilite leur transport et utilisation et (iii) il améliore leur image de marque.

Le contexte réglementaire évolue favorablement, en garantissant l'innocuité des produits, devrait contribuer le développement du compostage. Les décharges sont interdites aux déchets non ultimes. Les alternatives à la mise en décharge sont l'incinération ou le compostage pour la fraction organique. Les circulaires d'avril 1998 et de juin 2001 du ministère français de l'environnement et de l'aménagement du territoire encouragent le compostage comme voie de traitement des déchets organiques d'origine urbaine. Le durcissement de la réglementation d'utilisation des composts avec la mise en place de critères d'innocuité contribue à améliorer la qualité des composts produits.

Tableau I-12 : Quantités totales de déchets produits en France et proportions recyclées en agriculture (IFEN, 2002 ; MEDD, 2002).

	Production annuelle (en 1000t de MB)	% recyclée en agriculture	% du total des produits recyclés en agriculture
Effluents d'élevage	297 800	100	94,3
Industries agroalimentaires	13 000	65	2,7
Autres industries	2 600	54	0,4
Boues résiduaires urbaines	9 000	60	1,7
Déchets municipaux	47 000	6	0,9

9. Compost et compostage

9.1. Qu'est ce que le compostage

Le compostage est un procédé biologique contrôlé de conversion et de valorisation des constituants organiques des déchets en un produit stabilisé, hygiénisé et riche en composés humiques (Mustin, 1987). Au cours du processus de compostage, deux phases successives peuvent être distinguées (figure I-9) :

- Une phase dite de fermentation, au cours de laquelle l'oxydation biologique des composés facilement biodégradables se fait principalement par des bactéries. Cette forte activité microbienne entraîne une augmentation de la température jusqu'à 60-75°C, c'est pour cela que cette phase est appelée aussi phase thermophile.
- Une phase dite de maturation caractérisée par un ralentissement de l'activité microbiologique et la prédominance des phénomènes d'humification. Les micro-organismes les plus actifs sont les champignons et les actinomycètes qui dégradent les substances les plus polymérisées. Au cours de cette phase, on assiste à une stabilisation croissante de la matière organique qui se traduit par une diminution de sa biodégradabilité résiduelle.

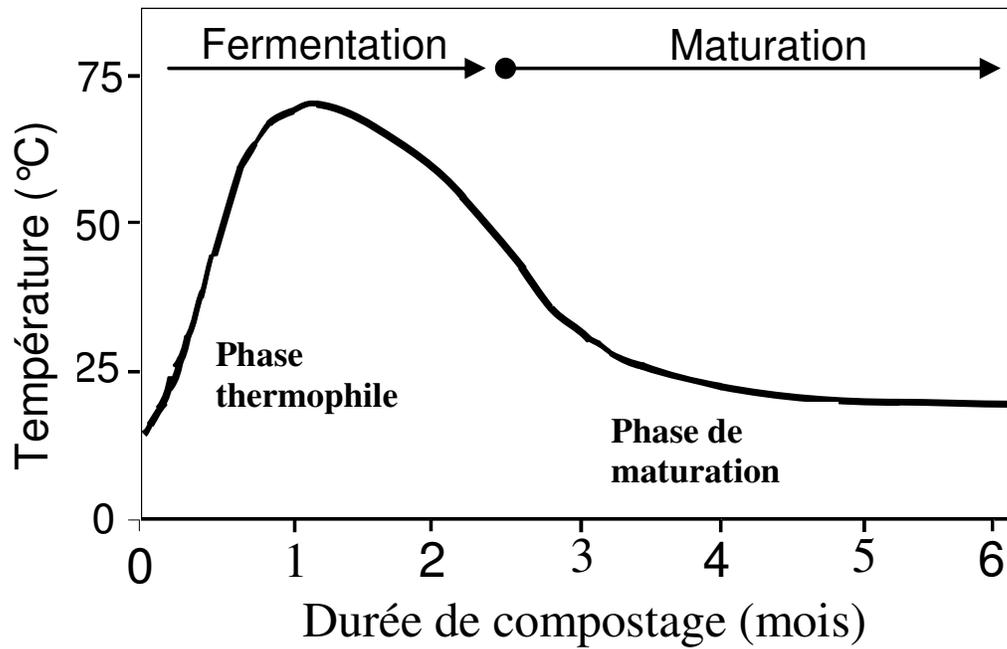


Figure I-9 : Courbe théorique d'évolution de la température au cours du compostage.

9.2. Les déchets d'origine urbaine susceptibles d'être compostés

Les déchets urbains compostables peuvent être répartis en cinq catégories :

- *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.
- *Fraction fermentescible (putrescible) des ordures ménagères* : elle est généralement désignée sous le nom de biodéchets (déchets de cuisine, fleurs, etc...). Cette fraction peut être triée par les particuliers et collectée de façon sélective. Les déchets verts des jardins des particuliers sont alors souvent collectés avec cette fraction. Les déchets de marchés entrent également dans cette catégorie.
- *Boues de stations d'épuration urbaine* : Ces boues sont issues de l'épuration des eaux usées. Les caractéristiques des boues dépendent des caractéristiques du traitement des eaux (physico-chimique ou biologique), du procédé de stabilisation des boues (aérobie ou anaérobie, thermique,...), de leur état physique (liquide, solide,...).

A partir de ces déchets, divers types de composts sont fabriqués et qui portent le plus souvent le nom de la nature des déchets entrants.

En raison de leur faible porosité et forte humidité, les boues de stations d'épuration urbaines doivent être mélangées à un structurant pour être compostées. Ce structurant est généralement constitué de déchets verts, de broyats de palettes de bois ou de résidus de culture.

Une variété importante de composés organiques constitue, dans des proportions variables, les déchets initiaux et peuvent se retrouver dans les composts tout au long du compostage : sucres simples, cellulose, lignine, protéines, lipides et plastique. Le tableau I-13, présente une synthèse des composés organiques susceptibles d'être présents dans différents déchets urbains, ainsi que leur devenir au cours du compostage.

Tableau I-13 : Principaux constituants susceptibles d'être présents dans les déchets d'origine urbaine en fonction de la nature des déchets, et devenir au cours du compostage (Francou, 2003).

	Sucres simples	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 présents	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

9.3. Evolution des principales caractéristiques du compost au cours du compostage

Le processus de compostage engendre des modifications des principales caractéristiques physico-chimiques des matériaux initiaux.

- *La teneur en eau* : Au cours du compostage, l'élévation de la température entraîne l'évaporation d'une partie de l'eau contenue dans le mélange. L'intensité de ces pertes varie 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 et Pomares, 1995).

- *Le carbone organique* : La teneur en carbone organique diminue au cours du compostage. Cette diminution de la concentration a lieu essentiellement pendant la phase de fermentation. La principale raison de cette diminution est l'utilisation par les micro-organismes des substances organiques indispensables à leur métabolisme, conduisant à leur minéralisation en dioxyde de carbone (CO₂) (Francou, 2003). Les composts se caractérisent donc par des teneurs en carbone organique inférieures à celles des déchets bruts. Selon les déchets entrant, et le procédé de compostage, les taux de carbone sur composts finis peuvent présenter des fortes disparités. Les teneurs en carbone organique entre 10 à et 30% sont fréquemment observées dans la bibliographie (Serra-Wittling, 1995 ; Francou, 2003).

- *L'azote* : Lors du compostage, une partie de l'azote organique des déchets est minéralisée. En fin de compostage, une augmentation de la teneur en NO₃⁻ est fréquemment observée (Sanchez-Monedero et al, 2001, Francou, 2003). L'azote total représente généralement 1 à 4% de la masse sèche totale des composts et est composé de moins de 10% d'azote minéral (Bernal et al, 1998a). Lors du compostage, 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 (NH₃) ou d'oxyde nitreux (N₂O).

- *Le rapport C/N* : Il est largement connu que la biodégradabilité d'un déchet organique est dépendante de son rapport C/N. Comme le laissent prévoir les diversités observées sur les teneurs en carbone et en azote des déchets, les valeurs de C/N varient nettement selon la nature du substrat. Plusieurs auteurs (Mustin, 1987 ; Leclerc, 2001) considèrent qu'un rapport C/N compris entre 25 et 40 permet un compostage satisfaisant. D'une façon générale, le rapport C/N diminue au cours de la phase de fermentation pour se stabiliser à la fin du processus entre 10 et 20.

- *Le pH* : Les pH des déchets urbains sont compris entre 5 et 9 (Morel et al, 1986). Globalement, les déchets initiaux ont une acidité légèrement plus forte que les composts finis.

- *La capacité d'échange cationique (CEC)* : La CEC du substrat augmente au cours du procédé du compostage, pouvant atteindre des valeurs supérieures à 60 meq/100 g (Iglesias-Jimenez et Perez-Garcia, 1989).

9.4. Evolution de la matière organique des composts au cours du compostage

9.4.1. Stabilisation de la matière organique des composts 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 lié à la stabilisation de la matière organique du compost qui peut être définie comme l'augmentation de sa résistance à la biodégradation. La mesure de cette biodégradabilité est la méthode de référence pour évaluer la stabilité d'un compost. Elle consiste à mesurer l'activité respiratoire d'un sol auquel le compost est incorporé. Cette biodégradabilité est généralement estimée par le dégagement de CO₂ au cours d'incubations à 25-30°C de composts préalablement séchés et homogénéisés (Hadas et Portnoy, 1997 ; Bernal *et al*, 1998b). Les quantités de carbone minéralisées au cours des incubations dépendent de l'origine des composts (procédé et déchets) et de l'âge du compost (Francou, 2003 ; Garcia-Gomez *et al*, 2003). Ainsi sur des composts qui ont été compostés durant 3 mois, Francou (2003) mesure un taux de carbone minéralisé après 108 jours d'incubation, de 6% pour un compost de déchets verts additionné de boue, de 11% pour un compost de déchets verts et de 28% pour un compost d'ordures ménagères. Garcia-Gomez *et al* (2003) ont observé qu'au terme de 71 jours d'incubation d'un compost de déchets verts, 25% du carbone du compost échantillonné à 0 jour de compostage est minéralisé, contre seulement 10% pour un 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.

9.4.2. Evolution de la composition biochimique de la matière organique des composts au cours du compostage

En fractionnant la matière organique en quatre familles biochimiquement différentes selon le protocole de Van Soest (1967) (fraction soluble, cellulose, hémicellulose et lignine), Chefetz (1996) et Francou (2003) ont observé une diminution de la cellulose au cours du compostage et une concentration de la fraction assimilée aux lignines. Ainsi pour un composts à base d'ordures ménagères, Francou (2003) observe une diminution de la proportion de matière organique présente sous forme cellulosique, passant de 39% de la matière organique à 26% en trois mois de compostage. Comme la cellulose, la part de l'hémicellulose a diminué de 11% de la matière organique à 2%. En revanche les proportions de fraction soluble et lignine ont augmenté, la fraction soluble passant de 33 à 45% de la matière organique du compost et la teneur en lignine de 17% à 27% de la matière organique du compost.

Le compostage est classiquement associé au processus naturel d'humification observé pour la matière organique du sol. Ainsi, le fractionnement dit humique de la matière organique des composts en trois classes de solubilité différente en milieu acide et basique (acides humiques, acides fulviques et humines) est souvent utilisé pour évaluer l'évolution de la matière organique au cours du compostage

(Roletto et *al*, 1985a ; Foster et *al*, 1993). Souvent ces fractions fulviques et humiques ne désignent pas des substances humiques *sensu stricto*, mais il s'agit d'un ensemble de composés, incluant substances humiques et biomolécules, solubles en solution alcaline. Au début du compostage, généralement, la fraction fulviques prédomine sur la fraction humique et représente 24% du carbone organique total dans un compost d'ordures ménagères à 0 jour de compostage (Sugahara et Ionoko, 1981). Durant le compostage, la fraction humique devient progressivement prédominante par rapport à la fraction fulvique et passe par exemple dans l'étude de Sugahara et Ionoko (1981) de 2% du carbone organique total d'un compost d'ordures ménagères à 0 jour de compostage à 24% du carbone organique total après 3 mois de compostage.

9.4.3. Evolution de la composition chimique de la matière organique des composts au cours du compostage : mise en évidence par analyses spectrales

L'utilisation de méthodes spectrales pour analyser les constituants organiques des composts s'est développée ces dernières années. Les principales techniques utilisées aujourd'hui pour étudier la stabilisation des composts au cours du compostage sont la spectrométrie infrarouge (IR) (Chen, 2003 ; Francou, 2003), la résonance magnétique nucléaire (RMN) (Chen, 2003), et la pyrolyse couplée à un Chromatographie en phase gazeuse et à un spectromètre de masse (Dignac et *al*, sous presse). Ainsi, par analyse IR, Chen (2003) a montré que 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 chaînes aliphatiques, aux polysaccharides et aux alcools, facilement dégradables. Ouatmane et *al* (2000) constate 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.

9.4.4. Notion de maturité des composts

Le degré de maturité des composts est un critère important à déterminer, afin de répondre aux préoccupations des fabricants et utilisateurs de composts. La maturité (ou stabilité) d'un compost est reliée au degré de décomposition et d'humification de sa matière organique. La maturité d'un compost est un paramètre à considérer avant toute utilisation. En effet, le degré de maturité des composts influence les effets des composts après apport au sol et doit être connu. Plusieurs critères ont été élaborés pour estimer cette maturité :

- *Stabilité biologique de la matière organique du compost* : La biodégradabilité résiduelle de la matière organique des composts diminue avec l'augmentation de la maturité des composts (Kirchmann et Bernal, 1997 ; Francou, 2003). La méthode de référence pour évaluer la biodégradabilité de la matière organique d'un compost est le suivi de l'activité respiratoire d'un sol auquel le compost est incorporé. Un compost mûr est un compost qui a une matière organique dont la biodégradabilité est

similaire à celle de la matière organique d'un sol. Francou (2003) a établi une gamme de stabilité des matières organiques des composts suivant le taux de minéralisation du carbone organique en conditions contrôlées (28°C durant 108 jours) (tableau I-14). Plusieurs tests, sont proposés pour une évaluation rapide de la biodégradabilité de la matière organique des composts. Ces tests sont en premier lieu destinés à être utilisés sur plate-forme de compostage.

Tableau I-14 : Définition des classes de maturité des composts à partir de la proportion du carbone organique total des compost minéralisé après 108 jours d'incubation à 28°C (C-CO₂ 108 jours) (Francou, 2003).

Niveau de stabilité du compost	C-CO ₂ 108 jours (% COT)	Degré de maturité du compost
Compost très stable	[0 ;10]	Maturité très élevée
Compost stable]10 ; 15]	Maturité élevée
Compost moyennement stable]15 ; 20]	Maturité moyenne
Compost instable]20 ;30]	Maturité faible
Compost très instable	>30	Maturité très faible

- *Suivi du rapport d'humification (C_{AH}/C_{AF})* : 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 de ces 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 ; Francou, 2003). Des rapports inférieurs à 1 sont caractéristiques des composts immatures (Roletto et al, 1985a ; Francou, 2003), et les valeurs doivent être supérieures à 1,7 ou 3 pour les composts mûrs respectivement selon Foster et al (1993) et Francou (2003).

- *L'évolution de certaines caractéristiques physico-chimiques classiques* : Plusieurs travaux ont montré 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 $N-N-NO_3^-/N-NH_4^+$.

En effet, les pH acides sont caractéristiques des composts immatures alors que les composts mûrs sont caractérisés par des pH compris entre 7 et 9 (Forster et al, 1993).

Selon Iglesias-Jimenez et Perez-Garcia (1989) une CEC supérieure à 60meq/100g de la matière organique 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 rapport 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) considère qu'une valeur inférieure à 25 caractérise un compost mûr, alors que Iglesias-Jimenez et Perez-Garcia (1989) considère qu'un rapport inférieur à 20 et même 15 est préférable. Mais beaucoup d'auteurs considèrent que la valeurs du C/N d'un compost n'est pas suffisante pour déterminer sa maturité (Morel *et al*, 1986 ; Serra-Wittling, 1995).

Le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ est utilisé par certains auteurs comme indicateur de maturité qui augmente pendant le compostage. En effet, la présence de nitrates n'est observée que dans les composts mûrs. Une microflore nitrifiante active dans un compost est donc synonyme de maturité (Kaiser, 1981 ; Annabi, 2004). Le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ est cependant peu utilisé comme indicateur de maturité des composts car les résultats trouvés sont différents (Francou, 2003).

- *Autres critères relevés dans la littérature:* Il existe des tests 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). 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 et Perez-Garcia, 1989). Le changement de couleur au cours du compostage a conduit certains auteurs à mettre en place des tests colorimétriques (Morel, 1982). Mais ces tests ne s'appliquent généralement que sur un produit donné et nécessite le suivi de tout le procédé de compostage. L'ensemble de ces tests simples apparaissent trop peu généralisables et trop peu précis pour constituer des indicateurs standards et fiables de maturité.

Il existe aussi des méthodes plus complexes et peu utilisées en pratique comme l'estimation des lipides extractibles (Dinel *et al*, 1996) et le suivi de l'évolution de la biodiversité microbienne, de l'activité enzymatique au cours du compostage (Forster *et al*, 1993 ; Insam *et al*, 1996).

Les teneurs en lipides totaux diminuent au cours du compostage de plusieurs effluents d'élevage (Dinel *et al*, 1996). Cette diminution est due à la dégradation des lipides par les microorganismes. Dinel *et al* (1996) ont établi des seuils de maturité sur la base de l'évolution des lipides au cours du compostage. Ainsi un rapport entre les lipides extractibles au diethylether qui permet l'extraction des lipides à courte chaîne moléculaire, des alcanes, des alcènes et des acides alcanoliques et les lipides extractibles au chloroforme inférieur à 2,5 est caractéristique des composts mûrs. Un ratio entre les lipides à grand poids moléculaire extractibles au chloroforme et les lipides totaux (somme des lipides extractibles au diethylether et au chloroforme) supérieur à 0,25 est aussi caractéristique des composts mûrs.

La stabilité de la biodiversité des populations microbiennes des composts au cours du compostage est un critère de maturité (Insam *et al*, 1996 ; Annabi, 2004).

10. Conclusion de l'étude bibliographique et objectifs du travail

La stabilité de la structure du sol est une composante majeure de la fertilité des sols. Dans certains sols, la matière organique constitue le principal agent de stabilité structurale (chernozems, ferrasols, luvisols et arenosols). Dans ces sols, les mécanismes d'action des matières organiques sur la stabilité des agrégats sont l'augmentation de la cohésion et/ou de l'hydrophobicité des agrégats. Certains compartiments de la matière organique sont particulièrement efficaces dans la stabilisation des agrégats, comme la biomasse microbienne, les hyphes fongiques, les polysaccharides et les lipides. La plupart de ces compartiments sont liés à l'activité biologique des sols. L'efficacité de chacun de ces compartiments organiques est difficile à individualiser et à suivre au cours du temps, puisque ces différents compartiments organiques sont liés entre eux et évoluent. Les processus d'agrégation et la stabilité des agrégats sont dynamiques car la matière organique n'est pas inerte et elle évolue dans les sols. Ainsi, les facteurs influençant la décomposition de la matière organique dans les sols (température, humidité...) influencent aussi la stabilité structurale du sol.

La littérature sur les effets des produits résiduels organiques (PRO) sur la stabilité de la structure du sol est très riche et variée, par la diversité des PRO testés, les approches suivies et les conclusions dégagées. Globalement l'apport de PRO influence positivement la stabilité des agrégats. Cependant, l'efficacité des PRO sur la stabilité des agrégats dépend de leurs caractéristiques, en particulier celles qui contrôlent leur biodégradabilité dans les sols.

Depuis longtemps, les PRO sont utilisés en agriculture. Depuis le 19^{ème} siècle, le mode de vie des sociétés a changé entraînant des changements dans la composition des déchets produits par l'homme. La valorisation de ces déchets est synonyme d'une meilleure gestion de l'environnement, face au tonnage grandissant des déchets produits par les entreprises et par les ménages. Ces PRO d'origine urbaine sont de plus en plus utilisés en agriculture dans les zones périurbaines et dans les régions où les besoins en matière organique sont croissants en raison de la production insuffisante d'amendements traditionnels (fumier, ...).

Une diversité importante de composts d'origine urbaine est produite en France, dont on ne connaît pas l'efficacité à stabiliser la structure des sols. Les travaux publiés, ne reflètent que l'effet d'un compost donné dans des conditions bien spécifiques. Une interprétation des effets des composts sur la stabilité des agrégats par rapport aux caractéristiques de leur matière organique (maturité, composition biochimique, vitesse de minéralisation...) permettrait d'homogénéiser et d'utiliser les connaissances afin de prévoir les effets d'autres composts.

Ces constats ainsi réalisés, il nous a semblé nécessaire de faire le lien entre la qualité du produit organique apporté au sol, en l'occurrence dans notre étude les composts urbains, et la stabilité de la

structure d'un sol limoneux connu comme instable. Cela nous a conduit à engager ce travail de thèse présenté ici et qui se propose :

- ✓ D'évaluer les effets de divers types de composts de déchets d'origine urbaine sur la stabilité des agrégats d'un sol limoneux.
- ✓ D'interpréter ces effets par rapport aux caractéristiques de la matière organique des composts et par rapport à leurs effets sur certaines composantes microbiennes et physico-chimiques du sol.

Pour atteindre ces objectifs, des essais au laboratoire et des observations au champ sont réalisés selon la démarche synthétisée dans la figure I-10.

Au laboratoire

Pour évaluer l'influence du degré de stabilité de la matière organique des composts sur leurs effets sur la stabilisation de la structure d'un sol limoneux, des incubations de mélanges agrégats de sol + compost sont réalisés. Les composts utilisés sont d'origines variées et ont atteint deux degrés de maturité contrastés : composts immatures et composts mûrs. Au cours de ces incubations l'évolution de la stabilité des agrégats est suivie ainsi que celle de paramètres permettant d'expliquer les effets des composts sur cette stabilité soit :

- L'activité respiratoire des microorganismes.
- Les tailles des biomasses microbienne et fongique.
- Les teneurs en polysaccharides.
- L'hydrophobicité des agrégats.

Au cours de ces incubations l'influence de l'intensité de l'activité microbienne est étudiée en faisant varier la température d'incubation. Les incubations à 28°C ont pour but de maximiser l'activité microbienne et des incubations à 4°C visent à minimiser l'activité microbienne.

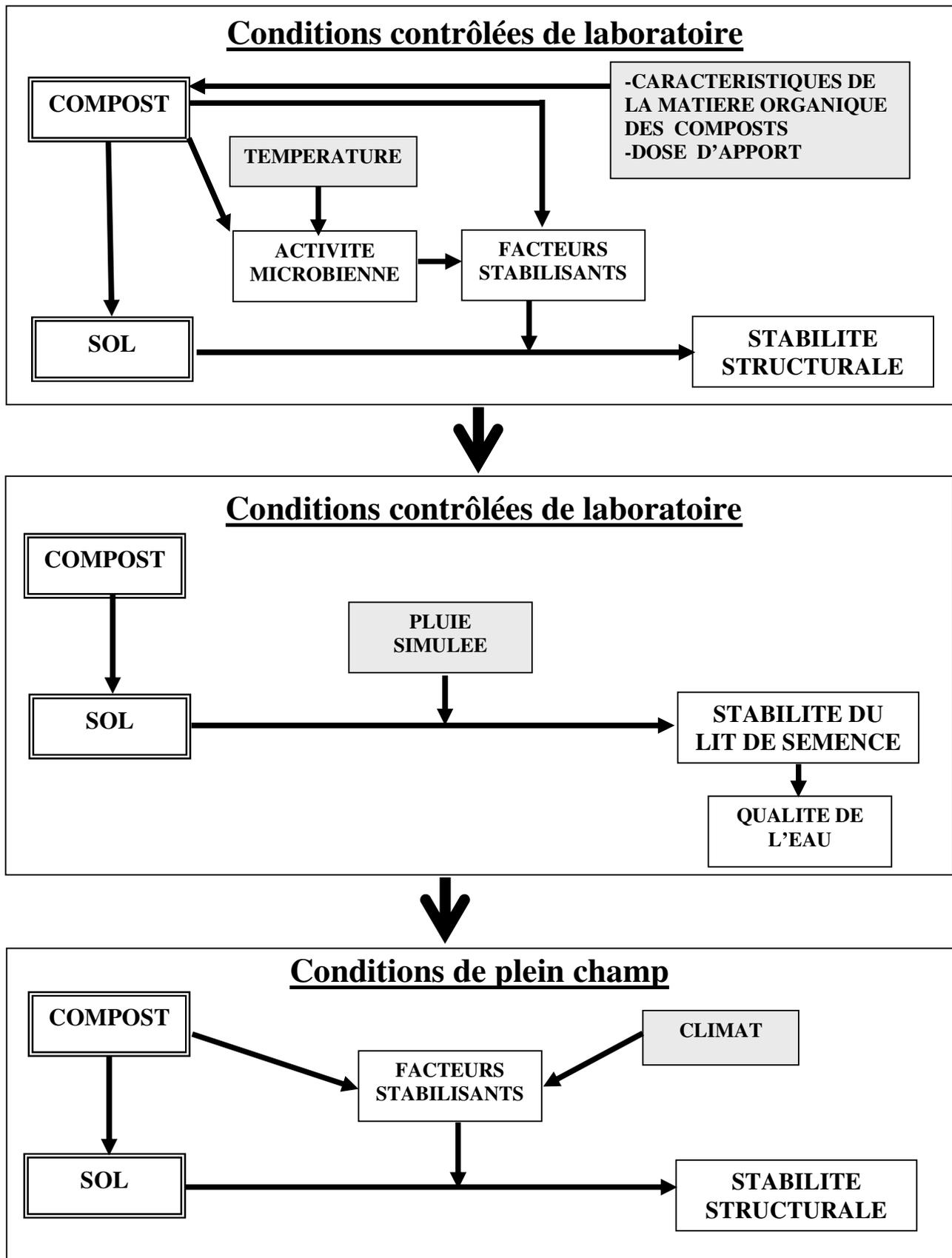
Pour mettre en évidence l'effet de la quantité de carbone organique apporté au sol sur l'amélioration de la stabilité structurale, l'influence de la dose d'apport d'un compost a été étudié avec un seul type de compost afin d'identifier un seuil de teneur en carbone organique du sol à partir duquel la stabilité des agrégats n'évolue plus.

L'étude de l'effet des composts sur la résistance des agrégats à l'impact de gouttes de pluie simulée a été réalisée dans le but d'établir les liens entre l'effet des composts sur la stabilité des agrégats et les conséquences sur la stabilité d'un lit de semence. Au cours de ces pluies simulées, la vitesse de pénétration de l'eau à travers un massif d'agrégats et la qualité de l'eau de percolation sont mesurées.

Au champ

Au champ les effets des composts sur les propriétés d'un sol limoneux en conditions agronomiques réelles sont évalués dans un essai de longue durée. La stabilité structurale et les facteurs stabilisants sont suivis sur des agrégats prélevés à la surface du sol dans des parcelles expérimentales qui reçoivent les composts de même origine que ceux étudiés au laboratoire depuis six ans. L'évolution de l'état de surface du lit de semence au fur et à mesure des épisodes pluvieux (mai-juin 2003) a aussi été mesurée. Les résultats obtenus au laboratoire serviront à interpréter les observations au champ.

Figure I-10 : Schéma synthétisant la démarche adoptée au cours de ce travail de thèse.



CHAPITRE II

MATERIELS ET METHODES

Notre étude s'est déroulée à deux échelles : (i) incubations en conditions contrôlées de laboratoire et (ii) suivis en conditions naturelles de plein champ.

Pour pouvoir interpréter les effets des composts utilisés sur les propriétés du sol mesurées, une caractérisation détaillée de la matière organique des composts a été réalisée. Ce chapitre présente l'ensemble des matériels et méthodes utilisés.

1. Le dispositif au champ

Le dispositif au champ est localisé sur le plateau des Alluets sur la commune de Feucherolles (Yvelines, Ile de France). Il a été initié en 1998 dans le cadre d'un programme de collaboration entre l'INRA et le CReeD (Centre de Recherches pour l'Environnement l'Energie et le Déchet du groupe Véolia Environnement). Ce programme se propose d'évaluer les effets à long terme de quatre amendements organiques (trois types de composts et un fumier) sur les propriétés du sol et la qualité des récoltes.

Le sol de ce dispositif est représentatif des sols limoneux cultivés du nord de la France (environ ¼ des sols cultivés en France). Il se développe à partir d'un limon loessique de plus de deux mètres d'épaisseur, carbonaté à partir de 1,5 m et recouvrant une argile à meulière. Il est classé comme Luvisol redoxique (selon le référentiel pédologique français). Les caractéristiques physico-chimiques initiales de l'horizon superficiel labouré sont résumées dans le tableau II-1.

Tableau II-1 : Caractéristiques physico-chimiques initiales de l'horizon labouré superficiel (0-28cm) du dispositif au champ étudié.

Argile	Limon fin	Limon grossier	Sable	Carbone organique	Azote total	Teneur en eau à pF 2,8	pH (eau)	CEC (Meq/100g)
(-----%-----)								
15,6 ± 1,0 [†]	27,3 ± 1,0	50,6 ± 1,6	6,5 ± 0,9	1,1 ± 0,08	0,1 ± 0,01	22,5 ± 2,9	6,9 ± 0,2	9,4 ± 0,6

[†] moyenne et écart type de 40 analyses

Le risque de battance du sol, résultant de la dégradation de l'horizon de surface sous l'action des gouttes de pluie, est évalué selon l'indicateur proposé par Rémy et Marin-Laflèche (1974) (cf. page 27). Pour notre sol, cet indicateur de battance est égal à 2,3, ce qui le classe dans les sols très battants. Le dispositif comprend 4 blocs de 10 parcelles (figure II-1), de 45 m x 10 m. Les cinq traitements organiques testés sont :

- un compost de boue résiduaire urbaine co-compostée avec des déchets verts et/ou des broyats de palettes (**DVB**),
- un compost d'ordures ménagères résiduelles (**OMR**), issu du compostage d'ordures ménagères résiduelles après collecte sélective des emballages propres et secs,
- un compost de fraction fermentescible des ordures ménagères (**BIO**), collectée sélectivement et co-compostée avec des déchets verts,
- un fumier de vaches laitières (**FUM**) provenant de l'élevage bovin de la ferme expérimentale de l'INA-PG,
- aucun amendement organique : traitement témoin (**Té**).

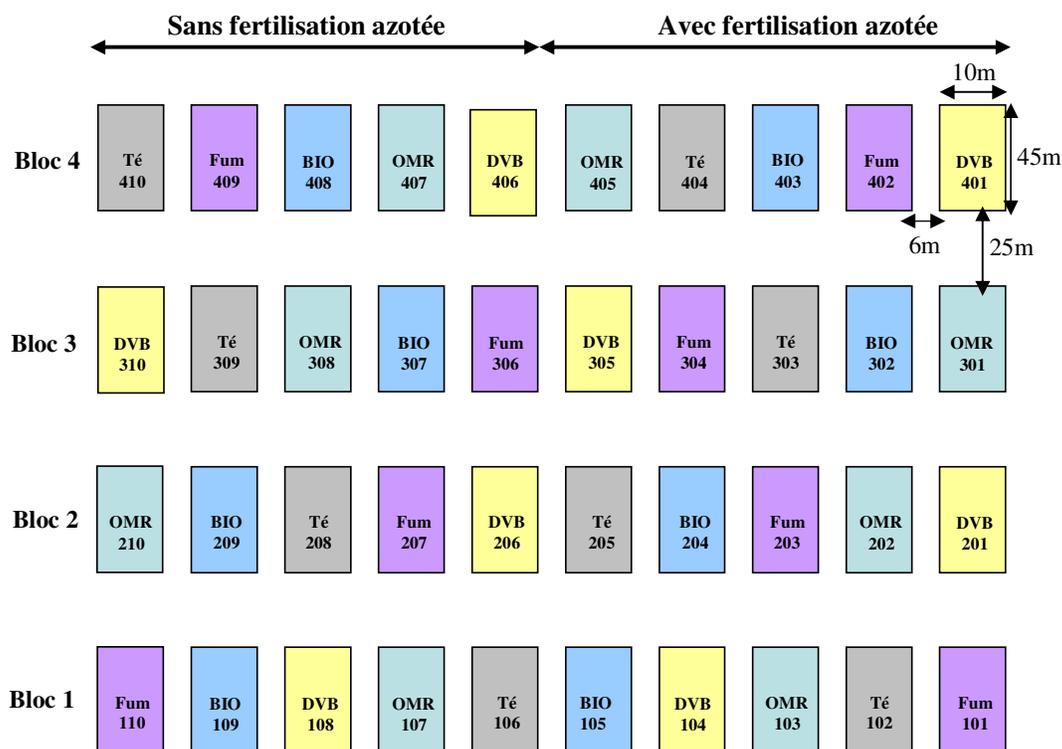


Figure II-1 : Plan du dispositif au champ.

Les traitements organiques sont croisés avec 2 niveaux de fertilisation minérale azotée (fertilisation azotée optimale, fertilisation azotée faible pour la culture de blé et nulle pour la culture de maïs). Le

dispositif est conduit en rotation blé-maïs selon les pratiques culturales conventionnelles avec labour. La paille de blé est exportée alors que les résidus de maïs sont broyés et enfouis dans l'horizon labouré.

Les apports de composts ont été faits en octobre 1998, septembre 2000 et septembre 2002 sur chaume de blé sur la base d'une même quantité de carbone organique apportée dans les différents traitements. Une dose de 4 tC ha⁻¹ est visée. Les quantités exactes de carbone apporté lors de chaque épandage dans chaque traitement sont illustrées dans le tableau II-2.

Tableau II-2 : Doses moyennes de composts et fumier réellement apportées lors des épandages en 1998, 2000 et 2002 ; quantités de carbone organique et d'azote total apportées avec ces épandages.

		Matière fraîche	Matière sèche	Carbone organique	Azote total
		(-----t ha ⁻¹ -----)			(kg/ha)
1998	DVB	20,0	10,7	2,9	303
	OMR	14,0	10,0	3,0	202
	BIO	21,0	16,2	2,6	265
	FUM	55,0	13,1	3,8	313
2000	DVB	33,0	18,8	3,6	348
	OMR	23,6	16,9	5,3	349
	BIO	40,3	25,0	4,4	298
	FUM	25,2	9,6	3,7	186
2002	DVB	34,8	18,5	4,3	412
	OMR	12,7	9,5	3,1	152
	BIO	37,2	25,8	4,5	350
	FUM	41,3	15,6	4,3	401

2. Les composts utilisés

2.1. Présentation

Les composts utilisés dans les essais en conditions contrôlées de laboratoire proviennent des mêmes plates-formes de compostage que les composts épandus au champ. Ils représentent les principaux types de composts d'origine urbaine classiquement fabriqués en France :

- un compost de boue résiduaire urbaine co-compostée avec des déchets verts et des broyats de palettes (**DVB**),

- un compost d'ordures ménagères résiduelles (**OMR**), issu du compostage d'ordures ménagères résiduelles après collecte des emballages propres et secs (papiers, cartons et contenants plastiques),
- un compost de la fraction fermentescible des ordures ménagères (**BIO**), collectée sélectivement et co-compostée avec des déchets verts. C'est un compost riche en déchets verts de jardins publics et privés.

La caractérisation des déchets utilisés dans la fabrication de ces composts est réalisée à l'entrée de l'usine, lors de l'arrivée des bennes à ordures (Tableau II-3). Les procédés de compostage de chacun des composts sont résumés dans le tableau II-4. Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées sur un même lot de compost :

- **après un mois de compostage**, durée théoriquement insuffisante pour que la matière organique des composts soit stabilisée. Ces composts seront désignés dans la suite du texte par : composts immatures (**DVBi, OMRi et BIOi**).
- **après 6 à 8 mois de compostage**, durée suffisamment longue pour que la matière organique des composts soit stabilisée. Ces composts seront désignés dans la suite du texte par : composts mûrs (**DVBm, OMRm et BIOm**).

Les composts immatures ont été prélevés en octobre 2002. Les composts DVB et BIO mûrs ont été prélevés en mars 2003. Le compost OMR est également prélevé en mars 2003 sur la plate-forme de compostage. Pour ce dernier compost, deux mois supplémentaires de maturation au laboratoire sur un échantillon de 700kg avec retournement hebdomadaire et arrosage ont permis d'atteindre le degré de maturité recherché.

Après échantillonnage, les composts sont tamisés à 10mm, une partie de la fraction tamisée est utilisée rapidement pour évaluer le degré de maturité des composts selon le protocole du test d'auto-échauffement. Le reste est séché et broyé à 1mm à l'aide d'un broyeur à couteaux.

Tableau II-3 : Caractérisation en entrée d'usine des déchets compostés. Les proportions des déchets initiaux pour les composts DVB et BIO sont exprimés en % volumiques et en % de matière brute pour le compost OMR.

	Boues	Déchets verts	Palettes broyées	Refus de crible	Déchets cuisine	Papiers	Inertes			
							Verre	Plastiques	Métaux	Autres
DVB	20	40	20	20	-	-	-	-	-	-
OMR	-	17	-	-	25	25	14	6	1	12
BIO	-	33	-	-	66	-	-	-	-	-

Tableau II-4 : Résumé des procédés de compostage des composts utilisés lors des expérimentations.

	Fermentation		Criblage		Maturation		Retournement	Stockage
	Procédé	Durée	Date	Maille (mm)	Procédé	Durée		
DVB	Aération forcée	45 jours	45 jours	40	Andain intérieur	135 jours	sans	Hangar couvert
OMR	Aération forcée	10 jours	10 jours	10	Aération forcée	10 jours + 5 mois	24 [†]	Sous abri
BIO	Sans aération	90 jours	90 jours	25	Andain extérieur	90 jours	15 ^{††}	Extérieur

[†] 5 fois durant les 10 premiers jours de compostage puis 2 fois par mois jusqu'au 6^{ème} mois de compostage ensuite 1 fois par semaine du 6^{ème} au 8^{ème} mois.

^{††} 1 fois par semaine du 1^{er} au 3^{ème} mois et 1 fois par mois du 3^{ème} au 6^{ème} mois.

2.2. Evaluation du degré de maturité des composts

2.2.1. Test d'auto-échauffement

C'est un test utilisé en Allemagne (FCQAO, 1994). Un échantillon de compost non séché, tamisé à 10mm et ajusté à une humidité optimale selon le test dit « de la poignée » (humidification du compost jusqu'à une limite qui correspond au début de la libération de gouttelettes d'eau lors de la pression d'une poignée de compost) sert à remplir un vase isotherme de 1,5 L de volume. Le vase contenant l'échantillon est placé dans une chambre thermostatée ($20 \pm 1^\circ\text{C}$). 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 durant ces 10 jours (Tmax) permet d'évaluer le degré de maturité du compost. 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. Trois répétitions par compost sont effectuées.

2.2.2. Test de respirométrie ou AT4

Ce test consiste à quantifier la quantité d'oxygène consommée par 20 g de compost humidifié selon le protocole du test de la poignée et incubé dans un bocal de 1 L à 20°C et à l'obscurité. Plus le compost consomme d'oxygène plus sa matière organique est labile et le compost immature. La valeur $10 \text{ mg O}_2\text{g}^{-1} \text{ MS}$ est considérée comme seuil : au delà de cette valeur, le compost est considéré comme immature, sinon il est mûr. L'évaluation de la quantité d'oxygène consommée est faite par piégeage dans 20 mL de NaOH (1N) du CO_2 dégagé durant 4 jours d'incubation. Trois répétitions par compost sont réalisées.

2.2.3. Extractions des fractions humiques et fulviques

Le fractionnement humique des composts a été fait selon le protocole utilisé par Francou (2003). Ce fractionnement consiste à extraire à l'aide de 100 mL de NaOH (0,1N), les substances humiques contenues dans 2 g de compost sec et broyé à 1mm (3 répétitions pour chaque compost). L'extraction se fait par agitation durant deux heures, suivie d'une centrifugation à 8600 g durant 15 minutes. La phase liquide contient le carbone alcalino-soluble des composts, assimilé à la somme des fractions humiques et fulviques (AH+AF). La séparation de la fraction fulvique se fait par ajout d'environ 2 mL d'acide sulfurique (2N) à 20 mL de la phase liquide alcalino-soluble, permettant ainsi d'abaisser le pH à 1,5. Après 12 heures à 4°C, la fraction fulvique soluble en milieu acide (AF) est séparée de la fraction humique qui précipite en milieu acide (AH) par centrifugation à 6300g pendant 15mn.

Le carbone organique contenu dans la phase liquide alcaline (C_{AH+AF}) et dans l'extrait acide (C_{AF}), est analysé par combustion à 680°C et analyse du CO_2 dégagé par détection infrarouge (Shimadzu-TOC-5050A). La teneur en carbone organique dans les extraits C_{AH+AF} ou C_{AF} est donnée par :

$$C_i = (C_{\text{extrait}} - C_{\text{blanc}}) \times \frac{V_i}{m}$$

- Avec
- C_i : quantité de carbone organique dans la fraction i (C_{AF} et C_{AH+AF}) ($g \cdot kg^{-1}$ MS)
 - C_{extrait} : teneur en carbone organique dans la solution d'extraction du compost ($g \cdot L^{-1}$)
 - C_{blanc} : teneur en carbone organique dans la solution d'extraction (soude à 0,1 N) ($g \cdot L^{-1}$)
 - V_i : volume de solution utilisée (en mL), soit 100 mL de NaOH pour C_{AH+AF} , et $100 \cdot (1 + 2/20)$ mL pour C_{AF} .
 - m : masse de compost sec (en g)

On en déduit la teneur en carbone de la fraction humique et de l'humine :

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

$$C_{\text{Humine}} = COT - C_{AH+AF}$$

2.3. Caractérisation physico-chimique des composts

Exceptée la détermination de la teneur en carbone organique, faite à Grignon sur des échantillons de composts broyés à 1mm, toutes les autres analyses physico-chimiques classiques sont réalisées par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA à Arras sur des échantillons de composts broyés à 0,25 mm.

- La teneur en carbone organique total (COT) est mesurée sur une aliquote de compost sec et broyé à 1 mm par combustion à 900°C et mesure du CO_2 par détection infrarouge (Shimadzu-SSM-5000A) (5 répétitions par compost).

- La teneur en azote total (N_{total}) est déterminée après combustion sèche (analyse élémentaire CHN) selon la norme ISO 13-878 ; l'azote moléculaire est mesuré par conductibilité thermique après

oxydation et/ou volatilisation à 900°C des composés organiques et minéraux de l'azote (1 répétition par compost).

- La teneur en carbonate (CaCO_3) est déterminée par méthode volumétrique (norme ISO 10-693). 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 (1 répétition par compost).

- Le fer total et l'aluminium total sont solubilisés à l'acide fluorhydrique et dosés par spectrophotométrie d'adsorption atomique de flamme (1 répétition par compost).

- Le pH est mesuré dans une suspension de composts dans de l'eau avec un rapport compost/solution de 1/5 (norme ISO 10-390) (1 répétition par compost).

- 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 (1 répétition par compost).

- L'humidité équivalente à 1000 g (pF=3) 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 1000g pendant 40 minutes (1 répétition par compost).

2.4. Caractérisation de la matière organique des composts

Outre le dosage du carbone organique total des composts, une caractérisation plus poussée de la matière organique des composts est faite sur les composts secs et broyés à 1mm.

2.4.1. Fractionnement biochimique de la matière organique des composts

La méthode utilisée pour cette détermination est une analyse inspirée de la méthode de fractionnement biochimique de Van Soest et *al* (1967). La matière organique des composts est fractionnée en substances équivalentes aux composés solubles (SOLU), hémicellulose (HEMI), cellulose (CELL) et lignine et cutine (LIGN) par une succession d'attaques ménagées (Norme XPU 44-162). Ce fractionnement est fait par le Laboratoire Départemental d'Analyse et de Recherche de l'Aisne sur 3 répétitions par compost. Le protocole de ce fractionnement est donné en annexe 1.

2.4.2. Identification des composés organiques constituant la matière organique des composts par pyrolyse

Les pyrolyses sont réalisées avec un pyrolyseur flash au point de Curie couplé à un chromatographe en phase gazeuse Hewlett Packard HP-5890 et à un spectromètre de masse Hewlett Packard HP-5989A à impact électronique (70 eV, simple quadripôle) (Py-GC-MS). Une aliquote de compost (environ 0,5-1 mg) broyé à 200 μm est placée dans une nacelle qui est chauffée à la température du point de Curie, 650°C, pendant dix secondes. Les produits de pyrolyse formés sont séparés sur une colonne SolGelWax (SGE, 0.32 mm i.d., épaisseur de phase 0.5 μm) sous flux d'hélium comme gaz vecteur.

L'identification des produits à partir de leurs spectres de masse a été faite à l'aide de la bibliothèque de spectres Wiley. Une répétition par compost est faite.

2.4.3. Extraction des lipides

L'extraction se fait sur 4g de compost sec et broyé à 1mm avec 120 mL d'un mélange monophasique de Dichlorométhane-méthanol (2 :1 v/v). Après 4 heures d'agitation rotative, le mélange est filtré sous vide d'air à travers un filtre en fibre de verre de porosité égale à 1, 2 μm (Wathman) afin de récupérer les substances solubilisées. L'extraction est renouvelée une seconde fois pendant 12 h. Les deux extraits sont alors additionnés et concentrés au Rotavapor. L'extrait concentré est transféré dans un flacon de 2 mL de volume précédemment taré. Le solvant restant est évaporé sous flux d'azote. La quantité des lipides est pesée à l'état sec. Trois répétitions par compost sont effectuées.

2.4.5. Mouillabilité des composts

La méthode de la goutte posée a été utilisée (Jouany et *al*, 1992). Elle consiste à déterminer l'angle de contact solide-liquide-vapeur lorsqu'une goutte de liquide est déposée sur une surface solide. L'angle entre la tangente à la goutte au point de contact et la surface solide est appelé angle de contact (θ) (figure I-3). Afin de s'affranchir de l'influence de l'état physique de la surface, ces mesures sont faites sur des surfaces planes, ce que permet la réalisation d'une pastille de compost. Environ 300 mg de poudre de compost broyé à 200 μm sont pressés à 120MPa dans un moule à pastiller. L'évaluation de l'angle de contact se fait à partir des images contenues dans une séquence vidéo enregistrée pendant 12 secondes à l'aide d'une caméra numérique (Drop Shape Analysis System). Ce système nous permet d'avoir l'angle de contact des deux cotés de la goutte d'eau. Pour chaque compost, trois pastilles ont été préparées. Sur chaque pastille le comportement de quatre gouttes a été observé, soit une totalité de 12 angles de contact par compost. Si l'angle (θ) mesuré est nul, la surface est parfaitement hydrophile et mouillable ; s'il est supérieur à 90°, la surface est hydrophobe et non mouillable.

3. Effet des composts sur la stabilité d'agrégats de sol en conditions contrôlées

Afin de mettre en évidence l'effet des composts sur la stabilité des agrégats d'un sol limoneux, des mélanges d'agrégats calibrés de sol et de composts ont été incubés en conditions contrôlées de laboratoire. L'influence de la nature de la matière organique (type de déchets compostés : DVB, OMR et BIO) et du degré de stabilité de la matière organique des composts (composts immatures et mûrs) est testée en combinaison avec deux température d'incubation (28 et 4°C), visant à stimuler plus ou moins l'activité microbienne dans les sols.

3.1. Prélèvement des agrégats de sol

Le sol est prélevé au mois d'août 2002 dans les 28 premiers centimètres (horizon de labour) des parcelles témoin ne recevant ni amendement organique ni fertilisation minérale, du dispositif au champ présenté précédemment (parcelles 106, 208, 309 et 410). Pour s'affranchir de l'influence de l'histoire climatique des agrégats sur la mesure de la stabilité structurale au cours de la thèse, on a choisi de préparer une quantité suffisante d'agrégats calibrés entre 3 et 5 mm en début d'expérimentation afin de les utiliser pour toutes les expérimentations prévues lors des trois ans de thèse.

Le prélèvement, se fait à la bêche pour perturber le moins possible la structure du sol en place. Les zones lissées par l'entrée de la bêche dans les sols sont exclues. Au laboratoire, les échantillons sont émiettés en suivant les zones de faiblesse des mottes de terre. Les agrégats de taille 3-5 mm sont ensuite isolés par double tamisage. Les particules organiques visibles à l'œil nu (glumes et glumelles, morceaux de paille, résidus de racines...) sont enlevées à la main. Les agrégats ainsi récupérés sont séchés à l'air et stockés à l'obscurité dans des bacs en plastique à température ambiante avant leur utilisation en incubation.

Les caractéristiques physico-chimiques des agrégats préparés sont similaires à celles du sol total avant tamisage (tableau II-5).

Tableau II-5 : Caractéristiques physico-chimiques des agrégats 3-5 mm utilisés pour les expérimentations ; comparaison avec celles du sol total.

	Argile	Limon fin	Limon grossier	Sable	Carbone organique	Azote total	pH (eau)	CEC (Meq/100g)
	(-----%-----)							
Agrégats	16,9	27,3	49,0	6,7	1,0	0,1	6,9	9,3
Sol total	15,6	27,3	50,6	6,5	1,0	0,1	6,8	9,5

3.2. Mise en place des incubations

Les mélanges agrégats de sol+compost sont réalisés avec 127,2 g de sol sec à l'air (soit 125g d'agrégats secs à 105°C). Les composts sont apportés dans les mélanges sur la base de leur teneur en carbone (c.f tableau III-4) à la dose de 5,12 gC.kg⁻¹sol sec. Les masses des différents composts apportés dans les mélanges sont présentées dans le tableau II-6 avec également les quantités d'eau utilisées pour humidifier les mélanges. Ces quantités de composts apportées sont équivalentes à une dose d'apport de compost correspondant à 19,5 tC.ha⁻¹ (densité apparente du sol = 1,27 ; profondeur de l'horizon labouré du sol = 30cm), soit environ 5 fois la dose utilisée classiquement par les agriculteurs correspondant aux doses appliquées dans l'essai au champ. Des essais avec une dose

d'apport de compost équivalente à 6,5tC/ha ont été réalisés avec les composts immatures à 28°C, les résultats de ces essais sont présentés en annexe 2.

Tableau II-6 : Masses de composts et volumes d'eau ajoutés aux agrégats lors des d'incubations pour évaluer l'effet des apports de composts sur la stabilité des agrégats.

		Masse compost (g)	Volume d'eau (mL)
Composts immatures	DVB_i	2,25	28,70
	OMR_i	2,81	28,15
	BIO_i	2,46	28,69
Composts mûrs	DVB_m	2,64	27,71
	OMR_m	4,33	28,04
	BIO_m	3,53	28,12

Les incubations sont réalisées dans des bocaux d'un litre, fermés hermétiquement, à une humidité égale à celle au pF 2,8 (soit 22,5g d'eau/100 g de terre) (figure II-2). L'humidification des mélanges sol+compost est faite par pulvérisation de la quantité d'eau à apporter sous forme de microgouttelettes afin de minimiser la désagrégation du sol suite à l'apport d'eau. Au cours de la période d'incubation, l'humidité des mélanges est contrôlée par pesée et ajustée si nécessaire pour rester à une humidité constante. Des témoins contenant des agrégats de sol seulement, sont également incubés (T).

Les incubations durent 336 jours à deux températures, à 28 et 4°C. Pour chaque traitement (compost x température d'incubation) et chaque date de mesure trois flacons sont mis en incubations.

Après 3, 7, 14, 28, 56, 112, 164, 336 jours d'incubation à 28°C et 7, 14, 28, 56, 112, 164, 336 jours d'incubation à 4°C, les mesures suivantes sont réalisées sur les mélanges incubés :

- biomasse microbienne totale,
- biomasse fongique,
- polysaccharides extractibles à l'eau chaude et à l'acide dilué,
- mouillabilité des agrégats,
- stabilité des agrégats.

Ces mesures sont également faites immédiatement après l'addition des composts et la constitution des mélanges (J0). A chaque date de mesure, 3 flacons d'incubation par traitement (compost x température d'incubation) sont sacrifiés. Toutes les mesures sont faites en triple (une mesure par flacon). A chaque date de mesure, le contenu de chaque bocal échantillonné est préalablement homogénéisé à l'aide d'une spatule. Environ 50g du mélange sont utilisés pour la mesure de la biomasse microbienne, 3,5 g

pour le dosage de la biomasse fongique. Une aliquote d'une dizaine de grammes est prélevée et congelée immédiatement pour les mesures des polysaccharides. Le reste est séché dans le bocal à 40°C durant 2 jours, les agrégats 3-5 mm sont ensuite récupérés à l'état sec par double tamisage et sont stockés dans des boîtes en plastique rigide à 4°C avant utilisation.

Les flacons restant en incubation sont ouverts à chaque date de mesure de minéralisation du carbone (c.f § 3.3) pour renouveler l'atmosphère du bocal et s'assurer que les incubations sont réalisées en aérobiose.

Les incubations sont réalisées en **deux séries, la première avec les composts immatures (DVBi, OMRi et BIOi) et la deuxième avec les composts mûrs (DVBm, OMRm et BIOm).**

En raison du temps de maturation plus long du compost OMRm, les incubations avec les composts mûrs sont lancés en deux temps, d'abord avec le DVBm et le BIOm, puis avec l'OMRm. Avec chacune des séries, des bocaux contenant du sol seul (témoin) sont incubés. Les résultats des incubations avec les composts mûrs présentés dans le chapitre IV donnent la moyenne de ces deux témoins. En annexe 3 sont présentés les résultats individuels de ces deux témoins correspondant aux incubations avec les composts mûrs.



Figure II-2 : photo illustrant les incubations

3.3. Suivi de la minéralisation du carbone organique au cours des incubations

Mise en place des incubations

Pour le suivi de la minéralisation du carbone organique des composts, des mélanges sol+compost similaires aux précédents sont réalisés spécifiquement et ont été suivis tout au long de la période

d'incubation. Des bocaux contenant du sol seul sont incubés pour évaluer la minéralisation du carbone organique endogène du sol.

La minéralisation du carbone apporté par les composts est suivie par piégeage du CO₂ dans 15 mL de NaOH à 1N. Pour évaluer la carbonatation initiale de la soude et celle du CO₂ de l'air ambiant, des piluliers de soude sont placés dans des bocaux vides mis en incubation (mouchards). Cinq répétitions sont réalisées pour les incubations avec les mélanges sol + composts immatures et 4 répétitions pour les incubations avec les mélanges sol + composts mûrs. Les pièges de soude sont remplacés après 1, 3, 7, 10, 14, 21, 28, 45, 56, 70, 84, 98, 112, 140, 164, 224, 280 et 336 jours d'incubation pour les bocaux incubés à 28°C et après 1, 3, 7, 10, 14, 21, 28, 56, 84, 112, 140, 164, 224, 280 et 336 jours d'incubation pour les bocaux incubés à 4°C. Le CO₂ dissous dans la soude est dosé par colorimétrie en flux continu (Skalar, Breda, Pays Bas). Le CO₂ est volatilisé par addition d'acide sulfurique 1N. Le CO₂ est ensuite injecté dans une solution tamponnée de Na₂CO₃ contenant un indicateur coloré, la phénolphtaléine. L'injection du CO₂ provoque une diminution de pH de la solution tamponnée et décolore la phénolphthaléine proportionnellement à la concentration du CO₂ de la solution initiale, décoloration qui est mesurée par spectrophotométrie à 550 nm. Les résultats à la sortie de l'analyseur en flux continu donnent la concentration en carbone dans la solution de soude en mgC.L⁻¹.

Calcul des cinétiques de minéralisation du carbone organique des composts

La quantité de C-CO₂ minéralisée par le sol amendé ou non amendé est donnée par :

$$C_{\text{sol}\pm\text{compost}} = (C - C_{\text{blanc}}) \times \frac{V_{\text{NaOH}}}{MS_{\text{sol}}}$$

Avec $C_{\text{sol}\pm\text{compost}}$: carbone minéralisé par le sol amendé ou non avec le compost (mgC.kg⁻¹ sol sec)

C : C-CO₂ dans la solution de NaOH (mg.L⁻¹) du bocal contenant le sol avec ou sans compost

C_{blanc} : C-CO₂ dans la solution de NaOH du bocal mouchard (mg.L⁻¹).

V_{NaOH} : volume de NaOH (mL)

MS_{sol} : masse sèche de sol incubé (g)

La quantité de carbone minéralisé provenant du compost (C_{compost}), s'exprime en pour-cent du carbone organique total du compost (COT) par :

$$C_{\text{compost}} = \frac{(C_{\text{sol+compost}} - C_{\text{solseul}}) \times \left(\frac{MS_{\text{sol}}}{MS_{\text{compost}}}\right)}{\text{COT}} \times 100 \quad \text{Avec } C_{\text{compost}} : \text{carbone}$$

organique du compost minéralisé (%COT)

$C_{\text{sol+compost}}$: C-CO₂ minéralisé pour le sol + compost (g.kg⁻¹ sol sec)

C_{solseul} : C-CO₂ minéralisé pour le sol seul (g.kg⁻¹ sol sec)

MS_{sol} : masse sèche de sol (g)

$MS_{compost}$: masse sèche compost (g)

COT : carbone organique du compost ($g.kg^{-1}$ compost sec)

Effet de la température sur la vitesse de minéralisation

Les cinétiques de minéralisation sont modélisées selon une cinétique de premier ordre : $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$. C_0 est la taille du compartiment organique facilement minéralisable (en %COT) et k est le coefficient de vitesse de minéralisation de ce compartiment facilement minéralisable (en j^{-1}).

La biodégradabilité du carbone est le plus souvent évaluée à une température optimale pour l'activité microbienne, qui dans notre cas correspond aux incubations faites à 28°C. On fait l'hypothèse que la température n'influence pas la taille du compartiment facilement minéralisable (C_0) mais uniquement sa vitesse de minéralisation. Donc pour évaluer l'effet de la température, de nouveaux ajustements à des cinétiques d'ordre 1 sont réalisés pour les résultats de minéralisation à 4°C en fixant le compartiment C_0 à sa valeur obtenue à 28°C.

La formulation d'Arrhénius est adaptée pour décrire la variation des vitesses de minéralisation en fonction de la température. Cette loi induit, une relation linéaire, entre $\ln(k)$ et $1/T$ (Cadot, 1993), ce qui nous a encouragé à utiliser cette loi, bien que nous disposons que de deux points de température.

Formulation d'Arrhénius : $k = A \exp(-\mu/RT)$

k est le coefficient de vitesse de minéralisation

A est une constante

μ est la caractéristique de température (constante)

R est la constante des gaz parfaits

T est la température absolue.

Pour calculer la variation de la vitesse de minéralisation du carbone organique pour une variation de la température d'incubation de 10°C, on a calculé un coefficient Q_{10} .

3.4. Mesure de la biomasse microbienne

La méthode de fumigation-extraction est utilisée (Vance et al, 1987). Des aliquotes de 24 g de sol frais issus des bocaux incubés (1 prélèvement par répétition incubée) sont fumigés dans des vapeurs de chloroforme pendant 16 h dans une étuve à vide. Avant utilisation, le chloroforme est préalablement rincé trois fois avec de l'eau déminéralisée afin d'éliminer l'éthanol dissous dans le chloroforme. Après fumigation et évacuation des vapeurs de chloroforme, les échantillons sont agités pendant 30 minutes en présence de 100 mL de K_2SO_4 (0,05 N), puis centrifugés pendant 10 minutes à 5000 g. La

même extraction est faite sur des échantillons de sol non fumigés. Les surnageants sont recueillis après filtration (filtre Whatman GF-C en fibres de verre).

Le carbone organique est dosé dans les extraits des sols fumigés et non fumigés par combustion et analyse du CO₂ par détection infrarouge (Shimadzu-TOC-5050A). La teneur en carbone organique est dosée également dans la solution de K₂SO₄ ayant servi à l'extraction. Le carbone extractible (E) dans les échantillons fumigés et non fumigés est calculé selon :

$$E = \frac{(COT_{\text{sol}\pm\text{compost}} - COT_{\text{blanc}}) \times (V + H)}{MS}$$

Avec E : carbone extractible avec ou sans fumigation (mgC.kg⁻¹ sol sec)

COT_{sol±compost} : carbone organique dosé dans l'extrait de sol amendé ou non avec le compost (mgC.L⁻¹)

COT_{blanc} : carbone organique dans la solution de K₂SO₄ (mgC.L⁻¹)

V : volume de l'extraction : 100 mL

H : quantité d'eau contenue dans l'échantillon de sol (mL)

MS : matière sèche de sol (g)

Le carbone de la biomasse microbienne est estimé à partir de l'augmentation du carbone organique extractible (Ec) après fumigation qui est calculé à partir de la différence de carbone organique extrait dans les échantillons fumigés et non fumigés.

Seule une fraction du carbone organique de la biomasse microbienne est extrait après fumigation. Le carbone total de la biomasse microbienne (Bc) est estimée par la relation suivante donnée par Wu et *al* (1990) : Bc= 2,22 * Ec.

3.5. Evaluation de la biomasse fongique

L'ergostérol (Ergota-5,7,22-trien-3-β-ol) est un stérol contenu dans les membranes fongiques. Il est considéré comme un bon indicateur de la présence des champignons (Grant et West, 1986). La quantification de la population fongique est faite par extraction de ce stérol dans les échantillons incubés, dosé ensuite en Chromatographie Liquide haute Performance (CLHP).

La méthode d'extraction utilisée combine les méthodes proposées par Djajakirana et *al* (1996) et Gong et *al* (2000). Dans des flacons en verre de 250 mL, 3,5 g de sol humide des mélanges incubés (1 répétition par bocal), sont mélangés à 120 mL d'éthanol (96%). L'extraction se fait par agitation durant 30 minutes. Après filtration (filtre Whatman GF-C en fibres de verre) et pesée du volume récupéré, l'extrait est évaporé sous vide à 40°C. Le résidu est ensuite collecté dans 10 mL d'éthanol puis filtré à l'aide d'un filtre seringue en acétate de cellulose de 0,45 μm de porosité (Alltech). Le dosage de l'ergostérol se fait par CLHP en détection UV à 282 nm. Le volume d'injection est de 100 μL, l'éluant est un mélange de méthanol et d'eau (97% + 3%) avec un débit de 1mL par minute, la

colonne est une C18 de 25 cm de long et la température de la colonne est de 25°C. Dans ces conditions, le temps de rétention de l'ergostérol est de 21 ± 1 min. Une droite d'étalonnage est réalisée à l'aide de solutions standard d'ergostérol (98%, Acros Organics).

Cette mesure est réalisée également sur les composts seuls tels qu'utilisés au départ des incubations (1 g de compost sec broyé à 1mm).

3.6. Extraction et dosage des polysaccharides extractibles à l'eau chaude

A chaque date de mesure au cours des incubations, une aliquote d'une dizaine de gramme des mélanges de chacun des flacons est congelée.

Après homogénéisation du sol congelé, les polysaccharides extracellulaires microbiens sont mesurés sur une masse de sol humide de 1,25 g. L'extraction se fait dans 20 mL d'eau MilliQ dans des tubes à centrifuger en polycarbonate. Après 24 h d'extraction statique dans une étuve à 80°C, une centrifugation durant 20 minutes à 30000 g est réalisée pour clarifier l'extrait. Le surnageant est recueilli à l'aide d'une pipette. Le dosage des sucres contenus dans ces extraits se fait par la méthode de Dubois et *al* (1956). Une aliquote de 1 mL de la solution extraite est mélangé à 1 mL de solution de phénol à 5% (5 g de phénol pur + 95 g d'eau MilliQ) et à 5 mL d'acide sulfurique pur (H_2SO_4 18M). Après 10 minutes au repos à température ambiante, la densité optique du mélange est mesurée par colorimétrie à 490 nm. Une droite d'étalonnage est réalisée à l'aide de solutions standard de glucose (10-100 mg de glucose. L^{-1}).

Cette mesure est réalisée également sur les composts seuls tels qu'utilisés au départ des incubations (1 g de compost sec broyé). Avant de faire la mesure en spectrométrie, les extraits sont dilués au 1/25.

3.7. Extraction et dosage des polysaccharides extractibles à l'acide dilué

Comme précédemment, l'extraction se fait sur une masse de sol congelé de 1,25 g. L'extraction se fait dans 10 mL d'acide sulfurique (1,5M) dans des tubes de centrifugation en verre Corex. Après 24h d'extraction statique dans une étuve à 80°C, les surnageants sont récupérés par centrifugation à 3000g pendant 20 minutes (Angers et *al*, 1993). Le culot est ensuite lavé deux fois avec 20 mL de H_2SO_4 (1,5M). Les surnageants sont additionnés dans une fiole jaugée et le volume est complété à 100 mL. Les polysaccharides ainsi extraits sont dosés à l'aide de la même méthode que les polysaccharides extractibles à l'eau chaude (Dubois et *al*, 1956). Une droite d'étalonnage est réalisée aussi à l'aide de solutions de glucose (10-100 mg de glucose. L^{-1}). Cette hydrolyse acide ménagée nous permet d'extraire la plupart des polysaccharides des gommes et mucilages microbiens et racinaires, des polysaccharides de réserve (amidon), les hémicelluloses, les pectines et les sucres simples (Guckert, 1973).

Cette mesure est réalisée également sur les composts seuls tels qu'utilisés au départ des incubations (1 g de compost sec broyé). Avant de faire la mesure en spectrométrie, les extraits sont dilués au 1/25.

3.8. Mouillabilité des agrégats de sol après incubation

Pour estimer le caractère hydrophobe des agrégats, le test du temps de pénétration d'une goutte d'eau (Water Drop Penetration Time : WDPT) est utilisé (Letey, 1969). Ce test consiste à mesurer le temps nécessaire à une goutte d'eau de 3 μ L, déposée par une seringue de précision (Hamilton Co, Nevada), pour s'infiltrer dans un agrégat sec. Le temps d'infiltration est chronométré entre le dépôt de la goutte d'eau sur l'agrégat de sol et le moment où toute la goutte d'eau a pénétré dans l'agrégat dont la surface devient mate (Chenu et al, 2000). La mesure est faite sur 20 agrégats par flacon, soit 60 répétitions par date et par traitement.

3.9. Mesure de la stabilité des agrégats

La méthode utilisée est celle proposée par Le Bissonnais (1996). Cette méthode caractérise la stabilité d'agrégats de terre calibrés vis-à-vis de l'eau. Elle est basée sur l'appréciation de la distribution granulométrique des agrégats après application de trois tests différents sur des agrégats initialement calibrés à 3-5mm. Plus les agrégats sont résistants et restent de taille importante, plus la structure du sol est considérée comme stable.

Avant l'application des tests d'évaluation de la stabilité d'agrégats, les agrégats stockés à la chambre froide (4°C) sont mis à l'étuve à 40 °C pendant 24h afin d'uniformiser les conditions initiales. Chaque test de stabilité d'agrégats est réalisé sur les 3 répétitions des flacons incubés (1 mesure par flacon).

Les trois tests sont :

- **Un test d'humectation rapide par immersion dans l'eau (HR) :** Ce test permet d'évaluer le comportement de matériaux secs soumis à des humectations brutales, du type irrigation par submersion, ou des pluies intenses, bien que dans ce dernier cas le choc des gouttes joue également un rôle. Le protocole expérimental suivi pour réaliser ce test consiste à mettre en contact environ 5 g d'agrégats de 3-5 mm de diamètre avec 50 mL d'eau osmosée dans un bécher de 250 mL. Après 10 minutes de contact (observation visuelle de l'éclatement), l'excès d'eau est évacué à l'aide d'une pipette et les agrégats humectés sont transférés sur un tamis de 0,05 mm immergé dans de l'éthanol en s'aidant d'une pissette d'éthanol.

- **Un test de désagrégation mécanique par agitation après réhumectation dans l'éthanol (DM) :** Ce test permet d'apprécier le comportement d'agrégats humectés par de l'éthanol. L'humectation préalable des agrégats a pour objectif de tester la cohésion des matériaux à l'état

humide indépendamment de l'éclatement, puisque l'éthanol permet l'humidification des agrégats sans les faire éclater. Les étapes de réalisation de ce test sont les suivantes : dans un bécher de 250 mL, environ 5 g d'agrégats de 3-5 mm sont mis en contact avec 50 mL d'éthanol. Après 30 minutes, l'éthanol est évacué par pipetage et les agrégats sont transférés (en s'aidant d'une pissette d'eau) dans un erlenmeyer contenant préalablement 50 mL d'eau osmosée. Le niveau d'eau dans l'erlenmeyer est ensuite ajusté à 250 mL (en versant l'eau osmosée sur le bord de l'erlenmeyer). L'erlenmeyer est alors fermé par un bouchon et est agité manuellement en effectuant 10 retournements. Après 30 minutes de repos (observation visuelle de la décantation), l'excès d'eau est évacué par pipetage et à l'aide d'une pissette d'éthanol les agrégats résultants sont transférés sur un tamis de 0,05 mm immergé dans de l'éthanol.

- **Un test d'humectation lente par capillarité (HL) :** Ce test permet de simuler le comportement de matériaux secs soumis à une humectation lente (par exemple en cas de pluies modérées). Ce type d'humectation est moins destructif que l'humectation rapide et permet donc de discriminer des sols très peu stables. Pour faire ce test, environ 5 g d'agrégats de 3-5 mm sont pesés et disposés sur un papier "filtre" (Durieux) posé sur une mousse imbibée d'eau (une lame d'eau de 1 cm de hauteur dans le bac contenant la mousse). Après 30 minutes d'humectation des agrégats par capillarité, ces derniers sont transférés sur le tamis de 0,05 mm immergé dans de l'éthanol, en s'aidant d'une pissette d'éthanol.

Les agrégats issus de ces trois tests subissent ensuite une procédure identique qui se fait en deux étapes. La première étape consiste à appliquer cinq fois un mouvement hélicoïdal (avec l'appareil de Hénin) au tamis de 0,05 mm immergé dans l'éthanol sur lequel on a disposé l'échantillon désagrégé, afin d'effectuer une première séparation granulométrique. On récupère ensuite la fraction > 0,05 mm dans une coupelle en verre et on fait sécher à 40°C pendant 48h.

Après séchage, cette fraction > 0,05 mm est passée sur une colonne de 6 tamis de 2, 1, 0.5, 0.2, 0.1 et 0.05 mm. La fraction < 0.05 mm est obtenue par déduction par rapport au poids initial.

La distribution granulométrique obtenue permet de calculer le diamètre moyen pondéré (MWD) des agrégats issus de chacun des trois tests.

Avec la combinaison des tamis utilisés, la formule développée du MWD est alors la suivante :

$$\text{MWD} = (3,5 \times [\% > 2\text{mm}]) + (1,5 \times [\% 1-2\text{mm}]) + (0,75 \times [\% 0,5-1\text{mm}]) + (0,35 \times [\% 0,2-0,5 \text{ mm}]) + (0,15 \times [\% 0,1-0,2\text{mm}]) + (0,075 \times [\% 0,05-0,1\text{mm}]) + (0,025 \times [\% < 0,05\text{mm}]) / 100$$

Les coefficients 3,5; 1,5; 0,75; 0,35; 0,15; 0,075 et 0,025 sont les diamètres moyens entre les mailles respectives des tamis 5 et 2 mm, 2 et 1 mm, 1 et 0.5mm, 0.5 et 0.2mm, 0.2 et 0.1mm, 0.1 et 0.05mm et 0.05 et 0mm.

Pour chacun des tests utilisés un MWD est calculé, MWD_{HR} , MWD_{DM} , MWD_{HL} désignent spécifiquement le MWD calculé après le test d'humectation rapide, de désagrégation mécanique et d'humectation lente. MWD_{moy} désigne la moyenne des trois MWD calculés à partir des trois tests de stabilité structurale.

4. Effet de la dose de compost apportée sur la stabilité structurale

Pour étudier l'effet de la quantité apportée de compost sur la stabilité des agrégats, le compost BIOi a été apporté à 125 g d'agrégats de sol sec calibrés entre 3 et 5 mm à différents doses correspondant à 0 tC.ha⁻¹; 6,5 tC.ha⁻¹; 19,5 tC.ha⁻¹; 39 tC.ha⁻¹; 58,5 tC.ha⁻¹; 78 tC.ha⁻¹; 97,5 tC.ha⁻¹; 130 tC.ha⁻¹; 162,5 tC.ha⁻¹; 195 tC.ha⁻¹. Le tableau I-7 présente les masses du compost BIOi apportées correspondant à ces différents doses, les quantités d'eau ajoutées pour humidifier les mélanges afin de réaliser les incubations à une teneur en eau égale à celle au pF 2,8, ainsi que les teneurs initiales en carbone organique des mélanges réalisés. La réalisation des mélanges est faite selon le même protocole que précédemment (c.f § 3.2). Ces mélanges sont incubés à l'obscurité à 28°C, dans des flacons de 1 L hermétiquement fermés. Trois flacons par date de prélèvement (après 28, 56 et 164 jours d'incubation) et par traitement sont mis en incubation. A chaque date de prélèvement, les mesures suivantes ont été faites sur trois flacons sacrifiés par traitement :

- La biomasse microbienne (c.f § 3.4).
- La biomasse fongique (c.f § 3.5).
- La stabilité structurale selon le test d'humectation rapide de la méthode de Le Bissonnais (1996) (c.f § 3.9). Le choix de ce test est motivé par le fait que c'est le test de stabilité le plus disruptif et c'est lui qui se rapproche le plus des autres méthodes utilisées dans la bibliographie.

Comme dans les incubations précédentes, le suivi de la minéralisation du carbone organique a été réalisé dans des bocaux exclusivement consacrés à ce paramètre. Après 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 22, 28, 35, 42, 49, 56, 70, 84, 98, 124, 142 et 164 jours d'incubation des piluliers de 30 mL de soude (2N) ont été remplacés. Le CO₂ piégé dans la soude est dosé par colorimétrie en flux continu (c.f § 3.3).

Au cours des incubations les flacons consacrés aux mesures de la biomasse microbienne et fongique et à la stabilité structurale sont ouverts à chaque date de mesure de minéralisation du carbone pour renouveler l'atmosphère du bocal et s'assurer que les incubations sont réalisées en aérobose.

Tableau II-7 : Quantités de compost BIOi et d'eau apportées pour la réalisation des mélanges avec des doses croissantes de compost.

Dose de carbone apporté (tC.ha ⁻¹)	Masse de compost (g)	Masse de carbone organique (g)	Volume d'eau (mL)	Carbone organique du mélange (%)	C/N théorique du mélange
0	0	0	26,07	1,00	9,90
6,5*	0,82	0,21	26,94	1,14	10,50
19,5*	2,46	0,64	28,68	1,46	11,42
39,0	4,91	1,28	31,30	1,91	12,35
58,5	7,37	1,92	33,91	2,35	12,98
78,0	9,83	2,56	36,53	2,78	13,44
97,5	12,29	3,19	93,14	3,18	13,78
130,0	16,38	4,26	43,49	3,84	14,20
162,5	20,48	5,32	47,84	4,45	14,50
195,0	24,58	6,39	52,19	5,03	14,72

* les résultats des doses 6,5 tC.ha⁻¹ et 19,5 tC.ha⁻¹ proviennent de l'incubation décrite dans le paragraphe 3.

5. Effet des composts sur l'évolution de l'état de surface d'un massif d'agrégats sous pluie simulée

L'influence des apports de compost sur l'évolution de l'état de surface d'un lit de semence soumis à des précipitations est simulée expérimentalement en conditions contrôlées. Des lits de semence sont reconstitués à partir de mélanges d'agrégats calibrés entre 3 et 5 mm et incubés en présence de composts comme précédemment. Après différents temps d'incubation, ces massifs d'agrégats sont soumis à une pluie simulée. Les composts immatures et mûrs sont testés. L'évolution de l'état de surface est suivie indirectement par la mesure de la conductivité hydraulique de ces massifs d'agrégats soumis à la pluie artificielle.

5.1. Préparation des massifs d'agrégats

Des mélanges sol-compost sont préparés avec 280g d'agrégats et des doses de compost équivalentes à 19,5 tC.ha⁻¹ (tableau II-8). Les mélanges sont incubés à 4°C dans des flacons de 1 L hermétiquement fermés après humidification selon la même méthode que celle décrite précédemment (c.f § 3.2). Deux flacons par date de mesure et par traitement sont mis en incubation. A chaque date de mesure (après 0, 14, 56 et 164 jours d'incubation), un flacon est mis à sécher pendant 2 jours à 40°C, l'autre flacon est utilisé immédiatement à l'état humide. Après séchage ou à l'état humide, les agrégats de taille comprise entre 2 et 5 mm sont récupérés par double tamisage. Le choix de cette taille d'agrégats (2-5 mm), différente des tailles des agrégats utilisés précédemment (3-5mm), vise à se rapprocher de la

distribution granulométrique d'un lit de semence au champ. La présence de gros agrégats ménagerait des macroporosités qui pourraient causer des variabilités de l'infiltrabilité dans les cylindres utilisés qui sont relativement petits. Les agrégats récupérés (2-5mm) sont subdivisés en cinq aliquotes réparties dans 5 cylindres de polyéthylène de diamètre interne 5,6 cm (figure II-3). Les massifs d'agrégats, formant 7 à 8 couches d'agrégats (environ 1,5 cm de hauteur), sont déposés sur des lits de sable grossier, préalablement lavé, tapissant le fond des cylindres. Les cylindres sont perforés à leur base, permettant ainsi la récupération de l'eau ayant traversé le massif d'agrégats lors de la pluie simulée.

Tableau II-8 : Masses de composts et volumes d'eau ajoutés aux agrégats lors des incubations pour évaluer la stabilité du lit de semence.

		Masse compost (g)	Volume d'eau (mL)
Composts immatures	DVBi	5,0	64,3
	OMRi	6,3	63,1
	BIOi	5,5	64,3
Composts mûrs	DVBm	5,9	62,1
	OMRm	9,7	62,8
	BIOm	7,9	63,0

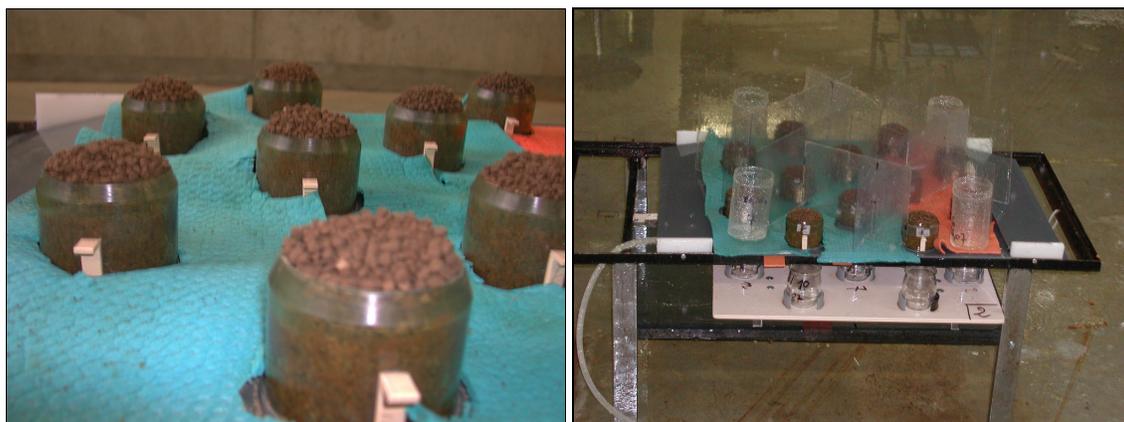


Figure II-3 : Dispositif expérimental utilisé dans les expérimentations de pluie simulée.

5.2. Pluie simulée

Les pluies sont produites par un simulateur de pluie localisé à l'INRA d'Orléans. Une pluie de l'ordre de 30 mm h⁻¹ durant 170min est produite par deux gicleurs (Veejet 65-40) espacés de 1,1 m, et placés à 5,3 m au dessus des échantillons. La pression au niveau des gicleurs est maintenue à 0,9 bar. Le taux

d'oscillation des gicleurs est réglé à 47 battements par minute. L'eau utilisée pour la simulation de pluie est soit de l'eau de pluie naturelle, collectée et filtrée, soit de l'eau osmosée. Dans les deux cas, la conductivité de l'eau utilisée est toujours inférieure à $20 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

5.3. Mesure de l'infiltration de l'eau

Afin de suivre les cinétiques d'infiltrabilité, la quantité d'eau infiltrée à travers les massifs d'agrégats est pesée, toutes les 5 min pour les agrégats testés à l'état sec, et toutes le 15 min pour les agrégats testés à l'état humide. Une correction par rapport au moment du démarrage de l'infiltration de l'eau est appliquée en notant l'intervalle de temps entre le début de la pluie et le moment de la récupération de la première goutte d'eau en dessous des massifs d'agrégats. Le taux d'infiltration en $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ est calculé selon :

$$\text{Taux d'infiltration (mm}\cdot\text{h}^{-1}) = \frac{\left(\frac{\text{Quantité d'eau collectée (g)}}{\text{Temps de collecte (min)}} \right) \times 60}{24,63} \times 10$$

24,63 étant la surface en cm^2 du cylindre utilisé.

5.4. Analyse des eaux infiltrées

5.4.1. Matière en suspension

La quantité de particules contenues dans les percolats est évaluée par dosage en spectrométrie à 600 nm. Une gamme de solutions contenant du sol dispersé allant de 0,01 à 0,20 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a été utilisée pour l'étalonnage.

La granulométrie des fragments terreux contenus dans les eaux d'infiltration, est évaluée par diffraction laser en voie humide à l'aide d'un Mastersizer S, version banc long (Malvern instruments). La gamme des tailles mesurées avec le dispositif optique choisi (lentille RF300) est comprise entre 0,05 et 900 μm . Le modèle d'analyse utilisé pour reconstruire la distribution granulométrique est basé sur la théorie de Mie pour un milieu polydispersé. Cette théorie modélise les particules comme des sphères parfaites permettant de donner une distribution en volume. La quantité de lumière déviée est proportionnelle à la taille des particules et à leur concentration. Plus la particule est petite, plus la déviation angulaire de la lumière est importante.

5.4.2. Carbone organique en solution

Les eaux de percolation récupérées sous chaque massif d'agrégats sont congelées juste à la fin de chaque pluie. Les concentrations en carbone organique sont mesurées par combustion et détection infrarouge à l'aide d'un analyseur de carbone en phase liquide (Shimadzu-TOC-5050A). Avant le dosage, les échantillons sont homogénéisés par barbotage.

6. Effet des composts sur la stabilité de la structure au champ

Afin de minimiser l'influence des résidus de cultures sur la stabilité de la structure, nous avons choisi d'étudier l'effet des amendements organiques dans les parcelles **ne recevant pas de fertilisation azotée**.

Les échantillonnages de sol ont été réalisés en avril 1999, 2000, 2002, 2003 et 2004. Les agrégats de 3 à 5 mm de diamètre sont récupérés dans les 10 premiers centimètres du sol par double tamisage. Les mesures de la stabilité structurale et des paramètres participant à cette propriété ont été faites sur les agrégats selon les protocoles précédemment décrits (c.f § 3). Au cours de ces campagnes, les mesures sont faites sur au moins une parcelle de chacun des traitements (tableau II-9).

Le carbone organique total est mesuré sur une aliquote d'agrégats broyés (<200µm) par combustion à 900°C et mesure du CO₂ par détection infrarouge (Shimadzu-SSM-5000A) (2 répétitions par traitement).

Tableau II-9 : Parcelles échantillonnées et mesures effectuées dans le dispositif au champ.

Date	Parcelles sans fertilisation azotée	Mesure
Avril 1999 Avril 2000 Avril 2002	Té (208), DVB (206), BIO (209), FUM (207) et OMR (308)	- Stabilité des agrégats. - Carbone organique total. - Polysaccharides extractibles à l'eau chaude (extraction sur 1.5g d'agrégats 3-5 mm secs à l'air). - Temps de pénétration d'une goutte d'eau dans un agrégat (WDPT).
Avril 2003	Toutes les parcelles des 4 blocs	- Stabilité des agrégats. - Carbone organique total. - Polysaccharides extractibles à l'eau chaude (extraction sur 1,5g d'agrégats 3-5 mm secs à l'air). - Temps de pénétration d'une goutte d'eau dans un agrégat (WDPT). - Biomasse microbienne. - Ergostérol.
Avril 2004	Toutes les parcelles des blocs 2, 3 et 4	- Stabilité des agrégats. - Carbone organique total. - Polysaccharides extractibles à l'eau chaude (extraction sur 1,5g d'agrégats 3-5 mm secs à l'air). - Temps de pénétration d'une goutte d'eau dans un agrégat (WDPT). - Biomasse microbienne. - Ergostérol.

7. Effet des composts sur l'évolution de l'état de surface d'un lit de semence au champ

Afin d'évaluer l'effet des divers amendements organiques sur la formation de la croûte de battance au champ, l'évolution de la dégradation de la surface du sol au fur et à mesure des épisodes pluvieux jusqu'à la fermeture éventuelle de la surface a été suivie. Ce suivi a commencé juste après la préparation du lit de semences du maïs cultivé en 2003 (30 avril 2003). La description de l'état de surface a été inspirée de la méthode mise au point par Boiffin (1984). Après la préparation du lit de semence, 2 placettes représentatives de l'état du sol (35*50 cm) sont repérées à l'intérieur chacune des parcelles amendées avec les composts urbains et ne recevant pas la fertilisation azotée (16 parcelles : DVB, OMR, BIO, Té * 4 blocs). Sur ces placettes est suivie l'évolution du faciès superficiel du sol. De telles surfaces permettent une observation précise tout en étant représentative d'une surface du sol de quelques m² (Boiffin, 1984). Le choix de l'emplacement des placettes est fait de façon à inclure une ligne de semis au milieu de la placette.

La description des placettes, à l'état initial et au fur et à mesure de l'action des pluies, est faite sur des photos prises après chaque épisode pluvieux. En tout, 5 séries de photo ont été réalisées. Les critères de description des placettes sont :

- le diamètre minimum des plus petites particules terreuses visibles à l'œil nu (de l'ordre du millimètre), donc non encore incorporées à la croûte de battance,
- le pourcentage de la surface du sol couvert par des gros agrégats supérieurs à 1cm².

Ces deux paramètres sont évalués par analyse d'image à l'aide du logiciel « Optimas ». En délimitant les contours des agrégats de surface égale ou supérieure à 1cm², ce logiciel permet de donner la surface totale occupée par ces agrégats par rapport à la surface de la placette.

Une autre approche de traitement des images se basant sur une notation visuelle a été faite. Ainsi, la surface des placettes a été divisée en mailles élémentaires de 25 cm² chacune. Dans chaque maille élémentaire l'évolution du faciès de surface se fait selon la notation de Boiffin (1984) :

- faciès fragmentaire initial (F₀) où chaque particule de terre visible en surface appartient à un agglomérat parfaitement séparé de ses voisins. La surface est chaotique et hétérogène, en particulier du point de vue de la dimension des fragments et de leurs dispositions relatives,
- faciès fragmentaires altéré (F₁) où certains fragments sont bien distincts et leur forme est peu modifiée par rapport à l'état F₀ et d'autres ont plus ou moins disparu, intégrés à des zones d'aspect continu,
- faciès continu (F₂) où pratiquement plus aucun fragment n'est distinct. La surface du sol est beaucoup moins rugueuse.

8. Analyses statistiques

Les analyses de variance (ANOVA, test ppds de Fisher) ont été faites à l'aide du logiciel Statistix 7.0 (Analytical Software). La covariance entre les différents paramètres est analysée à l'aide du logiciel StatBOX (GrimmerSoft).

Traitements des résultats de suivi de l'effet des composts sur la stabilité structurale en conditions contrôlées

Afin de distinguer des périodes d'effet des composts sur les paramètres suivis, les analyses de variance ont été réalisées pour chaque date de mesure.

Pour avoir une idée globale de l'action des composts pendant toute la durée de l'expérimentation on a calculé l'aire sous les courbes d'évolution des paramètres suivis comme grandeur comparative. L'aire sous les courbes d'évolution des paramètres en fonction du temps pour toute la période d'incubation est calculée selon la formule de Riemann :

$$\text{Aire sous la courbe} = [((x_1+x_0)/2)*(t_1-t_0) + ((x_2+x_1)/2)*(t_2-t_1) + \dots + ((x_i+x_{i-1})/2)*(t_i-t_{i-1})]$$

Avec x_i : paramètre suivi au temps t_i

(t_i-t_{i-1}) : intervalle de temps entre deux mesures en jours

i : numéro de mesure

Afin de mettre en évidence les relations existant entre l'évolution des paramètres suivis et les caractéristiques initiales des composts, les corrélations linéaires entre 2 caractéristiques des cinétiques et les propriétés des composts ont été calculées. Les deux points choisis pour caractériser les cinétiques temporelles sont :

- la valeur moyenne du paramètre observé au cours de toute la période d'incubation pour chaque traitement,
- la valeur maximale du paramètre enregistré dans chaque traitement.

Traitements des résultats de suivi de l'effet des composts sur la dégradation d'un lit de semence en conditions contrôlées et de suivi de l'effet des composts sur la stabilité structurale au champ

Pour chaque date de mesure, les traitements sont comparés entre eux par une analyse de la variance. Des corrélations linéaires sont aussi réalisées entre les paramètres suivis.

CHAPITRE III

CARACTERISTIQUES DES COMPOSTS UTILISES

Ce chapitre présente les principales caractéristiques des composts utilisés lors des expérimentations au laboratoire. Afin d'étudier l'influence de la maturité des composts sur la stabilité structurale d'un sol limoneux, les composts sont échantillonnés après 1 mois de compostage, durée de compostage a priori insuffisante pour stabiliser la matière organique des composts, et après 6 à 8 mois de compostage durée a priori nécessaire pour que la matière organique des composts soit stable.

L'utilisation de tests d'évaluation de la maturité des composts (test d'autoéchauffement, de respirométrie et le rapport d'humification) nous a permis d'évaluer le stade de stabilisation de la matière organique des composts et donc de s'assurer rapidement que les produits utilisés sont aux stades de maturité recherchés.

Afin de pouvoir interpréter les effets des composts sur les propriétés du sol, la matière organique des composts a été caractérisée.

1. Maturité des composts

1.1. Tests effectués sur produits frais

1.1.1. Composts échantillonnés après 1 mois de compostage

Sur les produits échantillonnés après un mois de compostage, les tests de respirométrie et d'autoéchauffement révèlent le faible degré de maturité des trois types de composts (tableau III-1).

Après un mois de compostage, les différents types de composts consomment entre 16 et 24 mg O₂. g⁻¹ MS durant 4 jours, valeurs élevées indicatrices d'une activité microbienne importante encore présente dans les composts. Le compost OMRi est le compost qui présente la respirométrie la plus importante suivi par DVBi puis par BIOi.

Les trois types de composts ont une capacité d'autoéchauffement importante. Pour OMRi et BIOi, la température maximale atteinte lors de ce test est supérieure à 60 °C, ce qui classe ces deux composts comme « matière brute ». A durée équivalente de compostage, le DVBi a une matière organique légèrement plus stabilisée que le BIOi et le OMRi puisque le test d'autoéchauffement le classe comme « compost frais ».

Ces deux tests montrent qu'à 1 mois de compostage, le compost OMRi a la matière organique la moins stabilisée.

Tableau III-1: Maturité des composts évaluée par respirométrie (AT4) et le test d'autoéchauffement.

	Age	Respirométrie		Autoéchauffement		
		AT4 (mg O ₂ .g ⁻¹ MS) [†]	Maturité	T _{max} (°C)	Indice ^{††}	désignation
DVBi	1 mois	19,1 ± 1,2	Immature	47	III	Compost frais
OMRi	1 mois	24,0 ± 1,5	Immature	72	I	Matière brute
BIOi	1 mois	16,3 ± 0,1	Immature	65	I	Matière brute
DVBm	6 mois	3,5 ± 0,1	Mûr	23	V	Compost mûr
OMRm	8 mois	2,1 ± 0,1	Mûr	20	V	Compost mûr
BIOm	6 mois	7,9 ± 0,7	Mûr	22	V	Compost mûr

[†] La valeur 10 mg O₂.g⁻¹ MS est considérée comme seuil, au delà de cette valeur, le compost est considéré comme immature sinon mûr.

^{††} Indice allant de I à V respectivement pour une matière brute à un compost mûr.

1.1.2. Composts échantillonnés après 6 à 8 mois de compostage

Après 6 à 8 mois de compostage, les tests d'autoéchauffement et de respirométrie, montrent une stabilisation de la matière organique de ces composts (tableau III-1).

Les trois types de composts ont alors des respirométrie (AT4) qui varient entre 2,1 et 7,9 mg O₂. g⁻¹ MS, valeurs faibles qui reflètent une activité microbienne modérée. Le compost BIOm est le compost qui a l'activité microbienne la plus importante (7,9 mg O₂. g⁻¹ MS) suivi par le DVBm (3,5 mg O₂. g⁻¹ MS) et l'OMRm (2,1 mg O₂. g⁻¹ MS). Cette baisse de la consommation d'oxygène par la microflore au cours du processus de compostage est classiquement observée (Nicolardot et al, 1986).

Le test d'autoéchauffement a classé également les trois composts comme mûrs (T_{max} ~20°C).

Pour l'OMR, ces mêmes tests réalisés après 6 mois de compostage ont démontré qu'il n'était pas encore mûr. Deux mois de compostage supplémentaires ont été nécessaires pour stabiliser ce compost.

1.2. Indicateurs évalués sur produits séchés et broyés

1.2.1. Composts échantillonnés après 1 mois de compostage

C/N

A durée de compostage équivalente (1 mois), les trois types de composts ont des C/N différents (tableau III-2). Le compost DVBi a un rapport C/N plus faible que les deux autres composts qui ont des C/N proches.

Une valeur seuil de 25 est proposée par plusieurs auteurs (Roletto et al, 1985b ; Bernal et al, 1998c) au dessous de laquelle les composts peuvent être considérés comme mûrs. D'après ce seuil, les 3 composts étudiés seraient mûrs, ce qui n'est pas le cas d'après les autres indicateurs.

Tableau III-2 : C/N et fractionnement humique de la MO des composts.

	C/N	C _{AH}		C _{AF}		C _{Humine}		C _{AH} /C _{AF}
		%MS	%COT	%MS	%COT	%MS	%COT	
DVBi	13,6	4,3±0,15 (a) ^{††}	15,4	2,9±0,04 (a)	10,3	21,1±0,13 (a)	74,5	1,5 (c)
OMRi	18,4	1,0±0,15 (e)	4,4	2,8±0,09 (a)	12,7	18,9±0,23 (c)	82,9	0,3 (f)
BIOi	19,7	2,4±0,14 (c)	9,4	2,4±0,02 (b)	9,6	21,1±0,16 (a)	81,1	1,0 (e)
DVBm	9,5	3,5±0,06 (b)	14,5	1,3±0,01 (c)	5,3	19,4±0,05 (b)	80,3	2,7 (b)
OMRm	8,9	1,4±0,07 (d)	9,8	1,1±0,02 (d)	7,7	12,2±0,07 (e)	82,4	1,3 (d)
BIOm	10,8	3,6±0,20 (b)	19,7	0,8±0,00 (e)	4,7	13,7 ± 0,2 (d)	75,6	4,2 (a)

[†] Dans une même colonne, les valeurs suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

C_{AH}/C_{AF}

Le tableau III-2 donne aussi les teneurs en carbone dans les fractions humiques (C_{AH}), fulvique (C_{AF}) et humine des trois types de composts. Le rapport entre les fractions humiques et fulviques renseigne sur le degré d'humification des composts (Roletto et al, 1985a ; Francou, 2003).

L'humine représente la proportion la plus importante du carbone total (plus de 74%). La proportion du C_{AF} varie entre 9 et 13% du COT. Les composts se différencient plus par leur teneur en C_{AH} (de 4% à 15% du COT). La somme des fractions humiques et fulviques représente entre 17 et 25% du carbone organique total ce qui correspond à des valeurs trouvées précédemment avec cette méthode d'extraction (Serra-Wittling, 1995 ; Francou, 2003). L'OMRi est le compost qui a la matière organique la moins humifiée alors que le DVBi est le compost qui a la matière organique la plus humifiée.

Une valeur du rapport C_{AH}/C_{AF} égale à 1 a été proposée par Roletto et al (1985a) comme seuil de maturité: au-dessous de ce seuil le compost est considéré comme immature, et au-dessus le compost est qualifié de mûr. Sur cette base, il ressort que le DVBi est le compost le plus mûr parmi ces composts échantillonnés après 1 mois de compostage, ce qui confirme les résultats du test d'autoéchauffement et le rapport C/N. D'après ce paramètre, le DVBi est un compost déjà stabilisé. Si on place les valeurs trouvées dans les classes identifiées par Francou (2003), on trouve que les composts OMRi et BIOi sont dans la classe des composts à maturité faible, alors que le DVBi fait partie des composts à maturité élevée.

1.2.2. Composts échantillonnés après 6 à 8 mois de compostage

C/N

Les trois types de composts échantillonnés après 6 à 8 mois de compostage ont des rapports C/N proches de 10 (tableau III-2), valeurs caractéristiques des matières organiques stables. Ces résultats confirment les résultats des tests de maturité effectués sur les composts à l'état humide (autoéchauffement et respirométrie).

C_{AH}/C_{AF}

Comme dans le cas des composts immatures, l'humine représente la proportion la plus importante du carbone total, similaire à celle trouvée dans le cas des composts immatures (tableau III-2). La somme de $C_{AH}+C_{AF}$ représente aussi entre 18 et 25% du carbone organique total, mais la distribution entre AH et AF est différente de celle des composts immatures. La proportion de C_{AF} a diminué par rapport aux composts échantillonnés après un mois de compostage, et celle de C_{AH} a augmenté (sauf pour le DVBm), ce qui confirme l'augmentation de la maturité des composts.

Le rapport C_{AH}/C_{AF} montre que le compost OMRm est le compost qui a la matière organique la moins humifiée alors que le BIOm est le compost qui a la matière organique la plus humifiée. Donc parmi cette série de composts échantillonnés après 6 à 8 mois de compostage, le BIOm est le compost le plus mûr alors que l'OMRm est le compost le moins mûr.

Tous les composts ont des rapports C_{AH}/C_{AF} qui augmentent au cours du temps ce qui traduit leur humification au cours du compostage. La multiplication par 4 du ratio de l'OMR entre l'état immature et l'état mûr, montre que c'est le compost qui évolue le plus entre les deux dates d'échantillonnage sans doute à cause de la plus longue durée de compostage pour ce compost.

Par rapport au classement fait par Francou (2003), les composts DVBm et BIOm sont des composts à maturité très élevée, alors que le compost OMRm fait partie de la classe des composts à maturité moyenne.

Le tableau III-3 rassemble les résultats des indicateurs testés pour évaluer la maturité des composts. Ces indicateurs de la maturité nous permettent de supposer que les matières organiques des composts ont bien les degrés de stabilité recherchés pour tester leur influence sur les propriétés du sol.

Ainsi, les composts échantillonnés après 1 mois de compostage peuvent être qualifiés d'immatures et devraient avoir une matière organique labile. Parmi cette série de composts, l'OMRi apparaît comme le compost le plus immature. Après 6 à 8 mois de compostage, les indicateurs testés désignent les composts comme mûr ; ils devraient avoir une matière organique plus stabilisée que les composts précédents.

Tableau III- 3 : Maturité des composts après 1 et 6 à 8 mois de compostage en fonction des tests d'évaluation de la maturité réalisés.

Indicateur	1 mois de compostage	6-8 mois de compostage
Auto-échauffement	DVBi>BIOi>OMRi	DVBm ~ OMRm ~ BIOm
AT4	BIOi>DVBi>OMRi	OMRm >DVBm > BIOm
C/N	DVBi>OMRi>BIOi	DVBm ~ OMRm ~ BIOm
C_{AH}/C_{AF}	DVBi>BIOi>OMRi	BIOm>DVBm>OMRm

2. Caractéristiques physico-chimiques des composts

Le tableau III-4 présente les résultats des principales caractéristiques physico-chimiques des composts. Après un mois de compostage, les composts ont des teneurs en carbone organique total (COT) qui varient entre 23 et 28 %. Ces teneurs en carbone organique diminuent au cours du compostage. Cette diminution est plus importante dans le cas de l'OMR et du BIO, sans doute parce que les déchets à partir desquels ces composts sont fabriqués sont plus riches en carbone facilement biodégradable que ceux du compost DVB dont la teneur en matière organique évolue peu au cours du compostage.

Pour les compost DVB et BIO, aucune évolution du pH n'est observée au cours du compostage, alors qu'une augmentation du pH est observée au cours du compostage pour OMR. On observe l'augmentation des concentrations en CaCO_3 , Fe et Al en raison de la perte de masse durant le compostage. La rétention en eau des composts diminue au cours du compostage.

Tableau III-4 : Caractéristiques physico-chimiques des composts.

	DVB _i	OMR _i	BIO _i	DVB _m	OMR _m	BIO _m
COT (%MS)	28,4	22,8	26,0	24,2	14,8	18,1
N tot (%MS)	2,5	1,4	1,6	2,4	1,7	1,9
pH _{eau}	6,7	7,6	8,3	6,6	9,4	8,5
Conductivité (mS.cm ⁻¹)	0,9	1,5	0,9	1,19	1,57	1,1
CaCO ₃ (%MS)	0,1	8,1	6,5	3,3	11,7	13,1
Fe (%MS)	0,9	0,8	1,7	1,7	1,1	2,3
Al (%MS)	3,0	1,4	1,8	3,4	1,8	2,6
Humidité équivalente à 1000g / 100g	96,2	48,2	74,2	65,7	39,1	60,7

3. Caractéristiques de la matière organique des composts

3.1. Fractionnement biochimique

Le tableau III-5 présente les résultats du fractionnement biochimique des trois composts aux deux degrés de maturité.

Pour les composts immatures, la fraction SOLU représente environ 30% de la matière organique des composts, quelque soit le type de compost. Les fractions HEMI et CELL sont plus importantes pour l'OMR_i (leur somme représente plus de 50% de sa matière organique). A l'opposé, les composts BIO_i et DVB_i sont les plus riches en lignine qui représente respectivement 28,5 et 26,8% de leur matière organique contre 18,5% pour l'OMR_i.

Pour les composts mûrs, les teneurs en SOLU augmentent par rapport aux quantités extraites dans les composts immatures, alors que les fractions assimilées à la cellulose et hémicellulose ont diminué dans tous les composts. La diminution de la cellulose au cours du compostage est plus importante pour le compost OMR par rapport aux deux autres types de composts, peut-être en raison des biodégradabilités différentes des celluloses de l'OMR (cellulose issue de papiers-cartons) et des autres

composts DVB et BIO (cellulose contenue dans les polymères végétaux). La proportion de lignine reste à peu près constante pour les composts OMR et BIO aux deux stades de maturité. En revanche, elle diminue fortement pour le compost DVB.

Tableau III-5: Fractionnement biochimique de la MO des composts.

	DVB _i	OMR _i	BIO _i	DVB _m	OMR _m	BIO _m
MO calcination (%MS)	59,2 ± 1,1	41,8 ± 3,2	52,8 ± 0,8	48,5 ± 1,0	24,1 ± 0,2	36,2 ± 1,5
Fraction SOLU Van Soest (%MO)	30,1 ± 3,8	29,5 ± 13,5	33,7 ± 2,1	49,9 ± 4,1	61,6 ± 1,8	53,9 ± 1,9
Fraction HEMI Van Soest (%MO)	7,7 ± 11,8	11,0 ± 8,4	9,4 ± 1,5	2,6 ± 0,6	7,0 ± 3,5	1,3 ± 0,5
Fraction CELL Van Soest (%MO)	35,4 ± 8,3	41,0 ± 6,9	28,4 ± 1,6	28,6 ± 5,1	11,5 ± 3,5	20,8 ± 3,6
Fraction LIGN Van Soest (%MO)	26,8 ± 0,4	18,5 ± 3,2	28,5 ± 0,2	18,9 ± 0,7	20,0 ± 1,0	25,5 ± 1,4

3.2. Pyrolyses

Les pyrogrammes des composts sont présentés en annexe 4. Ces pyrogrammes ont été exploités d'une façon qualitative (tableau III-6) et semi-quantitative (tableau III-7). Dans les deux cas, les produits de la pyrolyse ont été regroupés en fonction de leur origine (polysaccharides, composés azotés, lipides et lignines), déterminée grâce à la bibliographie. Les produits dérivés de la pyrolyse des polysaccharides ont été décrits en particulier par Helleur et *al* (1985) et Pouwels et *al* (1987), les produits issus des protéines et peptides par Tsuge et Matsubara (1985), les produits issus des lignines par Galletti et Reeves (1992). Une classe appelée 'divers' regroupe les fragments pouvant être attribués à plusieurs classes précédentes ou ayant une origine inconnue.

Les produits identifiés par Py-GC/MS sont présentés dans le tableau III-6 et classés suivant leur origine. Une grande diversité de composés est présente dans les pyrolysats des composts. Dans tous les composts, toutes les classes de composés organiques ont été détectées. Bien que les lipides soient mal caractérisés par cette méthode pyrolytique (la méthode de thermochemolyse est plus adaptée, Challinor, 1992), 14 produits (des acides carboxyliques) ont été identifiés comme issus de lipides. Dont, la majorité a été retrouvée dans le pyrolysats de BIO_m. Les composts DVB_i, BIO_i et BIO_m présentent la plus grande diversité de produits dans leurs pyrolysats. Peu de produits sont identifiés dans les composts OMR_i et OMR_m. Le nombre des composés identifiés a diminué en passant des composts immatures aux composts mûrs (sauf dans le cas du BIO).

Tableau III-6 : Produits organiques identifiés par pyrolyse

		DVBi	OMRi	BIOi	DVBm	OMRm	BIOm
Divers	2-butanone	X		X			
	Benzène	X		X			
	Pentanone		X	X	X		
	Benzène, méthyle (toluène)	X	X	X		X	X
	Benzène, éthyle	X		X			X
	Benzène, 1,2-diméthyl	X					X
	1,3 diméthyl Benzène						X
	1-Butanol	X					
	Benzène, 1,3,6diméthyl			X			
	Benzène, proyl-						X
	Styrène	X	X	X		X	X
	Méthyle-éthyle Benzène	X	X	X			
	Acide acétique	X	X	X		X	X
	2-propanone, (1-acetyloxy-)	X			X		X
	3-méthyl, phénol	X	X	X			X
	Ethenyl, dimer, benzène					X	
Composés contenant de l'azote	Acétonitrile	X		X			X
	Propanenitrile						X
	1H Pyrrole, 1-méthyl-	X	X	X			
	Pyridine	X	X	X			X
	3-méthyl, pyridine,	X		X			
	4-méthyl Pentanitrile	X		X			X
	2,5 diméthyl 1H pyrrole			X			X
	2-ethyl, pyridine						X
	3-méthyl, pyridine			X			X
	1H-Pyrrole	X	X	X	X	X	X
	2-méthyl 1H-Pyrrole						X
	1-méthyl 1H-Pyrrole						X
	Benzonitrile	X					X
	Benzeneacetonitrile						X
	Phénol	X	X	X	X	X	X
	Benzenepropanenitrile						X
	4-méthyl, phénol	X		X			X
	3-méthyl, phénol	X	X	X			X
	Methylethyl, phénol	X	X	X	X	X	X
	2 (1H)-Pyridinone	X			X		X
1H-Indole	X		X		X	X	
2,5-Pyrroli-dione			X			X	
3-méthyl, 1H-Indole	X		X			X	
Lipides	Décène	X					
	1-undecene						X
	Dodecane	X					X
	1-Tridecene						X
	Acide propanoïque	X	X	X			
	2-méthyl, acide propanoïque		X				X
	1,2- ethanediol	X	X	X	X		X
	Acide butanoïque	X	X				X
	1-Hexadecene						X
	3-méthyl, acide butanoïque	X	X	X			X
	Néophytadiene			X	X		X
	9-Eicosyne						X
	Docosane						X
1-Docosene						X	
polysaccharides	1-hydroxy 2-propanone	X	X	X	X		X
	2-méthyl Furan	X	X	X	X		X
	2-Cyclopenten-1-one	X	X	X			X
	1-hydroxy 2-propanone	X	X	X	X		

	2-Furan carboxaldéhyde	X	X	X	X		X
	2-Furan carboxaldéhyde	X	X	X	X		X
	1H-Indene	X		X			X
	3-méthyl 2-cyclopenten-1-one	X	X	X	X		X
	2,3 diméthyl 2-cyclopenten-1-one		X				X
	5-méthyl, 2- Furan carboxaldéhyde	X			X		
	1-méthyl, 1H-indene	X					X
	2,3-dihydro-benzofuran	X	X		X		X
	1,3-Cyclopentanedione	X		X	X		X
	3-méthyl 1,2-cyclopentadione	X	X	X	X		X
	2,3 diméthyl -2-cyclohexanone						X
	3-hydroxy, 2-méthyl, 4H6pyran-4-one	X			X		
	Méthyléthyl, phénol	X	X	X	X		X
	2,3-dihydro-benzofuran	X		X	X		X
Lignines	Ethanone, 1-phenyl			X			X
	2-methoxy, phénol	X	X	X	X	X	X
	2-méthoxy-4-méthyl phénol	X		X	X		X
	Phénol	X	X	X	X	X	X
	4-méthoxy, 4 éthyle, Phénol	X		X			X
	4-methyl, phénol	X		X		X	X
	3-methyl, phénol	X	X	X			X
	2-méthoxy-4-(1-propenyl)-Phénol	X		X	X		X
	4-ethyl, phénol	X		X			X
	Méthyléthyl, phénol	X	X	X	X	X	X
	2-méthoxy-4-(2-propenyl)-Phénol	X	X	X	X	X	X
	2,6-Dilethyl, phénol	X		X			X
	2-méthoxy-4-(1-propenyl)-Phénol	X					X
	2,6 diméthoxy-4-vinylphenol			X			X
	Ethanone-1-(4-hydroxy 3-méthoxy Phényle)	X		X	X		X
	1-(4-hydroxy-3-methoxyphenyl)-2propanaone	X					
	2,6 diméthoxy-4-(2-propenyl) Phénol	X		X			X
Produit d'origine bactérien	2-Furanmétnol	X	X	X	X		
	Acétamide	X	X	X	X		X

Le tableau III-7 présente la proportion des composés supposés provenir des polysaccharides, protéines, lipides, et lignines par rapport à l'ensemble des composés identifiés. Ces proportions donnent une idée semi-quantitative de la composition des composts. En effet, la réponse des composés en spectrométrie de masse varie en fonction de leur structure chimique, et comme il n'est pas envisageable de réaliser une calibration pour chacun des nombreux produits identifiés, l'intégration des aires des pics ne donne pas une distribution absolue des structures chimiques dont ils proviennent. Par exemple, les produits issus des protéines sont surestimés en pyrolyse par rapport aux produits provenant des sucres (Bruchet et al, 1991). Les résultats "semi-quantitatifs" ne peuvent être utilisés qu'à titre de comparaison entre des échantillons et ne représentent pas une composition absolue des composts. Les valeurs données dans le Tableau III-7 sont calculées en faisant le rapport de la somme des aires des pics des produits de pyrolyse d'une famille moléculaire sur la somme totale des aires des pics de tous les composés identifiés. A part le compost d'OMR, où aucun produit de la famille des polysaccharides ni des lipides n'a été détecté à la fin du processus du compostage, la pyrolyse n'a pas permis de détecter de changements majeurs de la nature moléculaire des matières organiques des composts DVB et BIO.

Tableau III-7 : Proportion des différents composés identifiés dans les pyrogrammes rassemblés par famille de composés et rapports indicatifs entre composés ou famille de composés.

		DVBi	OMRi	BIOi	DVBm	OMRm	BIOm
Aire des pics de la pyrolyse	% polysaccharides	24,9	22,3	21,3	38,9	0,0	25,4
	% lipides	6,1	38,7	9,0	3,9	0,0	8,5
	% composés azotés, protéines	10,4	2,2	9,9	5,8	12,7	26,7
	% lignine	18,3	2,4	16,9	20,0	3,1	13,9
	% divers	40,2	34,3	42,8	31,5	84,2	25,4
Rapport entre composés ou familles de composés	Acide Acétique / Pyrole	4,4	3,5	4,6	0,5	- [†]	0,5
	Hydroxypropanone / Furanméthanol	4,1	8,1	4,1	2,2	-	-
	Toluène / Styrène	2,1	0,2	4,5	-	0,1	2,6

[†] Rapport impossible à calculer

Plusieurs rapports entre familles de composés organiques ou entre composés sont proposés dans la bibliographie et permettent d'avoir des indications sur l'origine possible de composés, ou sur le degré de dégradation de la matière organique.

Le rapport Acide Acétique / Pyrole peut être utilisé comme indicateur de l'humification des mélanges, il est d'autant plus faible que le produit est humifié (García et al, 1993). Ces deux produits de pyrolyse ont des origines non spécifiques, mais l'acide acétique est retrouvé dans les pyrolysats de matières organiques biodégradables, alors que le pyrole est plutôt caractéristique des matières organiques humifiées. Pour nos échantillons, ce rapport reflète bien l'état d'humification des composts car il

diminue dans les composts échantillonnés après 6 à 8 mois de compostage par rapport au composts échantillonnés après 1 mois de compostage.

Le rapport Hydroxypropanone / Furanméthanol est utilisé comme indicateur des quantités relatives de cellulose et d'hémicellulose et indique la contribution de ces hydrates de carbone dans les polysaccharides. En pyrolyse, l'hydroxypropanone provient surtout de la cellulose, alors que le furanmethanol vient plus probablement de l'hémicellulose (Helleur et al, 1985; Pouwels et al, 1987). Ce rapport devrait être élevé dans les mélanges riches en cellulose. Pour les composts immatures, les résultats de ce rapport concordent avec les résultats du fractionnement biochimique (tableau III-5).

Le rapport Toluène / Styrène est un indicateur de la contribution des polymères naturels et synthétiques dans le mélange. En effet, le toluène et le styrène sont deux produits pouvant être libérés par la pyrolyse de produits naturels (protéines, lignines, tannins et polysaccharides pour le toluène, protéines lignines et tannins pour le styrène). Mais le styrène se trouve aussi dans les pyrolysats de polymères synthétiques tels que le polystyrène. Le rapport des aires de ces deux composés est supérieur à 1 pour des substances naturelles, et inférieur à 1 pour des produits d'origine synthétiques (Fabbri, 2001). Ainsi dans les DVB et BIO, un rapport toluène/styrène supérieur à 1 (Tableau III-7) indique une origine essentiellement naturelle de ces deux composés, alors que la présence de substances synthétiques dans l'OMR est confirmée par la valeur inférieure à 1 de ce rapport.

3.3. Teneurs en polysaccharides

Après 1 mois de compostage les trois composts présentent des teneurs proches en polysaccharides extractibles à l'eau chaude (tableau III-8). Ces teneurs diminuent fortement au cours du compostage. Les polysaccharides extractibles à l'acide dilué sont 4 à 6 fois plus concentrés que les polysaccharides extractibles à l'eau chaude. Au cours du compostage ces polysaccharides voient aussi leurs teneurs diminuer.

Pour les 2 types de polysaccharides, les teneurs diminuent moins pour le compost DVB que pour les deux autres composts.

Tableau III-8 : Teneurs des composts en polysaccharides extractibles (mg C. g⁻¹ MS).

extractibles	DVB _i	OMR _i	BIO _i	DVB _m	OMR _m	BIO _m
Eau chaude	6,0 ± 0,8	5,8 ± 0,0	5,3 ± 0,6	3,6 ± 0,6	1,8 ± 0,1	2,6 ± 0,2
Acide dilué (H ₂ SO ₄ 1,5 M)	37,8 ± 1,2	23,5 ± 1,8	32,5 ± 4,4	21,1 ± 2,1	6,7 ± 0,3	10,8 ± 0,9

4. Hydrophobicité des composts

4.1. Teneurs en lipides

Le compost OMRi contient deux fois plus de lipides que les deux autres composts au même âge (tableau III-9). A la fin de la période de compostage, les composts OMR et BIO voient leurs teneurs en lipides diminuer, alors que les teneurs du DVB sont restées stables entre 1 et 6 mois de compostage. La diminution des lipides dans les composts OMR et BIO est sans doute due à la biodégradation d'une partie de ces substances au cours du compostage qui n'est pas observée dans le compost DVB.

A la fin du processus de compostage, les lipides représentent entre 1,4 et 2,9 % de la matière sèche ou entre 8 et 14% du carbone organique des composts. Cette fraction de la matière organique des composts n'est donc pas constituée que de produits facilement biodégradables. La diminution des teneurs en lipides au cours du compostage est observée également par Dinel et al (1996).

Nos composts sont riches en lipides par rapports aux données trouvées en bibliographie : 4,5% du COT pour un compost d'ordures ménagères (en, 1993) et 2,5% du COT pour un compost de fractions fermentescibles des ordures ménagères (Serra-Wittling, 1995).

Pour les composts immatures, les teneurs en lipides dosées en % du COT confirment les proportions des lipides obtenus à partir des pyrolyses.

Tableau III-9: Teneurs en lipides des composts immatures et mûrs.

	DVBi	OMRi	BIOi	DVBm	OMRm	BIOm
%MS	2,8 ± 0,2 (b) †	6,0 ± 1,0 (a)	2,9 ± 0,9 (b)	2,6 ± 0,1 (b)	2,1 ± 0,2 (bc)	1,4 ± 0,0 (c)
%COT	9,9 ± 0,7	25,9 ± 4,4	11,2 ± 3,5	10,7 ± 0,4	14,2 ± 1,3	7,7 ± 0,0

† Dans une même ligne, les valeurs suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

4.2. Mesure de l'angle de contact

La mouillabilité d'un solide traduit sa capacité à absorber l'eau. Si l'eau s'étale sur une surface, elle est dite hydrophile, dans le cas contraire elle est hydrophobe. Le tableau III-10 présente les valeurs des angles de contact solide-liquide-vapeur mesurés après le dépôt d'une goutte d'eau à la surface de pastilles faites avec les composts étudiés. Seuls les valeurs d'angle de contact mesurés immédiatement (à 0s) après le dépôt des gouttes d'eau sont utilisées, à cause des déformations des pastilles de composts dues à leur réhydratation par l'eau apportée. Seuls les composts DVBi et OMRi ont des angles de contact légèrement supérieurs à 90° ce qui permet de les classer comme hydrophobes, les autres composts ont des angles de contact inférieurs à 90° donc ils sont plutôt hydrophiles. Les angles de contact diminuent de façon significative pour le compost OMR quand son degré de maturité augmente, alors qu'ils varient peu pour les composts DVB et BIO. Pour les composts immatures, les angles observés immédiatement après le dépôt des gouttes d'eau varient entre 82° et 92° sans différence significative entre composts. L'ordre d'hydrophobicité est le suivant OMRi~DVBi>BIOi

(tableau III-9). Pour les composts mûrs l'ordre d'hydrophobicité est le BIOm~DVBm>OMRm. Des valeurs similaires d'angles de contact ont été trouvées par Serra-Wittling (1995) pour un compost de biodéchets de 8 mois de compostage.

Les informations sur l'hydrophobicité des composts données par les mesures d'angles de contact différent de celles fournies par les extractions des lipides. L'angle de contact et les lipides diminuent avec l'augmentation de la maturité du compost OMR. Mais OMRi contient beaucoup plus de lipides que les 2 autres composts immatures alors que les 3 composts présentent des angles de contact similaires. A l'inverse l'angle de contact mesuré sur l'OMRm est nettement plus faible que ceux mesurés à la surface des composts BIOm et DVBm alors que les proportions de lipides n'étaient pas significativement différentes dans les 3 composts mûrs.

Tableau III-10: Angles de contact mesurés sur des pastilles de composts.

	DVBi	OMRi	BIOi	DVBm	OMRm	BIOm
Θ à 0s	92 ± 10 (a) [†]	91 ± 7 (a)	82 ± 2 (a)	82 ± 2 (a)	65 ± 8 (b)	83 ± 1 (a)

[†] Dans une même ligne, les valeurs suivies par la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

5. Conclusion du chapitre III

La matière organique est connue pour avoir un rôle important dans la stabilisation de la structure des sols (i) en stimulant l'activité biologique dans les sols, (ii) en augmentant les liaisons organo-minérales donc la cohésion interparticulaires et (iii) en augmentant l'hydrophobicité des agrégats. C'est pour cette raison qu'on a consacré une grande partie de ce chapitre à étudier les propriétés des matières organiques des composts susceptibles d'influencer ces propriétés du sol.

L'échantillonnage des composts a été conditionné par les résultats des tests de maturité (autoéchauffement et AT4). Les composts échantillonnés à 1 mois de compostage sont fortement immatures et devraient donc stimuler fortement l'activité biologique. Les composts DVBi et BIOi ont atteint un degré de maturité supérieur à celui de l'OMRi. Les composts échantillonnés à 6-8 mois de compostage sont mûrs et ne devraient stimuler que faiblement l'activité microbienne.

Ces résultats de maturité des composts sont confirmés par l'augmentation de l'humification de la matière organique des composts au cours du compostage.

La composition biochimique des composts explique les degrés de maturité. La présence de lignine confère aux composts DVB et BIO une certaine stabilité à 1 mois de compostage. Le compost OMRi est le produit le plus immature, à cause de sa plus grande richesse en cellulose, connu comme facilement biodégradable et sa pauvreté en lignine, connu comme résistante à la biodégradation. Après 6 à 8 mois de compostage, les composts se sont stabilisés à cause de la diminution de la cellulose.

La pyrolyse de la matière organique des composts a permis d'identifier des composés organiques ainsi que leur évolution au cours du compostage. A partir de ces pyrolyses, plusieurs indicateurs sont évalués et qui ont en partie confirmé les résultats des fractionnement biochimiques et du dosage des lipides.

La présence de lipides dans les composts leur confère une certaine hydrophobicité vis-à-vis de l'eau. Ces lipides sont dégradés entre 1 mois de compostage et la fin du compostage des composts OMR et BIO, ce qui explique en partie la diminution de l'hydrophobicité des composts mûrs.

Pour avoir une vision générale sur les différences entre les trois types de composts et sur l'évolution de leurs caractéristiques au cours du compostage, une analyse en composante principale a été réalisée à partir des résultats des tests de maturité, des fractionnements biochimiques et humiques et des teneurs en lipides. La figure III-1 présente le résultat de cette analyse, qui montre qu'au même stade de compostage les composts DVB et BIO ont des caractéristiques proches. L'axe 2 sépare ces deux types de composts des OMR qui ont contribué à hauteur de 66% dans la construction de cet axe. Ce dernier compost (OMR) voit ses caractéristiques évoluer au cours du compostage (stade 1 mois et 8 mois sont nettement séparés selon l'axe 1).

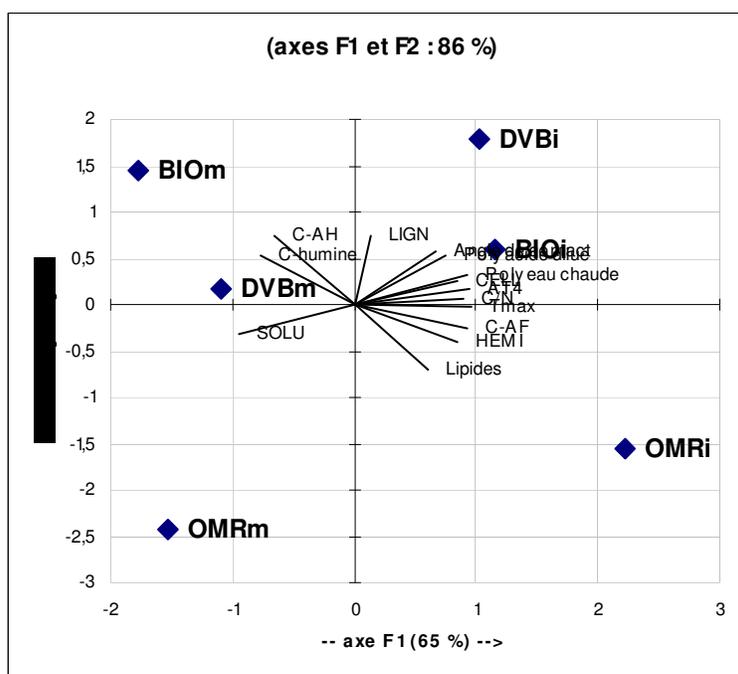


Figure III-1: Répartition des composts étudiés sur le premier plan d'une ACP réalisée avec les résultats des tests de maturité, des fractionnements biochimique et humique et des teneurs en lipides.

CHAPITRE IV

EFFICACITE DES COMPOSTS A STABILISER DES AGREGATS DE SOL : LIEN AVEC LEUR DEGRE DE MATURITE

L'apport de produits organiques au sol est une pratique connue comme améliorant la stabilité structurale des sols. Cette amélioration est en partie attribuée à la stimulation de l'activité microbienne suite à l'apport de matière organique. Plus l'activité microbienne est stimulée plus grande sera l'efficacité des produits organiques à stabiliser la structure du sol.

Les apports de composts urbains en tant qu'amendements organiques devraient améliorer la stabilité de la structure. En fonction de leur degré de maturité, définie comme la résistance de la matière organique des composts à la biodégradation, ils vont stimuler plus au moins l'activité microbienne du sol. Plus la matière organique du compost est biodégradable, plus l'activité microbienne est stimulée et plus la stabilité des agrégats devrait être améliorée. Cette maturité des composts est dépendante de la nature de la matière organique des déchets compostés et du stade de compostage.

Ce chapitre a pour objet d'étudier en conditions contrôlées de laboratoire, l'effet d'apports de composts sur la stabilité des agrégats d'un sol limoneux. L'efficacité des composts à stabiliser les agrégats sera interprétée par rapport à leurs effets sur l'activité microbienne en liaison avec la nature de la matière organique des composts (trois types de déchets compostés) et leur degré de maturité (composts à deux degrés de maturité). L'intensité de l'activité microbienne sera modulée par la température d'incubation à 28°C ou 4°C. Au cours de ces incubations et en parallèle avec la mesure de la stabilité des agrégats, les facteurs stabilisants considérés sont :

- l'intensité de l'activité microbienne évaluée par la mesure de la minéralisation du carbone organique et à travers l'évaluation de l'évolution des tailles de la biomasse microbienne totale et de la biomasse fongique,*
- l'évolution de compartiments organiques connus comme intervenant dans la stabilisation des agrégats comme les polysaccharides,*
- l'évolution de la mouillabilité des agrégats contribuant à la résistance des agrégats aux stress désagrégant*

Ce chapitre est divisé en deux parties. La première partie est consacrée à l'étude de l'évolution de la stabilité des agrégats et des facteurs stabilisants dans le sol seul. Dans une seconde partie, l'effet des composts sur la stabilité structurale et les facteurs stabilisants sera étudié. Les relations existant entre la stabilité des agrégats et les facteurs de stabilisation dans les différentes modalités testées seront discutées à la fin de ce chapitre.

1. Sol témoin non amendé

Rappelons, que les incubations ont été lancées en **deux séries, la première** avec les **composts immatures** (DVBi, OMRi et BIOi, T) et **la seconde** avec les **composts mûrs** (DVBm, OMRm et BIOm, T).

Les résultats des analyses de variance utilisées pour faire les comparaisons statistiques au seuil de 1% des différentes modalités sont présentés en annexes 5, 6 et 7.

1.1. Minéralisation du carbone organique

L'intensité de minéralisation du carbone organique du sol diffère légèrement entre les deux séries d'incubation. En effet, la minéralisation du carbone organique du sol est légèrement plus importante lors de la deuxième série d'incubation par rapport à la première série. Ainsi, à 28°C, la quantité de carbone organique minéralisé après 336 jours correspond à 8,8% COT du sol pour la première série d'incubation et 9,2% COT du sol pour la deuxième série. A 4°C, 1,9 et 3,4% du carbone organique initial du sol sont minéralisés à la fin de la période d'incubation, respectivement pour la première et la deuxième série d'incubation. Les quantités de carbone organique minéralisé à 28°C sont proches de celles observées par Francou (2003) pour le même sol.

Pour les deux séries d'incubation, la minéralisation du carbone organique du sol est significativement plus importante à 28°C qu'à 4°C ($p < 0,01$). L'effet de la température sur l'intensité de la minéralisation du carbone organique est souvent traduit par un calcul de Q_{10} , évaluant la différence d'intensité de la minéralisation quand la température varie de 10°C. Le tableau IV-1 présente les paramètres des cinétiques de premier ordre $C-CO_2 = C_o * (1 - e^{-kt})$ qui nous ont permis de calculer les coefficients Q_{10} . Ainsi, la minéralisation du carbone organique diminue avec la température avec un Q_{10} similaire pour les deux séries d'incubation (~2,3). Ces coefficients Q_{10} sont proches de ceux qu'on trouve dans la littérature pour des intervalles de température similaires (Houot et al, 1994).

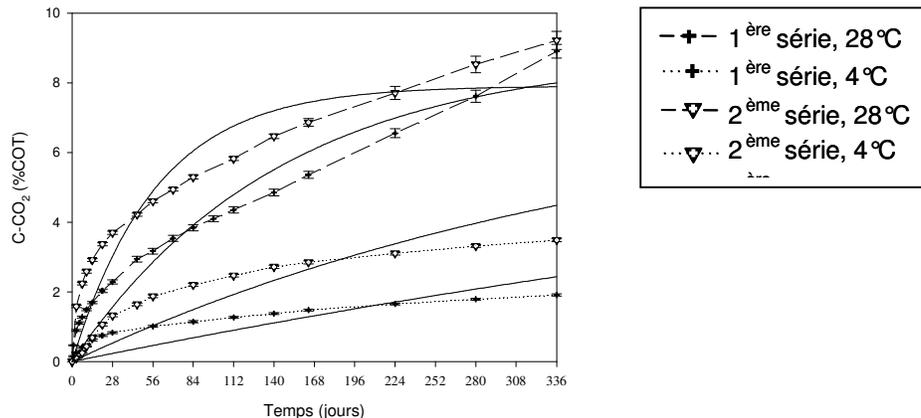


Figure IV-1 : Cinétiques de minéralisation du carbone organique dans le sol seul au cours des deux séries d'incubation. Les lignes pleines représentent les ajustements selon le modèle $C-CO_2 = C_0 \cdot (1 - e^{-kt})$.

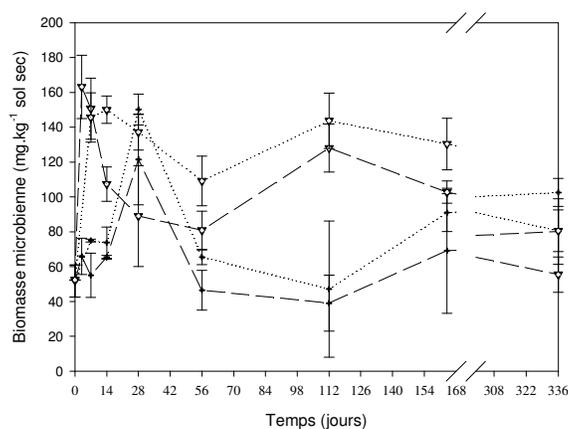


Figure IV-2 : Evolution de la biomasse microbienne dans le sol seul lors des deux séries d'incubation.

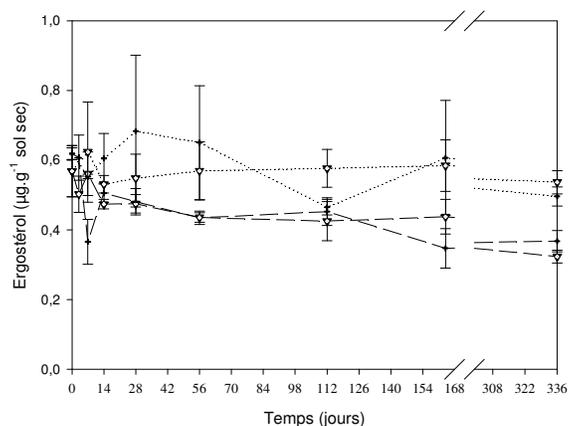


Figure IV-3 : Evolution des teneurs en ergostérol dans le sol seul lors des deux séries d'incubation.

Tableau IV-1: Paramètres des cinétiques de premier ordre du type $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$ utilisées pour ajuster les courbes de minéralisation et valeurs de Q_{10} . Pour les incubations à 4°C, le compartiment C_0 est fixé à sa valeur calculée lors des minéralisations à 28°C ; seuls les coefficients de vitesse de minéralisation sont alors ajustés.

	Température	C_0 (% COT)	k (j^{-1})	r	Q_{10}
1 ^{ère} série d'incubation	28°C	9	0,0069	0,966	2,4
	4°C		0,0010	0,750	
2 ^{ème} série d'incubation	28°C	8	0,0172	0,935	2,3
	4°C		0,0025	0,874	

1.2. Facteurs stabilisants

1.2.1. Biomasse microbienne totale

Pour les deux séries d'incubation, la biomasse microbienne initiale représente environ 0,5% du carbone organique total du sol utilisé (figure IV-2). Ce niveau bas de biomasse microbienne est dû au fait que les mesures sont réalisées 2 heures après l'humidification des agrégats secs. Au cours des incubations à 28°C et à 4°C, ce niveau initial a augmenté rapidement et atteint son maximum (120-160 mg C. kg^{-1} sol sec) au 28^{ème} jour pour la première série d'incubation et après 3 jours pour la deuxième série d'incubation. Puis la biomasse microbienne fluctue jusqu'à la fin de la période d'incubation entre 40 et 100 mg C. kg^{-1} sol sec pour la première série d'incubation et entre 60 et 140 mg C. kg^{-1} sol sec pour la deuxième série d'incubation. Le flush de croissance microbienne plus important lors de la 2^{ème} série d'incubation pourrait être dû à la disponibilité plus importante du carbone organique du sol suite au stockage des agrégats durant 14 mois avant leur utilisation pour la deuxième série d'incubation. Les niveaux de biomasse microbienne sont plus faibles que ce qui est habituellement pour des sols de la région (Houot et al, 1991). Cependant, les mesures sont faites ici sur du sol préalablement séchés avant les incubations, alors qu'habituellement les mesures sont faits sur des sols frais, tel que prélevés sur terrain .

Dans les deux séries d'incubation, la biomasse microbienne est légèrement supérieure à 4°C qu'à 28°C, mais les différences ne sont pas statistiquement significatives entre les sols incubés à 28 et à 4°C. Aucune différence significative entre les niveaux de la biomasse microbienne n'est observée entre les deux séries d'incubation.

1.2.2. Biomasse fongique : teneur en ergostérol

Pour les deux séries d'incubation, les concentrations en ergostérol évoluent peu lors des incubations à 4°C ou à 28°C. Les concentrations oscillent entre 0,5 et 0,6 $\mu g \cdot g^{-1}$ sol sec sans différences significatives entre les deux séries ni entre les deux températures d'incubation (figure IV-3). Les teneurs en ergostérol observées dans les sols témoins ont des niveaux proches de celles trouvées dans les sols étudiés par West et al (1987) et Djajakirana et al (1996).

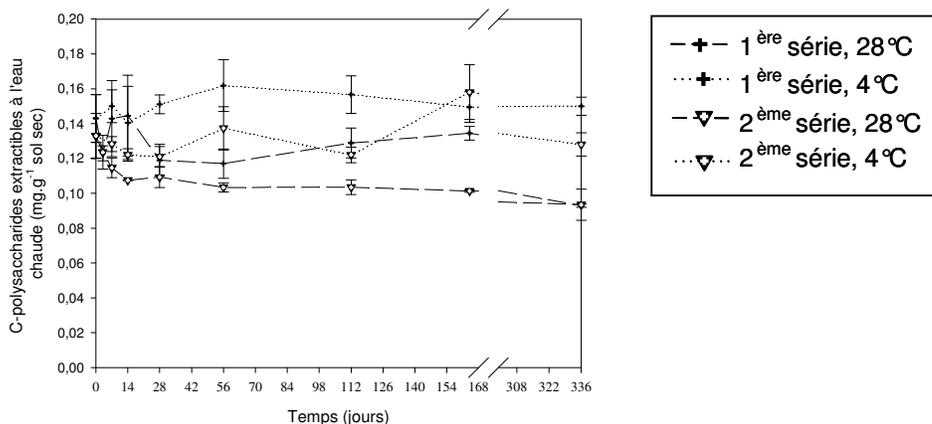


Figure IV-4 : Evolution des teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude dans le sol seul lors des deux séries d'incubation.

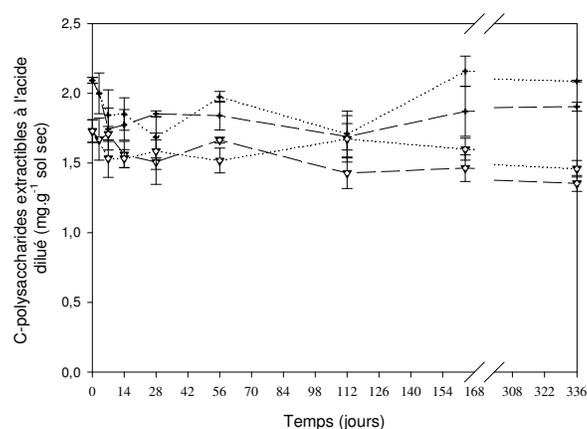


Figure IV-5 : Evolution de teneurs en polysaccharides extractibles à l'acide dilué dans le sol seul lors des deux séries d'incubation.

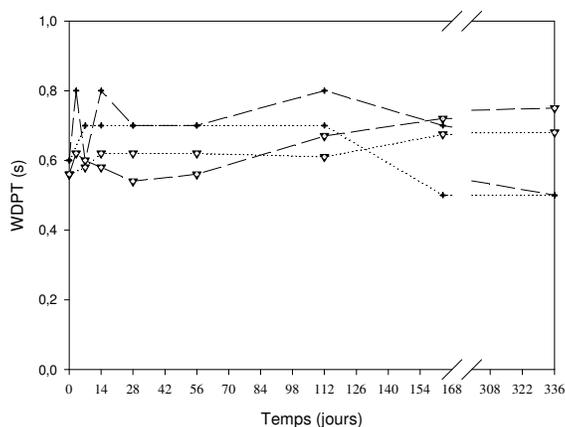


Figure IV-6 : Evolution de l'hydrophobicité des agrégats du sol seul lors des deux séries d'incubation.

1.2.3. Polysaccharides extractibles à l'eau chaude

Les teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude diminuent légèrement entre les deux séries d'incubation sans que ces différences ne soient significatives (figure IV-4). En revanche, elles sont significativement plus élevées à 4°C qu'à 28°C ($p < 0,01$) et restent globalement constantes tout au long des incubations.

Les teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude trouvées (autour de 0,150 mg C.g⁻¹ sol sec) sont proches des teneurs dosées par Puget et *al* (1999) pour un sol limoneux français.

1.2.4. Polysaccharides extractibles à l'acide dilué

Les teneurs en polysaccharides extractibles à l'acide dilué sont dix fois plus élevées que celles extractibles à l'eau chaude (figure IV-5), proportions classiquement retrouvées dans les sols (Cheshire, 1979 ; Puget et *al*, 1999). Elles varient peu au cours des incubations sans différence significative entre les deux températures d'incubation. Elles sont légèrement inférieures lors de la seconde série d'incubation.

La légère diminution des teneurs en polysaccharides (extractibles à l'eau chaude ou à l'acide dilué) du sol entre la première et la deuxième série d'incubation pourrait être due à la dégradation de ces composés durant la période qui sépare les deux séries d'incubation.

1.2.5. Hydrophobicité des agrégats

L'hydrophobicité des agrégats du sol témoin au cours des incubations est évaluée par le test du temps de pénétration d'une goutte d'eau à l'intérieur des agrégats (Water Drop Penetration Time : WDPT). Le caractère hydrophobe des surfaces d'agrégats est d'autant plus marqué que le temps de pénétration de la goutte d'eau est plus grand.

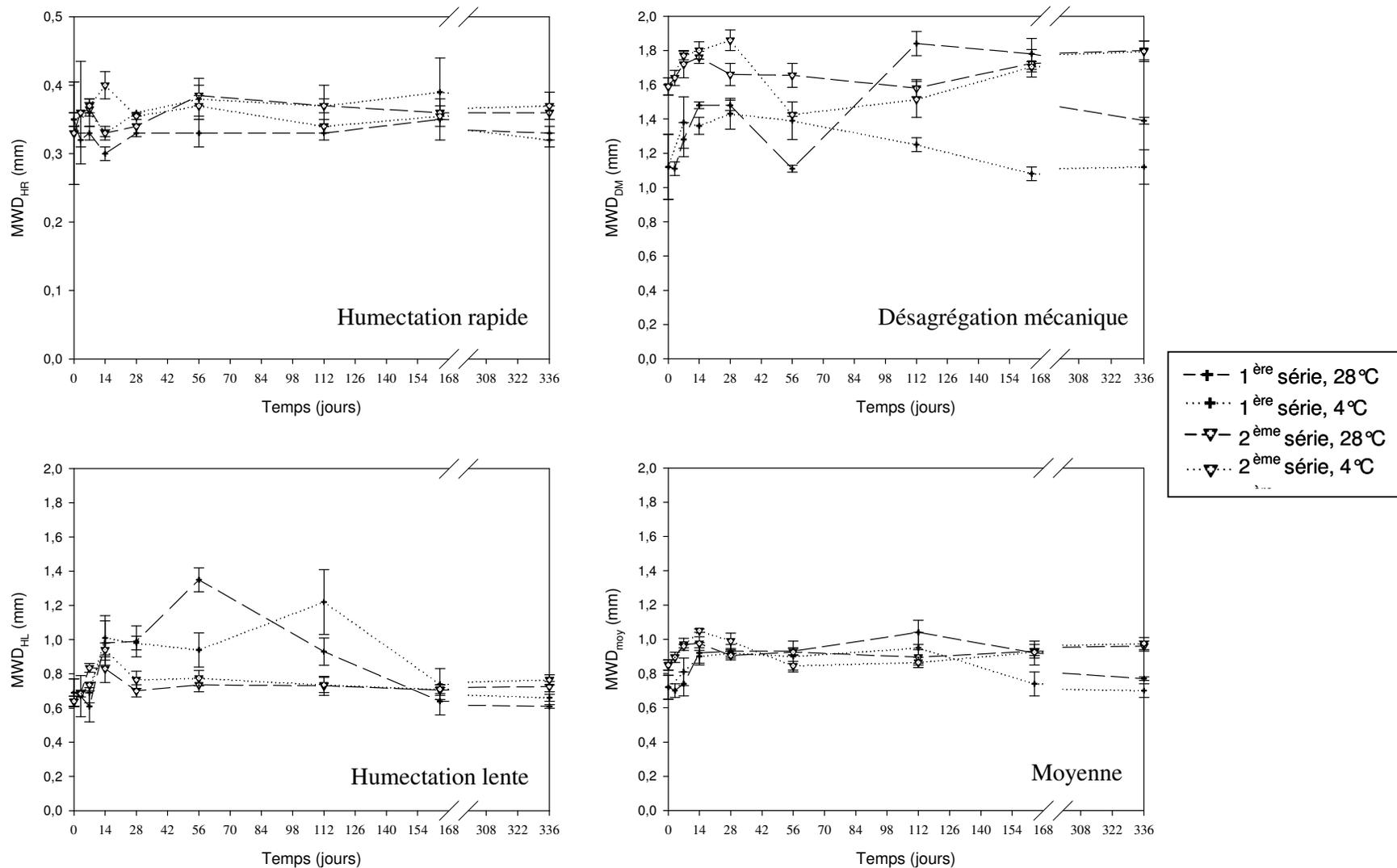
Les gouttes d'eau pénètrent très rapidement (en moins d'une seconde) dans les agrégats de sol témoin (figure IV-6), sans différence significative entre les deux séries d'incubation et les deux températures. D'après la classification de King (1981), avant apport de compost le sol utilisé est non hydrofuge (WDPT < 1s).

1.3. Stabilité structurale

Les résultats des trois tests (humectation rapide, désagrégation mécanique, humectation lente) et la moyenne de ces trois tests sont présentés dans la figure IV-7.

Les diamètres moyens pondérés (MWD) trouvés pour les trois tests correspondent aux valeurs classiquement trouvés pour des sols limoneux français pauvres en matière organique (Chenu et *al*, 2000 ; Le Bissonais et *al*, 2002). L'humectation rapide est le traitement le plus agressif et induit les MWD les plus petits (0,3-0,4 mm). On observe une légère augmentation de la stabilité des agrégats au démarrage des incubations qui pourrait être due à la reprise de l'activité biologique. Cependant, les

Figure IV-7 : Evolution de la stabilité des agrégats du sol témoin utilisé lors des deux séries d'incubations vis-à-vis des trois tests de la méthode d'évaluation de la stabilité structurale. Les résultats sont exprimés sous forme de diamètre moyen pondéré pour chacun des tests (MWD). La moyenne des 3 tests est également présentée.



valeurs de MWD varient peu au cours des incubations. Globalement il n'y a pas de différence de comportement du sol entre les deux séries d'incubation, ni de différence entre les deux températures d'incubation. Seule une augmentation significative au seuil de 1% entre la 1^{ère} et la 2^{ème} série d'incubation de la stabilité des agrégats incubés à 4°C vis-à-vis du test de désagrégation mécanique est observée.

En moyennant les trois tests, les valeurs de MWD_{moy} des agrégats utilisés lors de la première et la deuxième série d'incubation sont égales à 0,84 mm et 0,92 mm respectivement, ce qui correspond aux sols moyennement stables selon la classification établie par Le Bissonnais (1996).

1.4. Conclusion

Bien que les agrégats du sol utilisé dans les deux séries d'incubation proviennent d'un même stock, quelques évolutions des caractéristiques de ces agrégats sont observées. Cependant, le comportement du sol témoin reste peu différent entre les deux séries d'incubation. On peut donc considérer que les deux incubations se sont déroulées dans les mêmes conditions pour ce qui concerne le matériel sol utilisé.

2. En présence de composts

2.1 Minéralisation du carbone organique des composts

Le CO₂ produit par les mélanges sol-compost provient de la minéralisation des substances carbonées du compost, et du carbone endogène du sol qui peut être stimulée lors de l'apport de composts activant la microflore tellurique. Cependant, cet effet de stimulation de la minéralisation du carbone du sol par les apports de composts est faible et transitoire (Beloso et al, 1993). On peut donc le négliger et calculer la production spécifique de CO₂ par le compost en faisant la différence entre le carbone minéralisé dans les mélanges sol-compost et le carbone minéralisé par le sol témoin.

Les courbes de minéralisation cumulée du carbone organique des composts sont présentées dans la figure IV-8 et les vitesses de minéralisation dans la figure IV-9. Sur la figure IV-8, les points présentent les mesures expérimentales et les courbes correspondent aux résultats des ajustements au modèle mono-compartmental : $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$.

Après 336 jours d'incubation à 28°C, la minéralisation du carbone organique des composts OMRi, BIOi et DVBi atteint 55, 46 et 42 % du carbone initial apporté par les composts, intensité de minéralisation correspondant à des composts à matière organique très instables (Francou, 2003). Elle est significativement plus faible pour les composts mûrs avec 24% du carbone organique minéralisé pour BIOm et 20% pour OMRm et DVBm.

Figure IV-8 : Cinétiques de minéralisation cumulée du carbone organique au cours des incubations des mélanges « sol+compost » en conditions contrôlées de laboratoire. Les points illustrent valeurs expérimentales et les lignes les ajustements selon le modèle $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$.

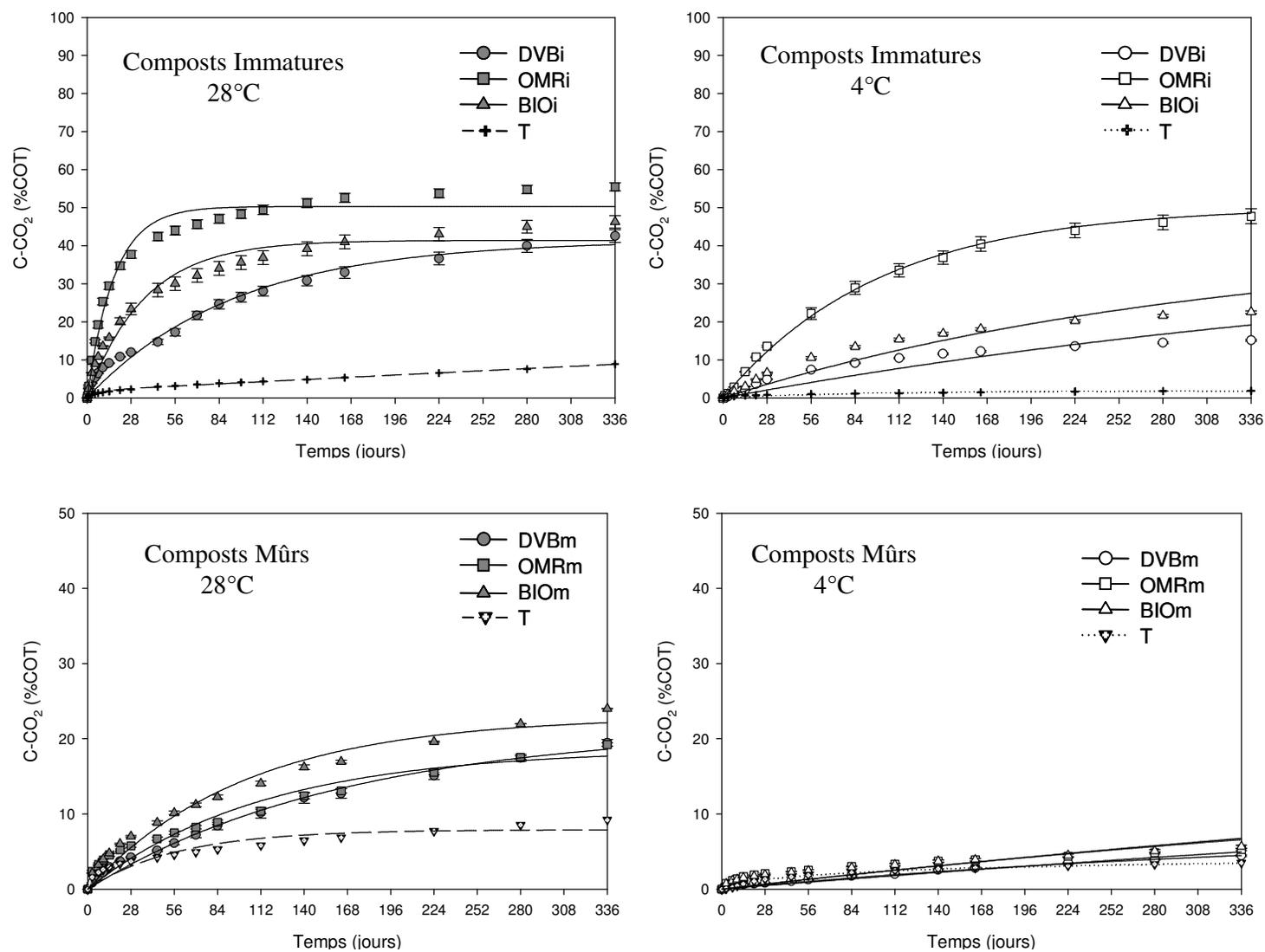
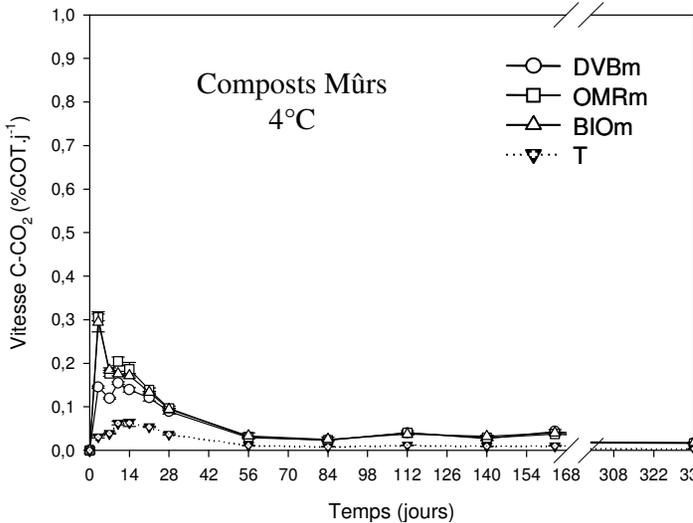
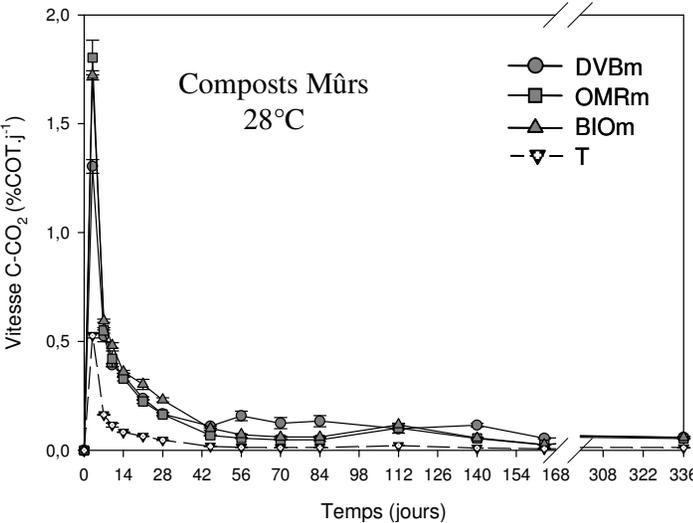
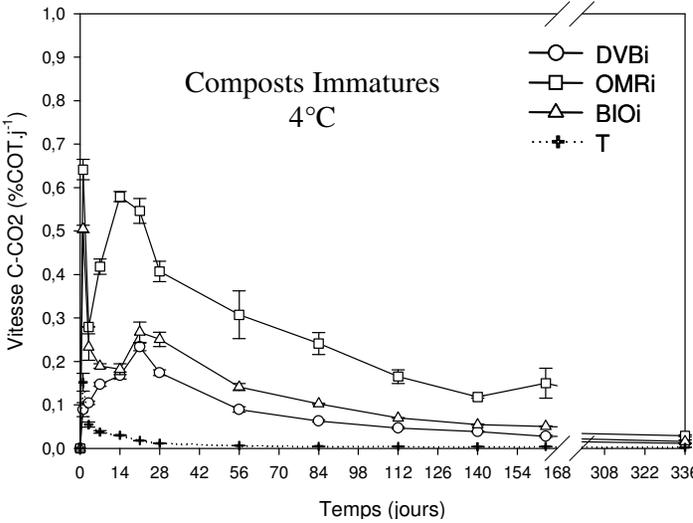
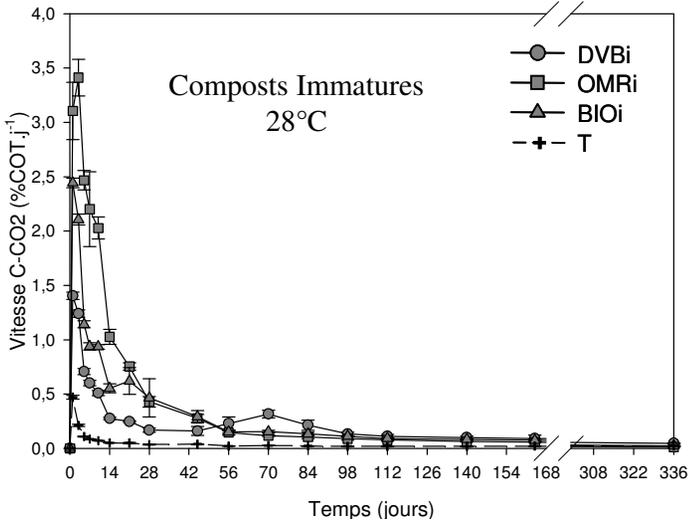


Figure IV-9 : Vitesses de minéralisation du carbone organique au cours des incubations des mélanges « sol+compost » en conditions contrôlées de laboratoire.



La diminution de la biodégradabilité du carbone organique des composts entre 1 et 6 mois de compostage est due à la stabilisation de la matière organique au cours du compostage (Kirchmann et Bernal, 1997 ; Francou et *al*, 2005), lors de la maturation des composts. Au cours du compostage, les composés organiques facilement minéralisables disparaissent et en fin de procédé, les composts sont caractérisés par une matière organique humifiée et stabilisée, c'est à dire résistante à la biodégradation.

La biodégradabilité variable des composts est liée à leur composition biochimique différente. Ici, les intensités de minéralisation sont corrélées positivement avec la teneur en cellulose des composts (Tableau IV-2), bon indicateur de la biodégradabilité potentielle des composts (Francou, 2003). La richesse importante du compost OMRi en cellulose, classiquement observée pour ce type de produit explique qu'il présente l'intensité de minéralisation la plus forte. En revanche, les fortes proportions de lignine dans les composts BIOi et DVBi, liées aux quantités importantes de déchets verts ligneux dans ces types de composts, expliquent leur stabilité plus importante que celle du compost OMRi.

Tableau IV-2 : Corrélations entre les compartiments biodégradables de la matière organique des composts (C_0) et les caractéristiques initiales des composts.

Caractéristiques initiales des composts	C_0
COT	0,65*
C/N	0,90**
SOLU	-0,96**
HEMI	0,77**
CELL	0,85**
LIGN	0,23
Lipides	0,56
Polysaccharides extractibles à l'eau chaude	0,93**
Polysaccharides extractibles à l'acide dilué	0,74**

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1%, respectivement

L'intensité de la minéralisation du carbone organique des composts est également corrélée positivement avec leur teneur en lipides et en polysaccharides extractibles à l'eau chaude, composés facilement biodégradables (Chaney et Swift, 1986a ; Fahd-Rachid, 1993). Le rapport C/N diminue au cours du compostage, en raison de la perte importante de carbone organique par minéralisation au cours du procédé ; il est souvent utilisé comme indicateur de maturité des composts (Roletto et *al*, 1985a ; Iglesias-Jimenez et Perez-Garcia, 1989). L'intensité de la minéralisation est corrélée positivement avec cette caractéristique des composts, confirmant l'intérêt de ce paramètre comme indicateur d'évolution de produit au cours du compostage. En revanche, la corrélation est négative avec la fraction soluble telle que définie par le fractionnement Van Soest, qui ne peut donc pas être assimilée à une fraction facilement biodégradable. Cette fraction aurait plutôt tendance à augmenter au

cours du compostage (Francou, 2003). Au cours du compostage on observe généralement une diminution des fractions cellulosiques et une augmentation relative de la fraction lignine.

L'intensité de la minéralisation du carbone organique diminue avec la température d'incubation, comme observé classiquement (Cadot, 1993 ; Watts *et al*, 2001). Les proportions de carbone minéralisé après 336j d'incubation à 4°C sont de 48%, 23 et 15% du COT pour les composts OMRi, BIOi et DVBi, de 6% pour le compost BIOm et 5% pour les composts DVBm et OMRm. Cette diminution est moins marquée pour les composts immatures que pour les composts mûrs. En particulier, la minéralisation de OMRi à 4°C reste importante. Cet effet marqué de la température sur la minéralisation du carbone des composts mûrs est sans doute lié à leur appauvrissement en composés facilement biodégradables tels que la cellulose. L'influence des conditions de température est plus marquée sur des matières organiques récalcitrantes que labiles (Recous, 1994) d'où ce ralentissement plus marqué de la minéralisation des composts mûrs à 4°C par rapport aux composts immatures.

Les vitesses de minéralisation (figure IV-9) sont maximales au début des incubations à 28°C et à 4°C. Elles sont plus importantes avec les composts immatures qu'avec les composts mûrs. Elles sont également plus importantes à 28°C qu'à 4°C. Au cours des trois premiers jours d'incubation, les vitesses de minéralisation du carbone organique des composts immatures sont en moyenne 1,6 fois plus importantes que celles du carbone organique des composts mûrs. A 28°C, les vitesses de minéralisation diminuent rapidement au cours des premiers 42 jours d'incubation pour rester globalement constantes jusqu'à la fin de l'incubation. En revanche à 4°C, un deuxième pic de minéralisation, moins important que le premier, est observé au 14^{ème} jour d'incubation puis les vitesses rediminuent progressivement jusqu'à 280 jours d'incubation pour les composts immatures. Pour les composts mûrs, les vitesses rediminuent progressivement jusqu'à 56 jours, puis plus lentement jusqu'à la fin des incubations.

L'ajustement des points expérimentaux au modèle cinétique de type $C-CO_2 = C_0 \cdot (1 - e^{-kt})$ permet d'approcher le coefficient de vitesse de minéralisation du carbone organique des composts potentiellement minéralisable. Les résultats de ces ajustements sont donnés dans le tableau IV-3. La comparaison des coefficients de vitesse de minéralisation des compartiments organiques aux deux températures d'incubation, permet de quantifier l'effet de la température sur la minéralisation du carbone organique des composts. Les vitesses de minéralisation des compartiments organiques biodégradables sont de 6 à 9 fois plus faibles à 4°C qu'à 28°C avec les composts immatures, et de 7 à 8 fois plus faibles à 4°C qu'à 28°C avec les composts mûrs. Les valeurs de Q_{10} calculées pour les différents composts sont entre 2,2 et 2,4, valeurs proches de celles qu'on trouve dans la littérature par exemple pour des résidus de culture (Recous, 1994).

Tableau IV-3: Paramètres des cinétiques de premier ordre du type $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$ et Q_{10} calculés pour les différents composts. Le compartiment C_0 est fixé à sa valeur calculée lors des minéralisations à 28°C ; seuls les coefficients de vitesse de minéralisation sont alors ajustés à 4°C.

	Température	C_0 (% COT)	k (j^{-1})	r	Q_{10}
DVBi	28°C	41	0,0107	0,988	2,4
	4°C		0,0019	0,918	
OMRi	28°C	50	0,0583	0,987	2,2
	4°C		0,0100	0,999	
BIOi	28°C	41	0,0275	0,982	2,2
	4°C		0,0032	0,952	
DVBm	28°C	21	0,0060	0,994	2,4
	4°C		0,0008	0,972	
OMRm	28°C	18	0,0089	0,964	2,4
	4°C		0,0013	0,723	
BIOm	28°C	22	0,0080	0,984	2,3
	4°C		0,0010	0,817	

La minéralisation du carbone organique total au cours des incubations est souvent utilisée comme indicateur de l'activité microbienne globale, celle-ci étant stimulée par des apports de matières organiques facilement métabolisables, caractérisées par des intensités de minéralisation fortes (Kirchmann et Bernal, 1997 ; Garcia-Gomez et al, 2003). Les composts immatures devraient donc fortement stimuler l'activité microbienne du sol, y compris à 4°C, étant donnés les résultats de la minéralisation à cette température. Cette stimulation de l'activité microbienne devrait être plus durable à 4°C qu'à 28°C à cause des vitesses de minéralisation plus importantes à 28°C qu'à 4°C.

2.2. Facteurs stabilisants

2.2.1. Biomasse microbienne totale

La figure IV-10 présente l'évolution de la biomasse microbienne au cours des incubations des mélanges sol-compost.

Après l'apport des composts immatures, une augmentation de la taille de la biomasse microbienne est observée qui atteint un maximum autour du 28^{ème} jour d'incubation pour les deux températures d'incubation.

A 28°C, le niveau maximum de biomasse microbienne (autour de 400 mg C.kg⁻¹ sol sec pour OMRi, 300 mg C.kg⁻¹ sol sec pour BIOi et 190 mg C.kg⁻¹ sol sec pour DVBi) diminue entre le 28^{ème} et le 56^{ème} jour et se stabilise durant tout le reste de la période d'incubation. Durant les premiers six mois d'incubation, la stimulation de la biomasse microbienne par rapport au sol seul augmente dans l'ordre

DVBi<BIOi<OMRi. A la fin de la période d'incubation, les mélanges avec l'OMRi et BIOi ont des tailles de biomasse microbienne similaires (~150 mg C.kg⁻¹ sol sec) significativement plus élevées qu'en présence du compost DVBi, très proche du niveau du sol témoin (~70 mg C.kg⁻¹ sol sec). En comparant les traitements entre eux, seuls les composts OMRi et BIOi engendrent une augmentation significative (p<0,01) sur l'ensemble de toute la période d'incubation à 28°C.

A 4°C, les niveaux de biomasse microbienne atteints au 28^{ème} jour d'incubation sont de 420, 316 et 308 mgC. Kg⁻¹ sol sec, respectivement pour l'OMRi, le DVBi et le BIOi. Ensuite le niveau de la biomasse microbienne fluctue autour de ce maximum et ne diminue qu'à partir du quatrième mois d'incubation. Pour les 3 composts immatures, la biomasse microbienne est significativement supérieure au traitement témoin tout au long de l'incubation (p<0,01). Elle est significativement plus élevée en présence du compost OMRi par rapport à BIOi et DVBi. L'augmentation de la biomasse microbienne après apport des composts immatures est également significativement plus élevée à 4°C qu'à 28°C.

A 28°C comme à 4°C, l'apport des composts mûrs ne provoque pas d'augmentation de la biomasse microbienne totale par rapport au sol seul pendant les 6 premiers mois d'incubation. Cependant, en fin d'incubation à 28°C comme à 4°C, le niveau de biomasse est significativement plus élevé en présence des composts DVBm et BIOm par rapport au compost OMRm et au sol seul. La température d'incubation n'a pas d'effet significatif sur l'évolution de la biomasse microbienne en présence des composts mûrs.

Les composts immatures augmentent fortement la biomasse microbienne, en liaison avec leur biodégradabilité importante (tableau IV-4) qui dépend essentiellement de la richesse des composts en cellulose, en lipides et en polysaccharides extractibles à l'eau chaude (tableau IV-2). Une telle augmentation de la biomasse microbienne totale est fréquemment observée lors de l'ajout de produits organiques facilement biodégradables (Pascual et *al*, 1997; Chowdhury et *al*, 2000 ; Garcia et *al*, 2000). L'augmentation de la biomasse microbienne est d'autant plus importante que les composts sont facilement biodégradables (OMRi>BIOi>DVBi).

Figure IV-10 : Evolution de la biomasse microbienne au cours des incubations dans les mélanges « sol+compost » en conditions contrôlées de laboratoire.

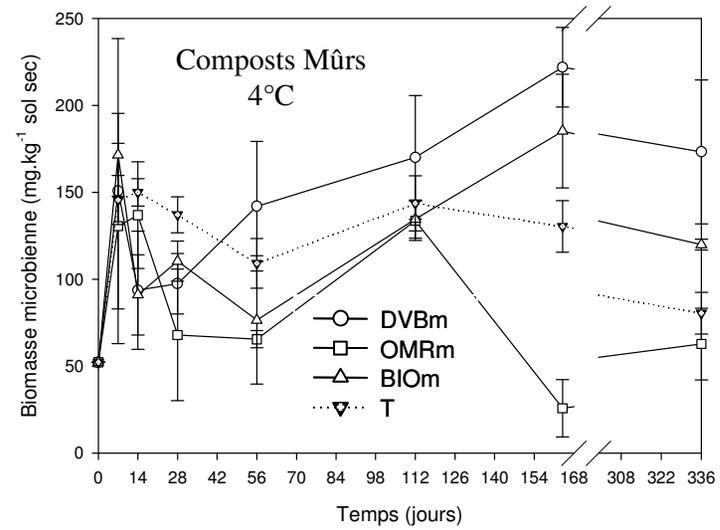
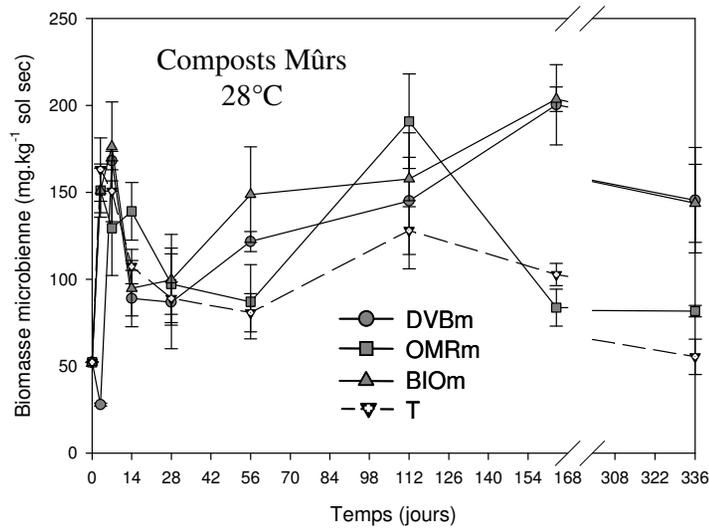
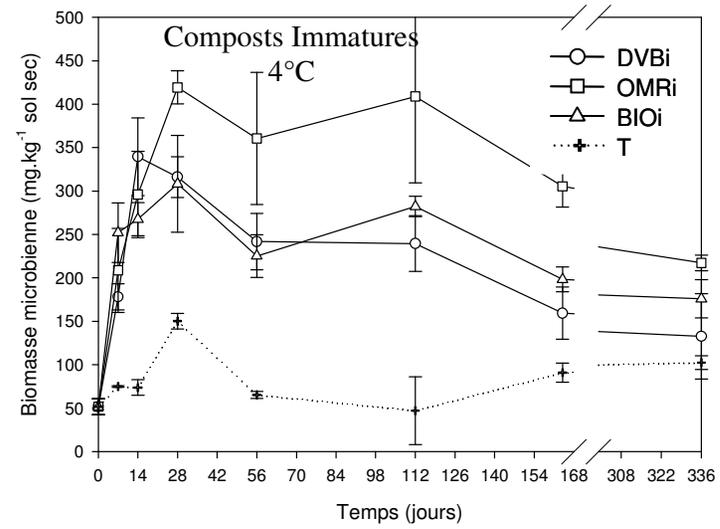
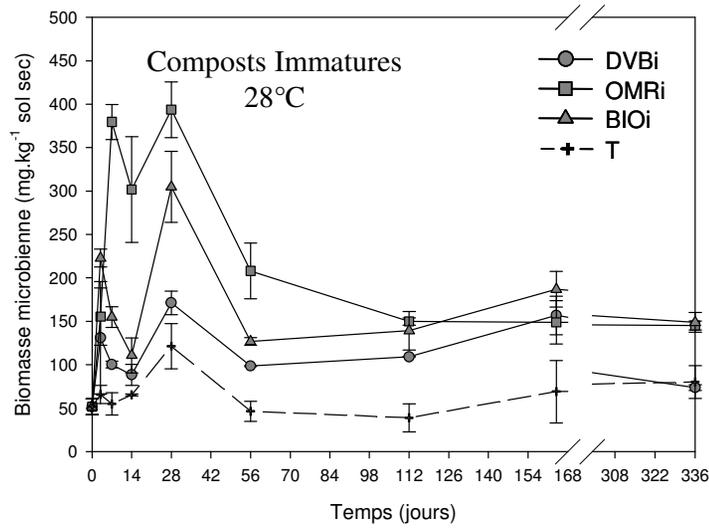


Tableau IV-4 : Coefficients de corrélation « r » entre les caractéristiques initiales des composts et les teneurs moyennes et maximales en biomasse microbienne mesurées au cours des incubations (corrélations faites avec les quantités apportées au départ des incubations).

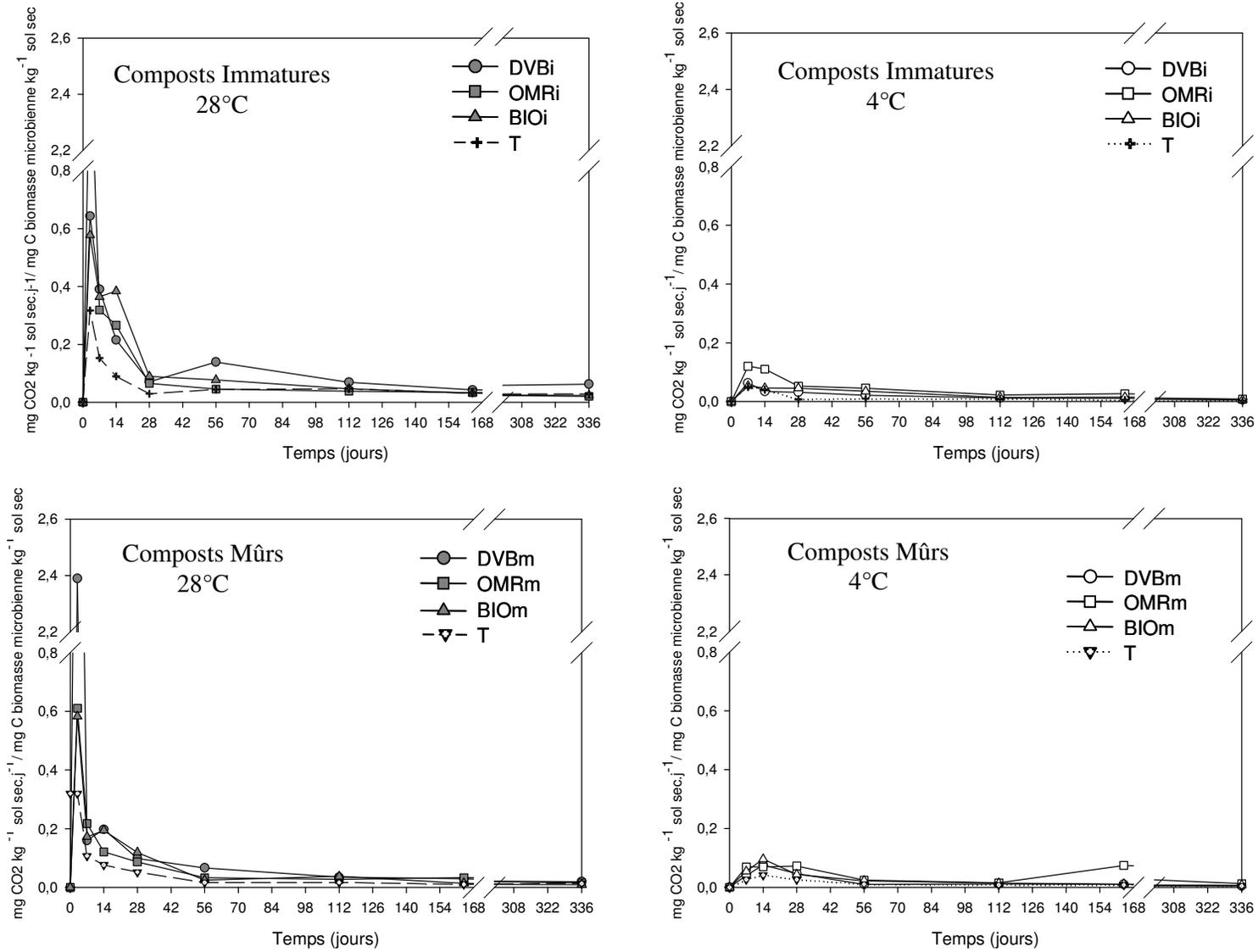
Caractéristiques initiales des composts	Biomasse microbienne	
	moyenne	maximale
COT	0,43	0,45
C/N	0,78**	0,81**
C ₀	0,81**	0,85**
SOLU	-0,74**	-0,77**
HEMI	0,61*	0,66*
CELL	0,73**	0,77**
LIGN	0,00	-0,04
lipides	0,62*	0,68*
Polysaccharides extractibles à l'eau chaude	0,71**	0,74**
Polysaccharides extractibles à l'acide dilué	0,47	0,49

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1%, respectivement.

Le quotient métabolique noté (qCO_2) est calculé en divisant la vitesse journalière de minéralisation du carbone par la taille de la biomasse microbienne observée le même jour. Ce rapport donne une idée du rendement d'utilisation d'une source de carbone organique par les microorganismes (quantité de carbone métabolisable transformée en carbone microbien et non « brûlé » en CO_2) et il est souvent utilisé comme indicateur de changement des systèmes microbiens (Wardle et Ghani, 1995). Plus le qCO_2 est faible, meilleur est l'efficacité d'utilisation du carbone des composts par la microflore. Le quotient métabolique augmente fortement après l'apport des composts immatures à 28°C puis rediminue rapidement pour se stabiliser après 28j d'incubation (figure IV-11). L'augmentation du quotient métabolique est beaucoup plus faible à 4°C. A 28°C, une forte proportion du carbone organique des composts immatures est « brûlée » sous forme de CO_2 sans servir à la croissance de la biomasse microbienne. Au contraire à 4°C, l'efficacité d'utilisation du carbone organique des composts immatures est meilleure, ce qui permet à l'augmentation de la biomasse microbienne de persister plus longtemps au cours des incubations.

Comme en présence des composts immatures, le quotient métabolique de la biomasse microbienne augmente pendant les premiers jours d'incubation pour ensuite revenir à un niveau similaire à celui du sol seul. Cela signifierait qu'en présence des composts immatures comme des composts mûrs, seule la taille de la biomasse microbienne serait augmentée sans que le système microbien ne soit modifié (sauf pour les premiers jours d'incubation).

Figure IV-11: Evolution du quotient métabolique (q_{CO_2}) au cours des incubations des mélanges « sol+compost » en conditions contrôlées de laboratoire.



2.2.2. Biomasse fongique : évolution des teneurs en ergostérol

Les évolutions des concentrations en ergostérol au cours des incubations des mélanges sol+compost sont présentées dans la figure IV-12.

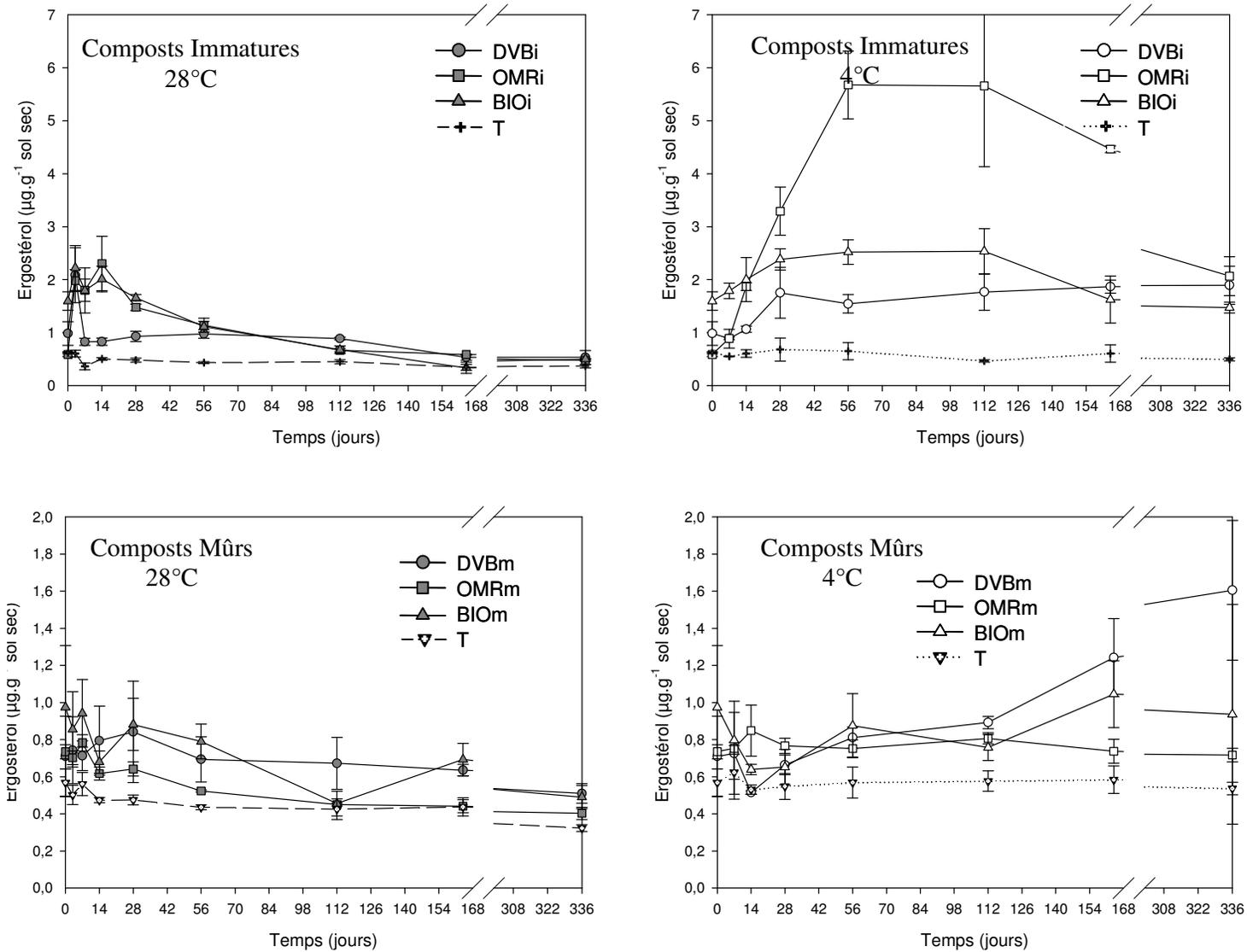
La comparaison des quantités d'ergostérol dosées au démarrage des incubations avec les quantités théoriquement apportées par les composts montre que les teneurs dosées sont plutôt supérieures aux quantités théoriques apportées initialement par les composts (tableau IV-5). Ceci pourrait être dû à un développement des champignons durant le temps qui sépare l'humectation des mélanges et l'extraction de l'ergostérol (environ 2h), durée qu'on a jugé nécessaire pour l'homogénéisation de l'humidité dans les mélanges.

Tableau IV-5 : Comparaison entre les quantités d'ergostérol théoriquement apportées par les composts et les quantités effectivement dosées 2 heures après la réalisation des mélanges.

	1 ^{ère} série d'incubation				2 ^{ème} série d'incubation			
	T	DVBi	OMRi	BIOi	T	DVBm	OMRm	BIOm
Ergostérol ($\mu\text{g.g}^{-1}$ compost sec)	-	8,19	1,72	8,87	-	6,55	4,47	3,06
Masse de compost apportée pour 125 g de sol sec	-	2,25	2,81	2,46	-	2,64	4,33	3,53
Quantité théorique apportée par les composts ($\mu\text{g.g}^{-1}$ sol sec)	-	0,15	0,04	0,17	-	0,14	0,06	0,09
Quantité dosée à J0 ($\mu\text{g.g}^{-1}$ sol sec)	0,62	0,98	0,59	1,60	0,57	0,71	0,74	0,97
Quantité issue des composts ($\mu\text{g.g}^{-1}$ sol sec)	0,00	0,36	-0,03	0,98	0,00	0,14	0,17	0,40

Tous les composts immatures engendrent une augmentation significative du niveau de biomasse fongique par rapport au sol seul ($p < 0,01$). Aux deux températures, les teneurs en ergostérol en présence des composts immatures augmentent dans l'ordre $DVBi < BIOi < OMRi$. A 28°C, pour les composts OMRi et BIOi, la concentration en ergostérol augmente à partir du 3^{ème} jour d'incubation et atteint son maximum durant la 2^{ème} semaine ($\sim 2,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ sol sec : concentration quatre fois plus importante que dans le sol témoin), puis décline mais reste 1,5 à 2 fois plus importante que dans le sol témoin. Avec le compost DVBi, la stimulation de la biomasse fongique par rapport au sol reste plus faible qu'avec les deux autres types de composts, mais persiste également et reste significativement 1,5 à 2 fois plus importante que dans le sol témoin.

Figure IV-12 : Evolution de l'ergostérol au cours des incubations dans les mélanges « sol+compost » en conditions contrôlées de laboratoire.



A 4°C, l'augmentation des teneurs en ergostérol est visible dès le début des incubations avec le BIOi et DVBi sans doute à cause de la richesse de ces composts en ergostérol. L'augmentation de la population fongique par les apports de composts immatures est significativement plus importante qu'à 28°C. Au cours de l'incubation, les teneurs en ergostérol en présence du compost BIOi sont 3 à 5 fois plus importantes que dans le sol témoin, 2 à 4 fois plus élevées avec le compost DVBi. L'augmentation des teneurs en ergostérol est significativement plus importante en présence du compost OMRi par rapport aux deux autres composts. En effet avec ce compost, les teneurs en ergostérol augmentent progressivement pour atteindre des teneurs 12 fois plus élevées (~5,6 µg.g⁻¹ sol sec) que dans le sol témoin au 4^{ème} mois d'incubation. Ensuite les concentrations rediminuent mais restent 4 fois plus importantes que dans le sol témoin en fin d'incubation.

La stimulation de la microflore fongique par les apports des composts immatures s'observait visuellement lors des incubations. A 4°C, le développement d'un feutrage mycélien à la surface des agrégats était visible entre le premier et le sixième mois d'incubation. A 28°C, ce feutrage n'était visible que dans le cas de l'OMRi entre le troisième et le quatorzième jour d'incubation.

En présence des composts mûrs, seuls les composts DVBM et BIOm génèrent des augmentations des teneurs en ergostérol significativement plus élevées que dans le sol témoin pendant toute la période d'incubation, et aux deux températures testées. Pour le compost OMRm, l'augmentation des teneurs en ergostérol n'est significative sur toute la durée de l'incubation qu'à 4°C. A 28°C, l'augmentation avec ce type de compost ne persiste que pendant les 3 premiers mois d'incubation. Cependant, l'augmentation par rapport au sol seul est beaucoup moins marquée qu'avec les composts immatures avec seulement 0,1 à 0,5 µg.g⁻¹sol sec supplémentaire par rapport au sol seul. En présence des composts mûrs, les teneurs en ergostérol augmentent dans l'ordre OMRm<BIOm<DVBM.

Comme avec les composts immatures, en présence des composts mûrs les concentrations en ergostérol sont significativement plus élevées à 4°C qu'à 28°C (p<0,01).

L'augmentation de la biomasse fongique est statistiquement supérieure en présence des composts immatures par rapport aux composts murs, ceci étant plus marqué à 4°C.

L'apport des composts augmente la population fongique du sol. Cette stimulation est fonction du type de compost et de son degré de maturité. De telles stimulations de la population fongique ont déjà été observées dans des sols après apport de différents produits résiduels organiques comme des boues d'épuration (Metzger et al, 1987 ; Kinsbursky et al, 1989) ou des déchets urbains (Roldan et al, 1994). L'apport des composts immatures augmente fortement la taille de la biomasse fongique. Initialement, le compost OMRi est le compost le moins riche en inoculum fongique. En revanche, c'est avec ce compost qu'on a observé le développement le plus important de la biomasse fongique, ce qui laisse supposer que l'OMRi a stimulé le développement de la population fongique initialement présente dans le sol.

L'apport de composts mûrs augmente moins la biomasse fongique. La composition biochimique des composts conditionne l'intensité de la stimulation de la biomasse fongique plus forte pour les composts les plus riches en cellulose (OMRi parmi les composts immatures et DVBM parmi les composts mûrs), d'où la relation positive observée entre les niveaux moyens et maximaux de biomasse fongique et les teneurs initiales en cellulose des composts (tableau IV-6). En fin d'incubation à 4°C, quand l'activité microbienne globale redevient équivalente à celle du sol témoin, le niveau de biomasse fongique rediminue dans les traitements avec les composts immatures. Le développement de plusieurs champignons est favorisé aux basses températures (Dickinson et Pugh, 1974), ce qui explique la détection importante d'ergostérol à 4°C qu'à 28°C. En revanche à 28°C et en présence des composts immatures, la croissance des champignons est masquée par le développement massif des populations bactériennes favorisées à cette température.

En présence des composts mûrs, l'évolution de la biomasse fongique semble être différente avec des croissances moins marquées mais persistant tout le long de l'incubation. Le carbone plus récalcitrant apporté par les composts mûrs est plus difficilement utilisable, sa dégradation est lente et n'entraîne pas de développement spectaculaire de la biomasse fongique.

Tableau IV-6 : Coefficients de corrélation « r » entre les caractéristiques initiales des composts et les teneurs moyennes et maximales en biomasse fongique mesurées au cours des incubations (corrélations faites avec les quantités apportées au départ des incubations).

Caractéristiques initiales des composts	Biomasse fongique	
	moyenne	maximale
COT	0,38	0,39
C/N	0,73**	0,71**
C ₀	0,74**	0,78**
SOLU	-0,67*	-0,70*
HEMI	0,61*	0,63*
CELL	0,62*	0,70*
LIGN	0,03	-0,08
Lipides	0,57	0,66*
Polysaccharides extractibles à l'eau chaude	0,64*	0,67*
Polysaccharides extractibles à l'acide dilué	0,44	0,43

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1%, respectivement

La biomasse fongique suit les mêmes évolutions que la biomasse microbienne totale. En analysant plusieurs références bibliographiques concernant les teneurs en ergostérol de diverses espèces fongiques, Djajakirana *et al* (1996) ont proposé un coefficient de passage égal à 90 entre les teneurs en ergostérol et les teneurs en carbone de la biomasse fongique.

En divisant les quantités de carbone fongique en mg C. kg⁻¹ sol sec, calculé à partir des teneurs en ergostérol à l'aide du coefficient proposé par Djajakirana *et al* (1996), par les teneurs en carbone de la biomasse microbienne totale en mg C. kg⁻¹ sol sec, on a évalué la proportion de la biomasse fongique

par rapport au reste de la biomasse microbienne totale. La figure IV-13 donne l'évolution de ce ratio au cours des incubations. Pour les sols incubés seuls, les champignons représentent 60% de la biomasse microbienne totale dans la première série d'incubation et 45% lors de la deuxième série.

Lors des incubations à 28°C avec les composts immatures, la proportion du carbone fongique représente environ 63% du carbone total d'origine microbienne et environ 80% à 4°C. En présence des composts mûrs, les proportions du carbone fongique par rapport au carbone total d'origine microbienne sont de 43 et 55% respectivement pour les incubations à 28 et à 4°C. Ces chiffres confirment la dominance des champignons lorsque la température est faible. Sur l'ensemble des mesures, les champignons sont majoritaires dans le compartiment biologique puisqu'ils représentent 63% de la population microbienne totale. Cette proportion est proche des 54% calculés par Djajakirana et al (1996).

Cependant, dans plusieurs points de nos cinétiques (essentiellement au départ des incubations et durant l'incubation à 4°C de l'OMRi), les proportions du carbone fongique sont supérieures au carbone attribué à la population microbienne totale. Au départ de nos incubations, les niveaux de la biomasse microbienne peuvent être biaisés parce qu'on a utilisé du sol initialement sec. Mais, le cas de l'OMRi incubé à 4°C montre que le coefficient proposé par Djajakirana et al (1996) ne permettrait pas d'évaluer le pourcentage de carbone fongique dans toute les situations, ou bien que le rendement d'extraction des champignons par la méthode de fumigation-extraction, utilisée pour l'extraction de la biomasse totale, n'est pas comparable au rendement d'extraction de l'ergostérol.

2.2.3. Evolution des teneurs en polysaccharides

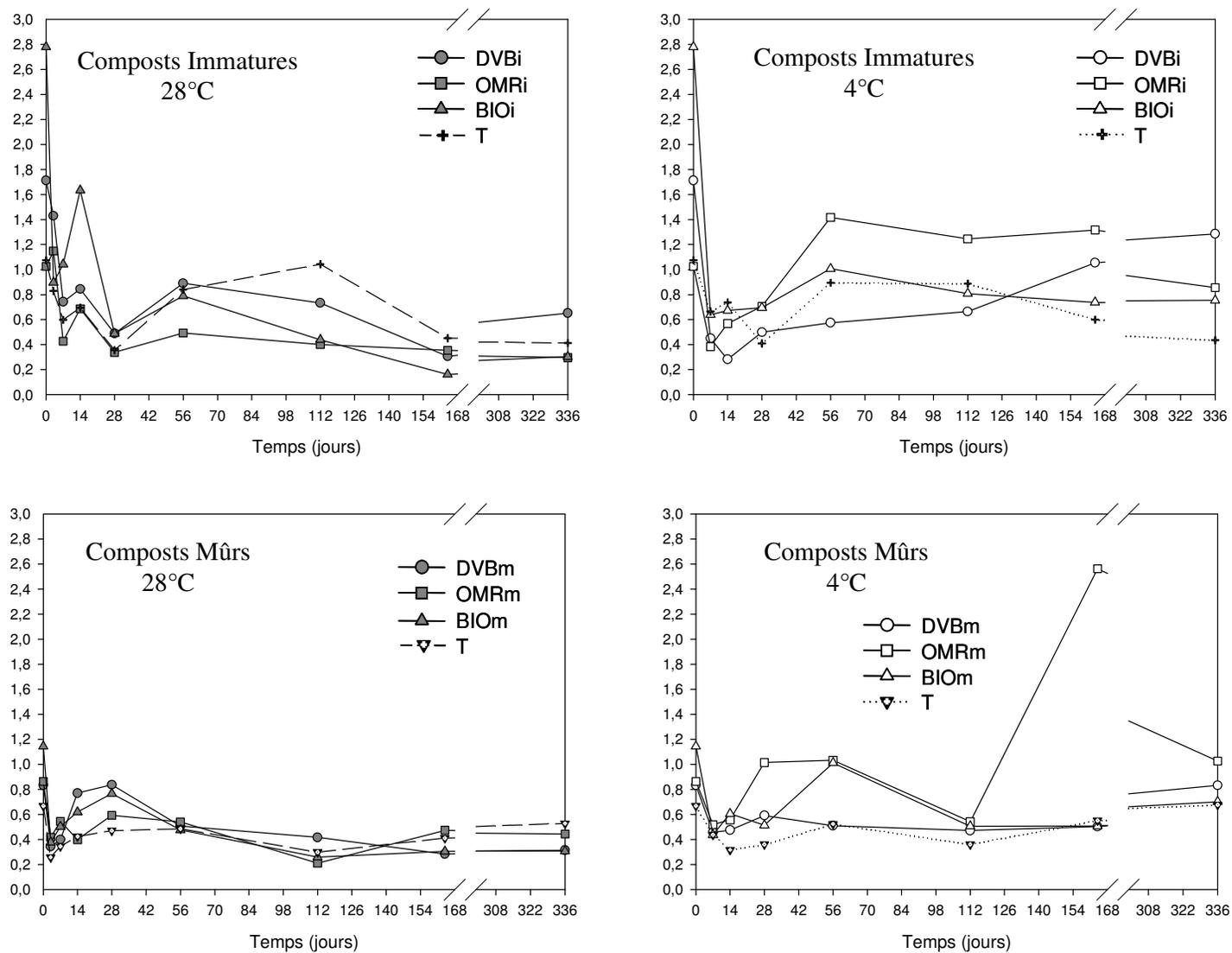
Polysaccharides extractibles à l'eau chaude

L'évolution des concentrations en polysaccharides extractibles à l'eau chaude au cours des incubations est présentée dans la figure IV-14.

En présence des composts immatures à 28°C, les teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude sont significativement supérieures à celles mesurées dans le sol seul témoin. Deux phases se distinguent dans les cinétiques d'évolution: diminution rapide durant les 28 premiers jours d'incubation puis stabilisation autour d'une valeur significativement plus élevée que dans le sol seul témoin. Les concentrations en polysaccharides extractibles à l'eau chaude en présence des composts DVBi et OMRi ne sont pas significativement différentes entre elles, mais elles sont significativement supérieures à celles mesurées en présence du compost BIOi.

Pendant les 28 à 56 premiers jours à 4°C en présence des composts immatures, les concentrations en polysaccharides sont significativement supérieures à celles mesurées dans le sol seul. Elles oscillent autour des teneurs initiales observées au début des incubations, voire augmentent légèrement en présence du compost DVBi (~ 0,30 mg C.g⁻¹ sol sec pour l'OMRi et ~0,22 mg C.g⁻¹sol sec pour le DVBi et le BIOi). Ensuite, les teneurs diminuent progressivement dans tous les traitements, en restant significativement supérieures à celles mesurées dans le sol seul témoin. Les

Figure IV- 13 : Evolution du ratio Ergostérol/Biomasse microbienne au cours des incubations des mélanges « sol+compost » en conditions contrôlées de laboratoire.



teneurs mesurées en présence du compost OMRi sont significativement plus élevées ($p < 0,01$) que celles mesurées en présence des composts DVBi et BIOi qui ne sont pas différentes entre elles.

En présence des composts immatures, l'effet de la température d'incubation est significativement perceptible au seuil de 1%, avec des teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude dans les traitements incubés à 4°C supérieures à celles mesurées dans les traitements à 28°C.

Avec les composts mûrs, les teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude mesurées dans les traitements incubés à 28°C présentent également une cinétique en deux phases : diminution des teneurs durant les deux premières semaines puis stabilisation jusqu'à la fin des incubations à des teneurs statistiquement supérieures à celles du sol témoin ($p < 0,05$). Il n'y a pas de différences significatives entre les 3 composts.

A 4°C, les teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude des mélanges avec les composts mûrs diminuent durant les deux premières semaines d'incubation. Ensuite les teneurs fluctuent faiblement jusqu'à la fin des incubations. Sur l'ensemble de l'incubation, les teneurs sont similaires en présence des composts DVBm et OMRm, ces teneurs étant significativement supérieures aux teneurs détectées dans le sol témoin, elles-mêmes similaires à celles mesurées en présence du compost BIOm. Comme avec les composts immatures, les teneurs en polysaccharides mesurées à 4°C sont statistiquement supérieures ($p < 0,01$) à celles mesurées à 28°C.

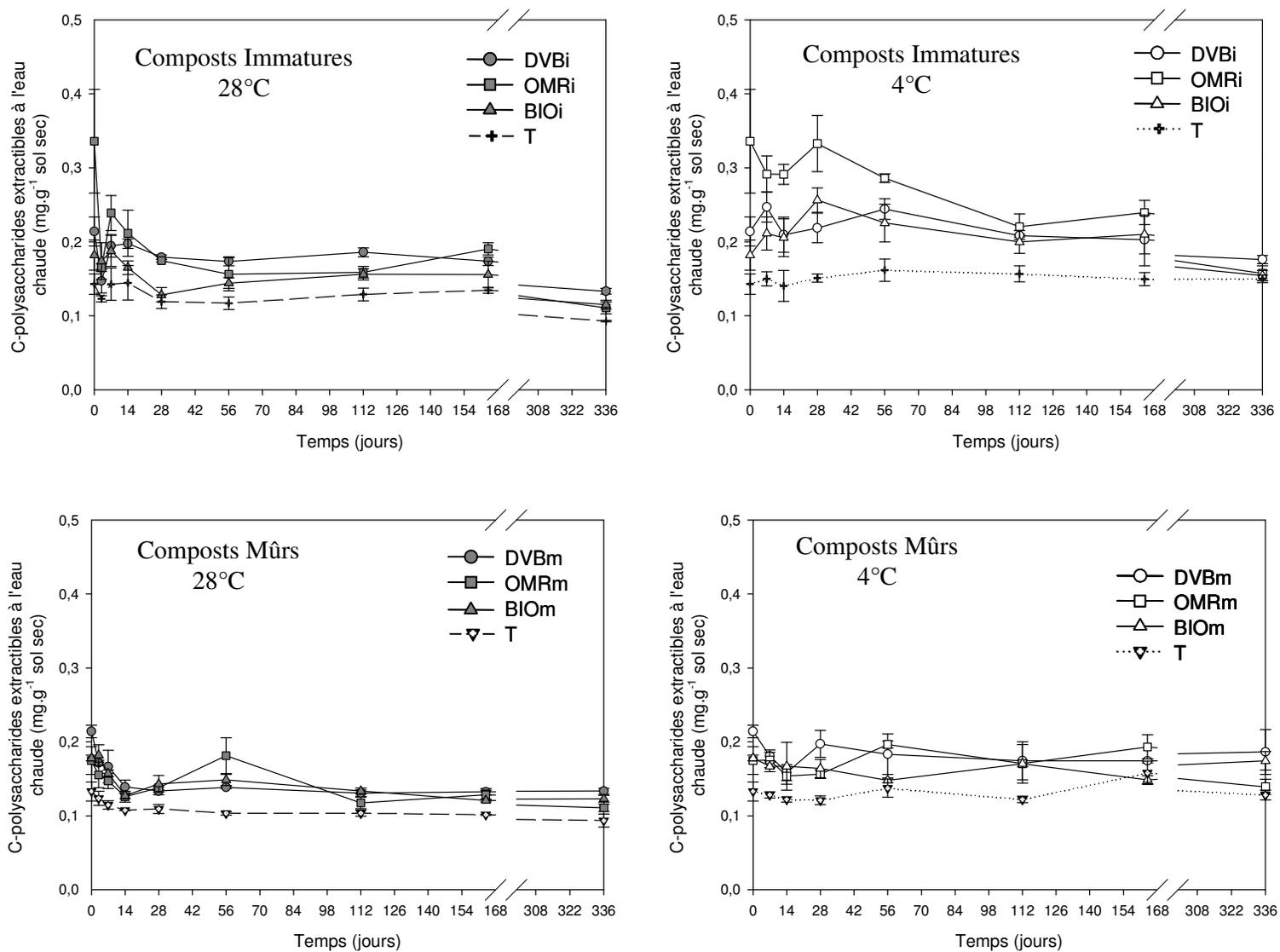
Le degré de maturité des composts n'influence pas toujours l'évolution des concentrations en polysaccharides au cours des incubations. Ainsi, à 28°C, elles sont similaires dans les incubations avec les composts OMR et BIO aux deux stades de maturité. En revanche, avec le compost DVB on observe une diminution significative des teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude quand l'incubation est réalisée avec le compost mûr par rapport aux concentrations mesurées en présence du compost immature. A 4°C, c'est avec le compost OMR qu'on observe une diminution significative des concentrations en polysaccharides extractibles à l'eau chaude quand l'incubation est faite avec le compost mûr. En revanche, les résultats obtenus avec les composts DVB et BIO sont similaires aux deux stades de maturité testés.

Polysaccharides extractibles à l'acide dilué

L'évolution des concentrations en polysaccharides extractibles à l'acide dilué au cours des incubations est présentée dans la figure IV-15. Les concentrations sont environ 10 fois plus élevées que celles en polysaccharides extractibles à l'eau chaude.

A 28°C comme à 4°C, les teneurs en polysaccharides extractibles à l'acide dilué évoluent peu au cours des incubations avec les composts immatures. Elles fluctuent autour d'une concentration moyenne de 2,2 mgC.g⁻¹sol sec, concentration significativement plus élevée que dans le sol seul, mais sans différence significative entre composts, ni entre température d'incubation.

Figure IV-14 : Evolution des concentrations en polysaccharides extractibles à l'eau chaude au cours des incubations des mélanges « sol+compost » en conditions contrôlées de laboratoire.



En présence des composts mûrs, les teneurs en polysaccharides extraits à l'acide dilué évoluent peu également à 28 comme à 4°C, sans différences significatives entre températures d'incubation. Elles sont en général significativement supérieures à celles mesurées dans le sol seul témoin.

A 28°C, les concentrations en polysaccharides extractibles à l'acide dilué sont statistiquement plus élevées ($p > 0,01$) en présence des composts DVB et OMR immatures par rapport aux mêmes composts mûrs. A 4°C, le degré de maturité des composts a un effet significatif pour les 3 types de compost avec des concentrations supérieures en présence des composts immatures par rapport aux mêmes composts mûrs.

Les quantités théoriques de polysaccharides que les composts apportent aux mélanges, sont dans la plupart des cas plus élevées par rapport à celles effectivement mesurées au départ des incubations, ce qui pourrait être du à la consommation rapide de ces polysaccharides pendant les 2 heures nécessaires à l'humectation des mélanges (tableau IV-7), ce qui pourrait expliquer la croissance fongique observée durant cette période qui utiliserait ces polysaccharides comme source d'énergie. Une autre explication pourrait être l'adsorption des polysaccharides dans le sol, observée par Guckert (1973).

Les polysaccharides extraits à l'eau chaude sont essentiellement composés de polysaccharides extracellulaires d'origine microbienne (Haynes et Francis, 1993). Ils peuvent également avoir en partie une signature végétale (Puget et *al*, 1999). En revanche, l'hydrolyse à l'acide dilué permet d'extraire tous les polysaccharides hormis les polysaccharides végétaux d'origine structurale comme la cellulose (Angers et *al*, 1988). Les cinétiques d'évolution des teneurs en polysaccharides varient de façon similaire pour les deux types de polysaccharides et pour les différents composts. Les polysaccharides extractibles à l'eau chaude représentent environ 8,2% ($\pm 1,2\%$) des polysaccharides extractibles à l'acide dilué.

Aux deux températures d'incubation, les teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude et à l'acide dilué sont plus élevées avec les composts immatures qu'avec les composts mûrs. Ceci est en partie dû aux teneurs plus importantes en polysaccharides des composts immatures par rapport aux composts mûrs. La stimulation de l'activité microbienne du sol comme le montrent le dégagement de CO₂ et l'augmentation des biomasses microbiennes et fongiques explique également les teneurs plus importantes en polysaccharides en présence des composts immatures. De telles augmentations sont classiquement observées après apports de matières organiques exogènes (Sidi, 1987 ; Roldan et *al*, 1994 ; Caravaca et *al*, 2003). La production de polysaccharides extractibles à l'eau chaude augmente avec l'intensité de la stimulation de l'activité microbienne ; elle est donc plus importante lors des apports de composts immatures.

Figure IV-15: Evolution des concentrations en polysaccharides extractibles à l'acide dilué au cours des incubations des mélanges « sol+compost » en conditions contrôlées de laboratoire.

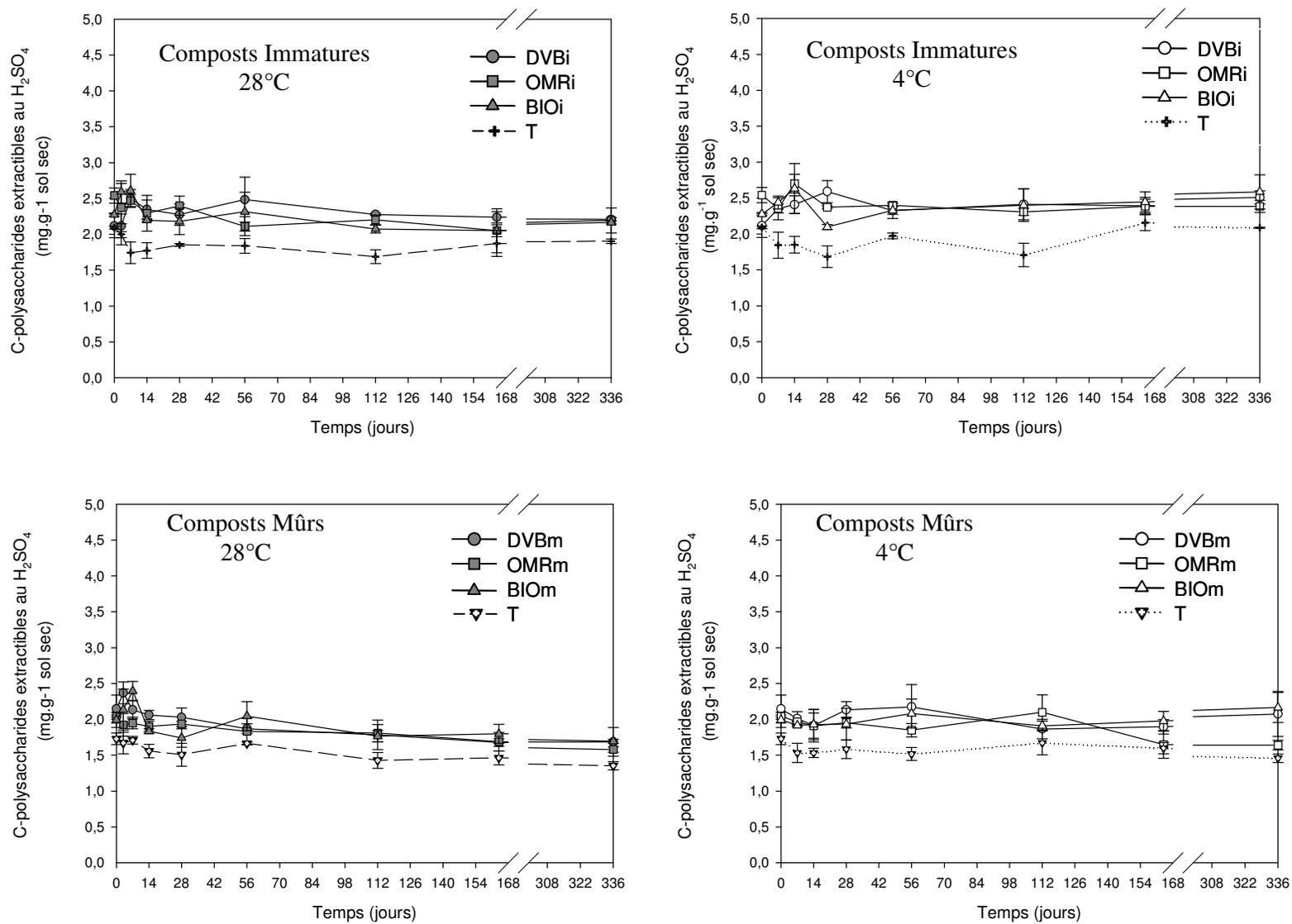


Tableau IV-7 : Comparaison entre les quantités de polysaccharides extractibles à l'eau chaude et à l'acide dilué théoriquement apportées par les composts et les quantités effectivement dosées 2 heures après la réalisation des mélanges.

		1 ^{ère} série d'incubation				2 ^{ème} série d'incubation			
		T	DVBi	OMRi	BIOi	T	DVBm	OMRm	BIOm
Polysaccharides extractibles à l'eau chaude	Teneur dans les composts (mg C.g ⁻¹ compost sec)	-	5,98	5,82	5,34	-	3,65	1,83	2,76
	Masse de compost apportée pour 125 g de sol sec	-	2,25	2,81	2,46	-	2,64	4,33	3,53
	Quantité théorique apportée par les composts (mg C.g ⁻¹ sol sec)	-	0,11	0,13	0,10	-	0,08	0,06	0,08
	Quantité dosée à J ₀ (mg C.g ⁻¹ sol sec)	0,14	0,20	0,32	0,17	0,13	0,21	0,17	0,18
	Quantité issue des composts (mg C.g ⁻¹ sol sec)	0	0,06	0,18	0,03	0	0,08	0,03	0,05
Polysaccharides extractibles à l'acide dilué	Teneur dans les composts (mg C.g ⁻¹ compost sec)	-	37,78	23,63	32,54	-	21,12	6,72	10,80
	Masse de compost apportée pour 125 g de sol sec	-	2,25	2,81	2,46	-	2,64	4,33	3,53
	Quantité théorique apportée par les composts (mg C.g ⁻¹ sol sec)	-	0,68	0,53	0,64	-	0,45	0,23	0,30
	Quantité dosée à J ₀ (mg C.g ⁻¹ sol sec)	1,98	2,29	2,41	2,16	1,73	2,14	2,04	1,99
	Quantité issue des composts (mg C.g ⁻¹ sol sec)	0	0,31	0,43	0,18	0	0,41	0,31	0,26

A 28°C, la stimulation de l'activité microbienne est très rapide. Les polysaccharides microbiens sont facilement biodégradables. A cette température élevée, ils doivent donc être dégradés très rapidement après leur synthèse. En revanche à 4°C, la minéralisation des composts se fait plus lentement et les polysaccharides synthétisés persistent plus longtemps dans le sol. Les concentrations sont maximales en présence du compost le moins stable, l'OMRi, et les teneurs maximales mesurées sont corrélées significativement à la proportion de C des composts minéralisée (tableau IV-8).

En revanche, les concentrations en polysaccharides extractibles à l'acide dilué restent pratiquement constantes durant toute la durée des incubations à 4 comme à 28°C. Ces polysaccharides sont en partie d'origine végétale. La décomposition progressive de la matière organique des composts, en grande partie d'origine végétale, doit s'accompagner de la libération de ces polysaccharides extractibles à l'acide dilué. Les concentrations mesurées sont d'ailleurs corrélées aux proportions de cellulose des composts (tableau IV-12). Des processus similaires de synthèse continue tout au long des incubations expliquent sans doute également la présence de polysaccharides extractibles à l'eau chaude tout au long des incubations.

Tableau IV-8 : Coefficients de corrélation « r » entre les caractéristiques initiales des composts et les teneurs moyennes et maximales en polysaccharides au cours des incubations (corrélations faites avec les quantités apportées au départ des incubations).

Caractéristiques initiales des composts	Polysaccharides extractibles à l'eau chaude		Polysaccharides extractibles à l'acide dilué	
	moyenne	maximale	moyenne	maximale
COT	0,34	0,29	0,80**	0,57
C/N	0,48	0,58	0,81**	0,54
C ₀	0,63*	0,73**	0,92**	0,69*
SOLU	-0,58*	-0,63*	-0,95**	-0,72**
HEMI	0,50	0,62*	0,64*	0,30
CELL	0,63*	0,75**	0,85**	0,77**
LIGN	-0,19	-0,42	0,34	0,11
Lipides	0,59*	0,86**	0,33	0,32
Polysaccharides extractibles à l'eau chaude	0,57	0,61*	0,95**	0,72**
Polysaccharides extractibles à l'acide dilué	0,36	0,31	0,86**	0,56

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1%, respectivement.

2.2.4. Hydrophobicité des agrégats

L'hydrophobicité des agrégats est estimée par la mesure du temps de pénétration d'une goutte d'eau après son dépôt à la surface de l'agrégat (Water Drop Penetration Time : WDPT). A chaque date, 60 mesures sont faites. La figure IV-16 présente l'évolution des valeurs médianes des mesures de WDPT durant les incubations. En annexe 8 sont présentées les statistiques descriptives (boxplots) de l'ensemble des mesures.

Dès l'ajout des composts immatures, le WDPT augmente en moyenne de 2 secondes. A 28°C, les cinétiques d'évolution du WDPT montrent deux phases: augmentation rapide jusqu'au 7^{ème} jour où les valeurs maximales de WDPT sont atteintes (8,5 , 5 et 2,7 secondes respectivement pour l'OMRi, BIOi et DVBi), puis rediminution et stabilisation à des valeurs significativement supérieures de 2 à 3 secondes par rapport au sol seul témoin. A 4°C, les valeurs de WDPT restent autour de 3 secondes pendant toute la durée de l'incubation pour les composts DVBi et BIOi. Avec le compost OMRi, le WDPT augmente jusqu'à 5 secondes à partir de la quatrième semaine d'incubation et reste à cette valeur jusqu'au 6ème mois d'incubation.

Pendant toute la durée des incubations, les WDPT sont statistiquement plus élevés ($p < 0,01$) en présence des composts par rapport au sol témoin, à 28 et à 4°C. En présence des composts immatures, les WDPT sont statistiquement supérieurs en présence du compost OMRi ($p < 0,01$) par rapport aux deux autres qui ont des valeurs de WDPT similaires. En dehors du maximum observé au départ des incubations à 28°C et sur la durée totale de l'incubation, les WDPT sont statistiquement supérieurs à 4°C qu'à 28°C pour les composts OMRi et BIOi ; ils ne sont pas différents pour DVBi.

En présence des composts mûrs, les valeurs de WDPT augmentent de l'ordre d'une seconde par rapport au sol seul, augmentation inférieure à celle observée avec ces mêmes composts à l'état immature. Au deux températures d'incubation, les valeurs de WDPT restent pratiquement constants (~1,9 secondes) tout au long de la période d'incubation sans grande différence entre les effets des 3 composts mûrs.

Au deux températures testées, les composts immatures engendrent une augmentation plus importante du WDPT que les composts mûrs.

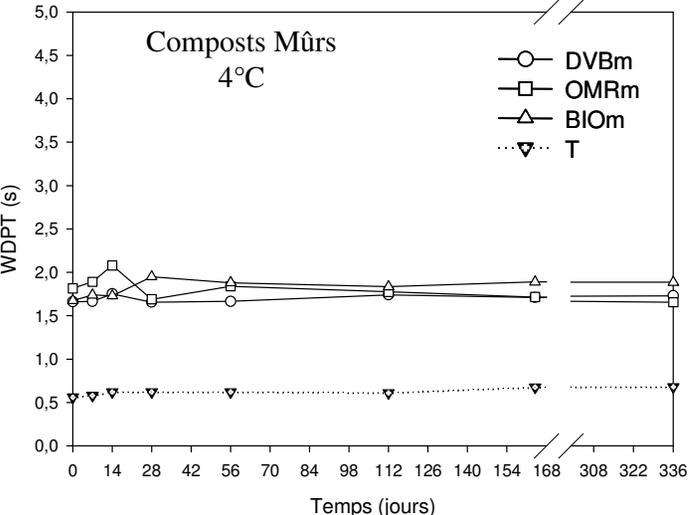
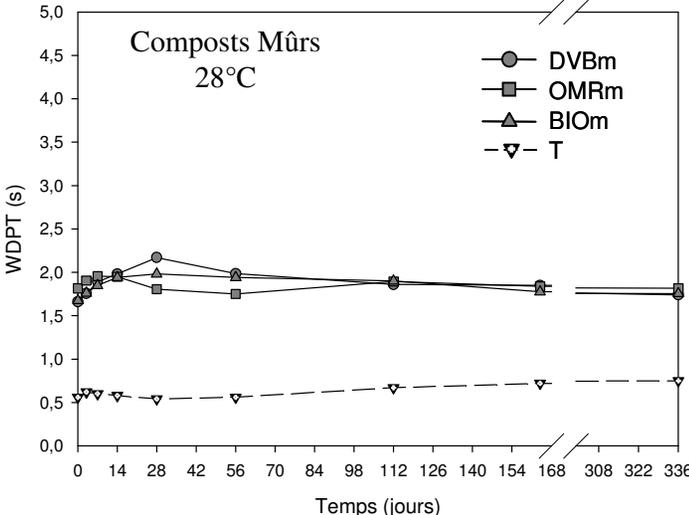
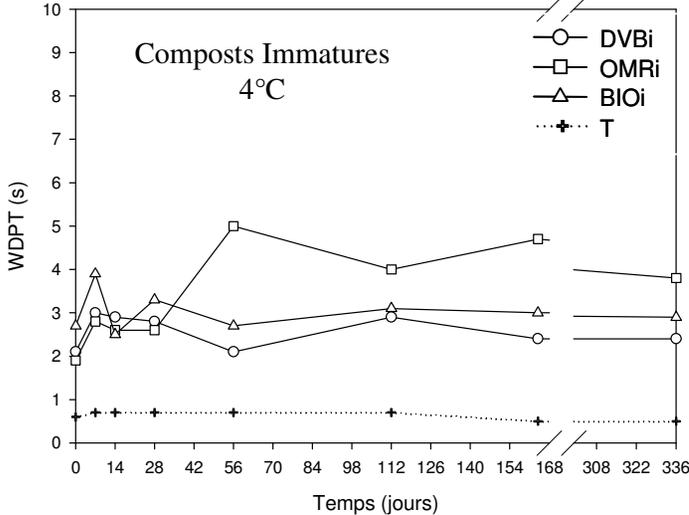
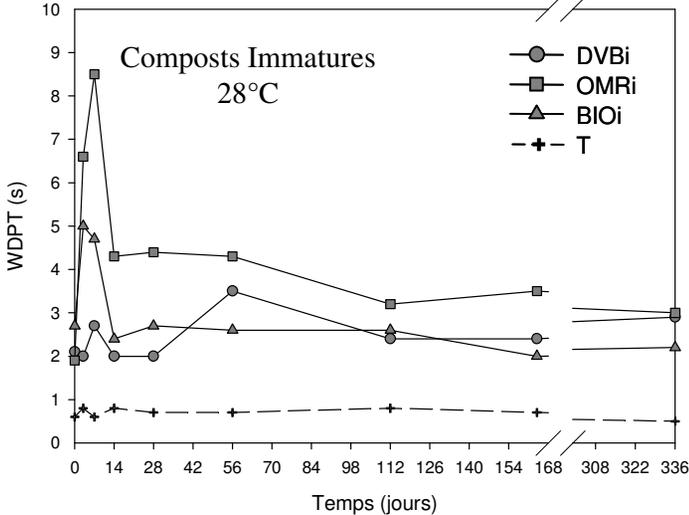
Les mesures du WDPT permettent d'évaluer l'effet des composts sur l'hydrophobicité des agrégats. L'augmentation immédiate de l'hydrophobicité dès le départ des incubations peut être due aux lipides apportés par les composts. En effet, Fahd-Rachid (1993) a observé un enrichissement du sol en lipides totaux avec l'apport de compost d'origine urbaine, augmentant l'hydrophobicité des états de surface des agrégats. Les valeurs de WDPT maximales et moyennes sont d'ailleurs corrélées avec les teneurs en lipides initiales des composts (Tableau IV-9). La stimulation de l'activité microbienne suite à l'apport des composts immatures participe sans doute également à l'hydrophobisation des agrégats (Hallett et Young, 1999). L'augmentation de l'activité microbienne est maximale à 4°C en présence du compost OMRi, traitement où l'augmentation du WDPT est la plus importante par rapport au sol témoin sur l'ensemble de la durée de l'incubation.

Tableau IV-9 : Coefficients de corrélation « r » entre les caractéristiques initiales des composts et l'hydrophobicité moyenne et maximale au cours des incubations (corrélations faites avec les quantités apportées au départ des incubations).

Caractéristiques initiales des composts	WDPT	
	moyenne	maximale
COT	0,40	0,30
C/N	0,85**	0,72**
C ₀	0,83**	0,71**
SOLU	-0,74**	-0,61*
HEMI	0,74**	0,63*
CELL	0,64*	0,56
LIGN	0,07	-0,03
Lipides	0,63*	0,61*
Polysaccharides extractibles à l'eau chaude	0,70*	0,58
Polysaccharides extractibles à l'acide dilué	0,48	0,36

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1%, respectivement

Figure IV-16: Evolution au cours des incubations des valeurs médianes du temps de pénétration d'une goutte d'eau (WDPT) dans les agrégats.



2.3. Effet des composts sur la stabilité des agrégats de sol

Les résultats des différents tests de mesure de la stabilité des agrégats sont exprimés en diamètre moyen pondéré (MWD). Plus le MWD est élevé plus la stabilité des agrégats testés est grande.

Les figures IV-17, IV-18, IV-19 et IV-20 présentent les cinétiques d'évolution du MWD au cours des incubations respectivement pour le test d'humectation rapide, le test de désagrégation mécanique, le test d'humectation lente et la moyenne des trois tests.

2.3.1. Test d'humectation rapide

L'apport des composts immatures entraîne une amélioration significative par rapport au sol seul ($p < 0,01$), de la résistance des agrégats au test d'humectation rapide à 28°C. Le compost OMRi a une efficacité plus forte à stabiliser les agrégats que les composts BIOi et DVBi qui ont des effets similaires. A 28°C, en présence du compost OMRi, le MWD_{HR} augmente jusqu'au 14^{ème} jour (+0,5mm par rapport au sol seul) puis rediminue progressivement jusqu'à la fin des incubations. La cinétique d'évolution du MWD_{HR} en présence du compost BIOi est similaire mais avec un maximum beaucoup moins marqué. En présence du DVBi, l'effet est encore moins marqué bien qu'il reste significatif sur l'ensemble de la durée des incubations. A 4°C, seul le compost OMRi permet une augmentation significative du MWD_{HR} par rapport au sol seul. Le MWD_{HR} augmente jusqu'au 56^{ème} jour puis reste nettement supérieur au MWD_{HR} du sol témoin jusqu'à la fin des incubations.

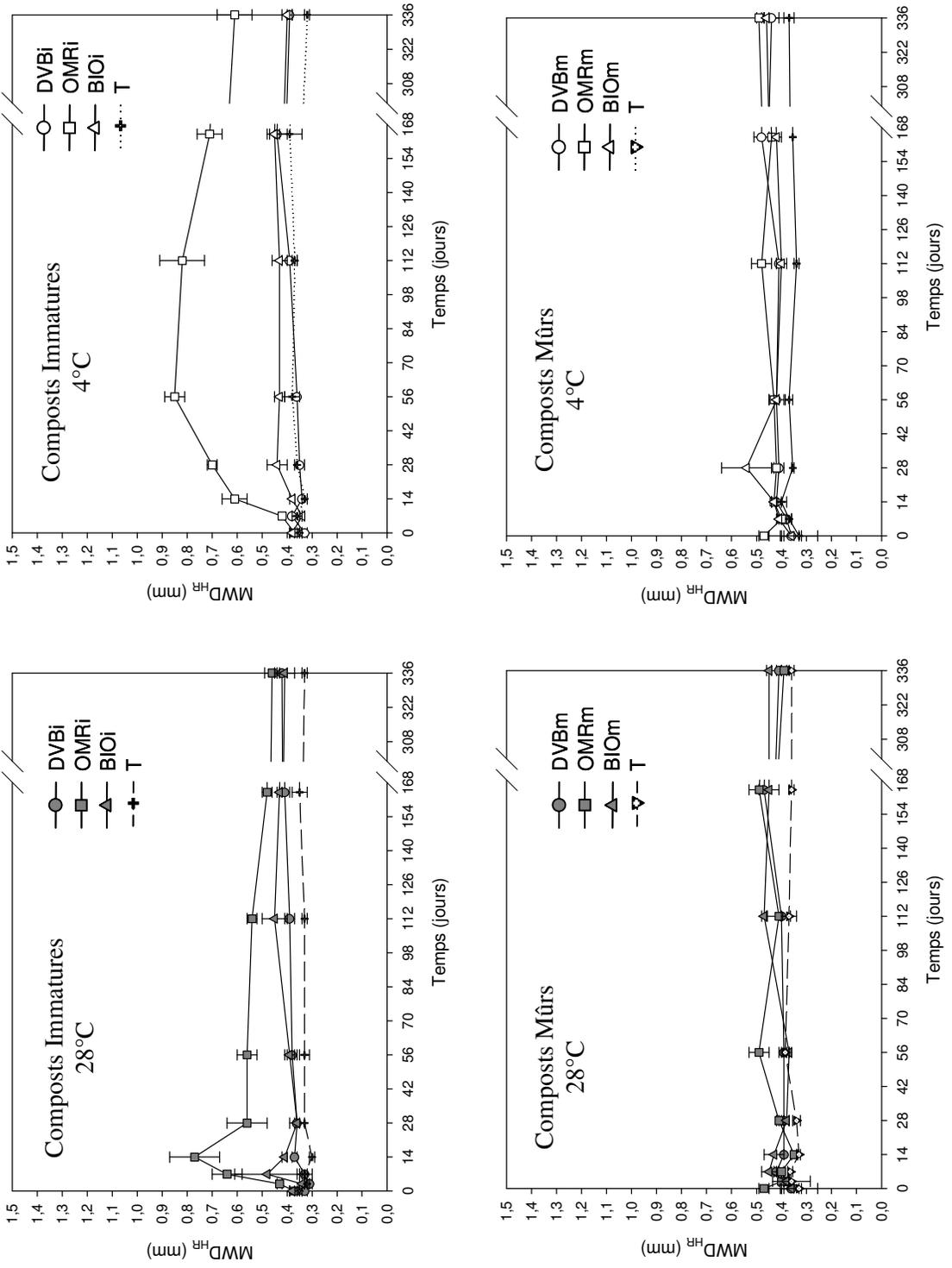
A 28°C, les composts mûrs n'ont pas d'effet significatif sur les valeurs du MWD_{HR} par rapport au sol seul, alors qu'à 4°C les composts mûrs ont augmenté significativement ($p < 0,01$) la stabilité des agrégats.

Aux deux températures, les effets des composts immatures sont significativement plus marqués que ceux des composts mûrs, la différence entre MWD_{HR} mesuré pour les composts immatures et mûrs étant maximale pour le compost OMR.

2.3.2. Test de désagrégation mécanique

Les apports des composts immatures augmentent de façon significative les valeurs de MWD_{DM} par rapport au sol seul à 28°C et à 4°C. Avec les composts immatures à 28°C, les valeurs du MWD_{DM} augmentent rapidement pendant la première semaine d'incubation (un gain d'environ 0,56 ; 0,37 et 0,20 mm est observé respectivement pour l'OMRi, le BIOi et le DVBi), puis fluctuent autour de valeurs du MWD_{DM} supérieures à celles du sol seul jusqu'à la fin des incubations. A 28°C les effets des 3 composts ne sont pas significativement différents, sur l'ensemble de la cinétique. En revanche à 4°C, le compost OMRi a un effet significativement supérieur aux 2 autres composts immatures. Avec ce compost, un gain rapide du MWD_{DM} de l'ordre de 0,5 mm est observé durant la première semaine

Figure IV-17: Evolution de la stabilité des agrégats selon le test d'humectation rapide au cours des incubations.



d'incubation. Le maximum de l'effet est observé au 56^{ème} jour d'incubation où un gain de 0,83 mm est observé pour MWD_{DM} . L'action du DVBi et du BIOi reste faible jusqu'à quatre mois d'incubation.

Avec les composts mûrs, l'augmentation des MWD_{DM} par rapport au sol seul est significative aux 2 températures. Le maximum d'augmentation (1 mm environ) est enregistré au 28^{ème} jour d'incubation. A 28°C, cette augmentation est significativement supérieure à celle mesurée en présence des mêmes composts immatures. A 28°C, les 3 composts ont globalement le même effet sur l'évolution du MWD_{HR} . En revanche à 4°C, les composts BIOm et DVBm ont des effets statistiquement supérieurs au compost OMRm. A 4°C, l'effet des composts mûrs est faiblement visible durant les deux premiers mois d'incubation (efficacité de l'ordre 0,25 mm). Ensuite et durant le reste de la période d'incubation, tous les composts mûrs ont une action mesurable sur le MWD_{DM} par rapport au témoin.

La température d'incubation n'a pas d'effet significatif sur le résultat de ce test.

2.3.3. Test d'humectation lente

Les composts immatures augmentent la résistance des agrégats au test d'humectation lente. Les valeurs de MWD_{HL} augmentent de façon significative par rapport au sol seul, ceci aux 2 températures d'incubation. Les cinétiques d'évolution des MWD_{HL} en présence des composts immatures ont la même allure aux deux températures : augmentation rapide durant les deux premiers mois d'incubation (un gain de MWD_{HL} de 0,96 mm ; 0,56 mm et 0,31 mm à 28°C et 1,27 mm, 1,58 mm et 0,94 mm à 4°C pour le BIOi, l'OMRi et le DVBi respectivement), puis rediminition progressive dans tous les traitements. A 28°C mais surtout à 4°C, l'effet du compost OMRi est statistiquement plus important que celui des deux autres composts immatures.

Tous les composts mûrs augmentent de façon significative la résistance des agrégats au test d'humectation lente par capillarité aux 2 températures d'incubation, sauf le compost OMRm à 28°C. L'augmentation de MWD_{HL} est plus faible qu'avec les composts immatures (+ 0,51 mm au maximum à 28°C et 0,56 mm à 4°C). Les composts BIOm et DVBm permettent une augmentation plus importante du MWD_{HL} que le compost OMRm. A 28°C, le MWD_{HL} tend à augmenter tout au long de l'incubation en présence des composts DVBm et BIOm. Les résultats en présence de OMRm fluctuent dans le temps. A 4°C, un pic d'augmentation du MWD_{HL} est observé à 14j, puis les MWD_{HL} rediminuent progressivement et se stabilisent à des valeurs statistiquement supérieures au MWD_{HL} dans le sol seul, mais similaires entre elles.

La température d'incubation n'a un effet significatif sur les résultats du test d'humectation lente par capillarité que pour le compost OMRi pour lequel on observe des résultats supérieurs à 4°C par rapport à 28°C. Aux deux températures d'incubation, les composts immatures ont un effet statistiquement plus important ($p < 0,01$) sur la stabilité des agrégats vis-à-vis du test d'humectation lente par capillarité que les composts mûrs.

Figure IV-18: Evolution de la stabilité des agrégats selon le test de désagrégation mécanique au cours des incubations.

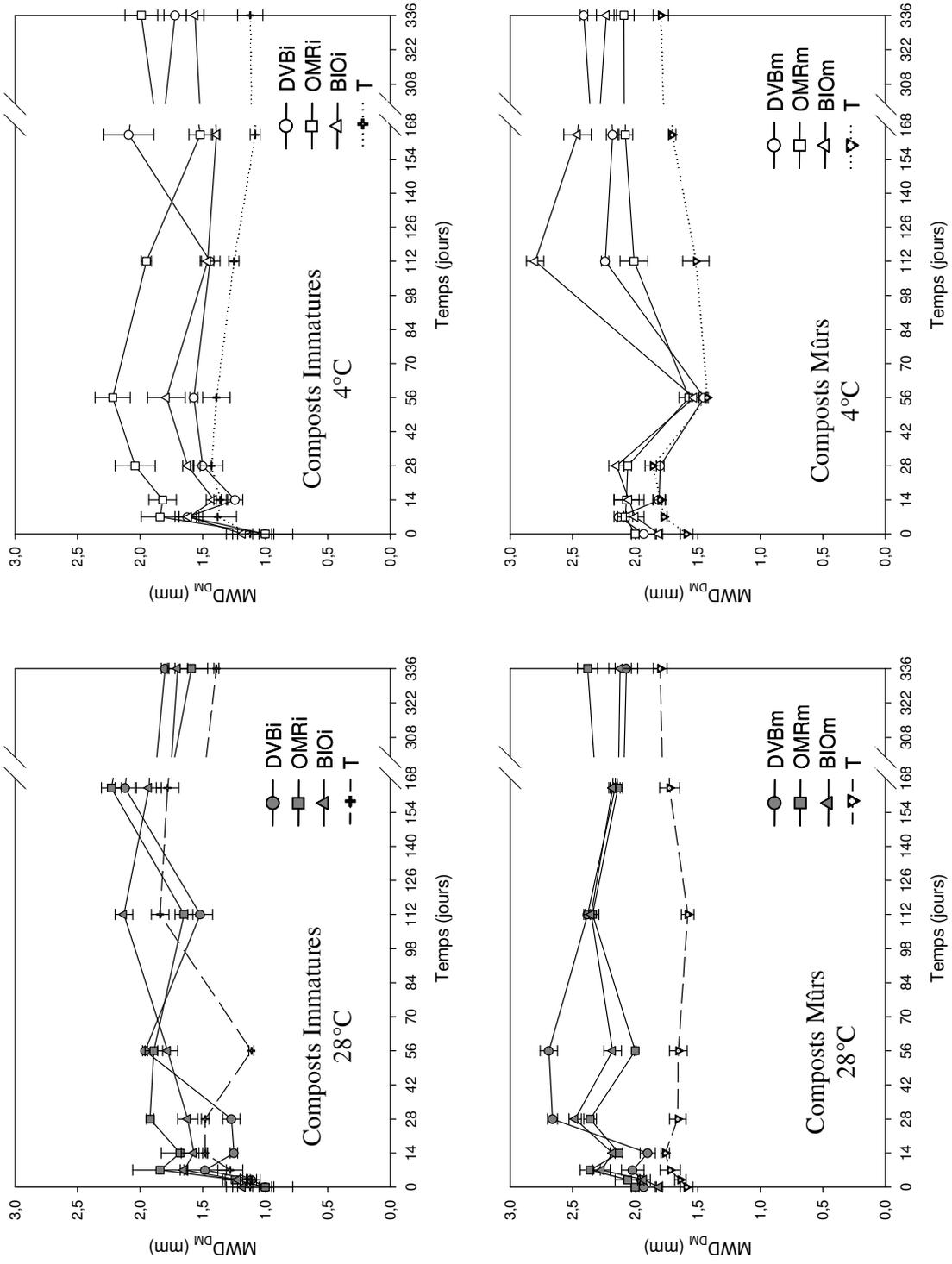
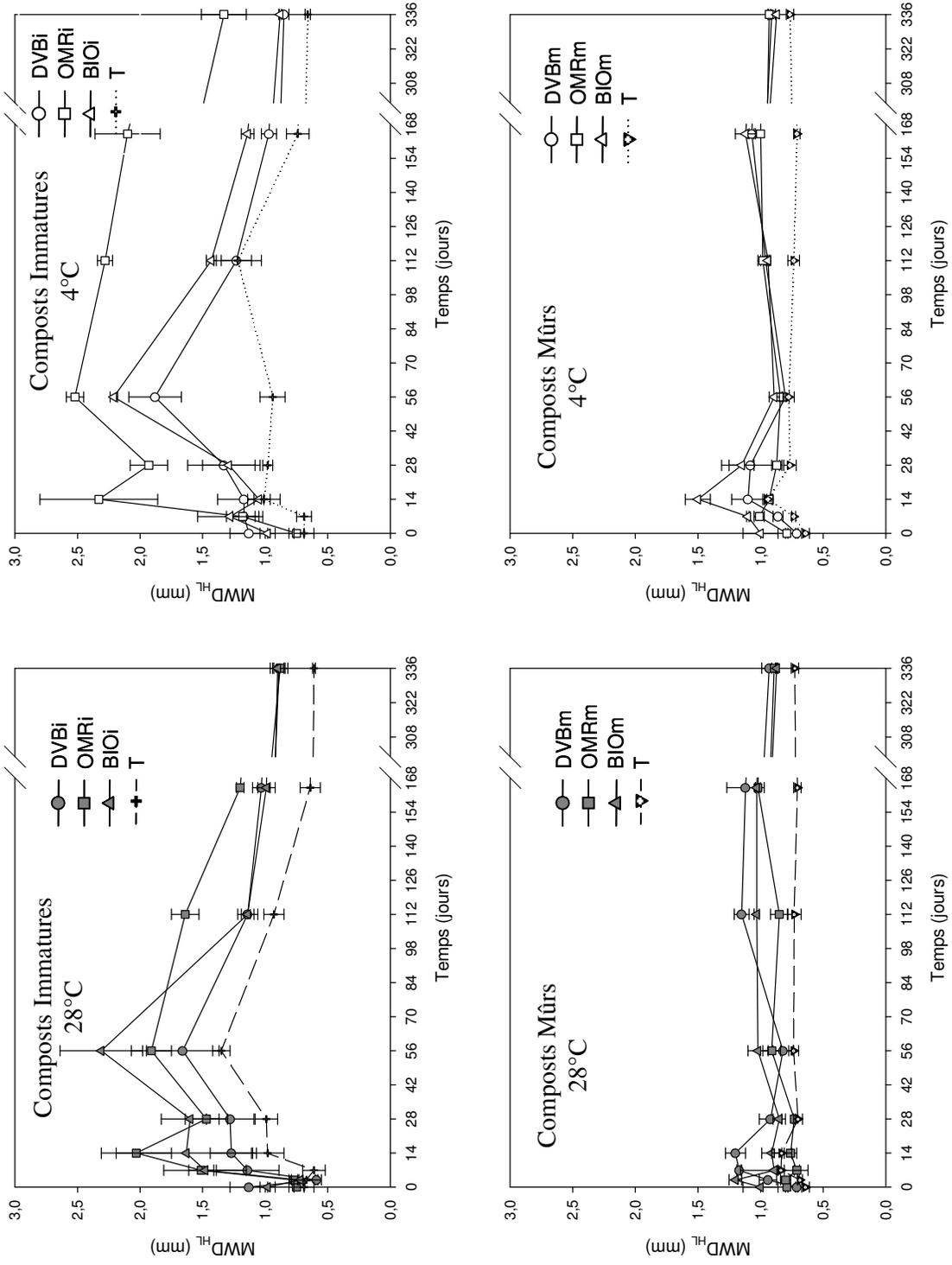


Figure IV-19 : Evolution de la stabilité des agrégats selon le test d'humectation lente au cours des incubations.



2.3.4. Moyenne des trois tests

La moyenne des 3 tests précédents permet d'avoir une valeur synthétique du diamètre moyen pondéral résultant des tests d'évaluation de la stabilité des agrégats (Le Bissonnais, 1996). En présence des composts immatures, les MWD_{moy} augmentent au cours des deux premiers mois d'incubation à 28°C puis rediminuent lentement mais restent toujours supérieurs aux valeurs du sol seul (moyenne sur toute la période de l'étude de 0,25mm) (Figure IV-20). Une comparaison statistique des valeurs du MWD_{moy} est délicate à faire car la considération bijective entre les répétitions de chaque test est mathématiquement fautive. On interprétera alors ces valeurs moyennes du MWD en gardant à l'esprit les remarques faites dans chaque test et qui globalement vont dans le même sens.

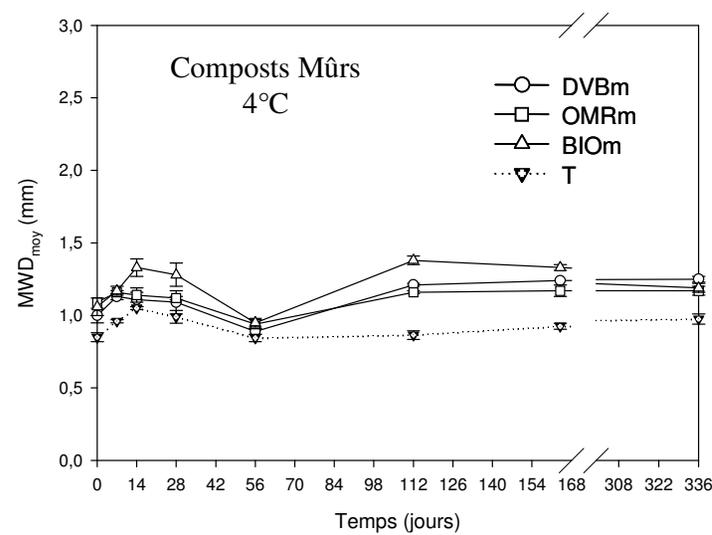
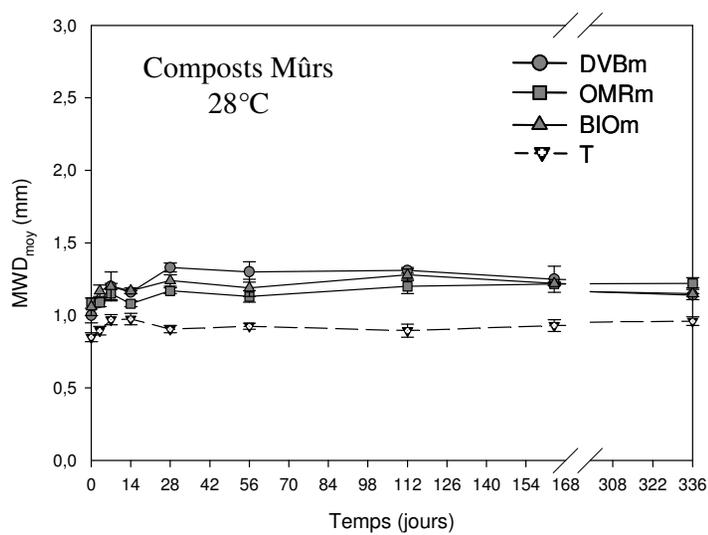
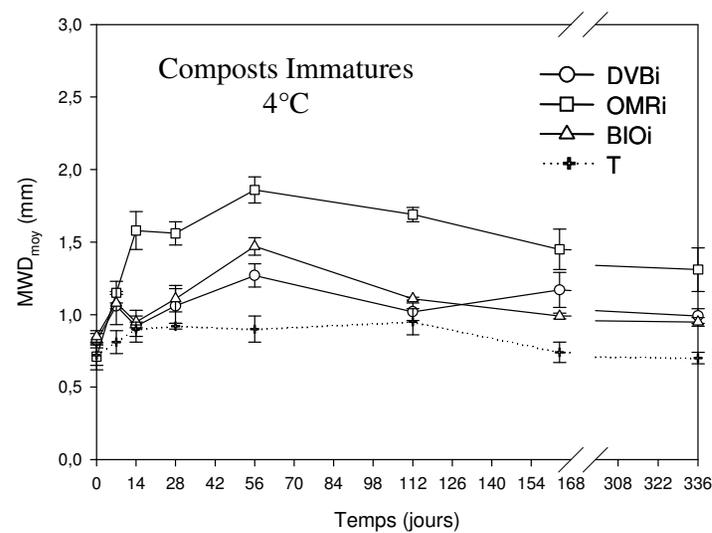
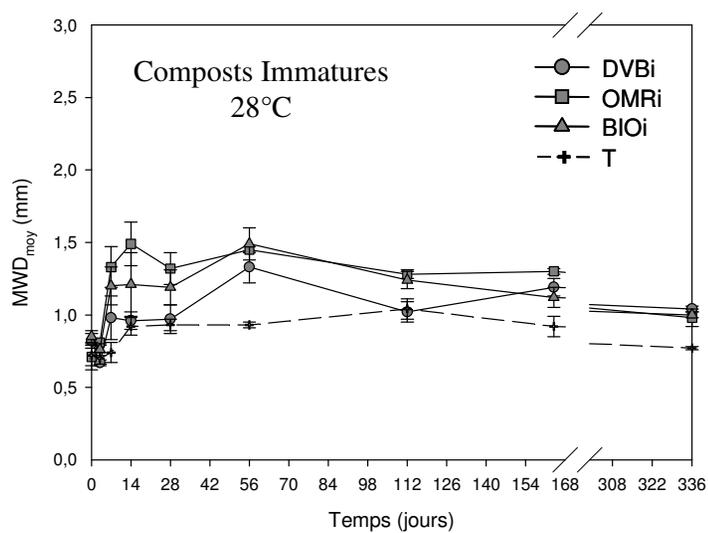
Pour les composts immatures incubés à 4°C, nos résultats montrent que les agrégats incubés en mélange avec le compost OMRi ont une stabilité plus importante qu'en présence des composts DVBi et BIOi. En effet un gain moyen (moyenne sur toute la période de l'étude) de 0,58 mm est noté pour le MWD_{moy} du traitement OMRi par rapport au témoin contre un gain moyen de 0,21 mm pour le MWD_{moy} des traitements DVBi et BIOi par rapport au témoin. A la fin de la période d'incubation les différences entre les MWD_{moy} des traitements avec composts immatures et le traitement témoin sont de 0,61 mm ; 0,29 mm et 0,25 mm respectivement pour l'OMRi, le DVBi et le BIOi.

Concernant les composts mûrs, une augmentation du MWD_{moy} est observée au cours de l'incubation à 28°C. Le maximum de cette augmentation est atteint au 28^{ème} jour d'incubation (gain d'environ 0,3 à 0,4 mm par rapport au témoin). Pratiquement tous les composts mûrs incubés à 28°C ont le même effet sur le MWD_{moy} .

A 4°C, les 3 composts mûrs permettent également une augmentation des MWD_{moy} par rapport au sol seul pendant toute la durée de l'incubation sans différence importante par rapport aux incubations faites à 28°C avec ces mêmes composts (augmentation du MWD_{moy} d'environ 0,30 mm par rapport au sol seul). Le compost BIOm a l'effet le plus important à cette température basse.

En résumé, avec les composts immatures deux phases sont observées dans la cinétique d'évolution de la stabilité des agrégats : augmentation rapide de la stabilité pendant 2 mois à 28°C et 4 mois à 4°C suivie par une diminution progressive de la stabilité pour atteindre des valeurs finales qui restent supérieures à celles mesurées dans le sol seul. Avec les composts mûrs et au deux températures testées, on observe une augmentation progressive et lente de la stabilité des agrégats, augmentation qui a une amplitude plus faible que la stabilité engendrée par les composts immatures au début des incubations mais qui persiste durant les 11 mois d'incubation. En fin d'incubation, la stabilité des agrégats en présence des composts mûrs est supérieure à celle mesurée dans le sol seul et équivalente à celle mesurées en présence des composts immatures.

Figure IV-20: Evolution de la stabilité des agrégats au cours des incubations : moyenne des trois tests.



2.3.5. Distribution des tailles des agrégats résultant des 3 tests

Le tableau IV-10 donne les modes des distributions des agrégats résiduels après les 3 tests de stabilité structurale pour les différents traitements. La figure IV-21 illustre un exemple de la distribution des agrégats résiduels après les trois tests de stabilité structurale au 28^{ème} jour d'incubation.

Pour le sol témoin, l'analyse de la distribution des tailles des particules résiduelles montre que les fréquences modales n'ont pas varié entre les deux séries d'incubations pour les tests d'humectation rapide (0,375 mm) humectation lente (0,500 mm). Un déplacement de la mode de la répartition des agrégats après le test de désagrégation mécanique est noté entre la 1^{ère} série (1,500 mm) et la 2^{ème} série d'incubation (3,500 mm), cette augmentation serait due à l'augmentation de la cohésion des agrégats en vieillissant.

Tableau IV-10 : modes des distributions des agrégats résiduels après les trois tests d'évaluation de la stabilité structurale.

	Humectation rapide	Désagrégation mécanique	Humectation lente
Témoin, 1 ^{ère} série d'incubation	0,375	1,500	0,500
DVBi, OMRi et BIOi à 28°C	0,375	3,500	0,750
OMRi à 4°C	0,375	3,500	3,500
DVBi et BIOi à 4°C	0,375	1,500	0,750
Témoin, 2 ^{ème} série d'incubation	0,375	3,500	0,500
DVBm, OMRm et BIOm à 28 et 4°C	0,375	3,500	0,500

En présence des composts, l'augmentation des MWD observée dans plusieurs modalités résulte de l'augmentation des proportions de particules grossières par rapport au sol témoin.

Avec les composts immatures incubés à 28°C, l'augmentation de la stabilité vis-à-vis du test d'humectation rapide, de désagrégation mécanique et d'humectation lente est essentiellement due à un enrichissement des agrégats résiduels dans les tailles 0,500-1,000 mm, >2,000 mm et > 1,000 mm respectivement.

Avec les composts immatures incubés à 4°C, la distribution des tailles de particules diffère selon le compost (tableau IV-10). Avec l'OMRi l'amélioration de la stabilité par rapport au témoin est due essentiellement à un enrichissement en éléments de taille >1,000 mm après le test d'humectation rapide, et en éléments de taille >2,000 mm après les 2 autres tests. Avec les composts DVBi et BIOi, l'enrichissement en particules grossières se fait dans les mêmes tailles que l'enrichissement observé avec l'OMRi mais avec une amplitude moins importante.

Avec les composts mûrs, les modes de la répartition des particules résultants après les 3 tests ne changent pas par rapport au témoin (tableau IV-10). Cependant, l'amélioration de la stabilité structurale avec les composts mûrs incubés à 28°C est essentiellement due à l'augmentation de la

proportion des agrégats de taille $>2,000$ mm et $> 1,000$ mm respectivement après le test de désagrégation mécanique et humectation lente. A 4°C , les améliorations de la stabilité structurale observées avec les composts mûrs sont essentiellement dues à l'augmentation des particules de taille $0,500-1,000$ mm, $>2,000$ mm et $>1,000$ mm respectivement après les tests d'humectation rapide, désagrégation mécanique et humectation lente.

Le test d'humectation rapide est le plus destructif, ce qui explique les fortes proportions de particules de petite dimension ($<0,200$ mm) avec ce test. La désagrégation avec le test d'humectation lente est moins importante qu'avec le test humectation rapide, ce qui se traduit par des proportions importantes en particules de taille $>0,500$ mm. Bien que pour ces deux tests (humectation rapide et humectation lente) le mécanisme de désagrégation soit le même, en l'occurrence ici l'éclatement, les résultats de désagrégation sont différents car les énergies déployées sont différentes. L'humectation rapide désagrège plus les assemblages terreux à cause du contact brusque entre les agrégats et l'eau. Le test de désagrégation mécanique a produit la quantité la plus importante de particules fines ($< 0,050\text{mm}$), ce qui est caractéristique pour ce test. Cet enrichissement en particules $< 0,050$ mm est dû à l'abrasion de la périphérie des agrégats lors de l'agitation dans l'éthanol (Le Bissonnais, 1988).

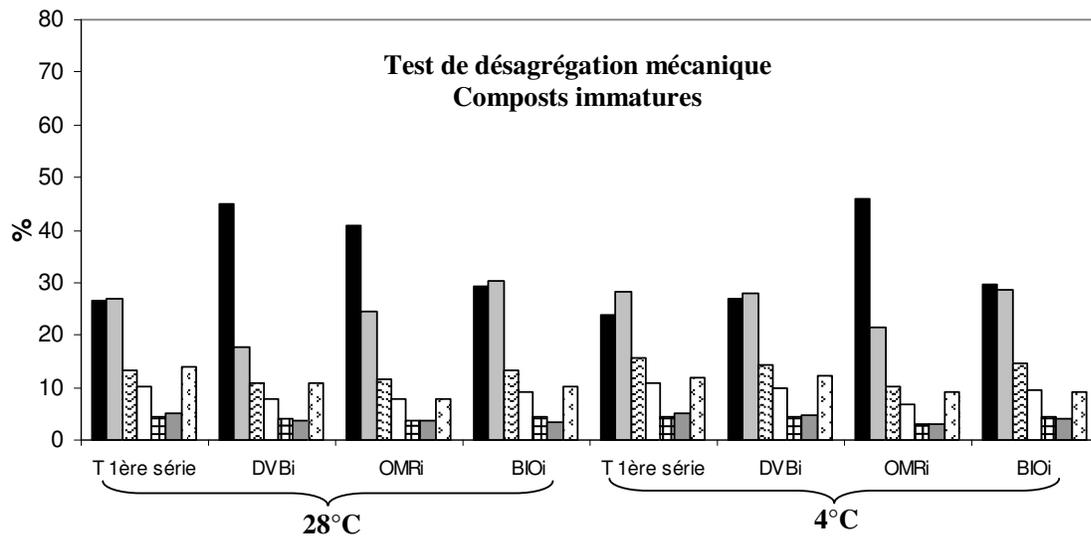
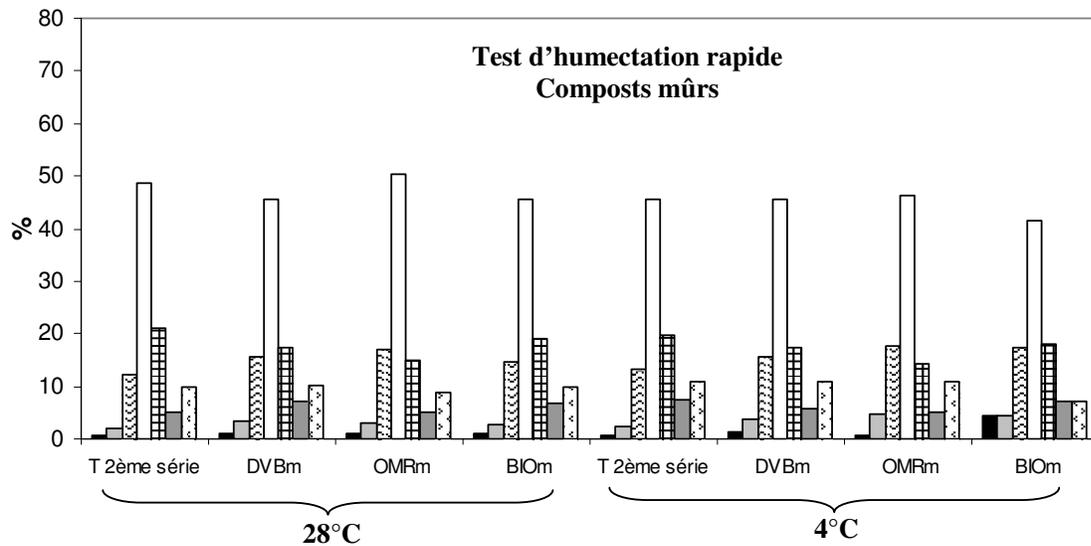
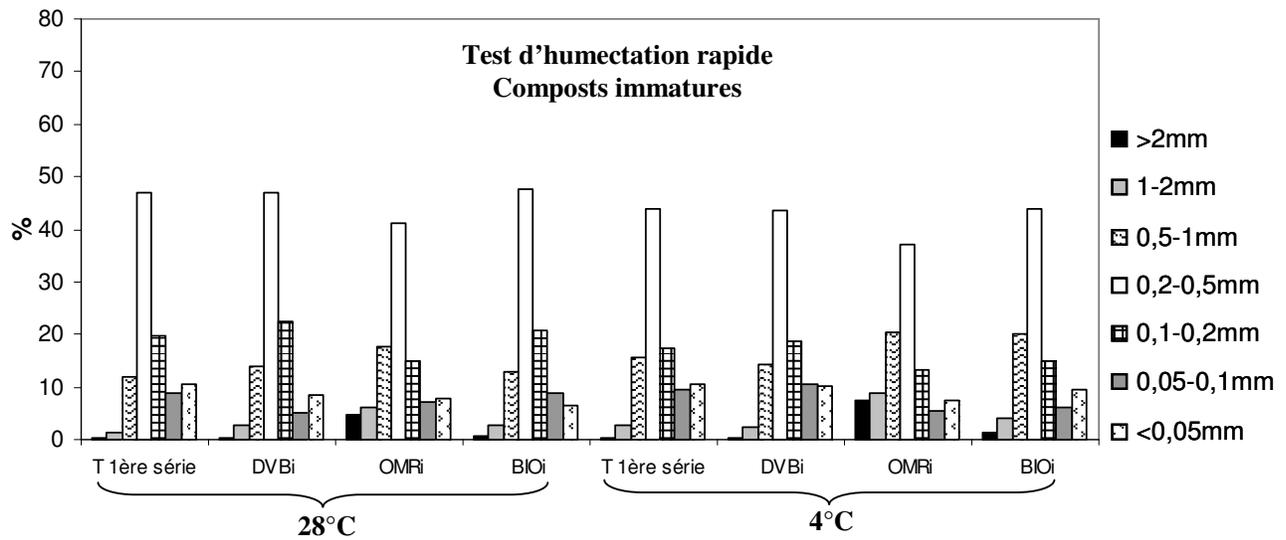


Figure IV-21 : Exemples de distribution des agrégats résiduels après les tests de stabilité structurale dans les différents traitements incubés durant 28 jours.

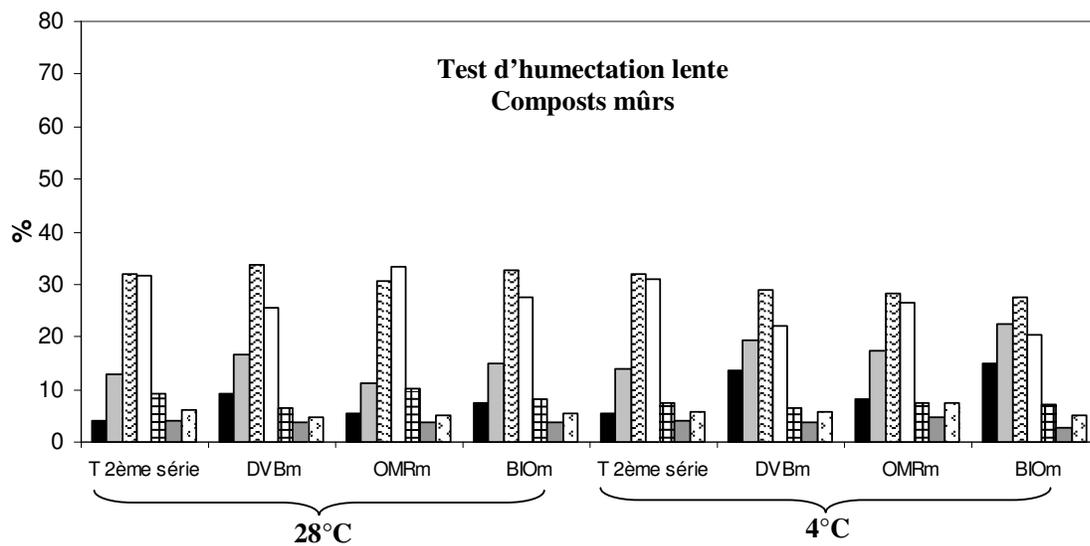
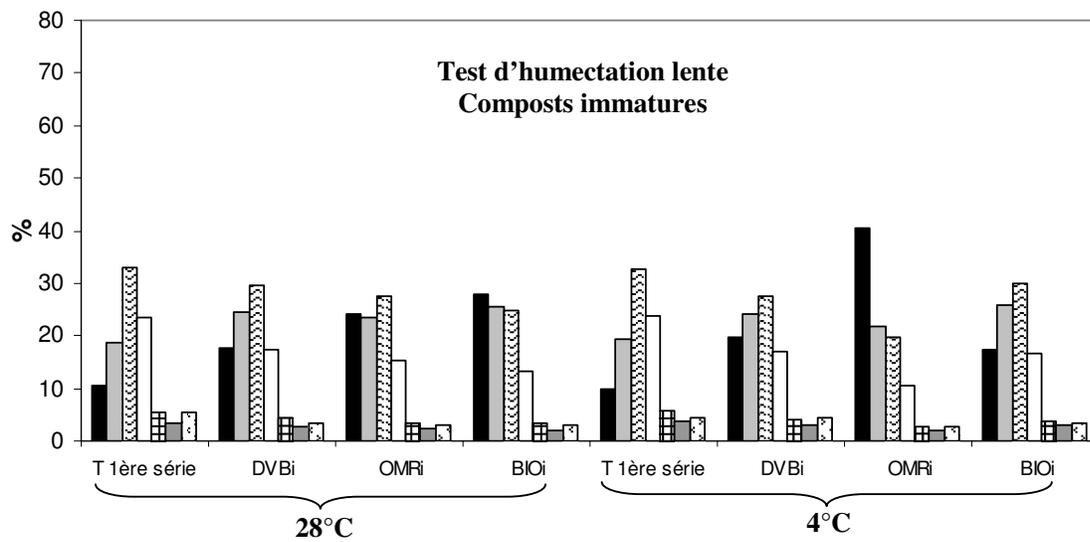
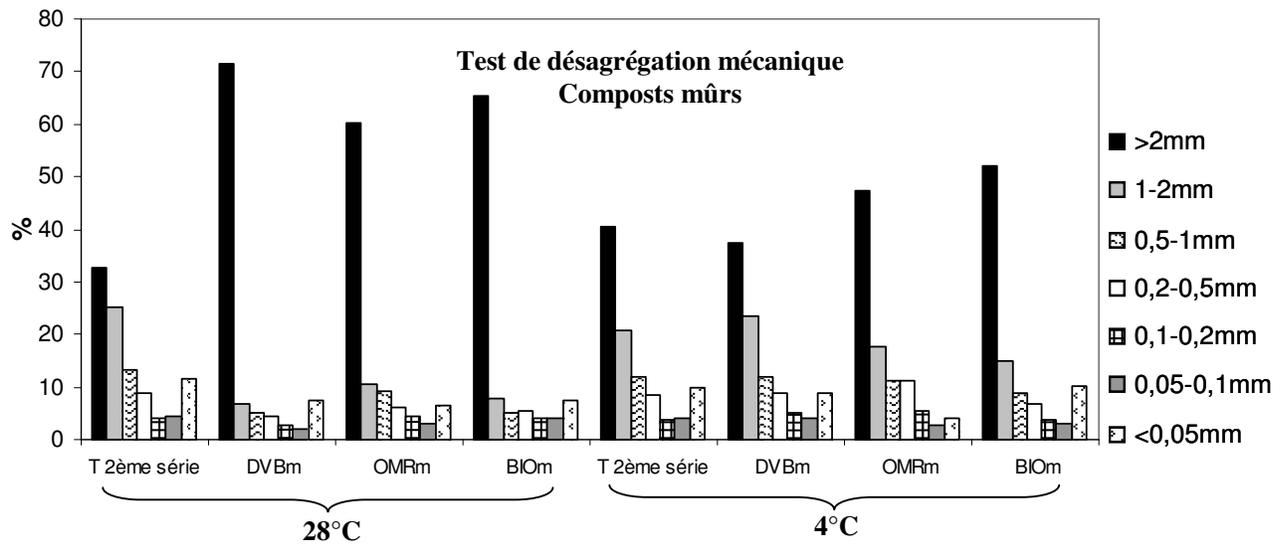


Figure IV-21 : suite.

3. Relation entre facteurs stabilisants et stabilité structurale

Tous les composts, mûrs ou immatures, montrent une certaine efficacité à augmenter la stabilité des agrégats du sol limoneux étudié. L'intensité et la rémanence de cette stabilisation diffèrent selon le test de stabilité structurale, le type et le degré de maturité des composts et la température d'incubation.

Les trois tests d'évaluation de la stabilité de la structure utilisés mettent en jeu des mécanismes et des niveaux d'énergie de désagrégation différents (Le Bissonnais, 1996). Ces tests sont inspirés de la méthode de mesure de la stabilité structurale normalisée en France qui est la méthode de Hénin et *al* (1958), et doivent la remplacer prochainement comme nouvelle norme. Les mécanismes élémentaires de désagrégation mis en évidence par la méthode de Le Bissonnais peuvent se regrouper en deux catégories (i) l'éclatement et la microfissuration qui sont essentiellement liés au volume d'eau mis en contact avec l'agrégat, et la vitesse d'apport de cette eau (ii) et l'usure mécanique qui dépend de l'énergie d'agitation appliquée.

La teneur en argile du sol utilisé est faible, ce qui limite le phénomène de gonflement différentiel contribuant à la microfissuration des agrégats. Dans les tests d'humectation à l'eau, le mécanisme de désagrégation dominant est alors l'éclatement avec des intensités différentes selon la vitesse d'humectation des agrégats. Dans le test d'humectation rapide, l'éclatement des agrégats est plus intense que lors de l'humectation lente par capillarité à cause de la compression de l'air pris au piège à l'intérieur des agrégats lorsqu'ils sont immergés rapidement dans l'eau. En revanche, le test de désagrégation mécanique ne met pas en jeu de mécanismes d'éclatement puisque la porosité des agrégats est saturée par de l'éthanol ; le mécanisme de désagrégation intervenant dans ce test est de nature mécanique due à l'agitation manuelle (figure I-3).

Deux mécanismes principaux contribuent à la résistance des agrégats aux forces de désagrégation :

- l'hydrophobicité des agrégats (ou diminution de la mouillabilité) qui, en ralentissant la vitesse de pénétration de l'eau dans la porosité des agrégats diminue le phénomène d'éclatement,
- la cohésion interparticulaires à l'intérieur des agrégats qui limite leur éclatement et leur désagrégation mécanique.

Le test d'humectation rapide met en jeu une forte énergie de désagrégation, supérieure à l'action d'une pluie battante d'intensité forte (30 mm.h⁻¹) (Legout et *al*, 2005). Le principal mécanisme de désagrégation dans ce test est l'éclatement par compression de l'air dans la porosité des agrégats lors de leur humectation brutale. Seul le compost OMR immature est suffisamment efficace pour améliorer la résistance des agrégats à de telles forces de désagrégation.

Le test d'humectation lente permet de mettre en évidence un effet de tous les composts sur la stabilisation des agrégats. Dans ce test, le phénomène de désagrégation est également dû à l'éclatement des agrégats. Cependant, l'énergie mise en jeu est plus faible que dans le test d'humectation rapide car l'humectation des agrégats se fait de façon progressive, ce qui permet de mieux discriminer les effets des différents composts. L'efficacité des composts immatures est plus marquée que celle des composts mûrs. Celle du compost OMRi est plus marquée que celle des 2 autres composts immatures qui ont des efficacités similaires. Dans les deux tests d'humectation, la diminution de la mouillabilité et l'augmentation de la cohésion interparticulaire dans les agrégats, générées par les apports de composts participent à l'augmentation de la résistance des agrégats à leur désagrégation par éclatement.

Le test de désagrégation mécanique met également en évidence l'action de stabilisation des agrégats par les composts aux deux stades de maturité. Ce test ne met en jeu que la cohésion interparticulaire comme mécanisme de résistance à la désagrégation puisqu'il se fait sur des agrégats dont la porosité est saturée par l'éthanol. Le remplissage de la porosité par l'éthanol évite le phénomène d'éclatement des agrégats lors de leur imbibition en raison de la forte miscibilité de l'éthanol avec l'eau (Hénin et *al*, 1958). L'augmentation de la cohésion interne des agrégats est due au renforcement des liaisons entre les particules formant l'agrégat. Ces liaisons pourront se faire par des produits organiques tel que les polysaccharides et/ou les substances humiques (Chenu, 1985 ; Piccolo, 1996). L'action des substances humiques dans la stabilisation du sol est plus durable que l'action des polysaccharides à cause de la biodégradation rapide des polysaccharides (Chaney et Swift, 1986b). La contribution des acides humiques dans l'augmentation de la cohésion des agrégats est montrée par Piccolo et *al* (1996) et Piccolo et Mbagwu (1999) en testant la stabilité à l'eau d'agrégats de sol incubés avec des acides humiques et préalablement humidifiés avant de les tester à l'eau. La résistance des agrégats traités avec 0,1 g d'acides humiques par kilogramme de sol à l'action des gouttes des pluies est aussi montrée par Mbagwu et Piccolo (1989). Les associations entre la phase minérale du sol et les substances humiques peuvent se faire par des liaisons hydrogènes, des liaisons de van der Waals et/ou par l'intermédiaire de métaux polyvalents tel que le fer et l'aluminium (Wierzchos et *al*, 1992 ; Piccolo, 1996).

Vis-à-vis de ce test de désagrégation mécanique, l'efficacité des composts mûrs est supérieure à celle des composts immatures. Ceci pourrait être dû aux quantités plus importantes d'acides humiques (sauf dans le cas du DVB, où les quantités d'acides humiques sont similaires entre l'état immature et l'état mûr), de fer et d'aluminium dans les compost mûrs par rapport aux composts immatures (tableau IV-11). L'augmentation de la cohésion, déduite de l'augmentation du MWD_{DM} , est corrélée aux teneurs en Fe et Al et inversement corrélée à la minéralisation du carbone organique des composts et à la richesse des composts en cellulose (tableau IV-11). Le fer et l'aluminium sont connus comme les

principaux agents de stabilisation de la structure dans les sols riches en ces éléments comme les ferrasols (Oades et Waters, 1991).

Tableau IV- 11: Quantités en gramme d'acides humiques (AH), de fer total (Fe) et d'aluminium total (Al) apportées avec les composts aux 125 g de sol.

	AH	Fe	Al
DVBi	0,098	0,020	0,067
OMRi	0,028	0,022	0,039
BIOi	0,060	0,041	0,042
DVBm	0,093	0,045	0,090
OMRm	0,063	0,048	0,078
BIOm	0,126	0,078	0,092

Les mesures de temps de pénétration des gouttes d'eau dans les agrégats (WDPT) permettent d'évaluer et de comparer l'hydrophobicité des agrégats après l'apport des différents composts. Ces valeurs sont bien corrélées aux résultats des tests d'humectation lente et rapide de la mesure de stabilité structurale, mais pas à ceux du test de désagrégation mécanique, confirmant le rôle de l'hydrophobicité des agrégats dans leur résistance au phénomène d'éclatement mais pas à celui de désagrégation mécanique (tableau IV-12). Au cours des incubations, cette hydrophobicité peut avoir différentes origines :

- au début des incubations, les substances hydrophobes apportées par les composts comme les lipides participent à l'hydrophobicité des agrégats. Leur rôle devrait être transitoire, car ces substances sont rapidement dégradées par la microflore du sol. En effet, les valeurs maximales de MWD_{HR} ou MWD_{HL} s'observent dans la première phase des incubations et sont corrélées aux teneurs en lipides des composts apportés (tableau IV-12),
- au cours des incubations, l'activité microbienne engendrée par l'apport de matières organiques exogènes participe à l'hydrophobisation des agrégats (Hallett et Young, 1999). Les valeurs de WDPT sont bien corrélées à la respiration du sol, indicateur de l'intensité de l'activité microbienne (tableau VI-13).

Tableau IV-12 : Coefficients de corrélations « r » obtenus à partir de l'analyse de 2 points caractéristiques (valeur moyenne et maximale) des courbes d'évolution de la stabilité structurale selon les trois tests de Le Bissonnais en fonction des caractéristiques initiales des composts (corrélations faites avec les quantités apportées au départ des incubations).

	Test humectation rapide		Test désagrégation mécanique		Test humectation lente		Moyenne des trois tests	
	MWD _{moyen}	MWD _{max}	MWD _{moyen}	MWD _{max}	MWD _{moyen}	MWD _{max}	MWD _{moyen}	MWD _{max}
COT	-0,21	-0,11	-0,77**	-0,39	0,44	0,58*	-0,36	0,30
C/N	0,38	0,44	-0,76**	-0,60*	0,83**	0,96**	0,10	0,76**
C ₀	0,43	0,52	-0,84**	-0,57	0,87**	0,92**	0,09	0,74**
C _{AH}	-0,68*	-0,66*	0,36	0,53	-0,59*	-0,53	-0,33	-0,57
C _{AF}	0,50	0,56	-0,76**	-0,68*	0,76**	0,76**	0,07	0,60*
C _{Humine}	0,59*	0,53	0,11	-0,22	0,24	0,16	0,44	0,35
Fe	-0,24	-0,30	0,71**	0,60*	-0,52	-0,50	0,15	-0,34
Al	-0,50	-0,54	0,74**	0,70*	-0,81**	-0,89**	-0,13	-0,72**
SOLU	-0,23	-0,34	0,88**	0,54	-0,79**	-0,87**	0,07	-0,64*
HEMI	0,42	0,44	-0,72**	-0,78**	0,64*	0,69*	-0,01	0,51
CELL	0,37	0,49	-0,65*	-0,25	0,76**	0,72**	0,15	0,65*
LIGN	-0,57	-0,55	-0,50	-0,35	0,04	0,34	-0,55	-0,07
Lipides	0,90**	0,92**	-0,18	-0,22	0,65*	0,46	0,59*	0,65*
PS eau chaude	0,18	0,29	-0,87**	-0,52	0,75**	0,83**	-0,10	0,60*
PS acide dilué	-0,19	-0,10	-0,88**	-0,55	0,50	0,67*	-0,41	0,32

Tableau IV-13: Matrice des coefficients de corrélation linéaire « r » entre les variables suivies au cours des incubations avec les composts immatures et mûrs à 28 et à 4°C.

	MWD _{HR}	MWD _{DM}	MWD _{HL}	MWD _{moy}	C-CO ₂	ergostérol	biomasse microbienne	PS eau chaude	PS acide dilué	WDPT
MWD _{HR}	1									
MWD _{DM}	0,324***	1								
MWD _{HL}	0,660***	0,070	1							
MWD _{moy}	0,748***	0,706***	0,748***	1						
C-CO ₂	0,469***	0,142	0,409***	0,406***	1					
Ergostérol	0,678***	-0,036	0,680***	0,493***	0,355***	1				
Biomasse microbienne	0,619***	0,146	0,628***	0,563***	0,444***	0,694***	1			
PS eau chaude	0,396***	-0,107	0,461***	0,274**	-0,008	0,515***	0,385***	1		
PS acide dilué	0,285**	-0,172**	0,444***	0,207**	0,249**	0,507***	0,401***	0,671***	1	
WDPT	0,587***	0,067	0,564***	0,471***	0,596***	0,622***	0,616***	0,454***	0,657***	1

*, ** et *** indiquent une significativité aux seuils de 5% 1% et 0,1%, respectivement.

L'amélioration de la stabilité des agrégats aux tests d'humectation rapide et lente est plus importante et plus rapide avec les composts immatures qu'avec les composts mûrs. En revanche, pour le test de désagrégation mécanique, l'effet maximum est observé en présence des composts mûrs. Pour les deux tests d'humectation en présence des composts immatures, les valeurs de MWD atteignent un maximum au cours des 2 premiers mois d'incubation, puis rediminuent. Pour le test de désagrégation mécanique en présence des composts mûrs ou immatures, les cinétiques d'évolution du MWD auraient plutôt tendance à atteindre un maximum puis à se stabiliser confirmant l'action de composés stables comme les acides humiques et/ou les éléments amorphes comme le fer ou l'aluminium. A partir du moment où l'augmentation de la cohésion s'est établie, elle varie peu au cours du temps car les éléments améliorant cette stabilité sont permanents au cours de la période d'étude.

Les effets des composts immatures sont directement liés à leur effet sur l'activité microbienne du sol. En stimulant cette activité microbienne (augmentation de la respiration du sol, de la biomasse microbienne et de la biomasse fongique), l'apport des composts immatures améliore la résistance des agrégats aux tests d'humectation dont les résultats (MWD_{HR} et MWD_{HL}) sont corrélés aux indicateurs de l'activité microbienne (tableau IV-1). Le maximum d'agrégats stables observé dans ces 2 tests avec les composts immatures correspond à l'optimum de l'activité microbienne qui serait la cause principale de l'augmentation de la stabilité des agrégats, par la fabrication de mucus bactérien intervenant dans la consolidation des agrégats et par leur action anti-mouillante confirmée par les valeurs de WDPT. De plus, la fabrication de filaments mycéliens qui entourent les agrégats dans un réseau de mycélium protège également les agrégats contre l'action de l'eau (Degens, 1997 ; Tisdall et al, 1997). Ceci rejoint plusieurs travaux qui ont montré que l'ajout au sol d'un substrat organique facilement biodégradable entraîne une stimulation rapide de la microflore du sol qui est accompagnée par une amélioration de la stabilité structurale du sol. Les indicateurs microbiens les plus souvent corrélés positivement avec la stabilité structurale sont la biomasse microbienne (Diaz et al, 1994 ; Albiach et al, 2001b), la biomasse fongique (Metzger et al, 1987; Kinsbursky et al, 1989) et les polysaccharides microbiens (Kinsbursky et al, 1989 ; Bissonnette et al, 2001).

L'épuisement des sources carbonées facilement minéralisables au cours des incubations avec les composts immatures, mis en évidence par la diminution des vitesses de minéralisation du carbone, s'accompagne d'une diminution des biomasses microbienne et fongique, d'une diminution des teneurs en polysaccharides. La diminution de l'activité microbienne s'accompagne alors la diminution de la stabilité des agrégats.

Les effets des composts immatures sur la stabilité structurale diffèrent, l'OMRi ayant l'effet le plus important. En effet après 1 mois de compostage, la qualité de la matière organique des trois composts était sensiblement différente et le compost OMRi avait la matière organique la moins stabilisée (ou la plus biodégradable). Ce type d'observation a déjà été fait par Martin (1942). Par contre, l'origine des déchets

constituant les composts ne semble plus intervenir dans l'efficacité des composts mûrs qui ont des effets proches sur la stabilisation des agrégats en relation avec leurs biodégradabilités similaires.

On a vu précédemment que l'hydrophobicité des agrégats était un paramètre impliqué dans les processus de stabilisation de ces agrégats (Monnier, 1965 ; Hallett et Young, 1999). En présence des composts immatures, l'hydrophobicité des agrégats, mesurée à l'aide du test WDPT est en relation positive avec le développement de la biomasse microbienne, la biomasse fongique et les teneurs en polysaccharides (tableau IV-12).

La stabilité des agrégats incubés à 4°C est plus persistante que celle observée à 28°C, probablement à cause de la persistance d'une matière organique assez labile dans les mélanges incubés à 4°C et qui se décompose lentement permettant une persistance plus importante de la biomasse fongique à 4°C qu'à 28°C. L'effet de la température sur la stabilité des agrégats diffère des observations de Metzger et *al* (1987) qui ont observé une amélioration plus importante de la stabilité structurale d'un sol amendé par de la boue à 25°C qu'à 15°C. Les auteurs suspectent un changement des espèces microbiennes dominant dans les mélanges. De même Watts et *al* (2001) ont observé que la stabilité structurale d'un sol incubé à 24°C était plus importante que lorsqu'il était incubé à 2°C en raison de la faible minéralisation du carbone organique observée à 2°C par rapport à celle à 24°C.

Avec les composts mûrs, l'effet de la température sur la stabilité vis-à-vis du test de désagrégation mécanique se détecte seulement durant les deux premiers mois d'incubation. En effet, durant cette période les niveaux de MWD_{DM} sont plus importants à 28°C (~ 2,4 mm) qu'à 4°C (~ 2mm), ceci est sans doute due à la minéralisation du carbone plus importante à 28°C qu'à 4°C durant ces deux premiers mois et qui engendrerait plus d'agents de cohésion tel que les polysaccharides microbiens et aussi à l'activation des réactions chimiques de liaisons, favorisée à 28°C par rapport à 4°C.

En conclusion, 3 groupes de composts peuvent être distingués en fonction de leur effet sur la stabilisation des agrégats et des mécanismes mis en jeu (Figures IV-21).

- les composts mûrs, qui ont tous les 3 des effets similaires, augmentent essentiellement la cohésion interparticulaire des agrégats et dans une moindre mesure l'hydrophobicité des agrégats, ce qui augmente fortement la résistance à la désagrégation mécanique des agrégats (ce qui devrait ralentir le détachement de particules terreuses et la formation de croûtes de battance en cas de pluie sur agrégats humides) et dans une moindre mesure leur résistance à l'éclatement, ceci seulement en cas de pluie de faible intensité (humectation lente des agrégats) ;
- le compost immature OMRi augmente fortement l'hydrophobicité des agrégats, mais également leur cohésion interne, ce qui permet à ce compost d'améliorer la résistance des agrégats à

l'éclatement en cas de pluie de forte intensité et également leur résistance à la désagrégation mécanique ;

- les composts immatures BIOi et DVBi ont des effets intermédiaires. Ils augmentent à la fois la cohésion des agrégats et leur hydrophobicité, avec des intensités moins marquées que dans les 2 cas précédents. Cela leur permet d'augmenter la résistance des agrégats à la désagrégation mécanique et également à l'éclatement en cas de pluie de faible intensité.

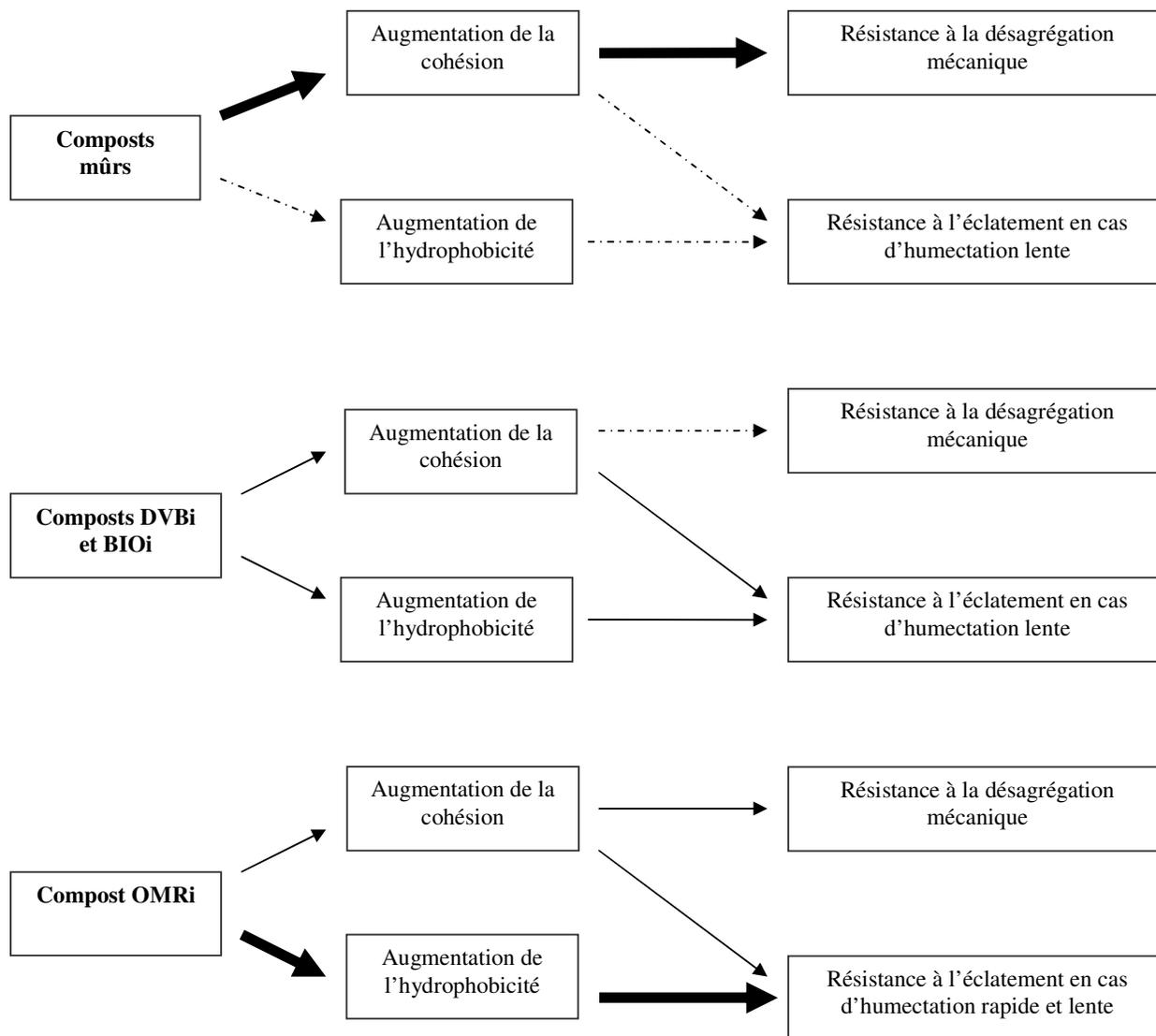


Figure IV-21 : Schéma de synthèse des mécanismes de résistance à la désagrégation engendrés par l'apport des différents types de composts.

L'ACP faite à partir des aires sous les courbes d'évolution de la stabilité structurale selon les trois tests d'évaluation de la stabilité d'agrégats confirme cette distinction parmi les composts selon leur effet sur la stabilité structurale (figure IV-22).

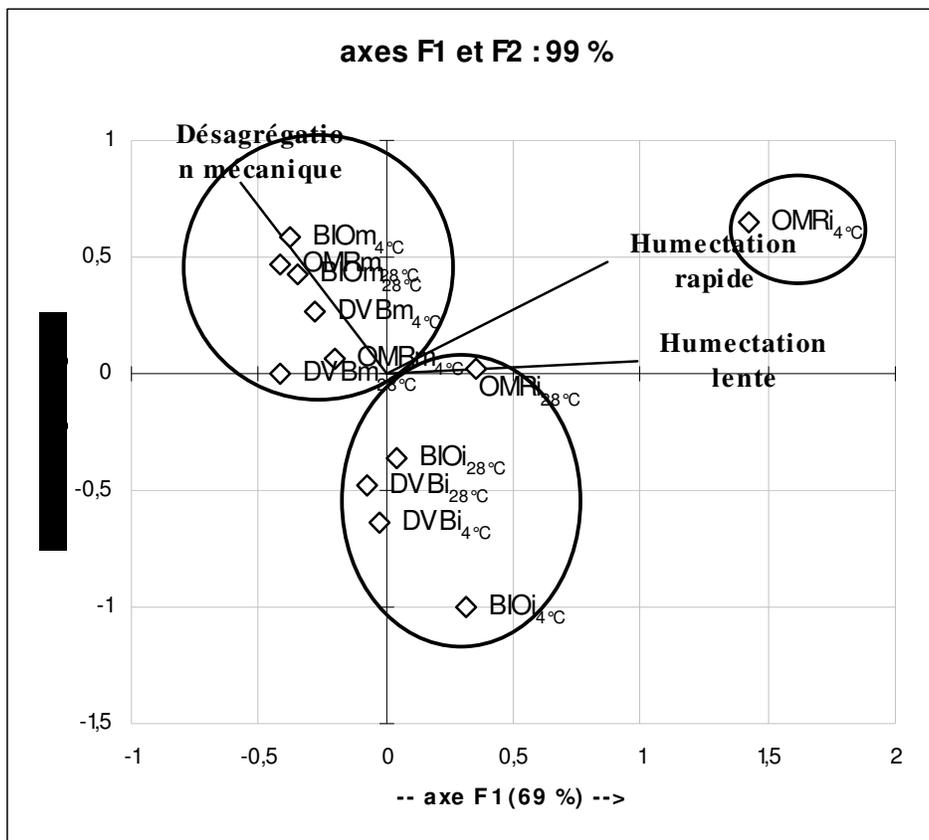


Figure IV-22 : Répartition des composts sur le premier plan de l'ACP réalisée à partir des données des aires sous les courbes d'évolutions des MWDs.

4. Conclusion du chapitre IV

Dans ce chapitre nous avons testé l'effet d'apport de composts sur la stabilité des agrégats d'un sol limoneux en relation avec la décomposition de leur matière organique et l'évolution de l'activité microbienne.

L'effet des composts sur l'amélioration de la stabilité structurale est variable selon le test de stabilité considéré et selon le degré de maturité du compost. Cependant, en considérant une observation moyenne des trois tests utilisés, les composts permettent tous d'augmenter la résistance des agrégats vis-à-vis de l'action destructive de l'eau.

L'effet positif des composts immatures sur la stabilité de la structure est visible surtout durant le premier mois d'incubation, amélioration soutenue au cours du temps dans le cas des composts à matière organique

très labile de type OMRi ou bien qui décline avec les composts à teneur en matière organique labile faible de type DVBi. Ce comportement est lié aussi à la nature des populations microbiennes dominantes durant la période de l'incubation en relation avec la température d'incubation. La figure IV-23 schématise les différents processus d'action d'un compost immature type OMRi. Ainsi après l'apport d'un compost immature la microflore du sol est stimulée d'une façon importante, cette stimulation dure environ 2 mois à 28°C et 6 mois à 4°C. La totalité de la biomasse microbienne semble être impliquée et plus l'activité microbienne est importante plus la stabilité des agrégats est grande. Cette activité microbienne engendre l'augmentation de la cohésion et l'hydrophobicité des agrégats. Contrairement aux hypothèses initiales lors de la mise en place des incubations, la faible température de 4°C n'a pas inhibé l'activité microbienne en présence des composts immatures, mais elle a favorisé l'activité des champignons par rapport aux bactéries plus actives à 28°C. Les champignons jouent alors un rôle important dans la stabilisation des agrégats à 4°C. Ensuite entre le 2^{ème} et le 6^{ème} mois d'incubation à 28°C et entre le 6^{ème} et le 11^{ème} mois d'incubation à 4°C, l'activité biologique diminue en raison de l'épuisement de la matière organique facilement biodégradable, la stabilité des agrégats diminue aussi mais elle reste toujours plus importante que dans le sol seul. Une troisième phase, où les facteurs stabilisants et la stabilité structurale sont constants, est observée entre le 6^{ème} et le 11^{ème} mois d'incubation à 28°C et sans doute après plus de 11 mois d'incubation à 4°C. Durant la deuxième et la troisième phase, les mêmes types de mécanismes de résistance des agrégats à la désagrégation sont présents que dans la première phase mais leur intensité d'action est moins forte.

Avec les composts mûrs et aux deux températures de l'étude, l'efficacité des composts à stabiliser les agrégats est proche entre les trois types de composts (figure IV-24). L'augmentation de la stabilité des agrégats suite à l'apport de ces composts était plus lente et moins intense qu'avec les composts immatures. A part le WDPT, les facteurs stabilisants étudiés semblent intervenir faiblement dans la stabilisation des agrégats. L'augmentation de la stabilité des agrégats est majoritairement due à l'augmentation de la cohésion interne des agrégats. Pour interpréter cette augmentation de la cohésion il aurait été intéressant qu'on mesure les substances humiques dans les agrégats au cours des incubations, aussi de faire des observations à l'aide d'outils de microscopie.

L'hydrophobicité des agrégats observée avec ces composts mûrs semble être majoritairement due aux caractéristiques initiales des composts car l'activité microbienne avec ces composts mûrs était globalement faible. Cependant, l'importance de cette action d'hydrophobicité doit être modulée en particulier par le taux de recouvrement des surfaces des agrégats par les composts qui doivent être sûrement faibles du fait de la faible proportion des composts par rapport au sol.

Figure IV-23 : Schéma récapitulatif de la stabilisation des agrégats du sol par les agents agrégeants au cours de la décomposition des composts immatures à 28 et à 4°C

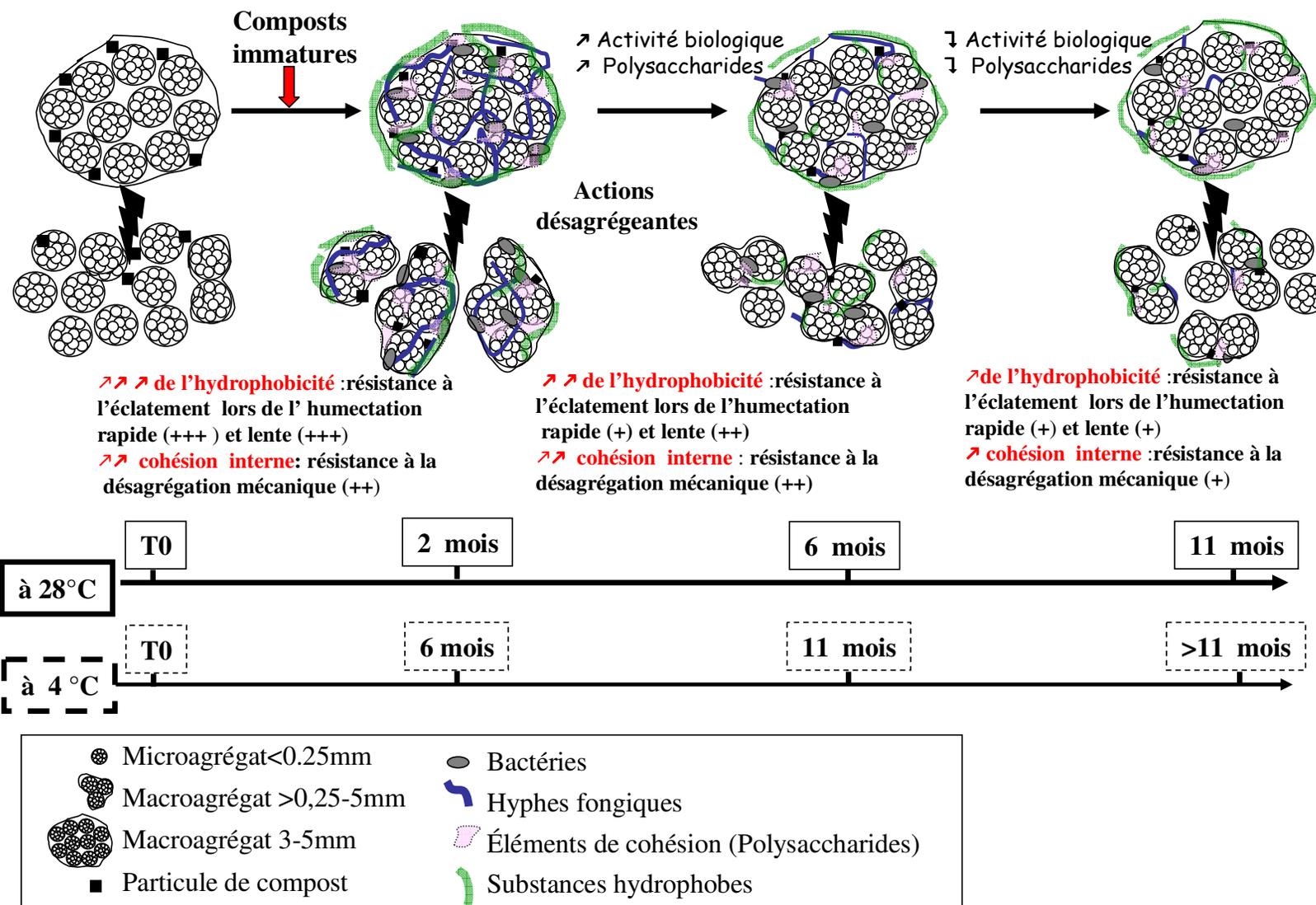
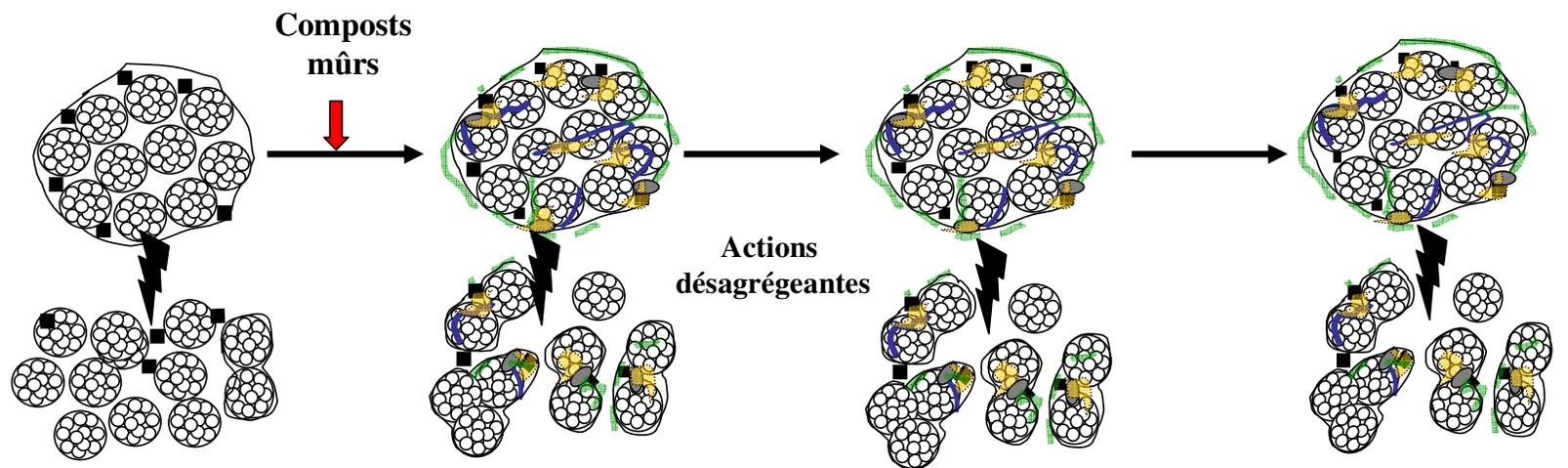


Figure IV-24 : Schéma récapitulatif de la stabilisation des agrégats du sol par les agents agrégants au cours de la décomposition des composts mûrs à 28 et à 4°C



↗↗↗ **cohésion interne** : résistance à la désagrégation mécanique (+++)

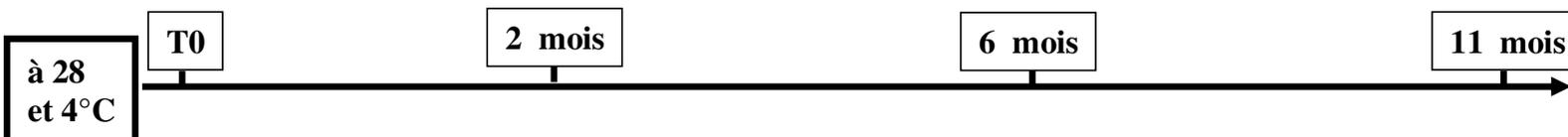
↗ **de l'hydrophobicité** : résistance à l'éclatement lors de l'humectation rapide (+/Ø) et lente (++)

↗↗↗ **cohésion interne**: résistance à la Désagrégation mécanique (+++)

↗ **de l'hydrophobicité** : résistance à l'éclatement lors de l'humectation rapide (+) et lente (++)

↗↗ **cohésion interne** :résistance à la désagrégation mécanique (++)

↗**de l'hydrophobicité** :résistance à l'éclatement lors de l'humectation rapide (+) et lente (+)



- Microagrégat <math><0.25\text{mm}</math>
- Macroagrégat >0,25-5mm
- Macroagrégat 3-5mm
- Particule de compost
- Bactéries
- Hyphes fongiques
- éléments de cohésion (acides humiques, Fe et Al)
- Substances hydrophobes

CHAPITRE V

INFLUENCE DE LA DOSE DE COMPOST APPORTEE SUR LA STABILITE STRUCTURALE : EXISTE-T-IL UN SEUIL D'EFFICACITE ?

Des relations positives entre la stabilité structurale des sols et les quantités de matières organiques exogènes apportées sont disponibles dans la littérature scientifique (cf. tableau I-9). La plupart de ces relations sont de forme linéaire et excluent donc la présence d'un seuil à partir duquel l'apport de matière organique au sol n'a plus ou moins d'effet sur la stabilité structurale.

L'effet positif du compost BIOi apporté à la dose de 19,5 tC.ha⁻¹, représentant environ 5 fois la dose agronomique, sur l'amélioration de la stabilité des agrégats vis-à-vis de l'action destructive de l'eau a été montré dans le chapitre précédent. On cherche maintenant à évaluer comment la dose de carbone apportée conditionne l'efficacité du compost à stabiliser la structure- Existe-t-il une dose minimale à apporter. Inversement, peut-on mettre en évidence une dose maximale de carbone à apporter pour laquelle les apports ne monteraient plus d'effet ?

1. Minéralisation du carbone organique

Au cours d'incubations similaires à celles réalisés dans le chapitre précédent, des doses croissantes de compost BIOi ont été ajoutées au sol. Ces doses correspondent à des apports équivalents à 0 tC.ha⁻¹, 6,5 tC.ha⁻¹, 19,5 tC.ha⁻¹, 39 tC.ha⁻¹, 58,5 tC.ha⁻¹, 78 tC.ha⁻¹, 97,5 tC.ha⁻¹, 130 tC.ha⁻¹, 162,5 tC.ha⁻¹, 195 tC.ha⁻¹, ce qui correspond respectivement à des teneurs initiales en carbone organique dans les mélanges « sol-compost » de 1, 1.14, 1.46, 1.91, 2.35, 2.78, 3.18, 3.84, 4.45 et 5.03%.

Les cinétiques de minéralisation du carbone dans les mélanges sol-BIOi sont présentées en mg C-CO₂ kg⁻¹ de sol sec (figure V-1a) et en pourcentage du carbone organique apporté (figure V-1b). La minéralisation du carbone organique, donc la respiration microbienne, augmente avec la dose de compost ajoutée. Cet accroissement est dû à l'augmentation du carbone organique labile dans les mélanges avec les doses. Serrawittling (1995), et Tejada et Gonzalez (2002) ont également observé cet accroissement de la minéralisation du carbone avec l'augmentation de la dose de compost apporté.

On observe une « inversion » de la minéralisation du carbone organique entre la dose 162,5 tC.ha⁻¹ et 195 tC.ha⁻¹, la cinétique de minéralisation de la dose 162,5 tC.ha⁻¹ étant supérieure à celle de la dose 195 tC.ha⁻¹.

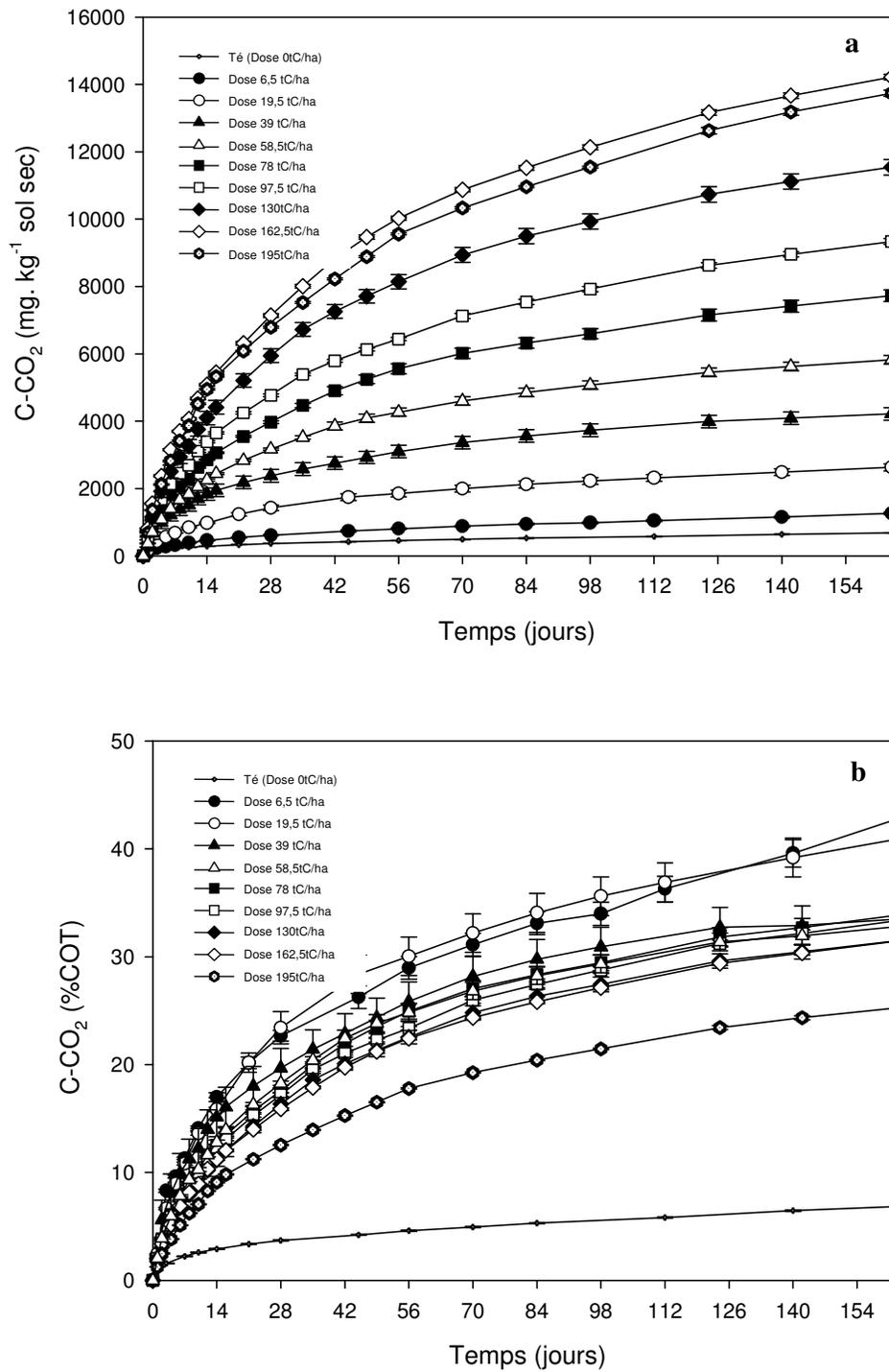


Figure V-1 : Cinétique de minéralisation du carbone organique au cours des incubations de mélanges sol-BIOi. (a) en mg C-CO₂.kg⁻¹ sol sec, (b) en pourcentage du carbone organique apporté.

Cela ne semble pas être dû à un problème d'anaérobiose ni de saturation de la soude puisque la quantité maximale de C-CO₂ piégé dans la soude pendant l'expérience était de 110 mg CO₂. 30 mL de NaOH pour les 360 mg C-CO₂ maximum¹. En effet, un litre d'air (volume des flacons) contient 210 mL d'O₂ soit 9,4 mmole d'O₂, soit 112,8 mg C-CO₂ potentiellement formée². Cependant, on ne peut pas complètement écarter un manque relatif d'O₂ qui ralentirait la minéralisation. Cette « inversion » pourrait également être due à un manque en azote disponible dans les mélanges avec la plus forte dose. En effet, le rapport C/N des mélanges augmente en augmentant la dose (tableau II-7).

Les cinétiques de minéralisation du carbone du sol et des mélanges ont été modélisés selon une cinétique d'ordre 1 : $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$

avec C-CO₂ : quantité cumulée de C-CO₂ minéralisé au temps t (mg.kg⁻¹ sol).

C₀ : compartiment organique potentiellement minéralisable (mg.kg⁻¹ sol).

k : constante de vitesse de minéralisation (j⁻¹).

Les valeurs de C₀ augmentent avec la dose apportée. La teneur en carbone organique dans les mélanges et la taille du compartiment C₀ sont corrélées linéairement entre elles avec un coefficient de corrélation de 0,990 (figure V-2). Par contre le coefficient de vitesse de minéralisation diminue avec l'augmentation de la dose de carbone du compost apporté (figure V-3).

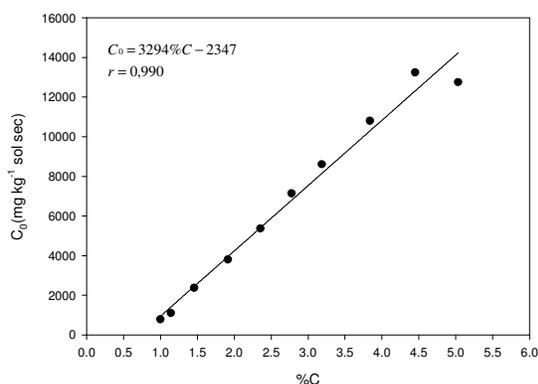


Figure V-2 : Variation des quantités de carbone potentiellement minéralisable (C₀) dans les mélanges Sol-BIOi, en fonction de la teneur en carbone initial des mélanges.

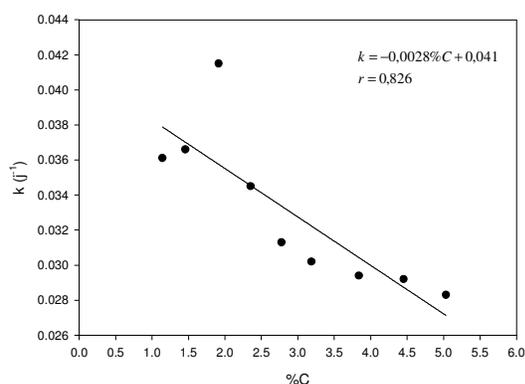


Figure V-3 : Variation du coefficient de vitesse de minéralisation (k) dans les mélanges Sol-BIOi, en fonction de la teneur en carbone initial des mélanges.

¹ 30 mL de NaOH à 2N peuvent piéger 60 mmole de C-CO₂ ce qui correspond à une capacité de piéger 360 mg C-CO₂

² 1 L d'air contient 21% d'O₂ ce qui correspond à 9,4 mmole d'O₂ donc au maximum 112,8 mg C-CO₂ peuvent être former

Cependant, les différences sont beaucoup moins marquées entre les doses quand on exprime les résultats en pourcentage du carbone organique apporté (figure V-1b). Ainsi pour les doses 39 à 162 tC.ha⁻¹, les intensités de minéralisation sont très proches avec une proportion de carbone minéralisé entre 31 et 33% du carbone apporté en fin d'incubation. Pour les 2 plus faibles doses, les proportions sont légèrement supérieures avec 42% du carbone minéralisé en fin d'incubation, mais on ne peut pas écarter un effet manipulation puisque ces incubations n'ayant pas été lancées simultanément aux autres. La seule dose qui se démarque est encore la dose la plus forte (195 tC.ha⁻¹) avec seulement 26% du carbone minéralisé en fin d'incubation. Il semble donc que quelque soit la dose apportée (sauf pour la dernière dose la plus forte), la minéralisation du carbone observée correspondent au potentiel maximum d'activité de la microflore présente, donc l'activité de minéralisation augmenterait proportionnellement à la dose de carbone disponible sans qu'un facteur limitant s'apparaisse. Ce facteur limitant n'apparaîtrait qu'en présence de la dose la plus forte.

2. Biomasse microbienne totale

La taille de la biomasse microbienne du sol augmente avec la dose de BIOi apportée. Cette augmentation est observée aux trois dates de mesures (après 28, 56 et 164 jours d'incubations) (figure V-4). L'augmentation de la biomasse microbienne est due à l'apport par le compost d'une source de carbone métabolisable qui augmente avec la dose de compost apportée.

Pour la plupart des doses testées la biomasse microbienne évolue au cours des incubations (figure V-5). Pour quelques doses, on observe un pic de biomasse à 28 jour d'incubation (1.14, 1.46, 3.84 et 4.45 %C). pour la dernière dose, le maximum est observé à 56 jour. A la fin de la période d'incubation (164 jours) la biomasse microbienne tend à diminuer sans doute à cause de la diminution de la proportion de carbone facilement biodégradable dans les mélanges, comme le montre la diminution de la vitesse de minéralisation de carbone organique.

Le quotient métabolique noté (qCO_2) est calculé en divisant la vitesse journalière de minéralisation du carbone par la taille de la biomasse microbienne observée le même jour. Ce rapport donne une idée du rendement d'utilisation d'une source de carbone organique par les microorganismes (quantité de carbone métabolisable transformée en carbone microbien et non « brûlé » en CO_2 (Wardle et Ghani, 1995). Plus le qCO_2 est faible, meilleure est l'efficacité d'utilisation du carbone des composts par la microflore. Le quotient métabolique (qCO_2) augmente avec la dose de carbone organique apporté. Donc le rendement d'utilisation du carbone organique pour fabriquer de la biomasse microbienne diminue avec l'apport de dose croissante de compost. Pour la plupart des doses, le qCO_2 est plus important au 56^{ème} jour d'incubation par rapport aux deux autres dates de mesure (28 et 164 jours d'incubation) (figure V-6). La diminution du qCO_2 en fin de période d'incubation est sans doute due à la diminution de la quantité de carbone facilement biodégradable.

Albiach et al (2001a) ont observé aussi une augmentation de la taille microbienne, de l'activité enzymatique et du mucilage microbien avec l'augmentation des doses de deux boues urbaines.

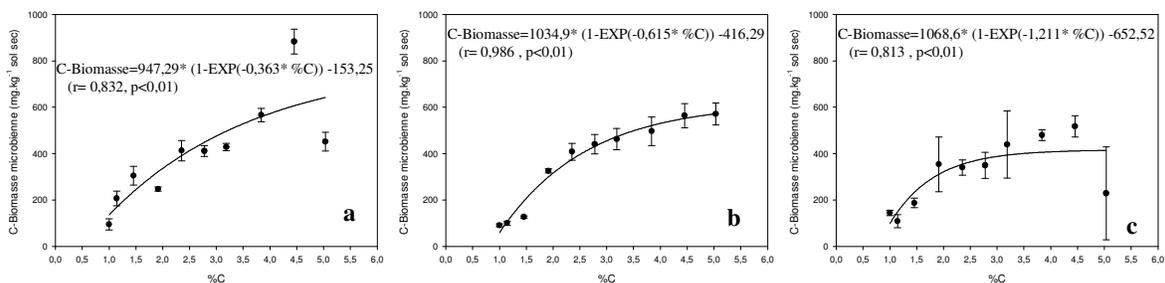


Figure V-4 : Evolution de la taille de la biomasse microbienne en fonction du teneur en carbone des mélanges sol-BIOi au cours des incubations : (a) après 28 jours d'incubation, (b) après 56 jours d'incubation, et (c) après 164 jours d'incubation.

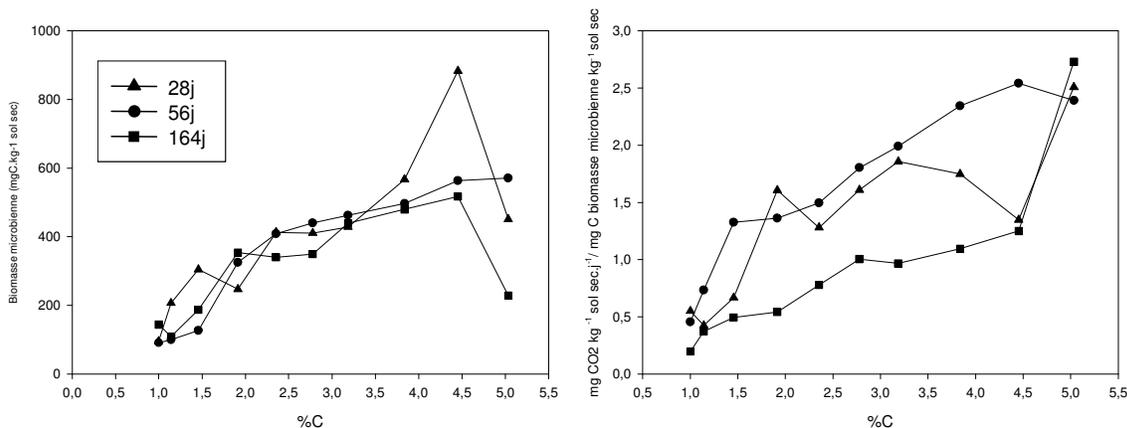


Figure V-5 : Variation des niveaux de la biomasse microbienne en fonction des teneurs initiales en carbone des mélanges sol-BIOi et pour les trois dates de mesures (28, 56 et 164 jours d'incubation).

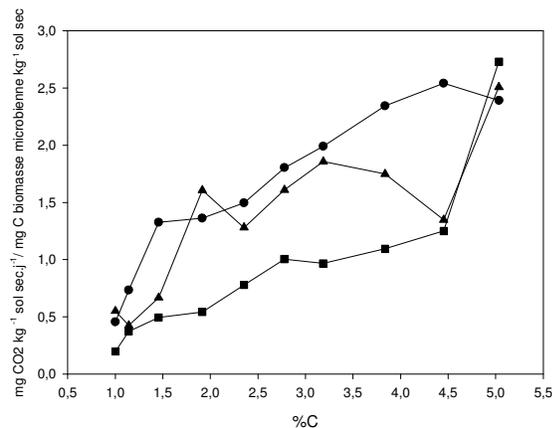


Figure V-6 : Variation du quotient métabolique (qCO₂) en fonction des teneurs initiales en carbone des mélanges sol-BIOi et au cours de la période d'incubation.

3. Biomasse fongique

La figure V-7 présente l'évolution au cours des incubations des teneurs en ergostérol, indicateur de la biomasse fongique, dans les mélanges sol-BIOi en fonction de la dose de compost apportée. La biomasse fongique augmente linéairement avec les doses, comme observée par N'Dayegamiye et Angers (1990) en additionnant au sol des doses croissantes de fumier.

Quelque soit la dose ajoutée, l'amplitude des augmentations des teneurs en ergostérol diminue au cours du temps. Ceci est bien quantifié par les pentes des régressions linéaires calculées pour chaque date de

mesure. Ces pentes sont de 1,878 ; 1,092 et 0,449 respectivement pour les mesures faites après 28, 56 et 164 jours d'incubation. L'apport de d'une matière organique exogène entraîne l'augmentation de la biomasse fongique durant les premiers stades de décomposition, puis le niveau de cette population diminue au cours du temps (Metzger *et al*, 1987, Roldan *et al*, 1994).

La biomasse fongique varie plus au cours du temps que la biomasse microbienne totale.

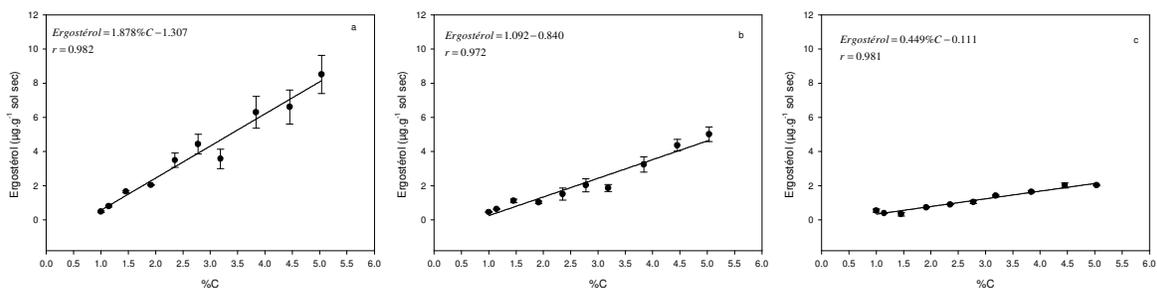


Figure V-7 : Evolution des teneurs en ergostérol en fonction des teneurs initiales en carbone des mélanges sol-BIOi au cours des incubations : (a) après 28 jours d'incubation, (b) après 56 jours d'incubation, et (c) après 164 jours d'incubation.

4. Stabilité des agrégats vis-à-vis de l'action destructive de l'eau

Seul le test de stabilité après humectation rapide des agrégats a été réalisé. La figure V-8 présente l'évolution des MWD_{HR} en fonction de la dose du compost BIOi apporté et de la date de mesure. On observe une augmentation du MWD_{HR} avec la dose de compost apportée. Pratiquement pour toutes les doses testées, les valeurs de MWD_{HR} maximum sont observées au 56^{ème} jour d'incubation (figure V-8b). A la fin de la période d'incubation (164 jours) les niveaux de stabilité structurale sont similaires à ceux observés après 28 jours d'incubations ($p < 0,01$).

Afin de rechercher une quantité « optimale » de carbone dans les mélanges, les résultats reliant les MWD_{HR} aux teneurs en carbone organique ont été divisés en 2 domaines pour lesquels les corrélations linéaires entre les valeurs étaient maximales (figure V-8). Le seuil de carbone apporté optimale peut être défini comme étant le point à l'intersection entre ces 2 droites, les apports supplémentaires en carbone étant moins efficaces pour augmenter la stabilité structurale selon le test d'humectation rapide.

Aussi les courbes reliant la stabilité structurale aux teneurs initiales en carbone dans les mélanges ont été ajustés à des cinétiques d'ordre 1 du type $MWD_{HR} = X * (1 - \text{EXP}^{-Y * \%C}) + Z$ afin de trouver un maximum de stabilité atteint ce qui permettrait de définir une dose optimale à apporter (tableau V-1).

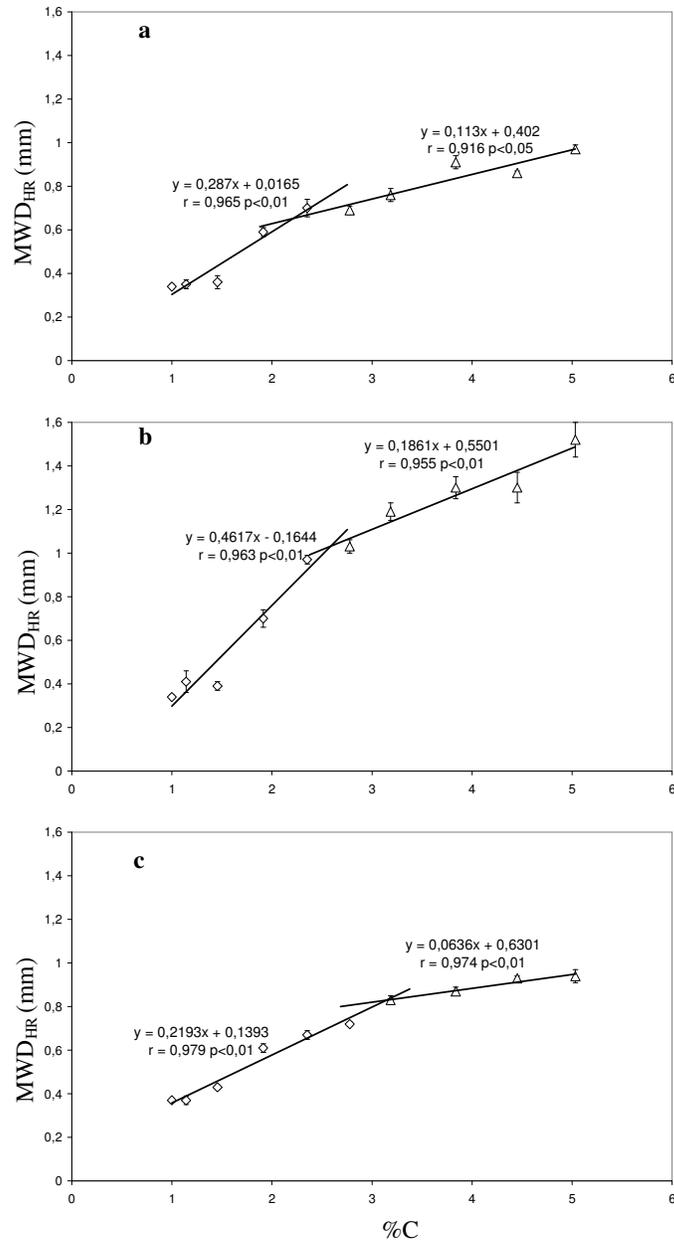


Figure V-8 : Relations entre stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation rapide (MWD_{HR}) et teneurs initiales en carbone des mélanges sol-BIOi au cours des incubations : (a) après 28 jours d'incubation, (b) après 56 jours d'incubation, et (c) après 164 jours d'incubation.

Tableau V-1 : Ajustements des variations du MWD_{HR} à trois fonctions mathématiques, les valeurs entre les parenthèses représente les coefficients de corrélation.

	$MWD_{HR} = X * (1 - \text{EXP}^{-Y * \%C}) + Z$
Après 28 jours	$MWD_{HR} = 1,207 * (1 - \text{EXP}(-0,414 * \%C)) - 0,104$ (r= 0,981)
Après 56 jours	$MWD_{HR} = 3,217 * (1 - \text{EXP}(-0,368 * \%C)) - 0,390$ (r= 0,987)
Après 164 jours	$MWD_{HR} = 1,115 (1 - \text{EXP}(-0,440 * \%C)) - 0,073$ (r= 0,994)

La comparaison des courbes d'évolution du MWD_{HR} permet de dégager un effet seuil de la dose de compost apporté à partir du quelle la stabilité des agrégats varie peu, ce seuil correspondrait à une dose entre 58,5 tC.ha⁻¹ et 97,5 tC.ha⁻¹.

L'amélioration de la stabilité structurale avec l'augmentation des doses de matières organiques exogènes apportée a déjà été observée dans plusieurs études. Ainsi, en mesurant la stabilité structurale à plusieurs dates suivant l'apport de cinq doses de résidus urbains, Diaz et al (1994) ont observé une augmentation de la stabilité des agrégats avec la dose apportée, l'efficacité variait selon la date de mesure. Tiarks et al (1974) et Pagliai et al (1981) ont montré aussi une amélioration de la stabilité structurale avec l'augmentation des doses apportées respectivement de lisier et de boue.

5. Discussion

Le traitement de l'ensemble des données collectées durant l'incubation de 164 jours, montre des relations positives hautement significatives entre le MWD_{HR} et l'activité biologique observée (tableau V-3), ce qui est fréquemment observé dans la littérature (N'Dayegamiye et Angers, 1990; Tejada et Gonzalez, 2002). La population microbienne est stimulée par l'apport de matières organiques exogènes, d'autant plus que cet apport est riche en composés labiles. La stimulation de l'activité microbienne engendre une amélioration de la stabilité structurale via plusieurs mécanismes de résistance à la désagrégation (augmentation de la cohésion et de l'hydrophobicité des agrégats). Plus l'activité microbienne est intense plus les mécanismes de résistance à la désagrégation d'origine microbienne seraient efficaces contre l'action destructive de l'eau. La biomasse microbienne totale, semble être plus reliée à la stabilité structurale vis-à-vis de l'humectation rapide que la biomasse fongique, ceci pourrait être due à la croissance favorisée des bactéries par rapports aux champignons à la température d'incubation de 28°C .

La stabilisation des agrégats observée est en grande partie due à la stimulation de l'activité microbienne suite à l'ajout de compost. Les relations entre teneur en carbone des mélanges et stabilité structurale diffèrent des études qui cherchent à trouver une relation entre la teneur de carbone

organique des sols et leur stabilité structurale comme par exemple les travaux de Greenland et *al* (1975) et Haynes et Tregurtha (1999).

La relation maximale est trouvée entre le quotient métabolique et le test de stabilité structurale (tableau V-3). La stabilité des agrégats augmente avec le quotient métabolique. En présence d'une source de carbone facilement métabolisable, une partie de ce carbone va être utilisé par la microflore du sol pour assurer la croissance de cette microflore en majeure partie hétérotrophe, une autre partie sera brûlée sous forme de CO₂ (source d'énergie pour la microflore). Enfin, une partie du carbone peut être transformée en produits de synthèse par la microflore, en particulier sous forme de polysaccharides.

L'efficacité d'utilisation de la source de carbone caractérise la proportion du carbone utilisée pour la croissance microbienne par rapport au carbone utilisée brûlé sous forme de CO₂. Le quotient métabolique (rapport entre la vitesse journalière de minéralisation du carbone organique et la taille de la biomasse microbienne observée le même jour) donne une image de cette efficacité d'utilisation. Plus le quotient métabolique est faible meilleure est l'efficacité d'utilisation du carbone. A l'inverse plus le quotient d'utilisation métabolique est élevé, moins bonne est l'efficacité de l'utilisation du carbone métabolisable pour la synthèse microbienne ; une proportion importante du carbone est alors dégagé sous forme de CO₂. En général une disponibilité excédentaire de carbone s'accompagne de la synthèse de composés carbonés comme les polysaccharides. La liaison entre le qCO₂ et le MWD_{HR} observée pouvait donc traduire la synthèse de substances agrégeants par la microflore présente

Tableau V-3 : Matrice de corrélations entre le MWD_{HR}, la minéralisation du carbone organique, la biomasse microbienne et l'ergostérol.

	MWD _{HR}	C-CO ₂	Biomasse microbienne	qCO ₂	Ergostérol
MWD _{HR}	1				
C-CO ₂	0,750***	1			
Biomasse microbienne	0,751***	0,626***	1		
qCO ₂	0,833***	0,616***	0,547***	1	
Ergostérol	0,570***	0,364**	0,725***	0,674***	1

** et *** indiquent une significativité aux seuils de 1% et de 0,1%, respectivement.

6. Conclusion du chapitre V

L'apport de compost BIOi a entraîné une stimulation de l'activité microbienne du sol, stimulation proportionnelle à la dose de carbone organique apporté. En parallèle, ce compost a amélioré la stabilité des agrégats contre l'humectation rapide aussi d'une façon proportionnelle à la quantité de compost apportée.

La biomasse microbienne totale comme la biomasse fongique sont impliquées dans cette stabilisation des agrégats. Plus que la taille de la microflore, l'activité métabolique de cette microflore pourrait expliquer le lien entre amélioration de la stabilité structurale et stimulation de la microflore. L'efficacité d'utilisation du carbone serait donc très impliquée dans l'efficacité à stabiliser le sol.

Les résultats montrent que $97,5 \text{ tC.ha}^{-1}$ est une dose maximale de carbone à apporter au delà de laquelle l'apport supplémentaire de carbone ne permet plus une amélioration aussi importante de la stabilité. Cette dose est largement supérieure à la dose habituellement apportée par les agriculteurs. On peut se demander si le cumul des doses d'application conduirait au même effet sur la stabilité de la structure, ce qui sera abordé dans le chapitre VII sur les résultats de l'essai au champ.

CHAPITRE VI

EFFETS DES COMPOSTS SUR LA STABILITE D'UN LIT DE SEMENCE : CONSEQUENCE SUR LA QUALITE DES EAUX D'INFILTRATION

La dégradation des lits de semence sous l'impact des gouttes de pluie est fréquemment observée pour les sols limoneux, particulièrement dans les plus pauvres en matière organique. Les gouttes de pluie, qui ne sont pas interceptées par le couvert végétal, désagrègent la surface du sol formant une croûte de battance. Au cours de la fermeture de la surface du sol, l'infiltration de l'eau de pluie dans le sol diminue, l'excès d'eau va donc ruisseler. Les mécanismes de désagrégation entrant en jeu dans la formation de la croûte de battance dépendent essentiellement de l'état hydrique du sol avant la pluie et de l'intensité de cette pluie.

En améliorant la stabilité structurale, l'ajout des produits résiduels organiques tels que les composts urbains devrait améliorer la résistance du sol à la formation de la croûte de battance.

L'objectif de ce chapitre est d'étudier l'influence du type de compost (DVB, OMR et BIO) et de leur état de maturité (immature ou mûr) sur la résistance d'un lit de semence artificiel à une pluie. Pour cela nous avons choisi de travailler sur des mélanges « sol-compost » incubés durant 0, 14, 56 et 164 jours à 4°C, et de les soumettre à l'impact de gouttes de pluie en conditions contrôlées, à l'état sec ou à l'état humide. Le taux d'infiltration et la qualité des eaux récupérées (teneur en éléments solides et teneur en carbone) après passage par le massif d'agrégats sont suivis.

1. Observations visuelles de l'état de surface des agrégats

Les observations visuelles de l'évolution de la couche superficielle des agrégats sous l'influence de la pluie sont réalisées afin de repérer les grandes phases de la dégradation de la surface des massifs d'agrégats.

1.1. Action des gouttes de pluie sur les agrégats humides

L'observation visuelle de la surface des massifs d'agrégats initialement humides à différents pas de temps de la séquence pluvieuse, montre qu'environ une demi-heure de pluie (environ 15 mm d'eau) était nécessaire pour qu'on puisse noter une évolution de la surface des agrégats. Les agrégats restent

individualisés, mais semblent émoussés. Pour tous les traitements, la morphologie de surface à la fin de la pluie semble être similaire à celle observée après 30 minutes de pluie (figure VI-1).

1.2. Action des gouttes de pluie sur les agrégats secs

A l'inverse des agrégats initialement humides, l'observation visuelle de la surface des cylindres contenant des agrégats initialement secs, montre une évolution rapide des agrégats qui sont en surface. Presque tous les agrégats en surface des massifs se trouvent désagrégés. A partir de 15 mm de pluie, les fragments terreux rejaillissent sous l'impact des gouttes, c'est le splash. A la fin de la séquence de pluie et pour tous les traitements, une croûte de dépôt apparaît dans les micro-dépressions.

Pour les deux états d'humidité initiale des agrégats, l'observation visuelle à la fin de la séquence de pluie ne montre aucune différence entre type de compost et degré de maturité. Aussi à l'observation visuelle à la fin de la séquence de pluie des couches d'agrégats qui sont en dessous de la surface montre des agrégats intacts, qui seraient protégés par les couches superficielles.

2. Suivi de l'infiltration de l'eau à travers les massifs d'agrégats

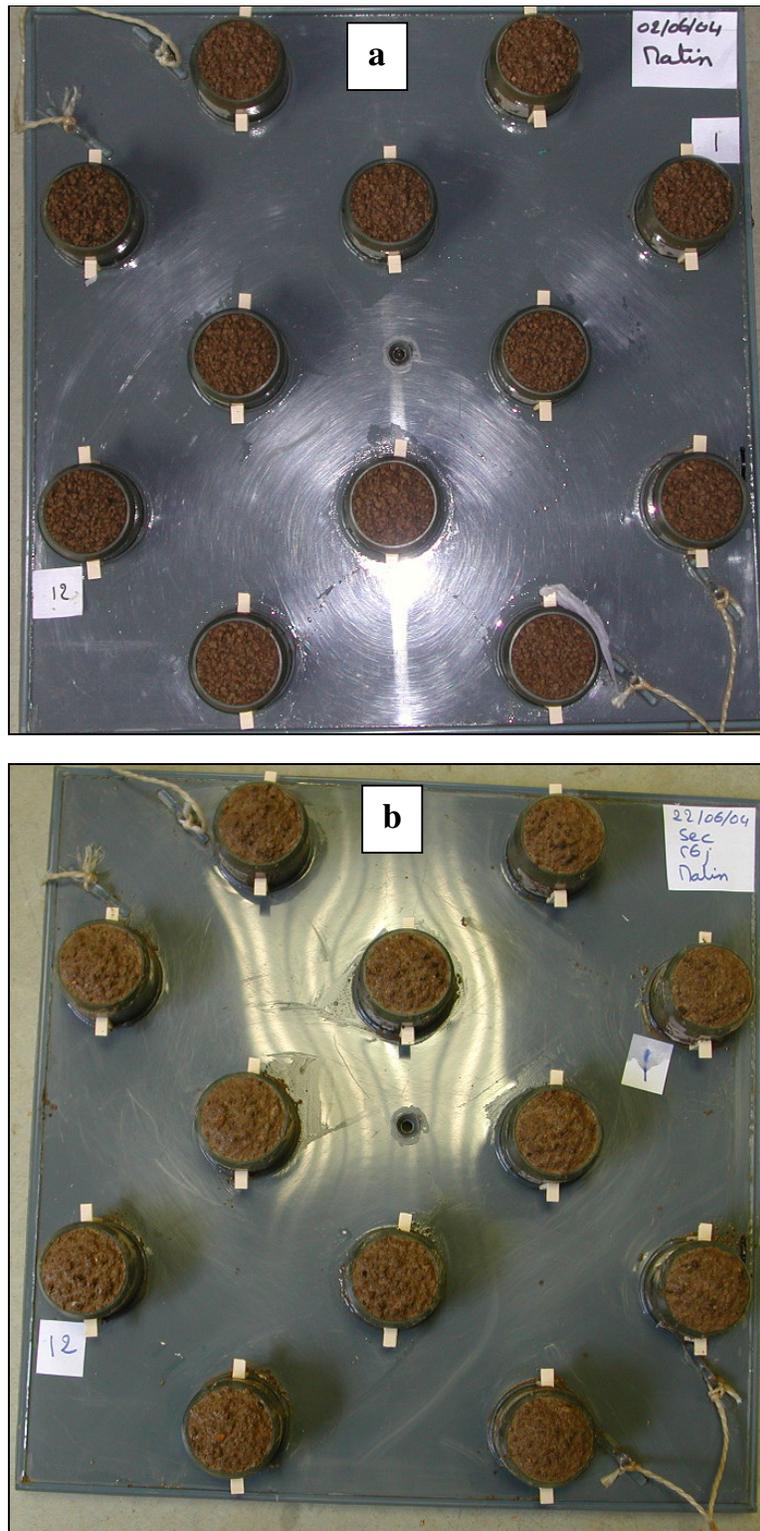
Pour caractériser l'infiltrabilité des différents traitements, on a calculé (i) le taux moyen d'infiltration de l'eau durant la totalité de la période de la pluie (ii) et l'infiltrabilité de l'eau à la 160^{ème} minute de notre séquence (10 min avant la fin de la séquence de pluie). Ces deux paramètres sont utilisés pour comparer les traitements entre eux. En effet, l'évaluation de la capacité d'infiltration des traitements peut nous donner une idée sur l'état de surface des massifs d'agrégats : plus le massif est filtrant, plus sa surface devrait être ouverte.

Les cinétiques d'infiltration de l'eau à travers les massifs d'agrégats soumis à la pluie à l'état sec présentent une évolution en décroissance. C'est pour cette raison que nous avons cherché à appliquer des ajustements mathématiques à ces courbes d'infiltrabilité et à choisir ceux qui pourraient le mieux convenir. Un ajustement des courbes selon un modèle de premier ordre (Infiltration = $a \cdot e^{-bt}$) est celui qui est le plus adapté. Le coefficient (b) indique la vitesse de décroissance du taux d'infiltration. Ce coefficient (b) nous a servi aussi à comparer entre elles les courbes d'infiltration de l'eau à travers les massifs d'agrégats secs.

2.1. Agrégats humides

Les résultats du taux moyen d'infiltration de l'eau à travers les agrégats des différents traitements mis sous la pluie simulée à l'état humide sont présentés dans le tableau VI-1. Pour les trois premières dates de mesures (après 0, 14 et 56 jours d'incubation à 4°C), le taux moyen d'infiltration de l'eau ne

Figure VI-1 : Etat de surface des agrégats à la fin de la séquence de pluie simulée ; exemple d'agrégats incubés durant 56 jours: (a) agrégats initialement humides, (b) agrégats initialement secs.



varie pas beaucoup au cours de la simulation de pluie. Les seules différences par rapport au sol témoin sont observées pour le DVBi et l'OMRi au 14^{ème} jour d'incubation, avec une diminution significative ($p < 0,05$) de l'infiltration de l'eau. Au 164^{ème} jour, tous les traitements avec composts ont des taux d'infiltration significativement ($p < 0,05$) plus importantes que le taux d'infiltration du sol témoin.

Tableau VI-1 : Variation des taux moyens d'infiltration de l'eau (en mm.h⁻¹) à travers les agrégats initialement humides en fonction des traitements et des dates de mesure. Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	27,3 a	28,6 a	30,5 a	25,7 b
DVBi	28,1 a	27,2 b	30,6 a	27,8 a
OMRi	28,2 a	27,2 b	31,0 a	27,3 a
BIOi	26,5 a	28,1 a	30,2 a	27,4 a
DVBm	27,7 a	28,0 a	30,6 a	27,9 a
OMRm	25,2 b	28,1 a	30,4 a	27,2 a
BIOm	27,0 a	27,9 a	30,8 a	27,4 a
ppds au seuil de 5%	1,68	0,85	1,29	1,00

Tableau VI-2 : Variation de l'infiltrabilité de l'eau à la 160^{ème} minute de pluie (en mm.h⁻¹) à travers les agrégats initialement humides en fonction des traitements et dates de mesure. Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	28,0 a	29,0 a	32,0 a	28,5 b
DVBi	28,6 a	28,2 b	32,0 a	29,2 a
OMRi	28,9 a	28,2 b	32,2 a	28,5 b
BIOi	30,0 a	28,9 a	31,3 a	28,9 b
DVBm	30,1 a	28,8 a	31,5 a	29,2 a
OMRm	27,0 a	28,9 a	32,4 a	28,3 b
BIOm	30,0 a	29,4 a	32,2 a	28,9 b
ppds au seuil de 5%	4,01	0,71	0,98	0,60

Les taux d'infiltration de l'eau à la 160^{ème} minute de pluie sont donnés dans le tableau VI-2. A partir de cet indicateur, seule l'action des composts DVB (immature et mûr) après 164 jours d'incubation a été détectée. En effet, à cette date, les taux d'infiltration à la 160^{ème} minute de pluie sont significativement plus importants dans les traitements avec les composts DVB par rapport au sol seul. Pour les autres dates de mesure aucune différence significative n'a été observée entre les différentes modalités.

Les deux indicateurs utilisés (taux d'infiltration moyen et taux d'infiltration à la 160^{ème} minute de pluie) pour évaluer l'effet des composts sur la conductivité hydraulique de massifs d'agrégats de sol initialement humides n'ont pas permis d'observer une action significative des composts sur la conductivité hydraulique par rapport au témoin. En effet, à part quelques exceptions, la conductivité hydraulique n'a pas changé suite à l'apport des composts.

2.2. Agrégats secs

Le tableau VI-3 donne pour les différentes dates de mesure les taux moyens d'infiltration de l'eau à travers les agrégats soumis à la pluie à l'état sec. A part le traitement BIOm qui a un taux moyen d'infiltration important (24,7 mm.h⁻¹), au début de l'incubation (0 jours), tous les autres traitements ont des taux moyens d'infiltrabilité similaires aux témoins. Après deux semaines d'incubation, tous les composts ont augmenté leur taux moyen d'infiltration de l'eau par rapport au témoin, cette amélioration est significative au seuil de 5% pour l'OMRi, BIOi, DVBm, OMRm et BIOm. Durant le reste de la période d'incubation, aucune différence significative n'est observée entre les taux moyens d'infiltration de l'eau des différents traitements (sauf pour l'OMRm au 164^{ème} jour d'incubation qui aurait un effet plutôt négatif). Cependant, les taux moyens d'infiltration les plus importants sont observés avec les composts de type BIO (23 à 25 mm.h⁻¹).

La comparaison du taux d'infiltration à la 160^{ème} minute de pluie (tableau VI-4) donne globalement les mêmes informations que le taux moyen d'infiltration. Avec cet indicateur (infiltration à la 160^{ème} minute) seule une augmentation significative ($p < 0,05$) du taux d'infiltration à la 160^{ème} minute est observée avec les composts OMR et BIO au 14^{ème} jour d'incubation. Pour les deux dernières dates de mesure (56 et 164 jours), le taux d'infiltration à la 160^{ème} minute est significativement moins important dans les traitements OMRm par rapport au sol seul.

Tableau VI-3 : Variation en fonction des traitements et dates de mesure des taux moyens d'infiltration de l'eau (en mm.h⁻¹) à travers les agrégats initialement secs. Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	16,8 b	17,9 b	20,5 a	23,9 a
DVBi	17,4 b	19,0 b	21,9 a	19,5 b
OMRi	16,7 b	26,3 a	18,4 a	24,5 a
BIOi	20,0 b	25,4 a	24,2 a	25,3 a
DVBm	14,0 b	26,0 a	19,0 a	22,3 a
OMRm	15,1 b	26,1 a	18,1 a	17,0 b
BIOm	24,7 a	24,6 a	24,0 a	23,2 a
ppds au seuil de 5%	4,3	4,2	4,1	4,1

Tableau VI-4 : Variation en fonction des traitements et dates de mesure des taux d'infiltration de l'eau (en mm.h⁻¹) à la 160^{ème} minute de pluie à travers les agrégats initialement secs. Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	14,9 b	16,1 b	17,8 a	22,4 b
DVBi	13,9 b	19,2 b	16,5 a	20,1 b
OMRi	13,8 b	24,4 a	13,7 b	23,4 b
BIOi	15,0 b	23,0 a	18,4 a	28,3 a
DVBm	12,9 b	22,8 a	17,7 a	20,8 b
OMRm	12,5 b	23,3 a	11,8 b	15,2 c
BIOm	21,3 a	19,4 b	19,3 a	20,3 b
ppds au seuil de 5%	4,5	5,8	3,8	3,7

Le tableau VI-5 illustre les coefficients de vitesse de la chute de l'infiltrabilité de l'eau calculés selon le modèle : $\text{Infiltration} = a \cdot e^{-bt}$. L'utilisation du coefficient de vitesse de la chute d'infiltration (b) pour comparer les traitements donne les mêmes informations que la comparaison des taux d'infiltration. Au départ des incubations, les vitesses de chute d'infiltrabilité des différents traitements sont statistiquement similaires. Après 14 jours d'incubation, les traitements avec les composts de type OMR et BIO ont des coefficients de diminution du taux d'infiltration statistiquement plus faible ($p < 0,05$) que les traitements DVB et T. Durant les deux dernières dates de mesure (56 et 164 jours

d'incubation) aucun effet significatif des composts DVB et BIO n'est observé. Alors que le compost OMRm a augmenté significativement ($p < 0,05$) la vitesse de chute de l'infiltration de l'eau à travers les agrégats. Globalement les trois indicateurs choisis pour évaluer l'effet des composts sur le taux d'infiltration conduisent aux mêmes conclusions : dans ces conditions d'incubation, les composts n'ont d'effet positif sur l'entretien et l'amélioration de l'infiltration d'un lit de semence initialement sec que durant une courte période (14 jours et seulement avec les composts de type OMR et BIO).

Tableau VI-5 : Variation des coefficients de vitesses d'infiltrabilité de l'eau (b en $\% \cdot \text{mn}^{-1}$) à travers les agrégats initialement secs calculés selon le modèle : $\text{Infiltration} = a \cdot e^{-bt}$. Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	0,31 a	0,46 a	0,45 c	0,20 bc
DVBi	0,55 a	0,43 a	0,48 c	0,29 b
OMRi	0,51 a	0,26 b	0,58 b	0,10 c
BIOi	0,56 a	0,32 b	0,33 c	0,07 c
DVBm	0,46 a	0,36 a	0,34 c	0,29 b
OMRm	0,39 a	0,19 c	0,72 a	0,65 a
BIOm	0,34 a	0,32 b	0,37 c	0,30 b
ppds au seuil de 5%	0,26	0,13	0,12	0,13

3. Qualité des eaux recueillies au cours des pluies simulées

3.1. Charge en éléments en suspension

La caractérisation de la teneur en éléments solides dans les eaux d'infiltration a été faite par la mesure de l'absorbance de la lumière par les matières en suspension à une densité optique de 600nm. Les concentrations lues à 600 nm sont ensuite exprimées en terme de masse perdue en tenant compte du volume d'eau récupéré durant la totalité de séquence pluvieuse.

3.1.1. Charges solides dans les eaux d'infiltration des agrégats humides

A la date 0, les agrégats mélangés avec les composts BIOi et BIOm ont généré les eaux de percolation les plus chargées en particules solides (tableau VI-6). Après 14 jours d'incubation, les agrégats mélangés avec le DVBi engendrent la plus importante migration des éléments solides ; par conséquent, les agrégats de ce traitement se désintègrent plus que les autres traitements. A cette date, seuls les composts OMRi et BIOi ont une action positive ($p < 0,05$) sur la diminution de la désagrégation mécanique des agrégats puisque leurs charges solides sont plus faibles que la charge du témoin. Comme au 14^{ème} jour d'incubation, les eaux d'infiltration récupérées au 56^{ème} jour

d'incubation à travers les agrégats traités avec l'OMRi et le BIOi contiennent des quantités de particules solides significativement moins importantes que dans les autres traitements. Après 164 jours d'incubation, toutes les eaux d'infiltration issues des mélanges sol-compost ont des charges solides significativement plus élevées que le témoin. Dans un ordre croissant de charge solide, les traitements se classent comme suit : DVBi<DVBm<OMRi<OMRm<BIOi<BIOm.

La quantité de particules perdues diminue dans les témoins au fur et à mesure des incubations, diminution qui est aussi observée avec les composts durant les 3 premiers dates de mesure.

Tableau VI-6 : Masse de particule en suspension dans les eaux de percolation récupérées à travers les agrégats initialement humides (en g). Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	0,0128 c	0,0108 b	0,0078 a	0,0064 e
DVBi	0,0120 c	0,0202 a	0,0092 a	0,0082 d
OMRi	0,0010 c	0,0058 c	0,0029 c	0,0091 c
BIOi	0,0232 a	0,0051 c	0,0047 b	0,0114 b
DVBm	0,0135 c	0,0093 b	0,0064 a	0,0087 cd
OMRm	-	0,0088 b	0,0066 a	0,0096 c
BIOm	0,0196 b	0,0155 a	0,0086 a	0,0158 a
ppds au seuil de 5%	0,0028	0,0027	0,0016	0,0006

3.1.2. Charges solides dans les eaux d'infiltration des agrégats secs

Au début des incubations (jour 0) seul le traitement BIOi a augmenté la charge solide des eaux de percolations (tableau VI-7). Au 14^{ème} jour d'incubation, tous les traitements organiques (sauf DVBm) ont significativement ($p<0,05$) diminué les quantités de particules en suspension contenues dans les eaux d'infiltration par rapport au témoin. Après 56 jours d'incubation, aucun effet positif des composts sur la diminution la quantité des éléments en suspension n'a été détecté, voir même une augmentation des quantités des éléments solides avec les composts de type DVB et BIO est observée. Au 164^{ème} jour d'incubation, les eaux d'infiltration sont moins chargées dans les traitements OMRi et BIOi par rapport au témoin ($p<0,05$). A cette date (164 jours d'incubation) les eaux d'infiltration des autres traitements ont des teneurs en éléments solides moins importantes que le témoin sans pour autant que les différences soient significatives.

Globalement, les quantités d'éléments solides recueillies dans les eaux de pluie sont plus élevées pour les agrégats humides que pour les agrégats secs (tableaux VI-6 et VI-7).

Tableau VI-7 : Masse de particules en suspension dans les eaux de percolation récupérées à travers les agrégats initialement secs (en g). Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	0,0030 c	0,0075 a	0,0038 b	0,0071 a
DVBi	0,0041 bc	0,0057 b	0,0062 a	0,0057 a
OMRi	0,0031 c	0,0032 c	0,0034 b	0,0052 b
BIOi	0,0075 a	0,0045 b	0,0057 a	0,0055 b
DVBm	0,0045 bc	0,0062 a	0,0059 a	0,0056 b
OMRm	0,0054 b	0,0025 c	0,0037 b	0,0057 a
BIOm	0,0032 c	0,0044 b	0,0051 ab	0,0066 a
ppds au seuil de 5%	0,0020	0,0016	0,0016	0,0015

3.2. Distribution de la taille des particules en suspension

3.2.1. Eaux récoltées sous les agrégats humides

Les résultats de la distribution de la taille des particules solides contenues dans les eaux de percolation des agrégats initialement humides sont donnés dans la figure VI-2.

Au début de l'expérience, les eaux de percolation des traitements avec les composts de type BIO sont les plus riches en petites particules, puisque dans ces traitements le mode se situe autour de 10 μm au lieu de 50 μm , comme c'est le cas dans tous les autres traitements. Cette tendance persiste pour le BIOm au 14^{ème} jour d'incubation. A cette date le mode des traitements témoin et BIOi est centré autour de 100 μm . Cependant, un enrichissement en particules de taille 500 μm est observé aussi dans ces deux traitements (T et BIOi). Au 56^{ème} jour d'incubation, le mode de répartition des particules solides est situé autour de 100 μm avec les composts immatures alors que avec les composts mûrs il est autour de 50 μm . Les composts de type OMR et BIO engendrent une augmentation des particules de taille 500 μm par rapport aux autres traitements. Au 164^{ème} jour d'incubation, le traitement témoin a un mode centré autour de 100 μm alors que les autres traitements ont des modes qui se situent entre 10 et 50 μm . Les traitements avec composts sont moins riches que le sol témoin en particules de taille supérieure à 100 μm .

3.2.2. Eaux récoltées sous les agrégats secs

Les résultats de la distribution de la taille des particules solides contenues dans les eaux de percolation des agrégats initialement secs sont donnés dans la figure VI-3.

Au début des incubations (0 jour) les traitements BIOi, OMRm et DVBm ont agit sur la taille des particules générées puisque le mode de ces traitements (entre 10 et 20 μ m) est inférieur aux modes des autres traitements (50 μ m). Durant le reste de la période d'incubation, aucune différence notable de la distribution des particules solides entre les traitements n'est observée, le mode de répartition des tailles des particules est situé autour de 50 μ m dans la plupart des cas.

3.3. Carbone organique dans les eaux de percolation

3.3.1. Eaux de percolation récupérées sous les agrégats humides

Les quantités de carbone organique contenues dans les eaux récoltées sous les massifs d'agrégats initialement humides sont présentées dans le tableau VI-8. Les concentrations données par l'analyseur de carbone (en mg.L⁻¹) sont ensuite exprimées en terme de masse de carbone perdue en tenant compte du volume d'eau récupéré durant la totalité de séquence pluvieuse.

Les quantités de carbone organique dans les eaux de percolation des traitements avec compost sont plus importantes que dans les percolats du sol témoin, et ceci pour toutes les dates de mesure. Bien que les mélanges aient été faits avec des quantités similaires de carbone organique, globalement les traitements avec les composts de type DVB et OMR enrichissent plus les eaux de percolation en carbone organique que les traitements avec les composts de type BIO.

3.3.2. Eaux de percolation récupérées sous les agrégats secs

Les eaux récupérées après percolation aux travers des agrégats mis sous la pluie à l'état sec, sont également chargées en carbone organique (tableau VI-9). Comme avec les agrégats initialement humides, les eaux de percolation des traitements DVB et OMR sont plus riches en carbone organique et ce pour la majorité des dates de mesure.

A part pour la première date de mesure (0 jour), où les quantités en carbone organique des agrégats mis sous la pluie à l'état humide sont plus riches en carbone organique que les agrégats mis sous la pluie à l'état sec, les quantités de carbone dans les eaux de percolation récoltée sous les agrégats initialement secs sont significativement ($p < 0,05$) plus riches en carbone organique que les eaux récoltées sous les agrégats initialement humides.

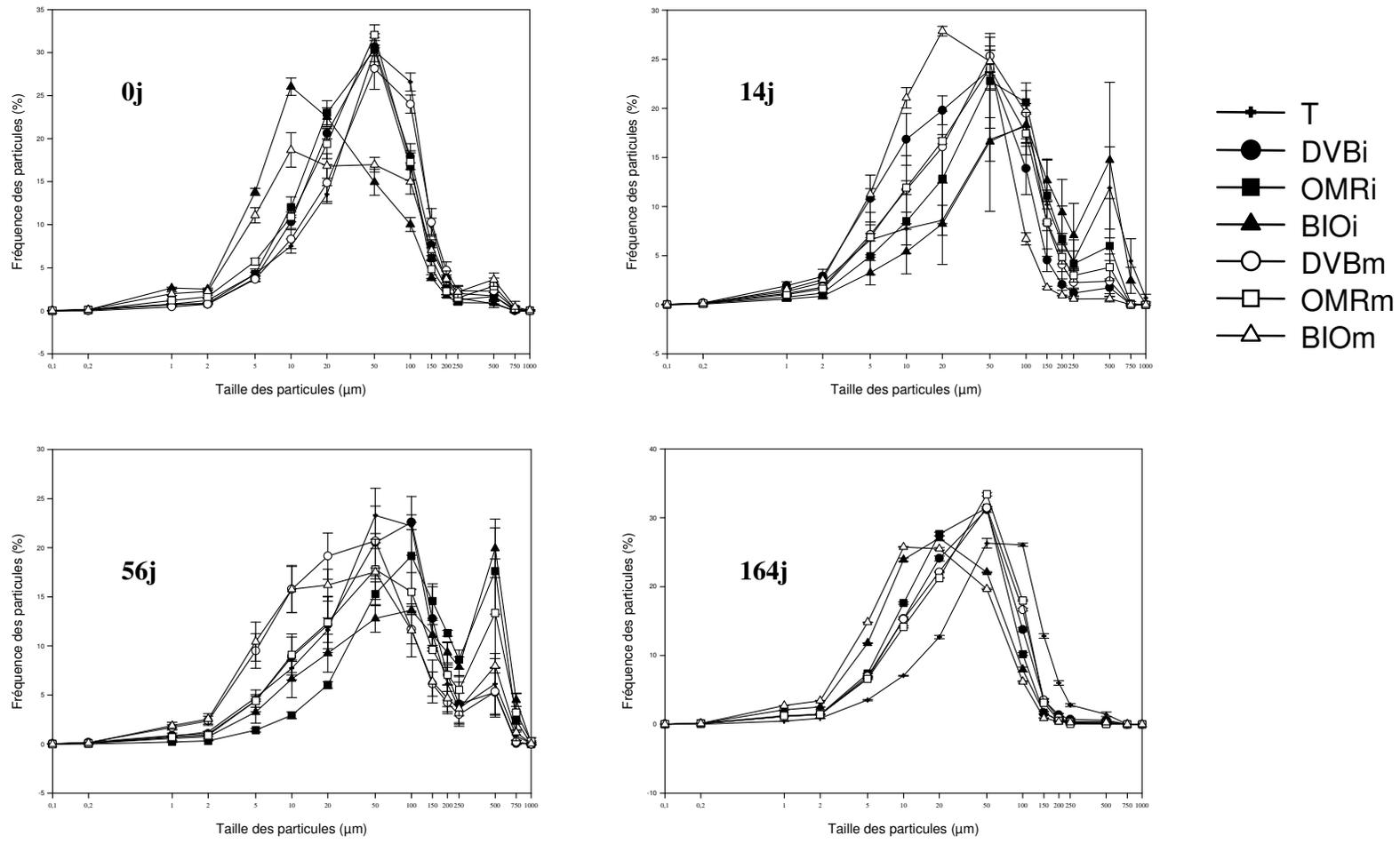


Figure VI-2 : Distribution des tailles de particules solides dans les eaux de percolation récoltées à travers les agrégats initialement humides.

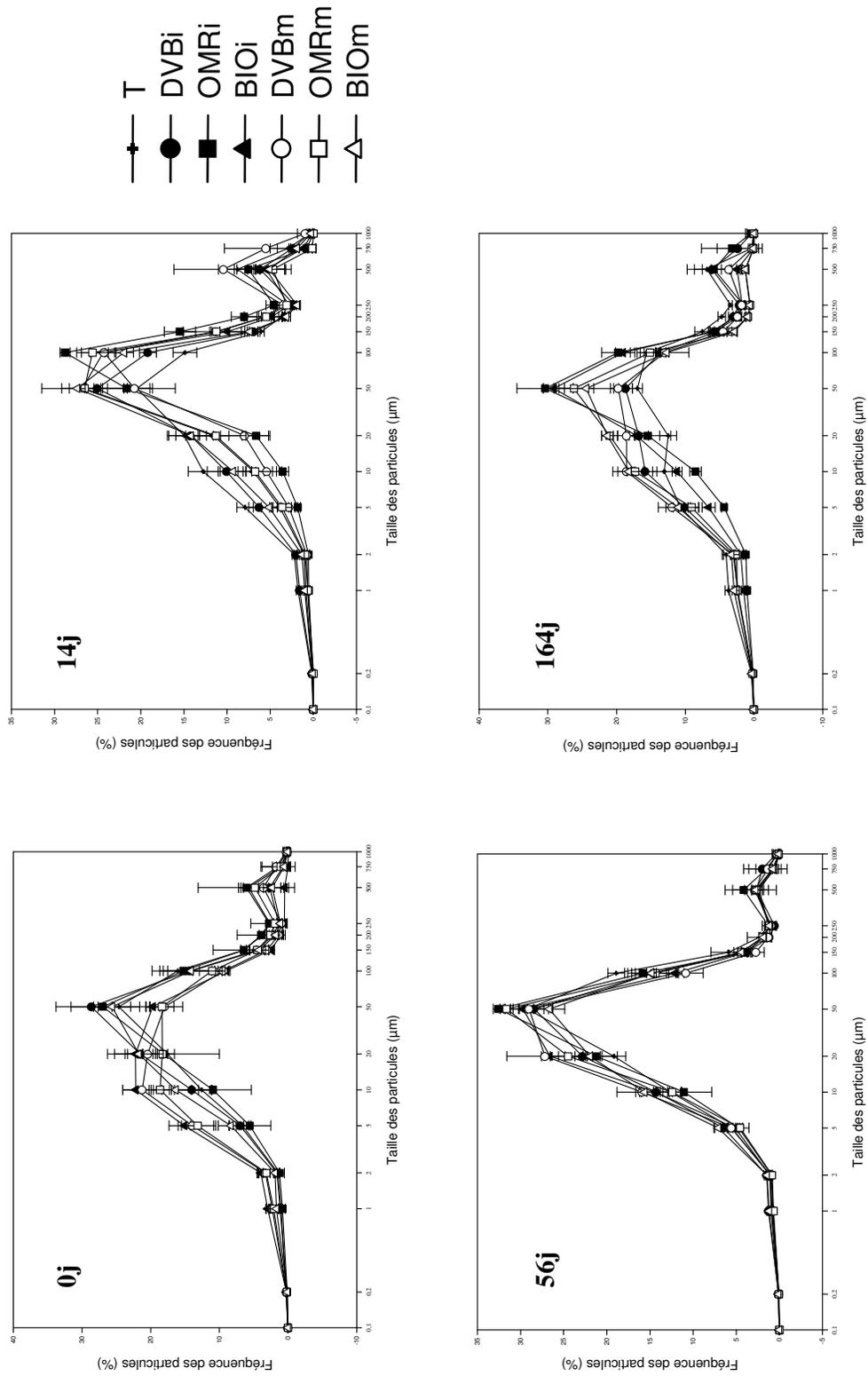


Figure VI-3 : distribution des tailles de particules solides dans les eaux de percolation récoltées à travers les agrégats initialement secs.

Tableau VI-8 : Quantités de carbone organique (en mg) dans les eaux de percolation récupérées sous les agrégats initialement humides. Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	2,74	1,47	1,77	1,66
DVBi	7,47	6,93	8,29	5,11
OMRi	8,54	6,02	7,28	6,12
BIOi	5,11	3,57	4,36	3,89
DVBm	5,26	5,40	6,42	4,56
OMRm	3,79	5,95	6,62	5,14
BIOm	4,38	3,87	4,55	3,88
ppds au seuil de 5%	0,49	0,61	0,46	0,30

Tableau VI-9 : Quantités de carbone organique (en mg) dans les eaux de percolation récupérées sous les agrégats initialement secs. Pour chaque date de mesure, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

	0 jours	14 jours	56 jours	164 jours
T	1,95	2,78	3,40	3,72
DVBi	5,71	7,97	8,54	6,17
OMRi	4,18	8,38	7,15	6,42
BIOi	2,70	5,59	6,16	4,95
DVBm	3,38	8,01	8,24	7,20
OMRm	3,64	7,32	6,42	7,59
BIOm	5,59	5,73	5,28	6,10
ppds au seuil de 5%	0,89	1,57	1,71	1,74

4. Discussion

Le suivi de l'infiltrabilité des massifs d'agrégats au cours de la pluie a pour objectif d'évaluer la fermeture de la surface des massifs par la formation d'une croûte de battance.

La surface des agrégats initialement secs se dégrade rapidement engendrant une diminution rapide du taux d'infiltration, alors que les taux d'infiltration restent élevés avec les agrégats humides. Ces résultats confirment les travaux de Helalia et *al* (1988), Le Bissonnais (1988) et de Lado et *al* (2004).

L'état hydrique initial des agrégats est un paramètre essentiel du déterminisme de la désagrégation. C'est lorsque les agrégats sont secs au départ que la désagrégation est la plus intense car on cumule

alors les processus de désagrégation. En particulier l'éclatement intervient au maximum comme explique le schéma de la figure VI-4. Au contraire, lorsque les agrégats sont déjà saturés au préalable, ils ne contiennent plus d'air et il n'y a plus de compression lors de l'imbibition : seule subsiste alors la désagrégation mécanique due à l'énergie cinétique des gouttes de pluie (Boiffin, 1984 ; Le Bissonnais, 1988).

Avec l'intensité de la pluie utilisée (30 mm.h^{-1}) les gouttes de pluie ne semblent pas affecter la stabilité des agrégats humides. En effet, il nous a été difficile de distinguer des étapes de désagrégation des surfaces des agrégats déjà humides, à cause de l'évolution très lente durant la totalité de la période de la pluie. A la fin de la séquence de pluie, la surface n'a pas une morphologie de croûte. Si on utilise la terminologie de Boiffin (1984), les structures fragmentaires des surfaces des agrégats humides après la séquence correspondraient au faciès F_1 , c'est-à-dire un faciès où certains fragments sont bien distincts et leur forme est peu modifiée par rapport à l'état initial et d'autres ont plus ou moins désagrégés.

Avec les agrégats humides, l'infiltrabilité reste très importante (90 et 98% de la pluie qui tombe). Bien qu'aucun développement de croûte n'ait été observé à la surface des massifs, le léger déficit du taux d'infiltration pourrait être dû à la formation de ponts entre les agrégats, formés essentiellement de grains de limon comme cela a été observé par Bresson et Cadot (1992) (figure VI-5), et qui empêcheraient une partie de l'eau de passer.

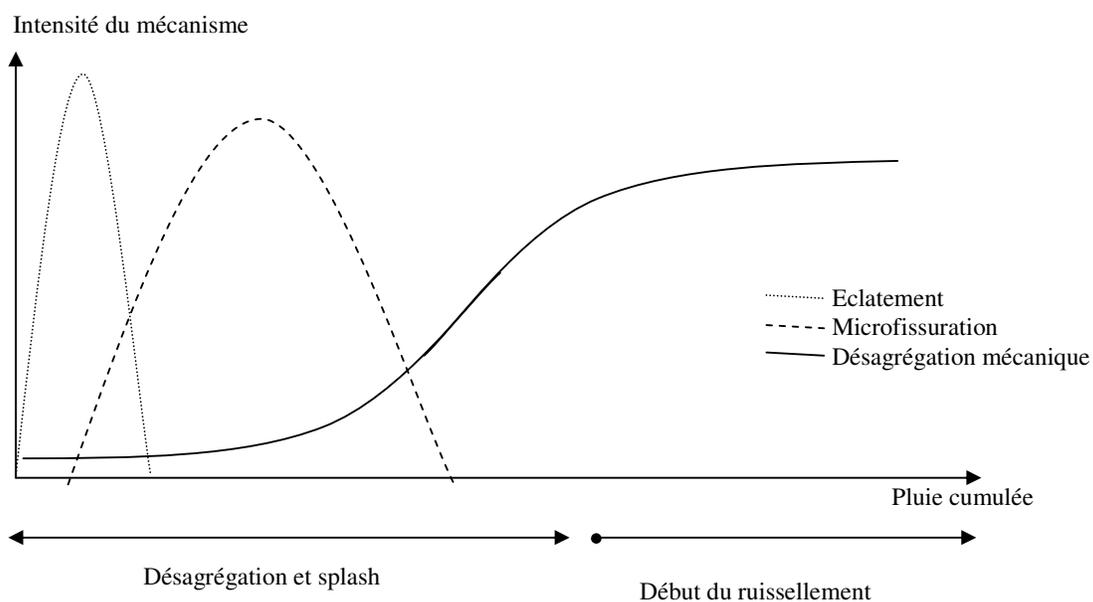


Figure VI-4 : Schéma simplifié de l'action des différents phénomènes de désagrégation au cours d'une séquence de pluie (adapté de Legout, 2005).

Avec les agrégats initialement secs, l'infiltrabilité du massif diminue rapidement à cause de la dégradation rapide des agrégats de surface. La dégradation rapide de l'état de surface des agrégats initialement secs a été aussi observée par Le Bissonais (1988) seulement après 1,7 mm de pluie d'intensité 20 mm.h^{-1} et aussi par Bresson et Cadot (1992) qui ont observé la dégradation de l'état de surface après 6 mm de pluie d'intensité 30 mm.h^{-1} . D'après ces auteurs, cette dégradation rapide est due aux phénomènes d'éclatements des agrégats du fait de la compression de l'air piégé. Cette dégradation de la surface a engendré la formation d'une croûte qui est d'après Boiffin (1984) due à la mise en suspension et à la disjonction des particules dans l'excès d'eau en surface du sol. Si on utilise la terminologie de Boiffin (1984), les structures fragmentaires des surfaces des agrégats secs après la séquence de la pluie seraient proches du faciès F_2 , c'est-à-dire un faciès continu où pratiquement plus aucun fragment n'est distinct.

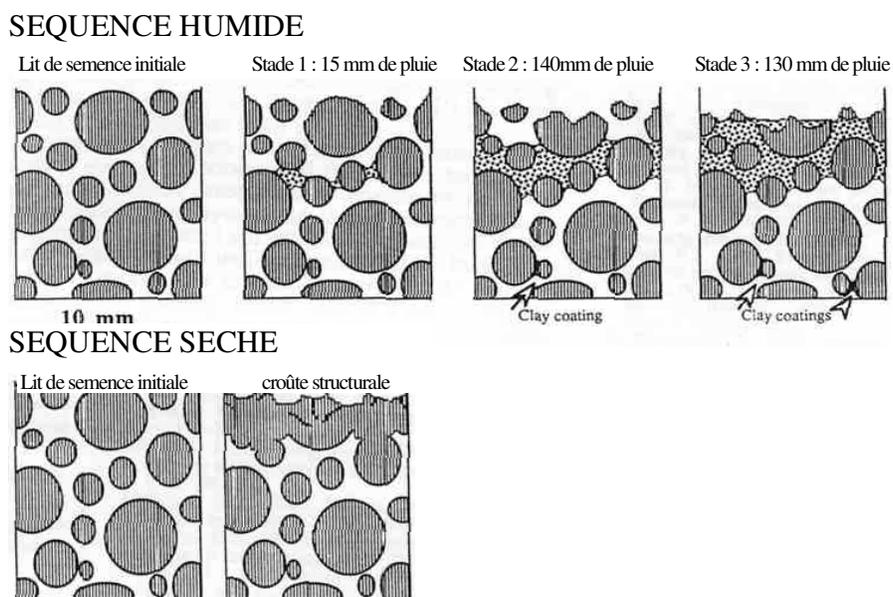


Figure VI-5 : Formation de croûte de battance sous l'action de la pluie en relation avec l'humidité du sol (adapté de Bresson et Cadot, 1992).

Globalement les trois paramètres utilisés pour comparer les courbes d'infiltration de l'eau à travers les agrégats initialement secs ont donné des informations proches puisque des relations positives hautement significatives existent entre ces paramètres (figure VI-6).

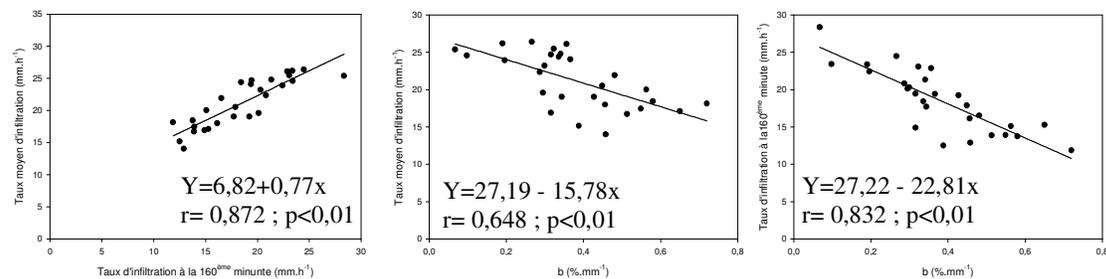


Figure VI-6 : Relations entre les trois paramètres utilisés pour évaluer l'infiltrabilité à travers les agrégats secs.

Globalement les composts ajoutés n'ont aucun effet sur la capacité d'infiltrabilité de l'eau des massifs d'agrégats initialement humides. Ceci est sans doute dû à la grande stabilité des agrégats humides vis-à-vis de l'action destructive de la pluie. Ainsi, la stabilisation des agrégats induite par les composts et qui a été observée dans le chapitre IV à l'aide du test de désagrégation mécanique ne se manifeste pas sous pluie simulée. Par conséquent aucune relation n'a pu être détectée entre la capacité d'infiltration des agrégats humides et la stabilité des agrégats vis-à-vis du test de désagrégation mécanique (figure VI-7). Le test de désagrégation mécanique serait donc plus destructif que l'action des gouttes de pluie dans les conditions de notre expérimentation, ce qui lui permet de discriminer les traitements.

Avec les agrégats secs, seuls les composts de type OMR et BIO ont amélioré le taux d'infiltration de l'eau au 14^{ème} jour d'incubation. Pour les autres dates de mesure aucune action significative des composts n'est observée, ce qui est en accord avec les résultats de stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectations rapide (cf § chapitre IV). En effet l'action des gouttes de pluie sur un sol sec se rapproche plus de ce test de désagrégation rapide par éclatement. L'amélioration de la stabilité structurale des agrégats vis-à-vis de ce test était faible ou nulle dans la majorité des traitements avec compost (sauf avec l'OMRi), ce qui explique l'absence d'effet des composts sur la diminution du taux d'infiltrabilité de l'eau par rapport au sol seul et donc sur la formation d'une croûte superficielle. Ceci est bien visible en traçant la relation entre la stabilité structurale vis-à-vis de l'humectation rapide et l'évolution du taux d'infiltration (figure VI-8). Les résultats du test d'humectation lente ne concordent pas non plus avec les résultats du taux moyen d'infiltrabilité issu des agrégats secs puisqu'avec le test d'humectation lente, une action des composts sur la stabilité des agrégats a été observée à toutes les dates de mesure alors que l'action des composts sur le taux d'infiltration n'a été visible qu'au 14^{ème} jours d'incubation (figure VI-9).

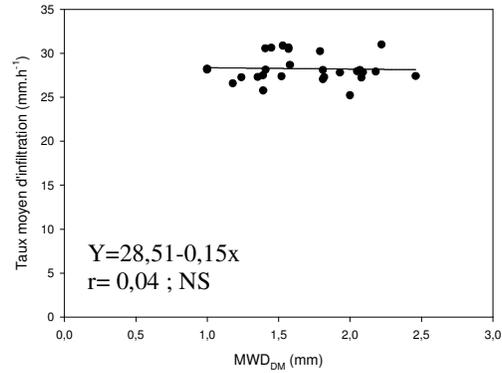


Figure VI-7 : Relation entre l'infiltration de l'eau à travers les agrégats initialement humides et la stabilité structurale vis-à-vis du test de désagrégation mécanique.

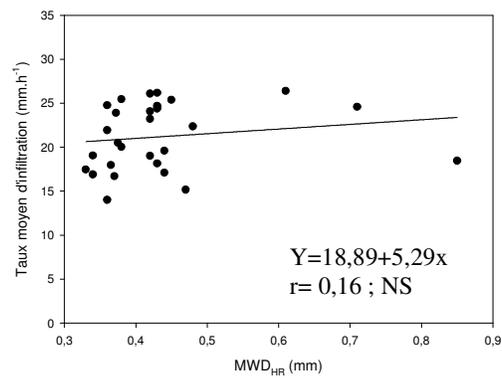


Figure VI-8 : Relation entre l'infiltration de l'eau à travers les agrégats initialement secs et la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation rapide.

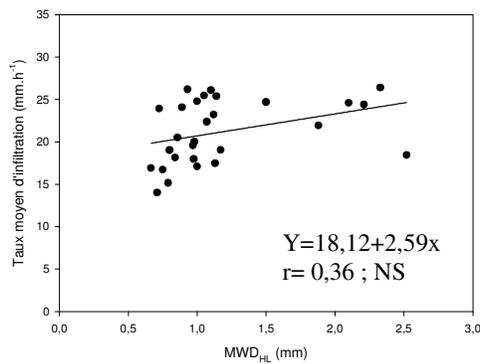


Figure VI-9 : Relation entre l'infiltration de l'eau à travers les agrégats initialement secs et la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation lente.

L'action des gouttes de pluie sur la désagrégation des agrégats humides se fait par l'abrasion de la surface des agrégats. Les particules issues de cette abrasion ont des tailles inférieures à 100 µm (Le Bissonnais, 1988). Plus la quantité de fragments terreux issus de cette abrasion est élevée plus alors les agrégats sont fragiles. L'action des composts sur la diminution de cette abrasion n'est observée qu'avec les composts OMRi et BIOi après 14 et 56 jours d'incubation. En effet l'augmentation de la stabilité structurale avec ces deux composts était la plus importante.

Globalement, les quantités d'éléments solides recueillies dans les eaux de percolation sont plus élevées pour les agrégats humides que pour les agrégats secs. L'effet des composts sur la stabilisation des agrégats vue dans le chapitre IV n'a pas été détecté dans ces expérimentations de pluie simulée.

Les éléments solides contenus dans les eaux de percolation des mélanges sol-composts pourraient contenir des particules de composts entraînées avec l'eau, ce qui expliquerait l'enrichissement des eaux de traitements avec le BIO en éléments solides par rapport au témoin au début de l'incubation (J0).

Les particules solides contenues dans les eaux de percolation des agrégats secs sont moins importantes que les particules solides contenues dans les eaux collectées sous les agrégats humides, sans doute à cause de la fermeture rapide de la surface des massifs secs. Les particules solides ne migrent plus vers le bas mais se dispersent par splash.

Globalement les eaux de percolation sont riches (selon le cas : de 80% à 100%) en éléments de petite dimension (<250µm). Ceci est bien évident lorsqu'on calcule les corrélations linéaires entre les quantités de particules solides contenues dans les eaux récoltées et les classes de taille [0.1 à 10µm], [20 à 50µm], [100 à 250µm] et [250 à 1000µm]. Les résultats de ces corrélations sont présentés dans le tableau VI-10.

Tableau VI-10 : Coefficients de corrélation « r » entre différentes classes de particules solides et la quantité de particules.

Taille de particules	Quantité de particules solides (g)
[0.1 à 10µm]	0,861***
[20 à 50µm]	0,876***
[100 à 250µm]	0,631***
[250 à 1000µm]	0,035

*** désigne un seuil de significativité de 0,1%

Les quantités de carbone organique sont plus importantes dans les traitements avec composts que dans les traitements sans composts (témoins). Il y a donc un enrichissement des eaux d'infiltration en carbone organique qui provient des composts. Les eaux de percolation des agrégats secs sont

globalement plus chargées en carbone organique que les eaux issues de la percolation des agrégats humides. Ceci pourrait être dû à l'augmentation de la solubilisation du carbone organique au cours du séchage et/ou particules organiques de compost qui auraient migré dans les percolats. Cependant, une corrélation positive hautement significative ($r= 0,60$, $p<0,001$) est observée entre les teneurs en carbone organique des eaux de percolations issues des agrégats initialement humides et secs.

La différence des quantités de carbone organique recueillies dans les différents traitements avec les composts pourrait être liée à des phénomènes de solubilisation du carbone organique plus ou moins importants selon le compost et à des phénomènes d'adsorption qui dépendraient de la nature des fractions organiques contenues dans les composts.

La migration du carbone ne semble pas être liée aux particules solides puisque aucune corrélation n'a été détectée entre les quantités de carbone et les matières en suspension mesurées.

5. Conclusion du chapitre VI

Ces observations sous simulation de pluie ne nous ont pas permis de dégager une action nette des composts sur le ralentissement de la formation de la croûte de battance. Dans le cas des agrégats humides, aucune croûte de battance n'est formée en surface en l'absence du phénomène d'éclatement du fait de la saturation de la porosité en eau. Dans le cas des agrégats secs, l'éclatement rapide a dégradé la surface de la majorité des traitements (sauf avec OMR et BIO immatures et mûrs au 14^{ème} jour d'incubation).

Nos résultats confirment que l'état hydrique du sol est un facteur essentiel dans la formation de la croûte de battance et le lessivage de particules solides et du carbone organique (tableau VI-11). L'apport de composts a enrichi les eaux de percolation en carbone organique. Cependant, la différenciation entre les différents traitements vis-à-vis de l'infiltration s'est révélée très limitée dans les conditions de notre expérimentation.

Tableau VI-11 : Synthèse des résultats de l'effets des composts sur la stabilité d'un lit de semence et la qualité des eaux de percolation.

infiltration	Agrégats secs < agrégats humides
Charge en particules	Agrégats secs < agrégats humides
Mode de distribution des agrégats résiduels	Agrégats secs > agrégats humides
Charge en carbone organique	Agrégats secs > agrégats humides

CHAPITRE VII

EFFET DES COMPOSTS SUR LA STABILITE STRUCTURALE ET LA DEGRADATION D'UN LIT DE SEMENCE EN CONDITIONS DE PLEIN CHAMP

Le passage du laboratoire au champ est une étape importante pour vérifier le domaine de validité des résultats obtenus en conditions contrôlées. En effet en conditions naturelles, la stabilité structurale et les facteurs stabilisants sont influencés par d'autres facteurs tels que le climat, l'activité faunique et les plantes.

Cette partie a pour but d'évaluer au champ l'effet de trois apports successifs de produits résiduaux organiques sur la stabilité structurale dans l'horizon labouré et celle du lit de semence face à l'action battante des pluies dans les parcelles de l'essai au champ présenté dans la partie « matériels et méthodes ».

Trois épandages de produits résiduaux organiques (composts urbains et fumier) ont été réalisés en fin d'été 1998, 2000 et 2002. Les composts apportés au champ proviennent des mêmes filières de compostage que ceux testés au laboratoire.

Après avoir donné les caractéristiques des produits résiduaux organiques (PRO), nous présenterons l'évolution de la stabilité structurale et des facteurs stabilisants en fonction des traitements organiques. En 2003, une observation de la formation de la croûte de battance au fur et à mesure des épisodes pluvieux entre mai et juin a été réalisée dont les résultats seront détaillés dans la dernière partie de ce chapitre.

1. Caractéristiques des produits résiduaux organiques épandus au champ

Les principales caractéristiques physico-chimiques des PRO incorporés au sol du dispositif au champ sont illustrées dans le tableau VII-1. L'OMR est le seul produit qui a une composition à peu près constante pour les trois épandages. Les autres PRO présentent une variabilité de leurs caractéristiques physico-chimiques en raison du changement de plate-forme de compostage comme pour le DVB ou de la variabilité intrinsèque d'un produit comme le FUM qui est plus au moins pailleux.

Tableau VII-1 : Principales caractéristiques physico-chimiques et doses des PRO épandus en 1998, 2000 et 2002 (moyenne de 3 analyses) (Houot, communication personnelle).

		MS	COT	N _{total}	C/N	pH _{eau}	Doses épandus	
		(% MB)	(-----%MS-----)				tMB.ha ⁻¹	tC.ha ⁻¹
1998	DVB	53,5	27,3	2,8	9,6	8,5	20,0	2,9
	OMR	71,5	30,4	2,0	15,3	8,1	14,0	3,0
	BIO	77,3	15,8	1,6	9,7	8,6	21,0	2,6
	FUM	23,8	28,7	2,4	11,9	8,8	55,0	3,8
2000	DVB	57,0	19,1	1,8	10,3	8,4	33,0	3,6
	OMR	72,0	31,3	2,1	15,2	7,0	23,6	5,3
	BIO	62,0	17,6	1,2	14,8	8,5	40,3	4,4
	FUM	38,1	38,5	1,9	19,8	9,0	25,2	3,7
2002	DVB	53,1	33,6	2,2	15,2	6,7	34,8	4,3
	OMR	74,5	27,1	1,6	16,9	7,3	12,7	3,1
	BIO	69,5	17,3	1,4	12,8	8,2	37,2	4,5
	FUM	37,9	33,1	2,6	12,9	8,9	41,3	4,3

Le tableau VII-2 donne la composition biochimique des PRO. Les composts OMR sont les produits les moins riches en lignine suivis par le FUM. Là encore on observe une certaine variabilité des compositions biochimiques des différents produits d'une année à l'autre. A partir des résultats du fractionnement biochimique il est possible d'évaluer un indicateur de la stabilité biologique (ISB) de la matière organique des amendements organiques. Cet indicateur normalisé (XPU 44-162) se calcule selon : $ISB = 2.112 - (0.02009 * SOLU) - (0.02378 * HEMI) - (0.02216 * CEW) + (0.00840 * LIGN)$ et représente la fraction de matière organique résistante à la biodégradation. Cet indice met en évidence la faible fraction de matière organique stable dans les composts d'OMR par rapport aux autres produits organiques.

La biodégradabilité du carbone organique de tous les PRO épandus dans le dispositif au champ a été mesurée au cours d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire (28°C) selon le protocole décrit au paragraphe 3.3 du chapitre II. Les cinétiques de minéralisation des PRO de 1998, 2000 et 2002 sont présentées dans la figure VII-1. Dans les 3 séries, les composts OMR se minéralisent plus rapidement que les autres produits. Les composts de DVB et de BIO sont ceux qui se minéralisent le plus lentement, le fumier ayant une minéralisation intermédiaire.

Le tableau VII-3 donne les paramètres du modèle cinétique $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$ utilisé pour décrire la minéralisation du carbone organique. Les tailles du compartiment facilement biodégradable (C_0) et son coefficient de vitesse de minéralisation augmentent dans le sens $DVB \sim BIO < FUM < OMR$ confirmant la plus grande labilité de la matière organique des OMR et FUM par rapport aux deux autres produits.

Tableau VII-2 : Teneur en matière organique et composition biochimique de la matière organique des produits épandus en 1998, 2000 et 2002 (Houot, communication personnelle) ; indice de stabilité biologique (ISB) calculé à partir des résultats du fractionnement biochimique et représentant la proportion de la matière organique des produits résistante à la biodégradation.

		MO	SOLU	HEMI	CELL	LIGN	CEW [†]	ISB
		(% MS)	(-----%MO-----)					
1998	DVB	52,8	48,8	5,8	13,8	31,7	25,7	0,69
	OMR	57,9	50,8	6,1	29,4	13,7	33,2	0,33
	BIO	40,6	47,1	4,6	19,5	28,9	31,5	0,6
	FUM	55,9	41,7	14,3	20,7	23,3	26,3	0,55
2000	DVB	37,1	40,9	1,9	7,4	49,8	35,6	0,83
	OMR	59,1	48,7	5	26,9	19,4	35,8	0,38
	BIO	27,8	30,2	1,7	18,8	49,3	54,2	0,68
	FUM	72,5	29,3	12,6	35,6	22,5	41,1	0,5
2002	DVB	50,7	33,8	5	30,8	30,5	53,7	0,38
	OMR	41,8	46,8	3,8	34,5	14,9	37,5	0,37
	BIO	29,4	43,7	9,2	19,5	27,7	35,7	0,46
	FUM	48,5	40,6	14,5	18,9	26,1	29,7	0,51

[†] CEW : cellulose brute extrait à l'acide sulfurique chaud durant 30 min puis à la soude chaude durant 30 min.

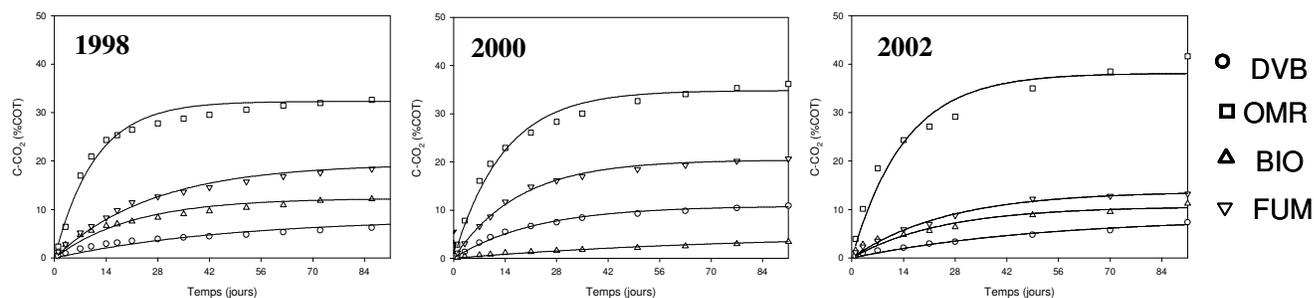


Figure VII-1 : Cinétiques de minéralisation cumulée du carbone organique des PRO épandus au champ en 1998, 2000 et 2002 (Houot, communication personnelle). Les incubations sont faites à 28°C, les points illustrent les valeurs expérimentales et les lignes les ajustements selon le modèle $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$.

Tableau VII-3 : Paramètres des cinétiques de premier ordre du type $C-CO_2 = C_0 * (1 - e^{-kt})$ utilisées pour décrire la minéralisation du carbone organique total des PRO.

	1998			2000			2002		
	C_0 (% COT)	k (j ⁻¹)	r	C_0 (% COT)	k (j ⁻¹)	r	C_0 (% COT)	k (j ⁻¹)	r
DVB	8,2	0,021	0,966	10,9	0,045	0,996	8,3	0,019	0,986
OMR	32,3	0,091	0,988	34,8	0,074	0,990	38,1	0,070	0,976
BIO	12,3	0,047	0,979	5,0	0,013	0,986	10,6	0,041	0,956
FUM	195	0,037	0,994	20,4	0,056	0,998	13,8	0,039	0,994

Le compartiment C_0 est corrélé négativement à la teneur en lignine des produits et positivement à celle en cellulose, confirmant la valeur de ces fractions de la matière organique des produits résiduels respectivement comme indicateurs des compartiments résistants à la minéralisation et facilement biodégradable. Pour l'ensemble des produits organiques une corrélation négative est observée entre l'ISB et C_0 ($r=-0,66$; $p<0,05$), ce qui contribue à valider l'ISB comme indicateur de la fraction résistante à la minéralisation dans ces produits (tableau VII-4).

Tableau VII-4 : Matrice des coefficients « r » de corrélation linéaires entre les caractéristiques des PRO.

	COT	C/N	C_0	SOLU	HUMI	CELL	LIGN	ISB
COT	1							
C/N	0,60*	1						
C_0	0,40	0,50	1					
SOLU	-0,17	-0,43	0,48	1				
HUMI	0,52	0,14	0,03	-0,14	1			
CELL	0,63*	0,87**	0,62*	-0,14	0,17	1		
LIGN	-0,56	-0,43	-0,78**	-0,47	-0,42	-0,72**	1	
ISB	-0,52	-0,62*	-0,66*	-0,22	-0,22	-0,83**	0,84**	1

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1%, respectivement.

2. Effet des produits organiques épandus au champ sur la stabilité des agrégats

2.1. Stabilité des agrégats

Les premières mesures ont été réalisées au printemps 1999. Elles sont considérées comme représentatives de l'état initial de stabilité des agrégats du sol de l'essai avant tout apport de produits résiduels. En effet, bien que le premier apport ait eu lieu en Septembre 1998, les produits ont été enfouis rapidement à 28 cm par le premier labour. Les prélèvements d'agrégats utilisés pour les mesures de stabilité sont faits dans les 5 premiers centimètres de sol. On considère que ces premiers centimètres de sol ne sont pas influencés par les produits organiques au fond du labour. En effet, la diffusion de l'effet des PRO est peu probable car le volume de sol influencé par les résidus organiques (le détritosphère) est de l'ordre de quelques millimètres autour des résidus organiques (Gaillard *et al.*, 1999).

Tous les prélèvements de sol pour les mesures de stabilité structurale des agrégats sont réalisés à la même période dans l'année, correspondant à la mise en place du lit de semence du maïs en Avril pour les années où cette culture est implantée (1999, 2001, 2003). Le maïs est toujours semé lors du printemps suivant un épandage. Pour les mesures faites en 1999 et 2003, les apports de PRO les plus récents sont en fond de labour et doivent peu influencer les mesures de stabilité (1^{er} apport pour la mesure faite en 1999 et 3^{ème} apport pour la mesure faite en 2003). Pour les mesures faites en 2000,

2002 et 2004, les prélèvements sont faits en Avril également, alors que le blé est déjà en place. Les labours faits avant l'implantation de ces cultures ont permis d'homogénéiser dans l'horizon labouré, les restes des 1^{er}, 2^{ème} et 3^{ème} apports de PRO et on peut considérer que ces mesures faites en 2000, 2002 et 2004 représentent l'effet cumulé d'1, 2 et 3 apports de PRO, respectivement.

En 1999, 2000 et 2002, les mesures ont été faites dans une seule parcelle par traitement. En 2003, les mesures ont été réalisées sur l'ensemble des parcelles à niveaux bas de fertilisation minérale azotée soit 4 parcelles par traitement correspondant aux 4 blocs de répétition des traitements. En 2004, les mesures ont été réalisées sur l'ensemble des parcelles à niveaux bas de fertilisation minérale azotée des blocs 2, 3 et 4, soit 3 parcelles par traitement. Dans tous les cas, 3 mesures sont faites par parcelle pour chacun des tests de stabilité.

2.1.1. Variation inter-annuelle de la stabilité des agrégats dans les traitements « témoin »

On observe une forte variation inter-annuelle de la stabilité des agrégats dans les traitements témoins, plus marquée pour les tests de désagrégation mécanique et d'humectation lente (Figure VII-2). Ces variations ne peuvent être attribuées à un effet « manipulateur ». En effet, c'est la même personne qui a réalisé les mesures en 2002 et 2003, cette dernière ayant été effectuée par 2 personnes différentes pour valider la forte augmentation observée. En revanche, on sait que les conditions de prélèvement et l'historique des événements vécus au champ (en particulier l'historique climatique et les alternances d'humectation et de dessiccation des agrégats) sont importants à connaître car ils influencent la mesure de la stabilité structurale. Toutes les mesures ont été réalisées à la même période de l'année (avril). Les conditions de mesure en 2000, 2002 et 2004 sont plus ou moins similaires, puisque le sol est échantillonné en présence de la culture de blé. Au démarrage de l'essai, le MWD_{moy} est de 0,43 mm, caractéristique des sols limoneux à structure instable. En 2003, la forte augmentation de la stabilité structurale pourrait s'expliquer par la consolidation des agrégats suite à une longue période de sécheresse (mars-avril 2003) dans la région parisienne. L'action de la sécheresse sur l'augmentation de la stabilité des agrégats a déjà été observée dans d'autres études (Caron et al, 1992 ; Schjonning et al, 1994). En 2004, le MWD_{moy} reste équivalent à celui mesuré en 2003, la valeur de 0,95 mm correspondant à un sol limoneux à structure moyennement stable. Ceci est dû au manque de pluie durant l'hiver 2003-2004, ce qui a permis le maintien de la stabilité structurale importante observée en 2003 (annexe 9).

Les variations inter-annuelles du MWD dans le traitement témoin sont plus marquées pour les tests « humectation lente » et « désagrégation mécanique » que pour le test « humectation rapide ». Pour les 2 premiers tests, on observe une forte augmentation du MWD en 2003 par rapport aux mesures précédentes. Ces 2 tests ont des énergies de désagrégation plus faibles que le test d'humectation rapide. Les effets des variations climatiques (ou de toute pratique culturale en dehors des apports organiques) permettent une amélioration de la stabilité des agrégats qui résistent à des stress de type

« humectation lente » ou « désagrégation mécanique ». La stabilisation n'est pas assez poussée pour résister également au stress important d'une humectation rapide lors d'une pluie d'orage.

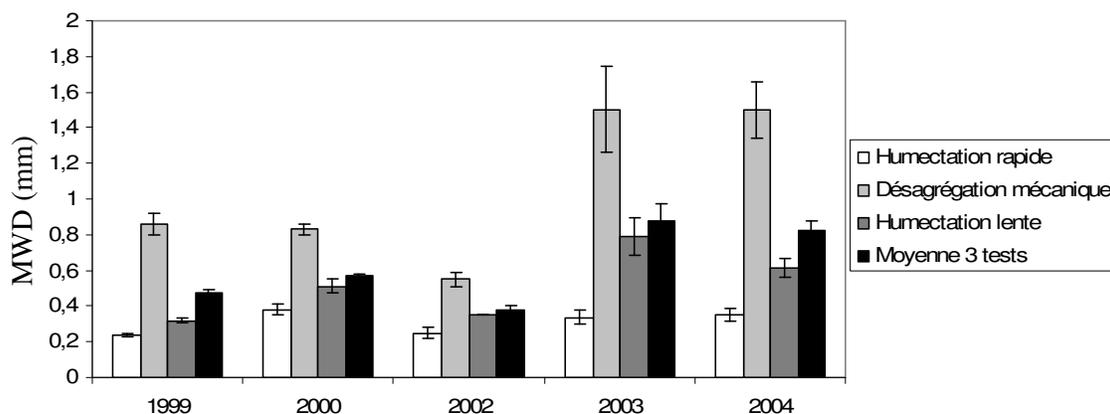


Figure VII-2 : Evolution de la stabilité des agrégats des parcelles témoins vis-à-vis des trois tests de la méthode d'évaluation de la stabilité structurale. Les résultats sont exprimés sous forme de diamètre moyen pondéré pour chacun des tests (MWD). La moyenne des 3 tests est également présentée.

2.1.2. Effet des apports de produits résiduels

Les figures VII-3 et VII-4 présentent les résultats des tests d'évaluation de la stabilité structurale respectivement en terme de MWD et en relatif par rapport au témoin (=1).

Stabilité des agrégats vis-à-vis du test d'humectation rapide

En 1999, les valeurs de MWD_{HR} mesurées dans les différents traitements organiques sont proches (de l'ordre de 0,24 mm) du MWD_{HR} mesuré dans le sol témoin (Figure VII-3). Cependant, le traitement statistique des résultats montre une différence significative au seuil de 5% entre les valeurs de MWD_{HR} , avec une valeur plus faible dans le traitement BIO et plus forte dans le traitement FUM. Toutefois, cette date de mesure étant considérée comme l'état zéro de l'essai, cette faible variabilité des indices MWD_{HR} entre les traitements pourrait être attribuée à la combinaison entre la variabilité spatiale et la variabilité de la mesure.

En 2000, seules les parcelles qui ont reçu les composts OMR et BIO montrent une augmentation de leur stabilité structurale à l'action brutale de l'eau par rapport au témoin, cette augmentation est de 45 et 37% respectivement. En 2000, les composts épandus en septembre 1998 ont été bien mélangés dans la couche labourée par les 2 labours de 1999 et de 2000. Par rapport au témoin, le DVB n'a aucun effet significatif ($P < 0,05$) sur la stabilité du sol à l'action brutale de l'eau, alors que le FUM a une action négative sur la stabilité structurale (Figure VII-3).

En 2002, aucun effet significatif des PRO sur la stabilité des agrégats vis-à-vis de l'action brutale de l'eau n'est observé. En 2003, les traitements BIO et FUM augmentent significativement ($p < 0,05$) la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation rapide.

Figure VII-3 : Evolution de la stabilité structurale dans les différents traitements de l'essai au champ depuis sa mise en place. Les résultats sont exprimés sous forme de diamètre moyen pondéré (MWD) pour chacun des tests de la méthode d'évaluation de la stabilité structurale. La moyenne des 3 tests est également présentée. Pour chaque année, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% (analyse statistique détaillée en annexe 10).

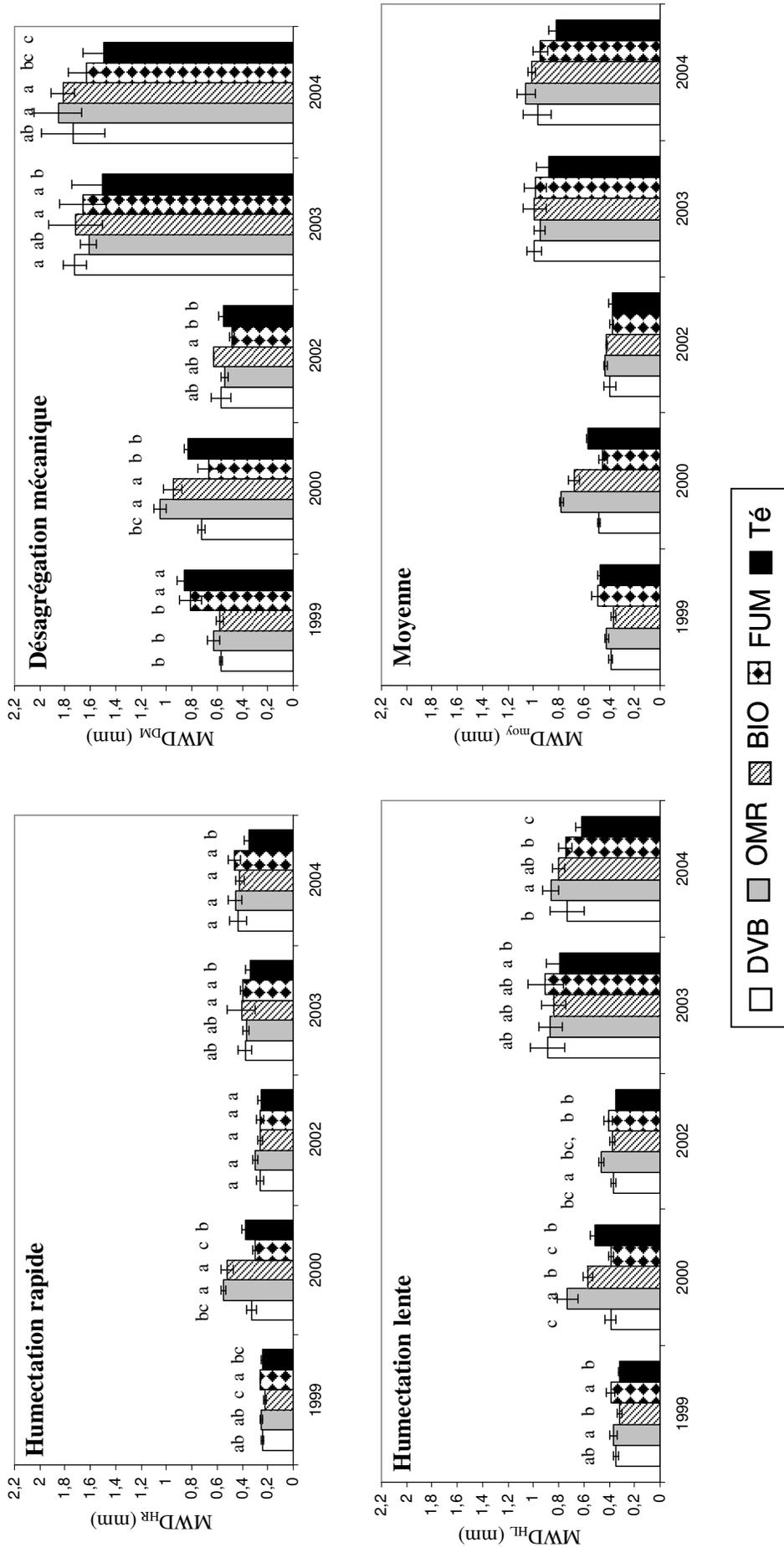
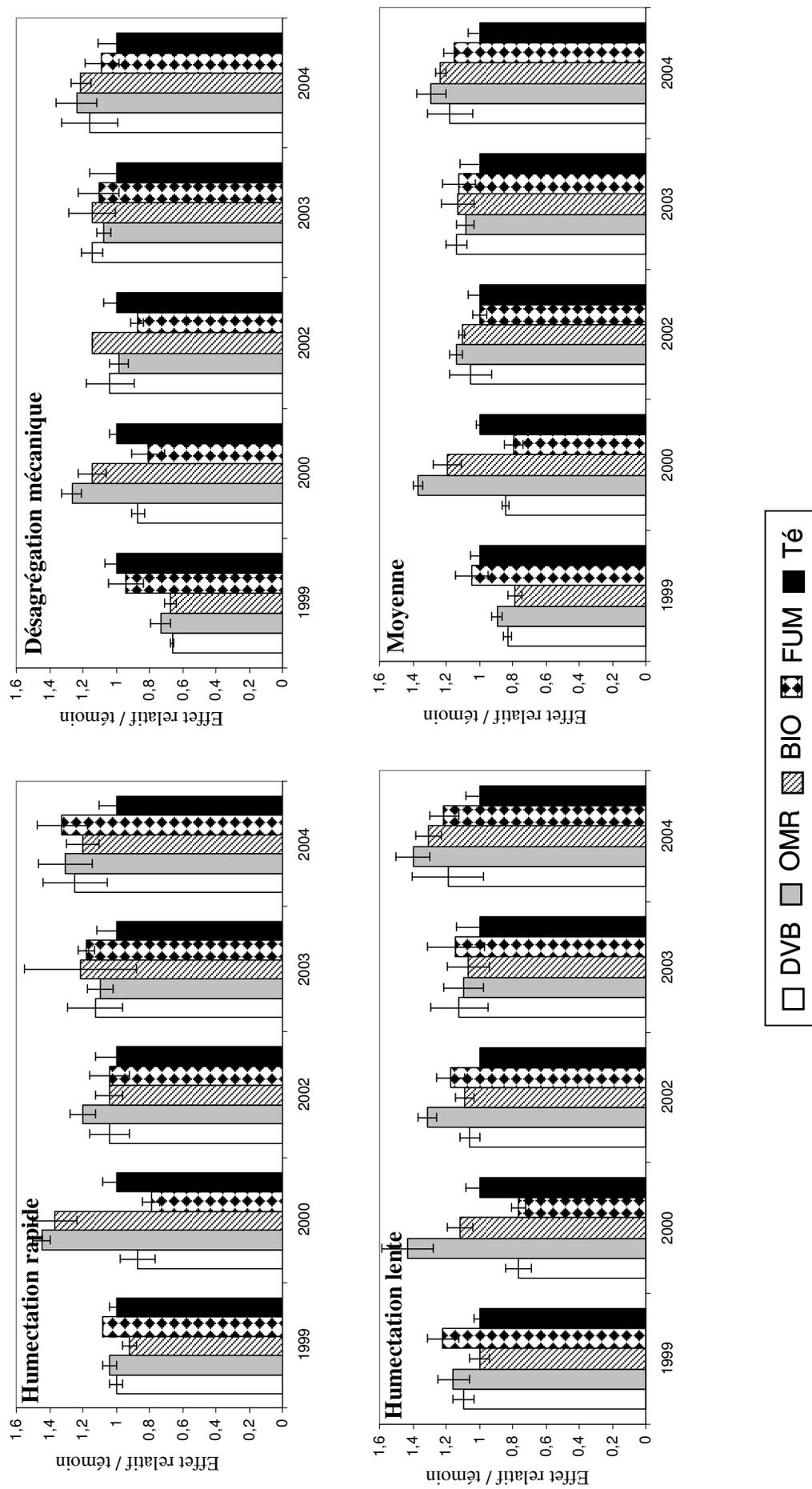


Figure VII-4 : Evolution de la stabilité structurale dans les différents traitements de l'essai au champ depuis sa mise en place. Pour chacun des tests de la méthode d'évaluation de la stabilité structurale les résultats sont exprimés en relatif par rapport au témoin (=1). La moyenne des 3 tests est également présentée.



En 2004, on observe une augmentation significative au seuil de 5% de la stabilité des agrégats dans tous les traitements organiques par rapport au traitement témoin.

Stabilité des agrégats vis-à-vis du test de désagrégation mécanique

Les effets des produits organiques observés sur les résultats de ce test sont assez similaires à ceux du test d'humectation rapide, mis à part le fait que le niveau moyen de MWD_{DM} est supérieur au MWD_{HR} , l'énergie disruptive étant inférieure (Figure VII-3). Une certaine hétérogénéité initiale est observée au démarrage de l'essai en 1999 (MWD_{DM} variant de 0,57 à 0,86 mm) avec des valeurs inférieures observées dans les traitements DVB, OMR et BIO par rapport au traitement FUM et témoin. Au champ, ces deux parcelles de mesure en 1999 sont contiguës, ce qui laisse supposer une certaine variabilité spatiale de la stabilité structurale vis-à-vis ce test. En 2000, seuls les traitements OMR et BIO sont significativement ($p < 0,05$) supérieurs au traitement témoin. En 2003 et 2004, l'augmentation générale de stabilité des agrégats dans tous les traitements, y compris le témoin, s'accompagne d'un effet positif significatif ($p < 0,05$) de l'ensemble des apports organiques.

Stabilité des agrégats vis-à-vis du test d'humectation lente

Les indices MWD_{HL} des mesures faites en 1999 illustrent aussi une hétérogénéité initiale entre les cinq parcelles suivies (figure VII-3), avec des indices supérieurs dans les traitements OMR et FUM.

En 2000, seul l'OMR améliore significativement ($p < 0,05$) la stabilité des agrégats vis-à-vis du test d'humectation lente par rapport au témoin. Le DVB et le FUM ont une action négative sur la stabilité structurale.

En 2002, le test d'humectation lente montre un effet positif significatif des apports organiques, contrairement aux 2 autres tests. L'effet le plus marqué est observé dans les traitements OMR et FUM. En 2003 et 2004, l'augmentation générale du MWD_{DM} est observée dans tous les traitements comme pour le test de désagrégation mécanique. En 2003, tous les apports organiques augmentent la valeur du MWD_{HL} , cet effet n'étant significatif que dans le traitement FUM. En 2004, tous les traitements organiques ont des effets significativement positifs ($p < 0,05$) sur la stabilité structurale, l'OMR étant le produit organique qui a le plus d'effet.

Moyenne des trois tests

La moyenne des indices MWD des trois tests confirme l'hétérogénéité initiale de la stabilité structurale (figure VII-3) avec des valeurs initiales (1999) supérieures dans les traitements témoin et FUM.

En 2000, seul le compost OMR a un effet positif sur le MWD_{moy} .

En 2003 et 2004, tous les traitements organiques ont des effets positifs sur la stabilité moyenne des agrégats, l'effet le plus marqué étant observé pour les traitements OMR et BIO. En 2004, ces deux

traitements présentent des augmentations relatives par rapport au témoin de 29 et 24 % respectivement (figure VII-4).

Les effets des produits organiques semblent donc se cumuler au fur et à mesure des apports. Globalement, l'efficacité des produits organiques testés au champ pour les cinq années d'étude augmente dans l'ordre FUM=DVB<BIO<OMR. Cependant, les effets des produits organiques sont inférieurs à la variabilité inter-annuelle observée et à la forte augmentation observée entre 2002 et 2003 dans tous les traitements, augmentation rémanente en 2004.

2.2. Facteurs stabilisants

2.2.1. Carbone organique total (COT) dans les agrégats

Le dosage du COT dans les agrégats est réalisé en 2005 sur les agrégats (3-5 mm) prélevés depuis le départ de l'expérimentation. Au départ de l'essai la teneur en COT dans les agrégats varie entre 0,75 et 0,89 %. Les teneurs les plus faibles sont observées dans les parcelles Té et DVB (Figure VII-5). Les teneurs en COT des agrégats sont plus faibles que celles mesurées dans le sol total (1,1%). Au cours du temps, globalement les teneurs en COT dans les agrégats ont augmenté dans tous les traitements organiques.

En 2000, la teneur en COT a augmenté dans toutes les parcelles par rapport aux niveaux de 1999. Cette augmentation va de 0,03 % pour le traitement BIO à 0,13% pour le DVB et le FUM. Les teneurs en COT dosées dans les parcelles OMR et FUM sont significativement ($p<0,05$) plus élevées que les teneurs mesurées dans les autres traitements.

En 2002 les teneurs en COT les plus élevées sont observées avec l'OMR et BIO (environ 1,07%), teneurs significativement plus importantes que dans les autres traitements. La teneur en COT dans le traitement FUM a chuté (environ -0,17%) par rapport au niveau observé en 2000.

Les teneurs en COT mesurées en 2003 dans les traitements OMR, BIO et FUM sont significativement plus importantes que dans les autres traitements, alors qu'en 2004, seules les parcelles BIO et FUM ont des teneurs en COT significativement plus élevées que le traitement témoin

2.2.2. Biomasse microbienne

La biomasse microbienne n'a été mesurée qu'au cours des trois dernières campagnes de mesures 2002³, 2003 et 2004 (figure VII-6). Pour les 3 années, les mesures de biomasse microbienne ont été réalisées à la même période que les prélèvements d'agrégats destinés à l'évaluation de la stabilité structurale.

³ Les données de 2002 sont issues de Rouet (2002)

En 2002, la biomasse microbienne est plus importante dans les traitements OMR et BIO (200~mgC.kg⁻¹ sol sec). Les traitements avec les trois composts ont des niveaux de biomasse microbienne supérieurs au niveau du témoin.

En 2003, on observe une baisse générale du niveau de biomasse microbienne, qui peut sans doute être attribuée aux conditions climatiques ayant précédé le prélèvement de sol (hiver froid et sécheresse marquée durant les 2 mois précédant le prélèvement). En 2003 et 2004, la taille de la biomasse microbienne est plus élevée dans le traitement OMR.

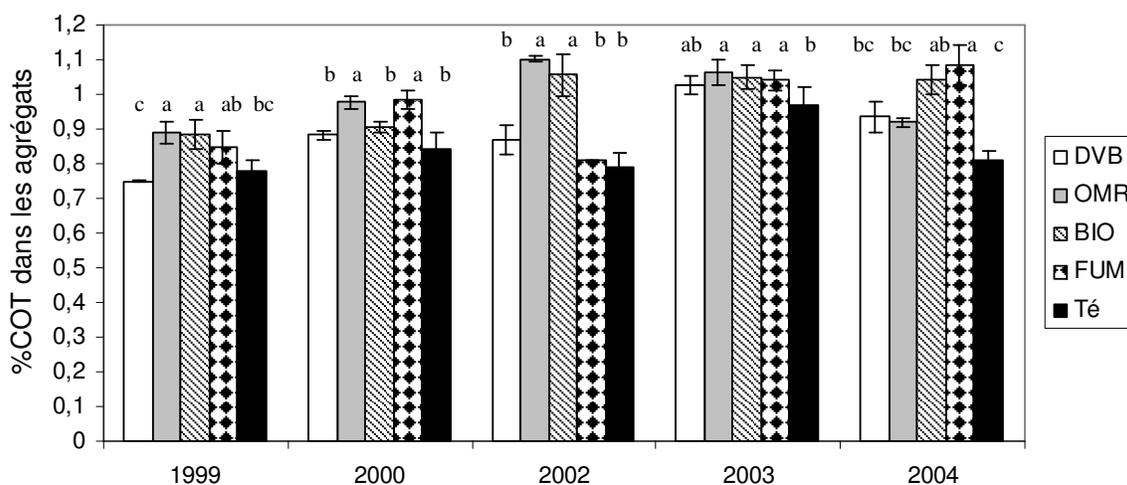


Figure VII-5 : Teneurs en carbone organique total dans les agrégats.

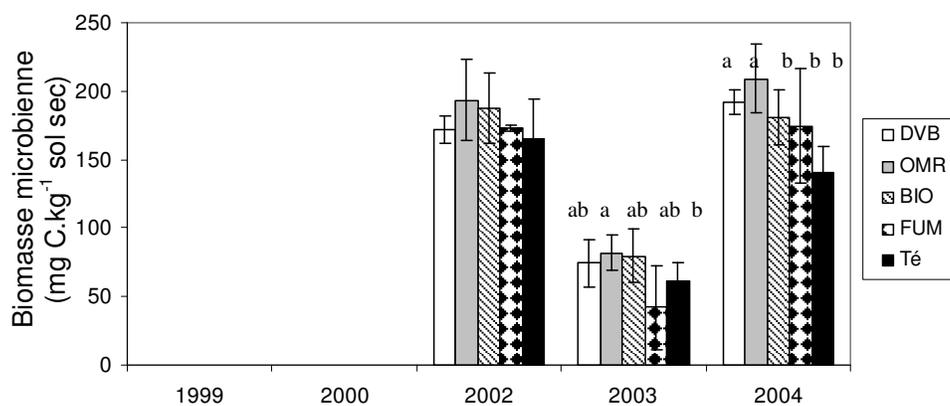


Figure VII-6: Biomasse microbienne totale mesurée dans les différents traitements du dispositif au champ en 2002, 2003 et en 2004. Pour chaque année, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

Les parcelles suivies ont reçu une faible quantité d'azote en hiver 2002 et 2004, ce qui pourrait relancer une activité microbienne dans les parcelles. Cet ajout d'azote minéral pourrait en partie expliquer les niveaux de la biomasse microbienne importants durant ces deux années de mesure. A l'inverse, les niveaux de biomasse microbienne mesurés en 2003 sont bas par rapport aux autres campagnes de mesure effectuées, mais très proches d'autres mesures effectuées également en avril 2003. La sécheresse vécue en 2003 pourrait expliquer ces valeurs basses de la biomasse microbienne. En effet l'humidité du sol est un paramètre important pour l'activité des microorganismes (Cadot, 1993 ; Quemada et Cabrera ,1997).

Le compost OMR est le produit qui stimule le plus la biomasse microbienne et le fumier celui qui a le moins d'effet. La microflore du sol est essentiellement hétérotrophe. Elle sera d'autant plus stimulée que la matière organique apportée est facilement métabolisable. La disponibilité en azote peut également conditionner la dégradation et l'assimilation des matières organiques apportées par la microflore du sol. L'effet plus important des composts OMR peut s'expliquer par le manque de stabilité de leur matière organique qui reste fortement minéralisable (Figure VII-1). Cependant, les fumiers apportés sont caractérisés par une matière organique plus facilement minéralisable que celle des autres produits organiques apportés (DVB et BIO), mais ne permettent pas une augmentation de la biomasse microbienne aussi importante que ces 2 autres produits. Les différences de C/N entre les produits n'expliquent sans doute pas les différences d'effets observés. Par contre la granulométrie des apports organiques explique peut-être partiellement ces résultats. Les fumiers forment des mottes réparties sur le sol, qui provoqueraient une répartition hétérogène dans l'horizon labouré et un niveau de biomasse plus faible dans ce traitement.

2.2.2. Biomasse fongique

Le dosage de l'ergostérol n'a été fait que pour les séries de mesures réalisées en 2003 et 2004 (figure VII-7) pendant la thèse.

En 2003 tous les traitements ont des teneurs en ergostérol similaires ($p=0,92$), qui sont de l'ordre de $0,5\mu\text{g.g}^{-1}$ sol sec. En 2004, les concentrations en ergostérol sont supérieures à celles mesurées en 2003, confirmant le niveau de biomasse microbienne également supérieur en 2004 par rapport à 2003. Cependant, les différences de niveau de biomasse fongique observées entre 2003 et 2004 sont nettement plus faibles que celles observées pour la biomasse microbienne totale.

2.2.3. Polysaccharides extractibles à l'eau chaude

L'eau chaude permet essentiellement d'extraire des polysaccharides d'origine microbienne (Haynes et Francis, 1993). Toutes les extractions ont été réalisées en 2004 sur les agrégats collectés depuis le départ de l'expérimentation. Les teneurs en polysaccharides extraits à l'eau chaude tendent à diminuer entre 1999 et 2003, ceci dans tous les traitements (figure VII-8), puis augmentent en 2004. On ne peut

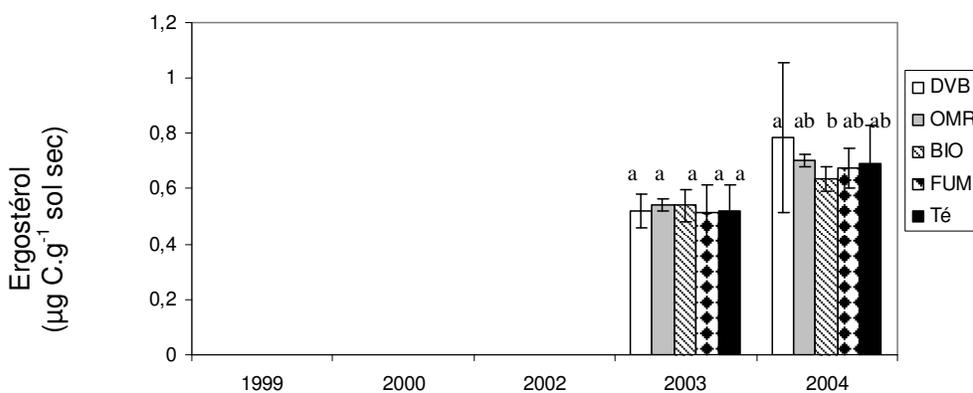


Figure VII-7: Concentrations en ergostérol, marqueur de la biomasse fongique, dans les traitements du dispositif au champ en 2003 et 2004. Pour chaque année, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

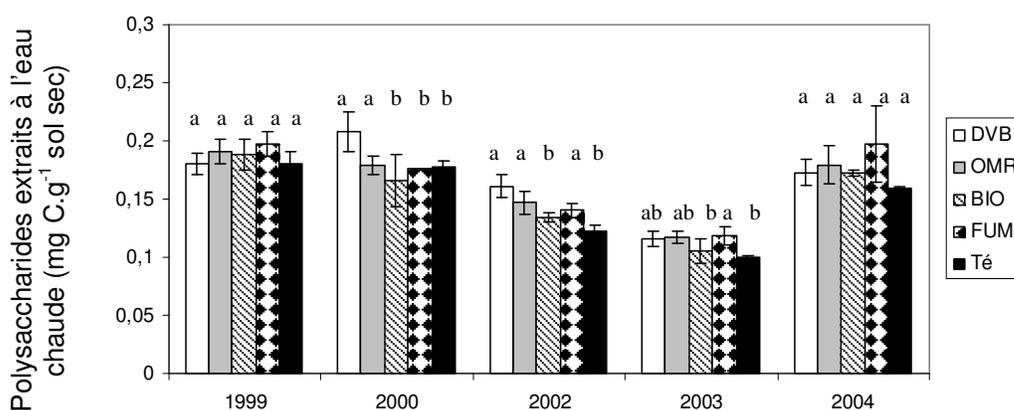


Figure VII-8: Evolution des concentrations en polysaccharides extractibles à l'eau chaude dans les différents traitements du dispositif au champ depuis sa mise en place. Pour chaque année, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

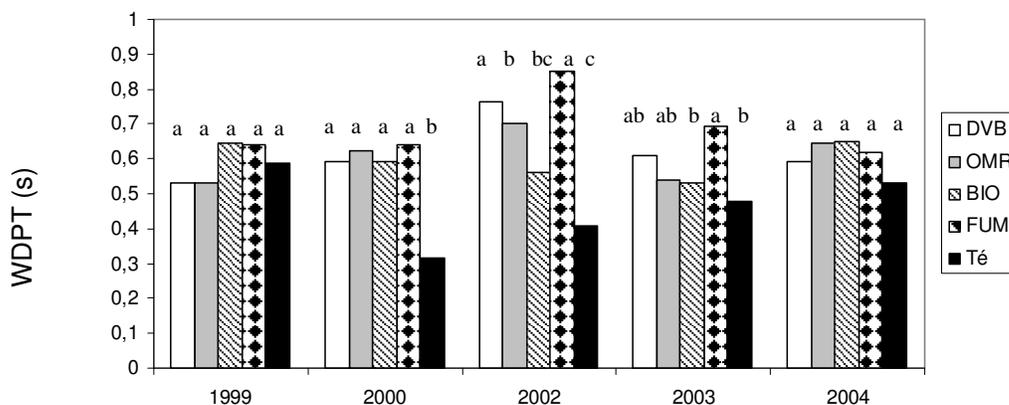


Figure VII-9: Variation du WDPT des agrégats provenant des parcelles du dispositif au champ au cours des cinq années de l'étude. Pour chaque année, les mesures marquées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.

exclure un artefact dû à l'âge des agrégats qui pourrait contribuer à expliquer les teneurs en polysaccharides supérieures en 2004, les mesures étant faites sur des agrégats récemment prélevés. Cependant, l'âge des agrégats ne peut expliquer la baisse de concentrations entre 1999 (agrégats les plus anciens) et 2003 (agrégats stockés les plus récents).

En 1999, les teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude sont similaires dans tous les traitements ($\sim 0,185 \text{ mg.g}^{-1} \text{ sol sec}$). La teneur en polysaccharides mesurée dans la parcelle DVB en 2000 est significativement plus importante que les teneurs dosées dans les autres traitements. En 2002, c'est également le traitement DVB qui présente le niveau en polysaccharides le plus important ($\sim 0,160 \text{ mg.g}^{-1} \text{ sol sec}$) suivi par l'OMR et le FUM qui sont tous significativement plus riches en polysaccharides que le témoin. En 2003, les concentrations en polysaccharides extractibles à l'eau chaude sont significativement ($p < 0,05$) plus élevées dans tous les traitements organiques par rapport au témoin. En revanche, en 2004 aucune différence significative entre les traitements n'est observée.

2.2.4. Hydrophobicité des agrégats

Toutes les mesures de temps de pénétration des gouttes d'eau (WDPT) ont été réalisées en 2004 sur les agrégats prélevés au cours des années précédentes (figure VII-9). Les résultats représentent la valeur médiane de 20 observations pour chaque traitement. Toutes les valeurs de WDPT sont inférieures à 1 seconde, ce qui classe le sol comme non hydrofuge selon la classification de King (1981). Une forte variabilité inter-annuelle dans les valeurs de WDPT est observée dans le traitement témoin avec des valeurs plus faibles en 2000 et 2002 par rapport aux autres années.

En 1999, tous les traitements ont des valeurs de WDPT proches ($\sim 0,60$ seconde). En 2000 et 2002, tous les traitements organiques sont nettement plus hydrophobes que le Té, le gain moyen de WDPT par rapport au témoin étant d'environ 0,30 s.

En 2003 et 2004, les valeurs de WDPT sont également supérieures dans les traitements organiques par rapport au témoin d'environ 0,10s et 0,15 s respectivement pour 2003 et 2004, mais les différences observées sont nettement plus faibles.

2.3. Discussion

Les observations au champ montrent que l'apport de PRO permet d'améliorer significativement la stabilité structurale dans la plupart des cas. L'amplitude de cette amélioration dépend du PRO et probablement des conditions du milieu. Les différents tests de stabilité donnent pratiquement les mêmes types de conclusions. Des variations interannuelles des valeurs du MWD sont observées, y compris dans les parcelles témoins, qui peuvent être supérieures aux variations inter-traitements. Cette variabilité pourrait être due à l'action du climat et/ou de l'activité faunique et/ou des racines des plantes cultivées. Des variations temporelles de la stabilité structurale en condition du champ ont

été observées dans plusieurs travaux étudiant différentes matières organiques exogènes (Diaz et *al*, 1994 ; Bazzoffi et *al*, 1998 ; Nemati et *al*, 2000).

2.3.1. Influence des caractéristiques des produits résiduels

Pour comparer la stabilité structurale observée au champ et celle observée au laboratoire, il est nécessaire de comparer les composts épandus au champ à ceux utilisés dans les expérimentations au laboratoire. Pour cela, on a comparé les tailles des compartiments organiques biodégradables (C_0) issus des ajustements des courbes de minéralisation des composts à 28°C à des cinétiques de premier ordre : $C-CO_2=C_0*(1-e^{-kt})$. Ce qui permet de comparer les stabilités des matières organiques des composts épandus au champ (tableau VII-3) ou utilisés lors des incubations au laboratoire (tableau IV-3).

Les composts OMR épandus au champ au cours des trois séries d'épandage ont une matière organique peu stable ($C_0 \sim 32-38 \%COT$), qui se rapproche de celle du compost OMRi ($C_0 \sim 50 \%COT$) testé au laboratoire. Au contraire, les composts DVB et BIO apportés au champ ont des matières organiques assez stables ($C_0 \sim 8-12 \%COT$) qui se rapprochent plus des composts DVBM et BIOm étudiés lors des incubations ($C_0 \sim 21 \%COT$).

Globalement, l'efficacité sur la stabilité structurale des produits organiques étudiés au champ durant les cinq années de l'étude augmente dans l'ordre OMR>BIO>DVB=FUM>Té. En considérant l'état de stabilité des matières organiques des composts, globalement la hiérarchie de l'efficacité des composts apportés au champ sur la stabilité structurale suit le même ordre que celui observé au laboratoire.

2.3.2. Effet du fumier

L'effet du fumier n'a pas été étudié au laboratoire. Au champ, ce produit présente une variabilité en ce qui concerne son efficacité sur la stabilité structurale. Les mesures faites en 2000 montrent un effet négatif du fumier sur la stabilité structurale, et ce essentiellement pour les tests d'humectation rapide et d'humectation lente. Cet effet négatif est étonnant, car le fumier épandu en 1998 n'avait pas la matière organique la plus stable, ce qui laissait attendre un effet positif sur la stabilité structurale. En plus, plusieurs études en conditions de terrain ont observé un effet positif du fumier sur la stabilité structurale (N'Dayegamiye et Angers, 1990 ; Sun et *al*, 1995 ; N'Dayegamiye et *al*, 1997). Cependant, d'autres études comme celle Klute et Jacob (1949) ont trouvé une action nulle voir négative de l'apport de fumier. Puisque dans ces études, l'état de stabilité de la matière organique n'est pas mentionné, il est difficile de se prononcer sur les raisons de ces actions faibles ou négatives. Seule l'hétérogénéité de l'épandage du FUM, due à l'aspect motteux de ce produit, expliquerait en partie l'effet nul du fumier.

2.3.3 Influence des doses d'apport et des cumuls

Au champ, les doses des différents produits apportés sont similaires à celles qui sont appliquées par les agriculteurs mais sont nettement plus faibles que celles apportées au laboratoire. Si l'on veut comparer l'effet des composts au laboratoire et au champ, il est intéressant de considérer les observations faites en 2004, car à cette date les quantités de carbone apportées au champ sont plus proches de celles apportées au laboratoire. Cette comparaison montre que les efficacités des composts à stabiliser les agrégats au champ sont de même ordre de grandeur que celles observées à la fin de la période des incubations au laboratoire.

Cependant, la comparaison entre les résultats observés au laboratoire et au champ doit être affinée, car plusieurs conditions sont différentes entre les deux échelles de l'étude. Au laboratoire, les essais ont consisté à améliorer la stabilisation d'agrégats 3-5 mm déjà individualisés, alors qu'au champ, les agrégats prélevés à chaque date de mesure correspondent sans doute à un mélange de trois types d'agrégats : des agrégats néo-formés suite à l'apport des produits organiques, des agrégats déjà existant dont la stabilité a été modifiée par les PRO et des agrégats non influencés par les PRO.

2.3.4. Influence du conditionnement des apports

Les caractéristiques physiques initiales des composts étaient différentes entre le laboratoire et le champ. Au laboratoire, les composts ont été broyés à 1mm alors qu'au champ les composts ont été épandus dans l'état où ils ont été livrés par les plates-formes de compostage. Or, la taille des particules des PRO est importante puisque plus la taille est faible, plus le volume de sol influencé par les PRO est important et plus la représentativité de l'échantillonnage est bonne. La stabilité des agrégats est très influencée par l'activité microbienne qui est dépendante de la décomposition du PRO. La sphère de décomposition est de l'ordre de quelques millimètres (Gaillard et *al*, 1999). Cette échelle est de la taille des agrégats sur lesquelles les mesures de la stabilité structurale sont effectuées. Mais puisque le nombre de particules de PRO épandues est certainement très inférieur au nombre des agrégats du sol, l'influence de la décomposition des particules organiques ne peut probablement pas toucher l'ensemble des agrégats du sol. Lors de l'épandage, l'OMR est le compost le plus fin et le plus sec, donc c'est le produit organique qui devrait être le mieux réparti dans le sol. La finesse de taille des particules de l'OMR doit aussi leur permettre d'être le centre de formation d'agrégats stables selon le modèle proposé par Six et *al* (1999) pour les résidus de culture.

2.3.5. Origine possible des différences observées entre champ et laboratoire

Les conditions de décomposition au champ sont généralement moins favorables par rapport aux conditions optimisées au laboratoire, notamment à cause du conditionnement des PRO dans les expérimentations du laboratoire qui favorise leur dégradation et aussi parce que les aléas climatiques

du champ perturbent les décomposeurs. Les décomposeurs au champ sont plus diversifiés qu'au laboratoire (microorganismes, macrofaune...). Toutefois, l'ordre de décomposition entre les produits organiques devrait être le même au laboratoire et au champ, avec des vitesses de décomposition différentes.

Pour les trois séries de produits organiques épandus, l'OMR est le produits qui a la matière organique la plus labile, donc c'est celui qui devrait activer le plus la vie microbienne dans le sol. Mais l'évaluation de la biomasse microbienne n'a pas été faite dans les premiers mois suivant l'épandage des PRO et le flush microbien peut avoir été manqué. Aux dates des mesures, les niveaux de biomasse microbienne se sont stabilisés dans tous les traitements organiques mais restent supérieurs aux niveaux du témoin. Cette explication est aussi valable pour les mesures de l'ergostérol. En effet, les champignons se développent rapidement après l'addition des matières organiques exogènes au sol, puis la taille de la biomasse fongique diminue au cours du temps. Cela pourrait expliquer en partie l'absence de différences de biomasse fongique entre les différents traitements, puisque les dosages de l'ergostérol ont été fait 7 et 19 mois après l'apport de 2002. De plus au champ on apporte des doses plus faibles que celle apportées lors des incubations au laboratoire (environ 5 fois plus que la dose au champ). Or le développement des microorganismes est proportionnel à la dose d'apport (chapitre V). Les augmentations des teneurs en polysaccharides extraits à l'eau chaude observées dans plusieurs traitements organiques indiquent une stimulation de l'activité microbienne suite à l'ajout des produits organiques. Ce type de polysaccharides est connu comme intervenant dans la stabilité des agrégats (Haynes *et al*, 1991 ; Ball *et al*, 1996).

Puisque seules les données relatives aux mesures des année 2003 et 2004 sont complètes, nous avons calculé les coefficients de corrélation entre les tests de stabilité structurale et les facteurs stabilisants avec les données de ces deux séries de mesure (70 observations). Le tableau VII-6 présente ces coefficients de corrélation. Seuls les résultats de stabilité structurale vis-à-vis de l'humectation rapide sont en relation positive avec la majorité des facteurs stabilisants suivis ($p < 0,05$). Contrairement au laboratoire, le test d'humectation lente présente des relations inverses avec l'activité microbienne. Pour un travail réalisé au champ, Drury *et al* (1991) ont déjà noté que les variations de la stabilité structurale ne suivent pas nécessairement les variations des microorganismes. Les tailles des populations microbiennes et les polysaccharides extraits à l'eau chaude présentent des relations positives hautement significatives. En revanche l'hydrophobicité des agrégats ne semble pas avoir de relation avec l'activité microbienne. Donc une partie des relations entre stabilité structurale et facteurs stabilisants observées au laboratoire n'a pas été retrouvée dans les conditions du champ.

Les différences des relations entre les paramètres suivis observées au laboratoire et au champ peuvent avoir des causes multiples. En effet, au laboratoire le nombre de facteurs influençant la stabilité structurale est limité et contrôlé alors qu'au champ les relations entre les facteurs stabilisants et la

stabilité structurale sont plus complexes que ce que nous avons observé dans les essais au laboratoire. Plusieurs facteurs, essentiellement climatiques, influencent la stabilité des agrégats soit directement (cycles de dessiccation-humectation, gel-dégel) soit indirectement en affectant l'activité des organismes vivants dans le sol. Donc les mesures de stabilité structurale des échantillons prélevés au champ doivent s'envisager, à chaque date, comme la résultante de l'historique des phénomènes vécus par le sol jusqu'à la date de la mesure.

Tableau VII-6 : Relations statistiques entre les tests de stabilité structurale et les facteurs stabilisants suivi en 2003 et 2004, les valeurs présentent les coefficients de corrélation « r ».

	MWD _{HR}	MWD _{DM}	MWD _{HL}	MWD _{moy}	%C	Biomasse microbienne	Ergostérol	PS eau chaude	WDPT
MWD _{HR}	1,00								
MWD _{DM}	0,37*	1,00							
MWD _{HL}	0,08	0,36*	1,00						
MWD _{moy}	0,47**	0,91**	0,68**	1,00					
%C	0,14	0,21	0,37*	0,32*	1,00				
Biomasse microbienne	0,56**	0,27	-0,28	0,17	-0,26	1,00			
Ergostérol	0,50**	0,17	-0,47**	0,02	-0,34*	0,92**	1,00		
PS eau chaude	0,52**	0,26	-0,34*	0,14	0,03	0,81**	0,83**	1,00	
WDPT	0,35*	0,21	0,16	0,28	0,14	0,05	0,09	0,06	1,00

* et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1% respectivement

Une relation positive entre la stabilité des agrégats et la teneur en COT est souvent citée dans la littérature (Albiach et al, 2001 a et b ; Bissonnette et al, 2001 ; Gerzabek et al, 1995). En considérant la totalité de nos dates de mesures, nous avons noté ce genre de relation positive ($p < 0,01$) puisque les coefficients de corrélation « r » entre la teneur en COT et les tests de stabilité structurale sont de 0,38 ; 0,48 ; 0,59 ; 0,52 respectivement pour le test d'humectation rapide, le test de désagrégation mécanique, le test d'humectation lente et la moyenne des 3 tests. En considérant traitement par traitement, la relation positive entre la teneur en COT et la stabilité des agrégats n'est significative que dans le cas du DVB, BIO et FUM. Avec l'OMR, la faible augmentation de la teneur en carbone organique dans les parcelles ne peut expliquer l'importante amélioration de la stabilité structurale observée avec ce compost (figure VII-10).

L'amélioration de la stabilité des agrégats observée avec les composts DVB et BIO peut être associée à l'augmentation de la teneur en COT du sol dans ces traitements, l'activité microbienne engendrée par ces composts étant faible puisqu'ils contiennent une faible proportion de carbone organique facilement biodégradable (entre 5 à 12% du COT des composts). En revanche avec l'OMR, l'amélioration de la stabilité des agrégats est due en grande partie à la stimulation de l'activité microbienne suite à l'apport d'une forte proportion de carbone facilement biodégradable (entre 32 et 38 % du COT du compost).

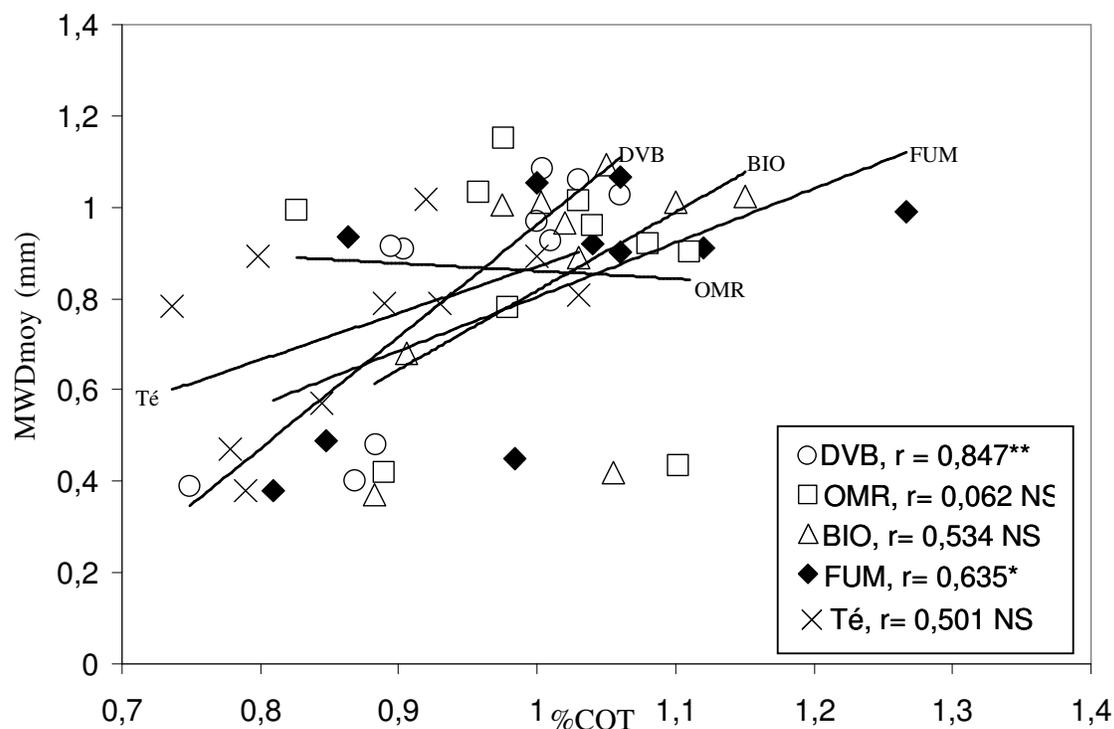


Figure VII-10 : Relations entre MWDmoy et %COT pour chacun des traitements : résultats de cinq années de mesure. * et ** indiquent une significativité aux seuils de 5% et 1%, respectivement

D'autre part, au champ, en plus de l'action des microorganismes, la macrofaune et les plantes influencent sans doute la stabilité structurale. En effet les vers de terre sont connus comme organismes qui améliorent la stabilité des agrégats (Bossuyt et al, 2004). Sur le dispositif de Feucherolles, une évaluation de la biomasse lombricienne ont été réalisées dans le cadre d'une autre étude (Ruiz Camacho, 2004). Les résultats de cette étude ont montré une richesse en vers de terre des traitements dans l'ordre suivant : OMR>FUM>BIO>DVB>Té. Ces résultats montrent que les lombriciens semblent avoir une préférence pour les produits organiques les plus labiles (OMR et FUM). Wardle et Lavelle (1997) considèrent que la décomposition de la matière organique par la macrofaune se fait dans le cadre de prédation des microorganismes décomposeurs par la macrofaune, ce qui pourrait expliquer la richesse des traitements OMR et FUM en macrofaune, puisque dans ces deux traitements, la décomposition microbienne devrait être la plus importante à cause de la labilité de leur matière organique, mais ceci n'a pas pu être vérifié par les mesures de la taille de la biomasse microbienne totale dans le cas du FUM. Donc l'action de la macrofaune sur la stabilité est envisageable puisque les différents traitements ont des tailles de vers de terre différentes.

L'action des plantes sur la stabilité des agrégats est aussi observée dans plusieurs études (Tisdall et Oades, 1982 ; Degens, 1997), cette action se fait soit directement en stabilisant le sol dans les zones de

l'influence des racines (rhizosphère), ou bien indirectement en contribuant à l'augmentation de la quantité de carbone organique du sol. Cette dernière action pourrait aussi expliquer la différence de stabilité structurale observée dans les différentes parcelles du dispositif au champ. En effet, la mesure des rendements en biomasse végétale aérienne dans les différentes parcelles au cours des cinq saisons culturales révèle une supériorité des rendements du traitement OMR, ce qui implique des résidus de culture (biomasse racinaire et biomasse aérienne du maïs) plus importants dans ce traitement.

3. Effet des produits organiques épandus au champ sur la résistance à la battance du lit de semences.

3.1. Evolution de l'état de surface des lits de semence au fur et à mesure des épisodes pluvieux

Durant la période d'observation de la dégradation de l'état de surface, la pluviométrie journalière a été enregistrée à l'aide d'un pluviomètre automatique installé sur le dispositif expérimental. La figure VII-11 présente les précipitations enregistrées au champ (Feucherolles, France) entre début mai et la mi-juin 2003. Dans cette figure, chaque barre représente la quantité de pluie observée en un jour. Les cinq événements pluvieux après lesquels on a réalisé des photographies des placettes suivies correspondent à 20.4 ; 1.6 ; 43.8 ; 9.8 et 23.6 mm d'eau tombés au cours du ou des jours précédents. Ces quantités de pluie correspondent respectivement aux dates d'observation du 06 mai, 09 mai, 20 mai, 04 juin et 12 juin 2003. Ces dates d'observation sont encerclées sur la figure VII-11. Les événements pluvieux observés ont été en général d'intensité modérée (1 à 4 mm.h⁻¹), sauf les 23,6 mm de d'une pluie orageuse le 10 juin. Cette dernière pluie a durée 2 heures avec une intensité moyenne de 11,8 mm.h⁻¹.

A l'état initial (30 avril 2003), les surfaces des placettes occupées par des agrégats de taille inférieure à 2 mm sont proches dans les différents traitements (54, 59, 52 et 52% des surfaces suivies respectivement pour DVB, OMR, BIO et Té) (figure VII-12). Cette similitude des parcelles à l'état initial est aussi vérifiée par l'évaluation de la proportion de la surface totale occupée par des agrégats de taille centimétrique (figure VII-12). Donc l'opération de la préparation du lit de semence a généré une surface homogène dans tous les traitements. Selon la classification de Boiffin (1984), la totalité de la surface des placettes est initialement classée dans le faciès F₀.

La figure VII-13 présente les proportions des différents faciès de dégradation de l'état de surface dans les placettes pour chaque date d'observation. Après 20,4 mm de pluie une partie de la surface des placettes, essentiellement au niveau des rangs où les agrégats initiaux étaient les plus fins, commence à se fermer (début d'apparition du faciès F₁), marquant un début de fermeture de la surface par une croûte de type structurale. La proportion du faciès F₁ était alors plus importante dans les traitements Té et OMR (42 et 36%) que dans les deux autres traitements.

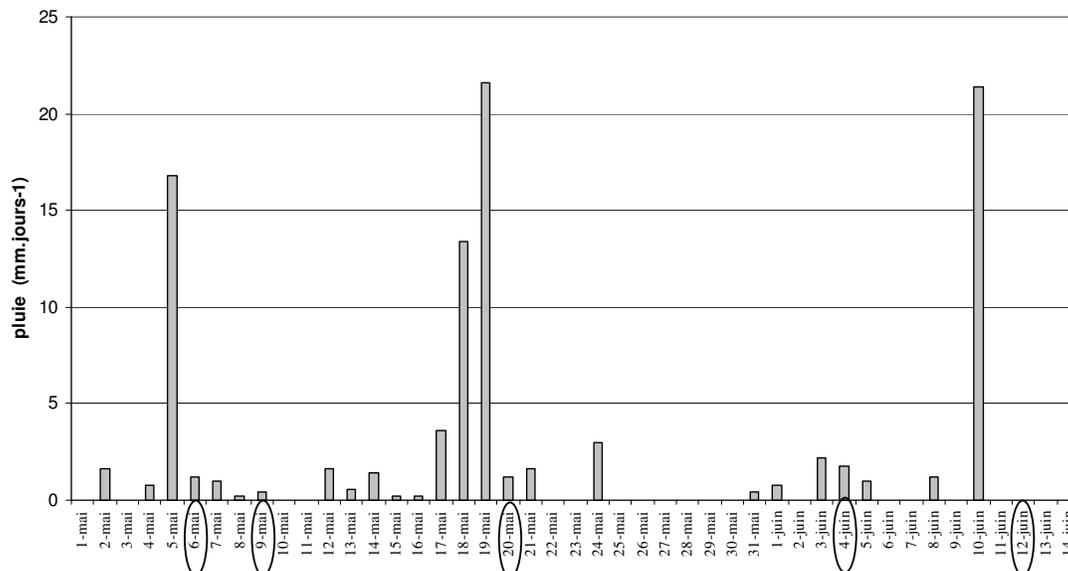


Figure VII-11 : Hauteurs des précipitations observé entre le 1^{er} mai et le 14 juin 2003 dans le dispositif au champ (Feucherolles, 78, France).

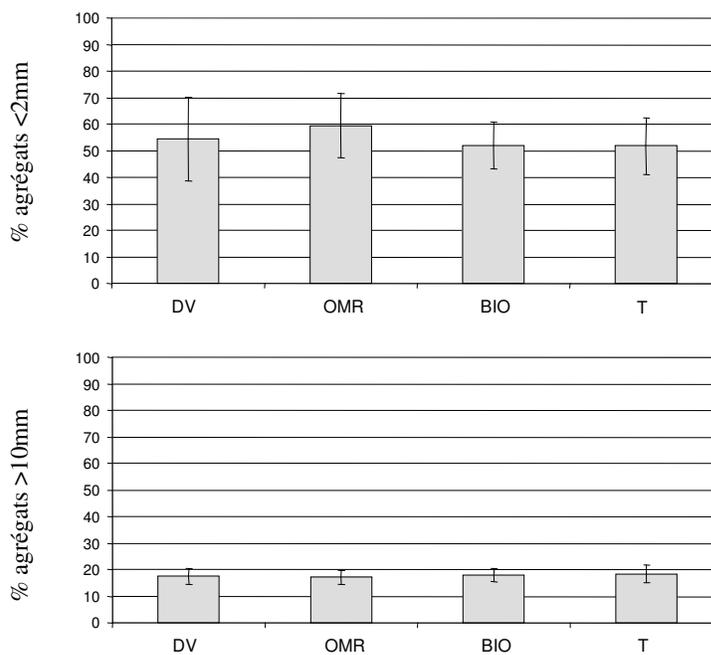


Figure VII-12: Proportion des agrégats <2mm et des agrégats >10 mm des placettes à l'état initial (observation du 30 avril 2003).

Après 1,6mm de pluie supplémentaire, les surfaces des placettes qui ont évolué vers un faciès de type F_1 ont augmenté dans les traitements DVB et Té. Les surfaces de type F_1 sont localisées sur les rangs et ponctuellement au niveau des interrangs dans des creux initialement façonnés par le labour. A cette date (09 mai 2003), les différences entre les traitements sont nettes (les traitements avec les composts ont des surfaces F_1 , 15 à 20% moins importantes que les parcelles témoins). Cette différenciation diminue après 43,8 mm de pluie complémentaire puisque les traitements avec DVB, OMR et BIO ont des proportions de surfaces de type F_1 12, 9 et 16% moins importantes que dans les parcelles témoins. Au cours des pluies, les pourcentages des surfaces de dégradation F_1 entre les traitements se rapprochent du témoin puisque après 9,8 mm de pluie additionnelle la différence entre les traitements DVB, OMR et BIO par rapport au témoin est d'environ 10, 5 et 13% respectivement.

Même après un cumul de 75,6 mm de pluie (correspondant à la date 04 juin 2003), la formation d'un faciès de type F_2 n'est pas encore visible. Ce type de faciès d'altération commence à être visible au cours de la dernière série de mesure, le 12 juin 2003, où des signes de départ de terre sont présents (de fins fragments terreux se trouvent accumulés dans des zones planes situées au niveau des rangs et au niveau des microdépressions dans les interrangs de semis). Ainsi, la proportion de faciès F_2 pour les différents traitements organiques est environ deux fois moins importante que dans les parcelles témoins (11, 8, 11 et 23% de F_2 respectivement pour les traitements DVB, OMR, BIO et Té). Avec ce cumul de pluie (99,2mm), les surfaces des différents traitements sont pratiquement fermées, essentiellement par une croûte de type structurale.

Après 99,2 mm d'eau (12 juin 2003), certaines grandes mottes de terre ont été raccordées à la surface mais restent encore visibles formant des espèces de dômes qui sont plus hauts que le reste dans la surface. Mêmes s'ils ont été en partie incorporés à la croûte, nous avons classé ces grandes mottes dans le faciès de type F_0 . Les proportions de ces mottes ont été évaluées à environ 4% dans les traitements avec les composts et à 1% dans les parcelles témoins.

Les évolutions au cours des épisodes pluvieux du pourcentage des agrégats de taille centimétrique par rapport à la surface totale dans les différentes placettes sont illustrées dans la figure VII-14. Cette figure montre que la dégradation de cette taille d'agrégats se fait de la même façon pour les différents traitements à chaque date de mesure.

Les évolutions des calibres des éléments distincts de petit calibre (D_{min}) en fonction des pluies cumulées sont présentées dans la figure VII-15. Ce paramètre est resté constant durant les quatre premières dates d'observations, indiquant la présence de petits agrégats (entre 1 et 2 cm^2) qui sont encore individualisés dans les placettes. Au cours du temps, ces petits agrégats pourraient être issus de la division par microfissuration de fragments de taille supérieure. L'augmentation du D_{min} est nette le 12 juin, illustrant la dominance de la croûte, cependant les parcelles témoins ont apparemment le D_{min} le plus petit autrement dit elles seraient les parcelles les moins dégradées, ceci va à l'encontre

des observations des faciès de dégradation présentés ci-dessus. Au cours de notre observation à la dernière date de mesure de ce paramètre (le D_{min}), il est possible que l'on ait confondu des fragments de sol formant la croûte sédimentaire avec des agrégats.

3.2 Discussion

L'évolution de la surface du sol au cours d'une séquence climatique, résulte de l'action d'une succession d'épisodes pluvieux, dont l'effet est cumulatif.

Au cours des pluies, les faciès altérés F_1 commence à prendre naissance dans les régions initialement couvertes par les fragments les plus fins. Ces faciès altérés se forment par destruction des fragments, la résistance de ceux-ci dépend de leur taille. Les vides initialement présents sont alors remplis par les fragments générés par la destruction des agrégats initiaux. En comparaison avec les placettes témoins, la vitesse de progression du faciès altérés F_1 à la surface des placettes traitées avec les composts est dans la plupart des cas plus lente. L'apparition du faciès F_2 est arrivée après la pluie orageuse du 10 juin 2003. Comme au 4 juin, la surface du sol était déjà en grande partie dégradée sous forme de faciès F_1 , la quantité importante d'eau arrivée au sol le 10 juin en un temps court (2 heures) n'a sans doute pas été infiltrée en totalité, l'eau en excès a flaqué et peut être ruisselé. C'est pour cette raison que lors de notre observation du 12 juin on a observé pour la première fois l'apparition du faciès F_2 . En effet, l'évolution de ce stade F_2 est d'après Boiffin (1984) conditionnée par la présence et la circulation d'eau libre à la surface du sol. La quantité cumulée de pluie à partir de laquelle on a observé l'apparition de la phase F_2 (99,2 mm) est du même ordre que les quantités de pluie notées par Le Souder (1990) dans plusieurs essais.

La méthode de suivi morphologique de l'état de surface, conçue par Boiffin (1984), semble donc être suffisamment sensible pour révéler une variabilité du rythme de la dégradation structurale.

Les composts épandus au champ ont permis un amortissement de la vitesse de dégradation de la surface du sol. Cependant, cet effet est transitoire, et à la fin de la période de suivi les placettes traitées avec les composts ont un état de dégradation important et similaire aux parcelles témoins. A ce stade, le risque d'apparition de ruissellement et éventuellement d'érosion hydrique serait donc le même pour tous les traitements.

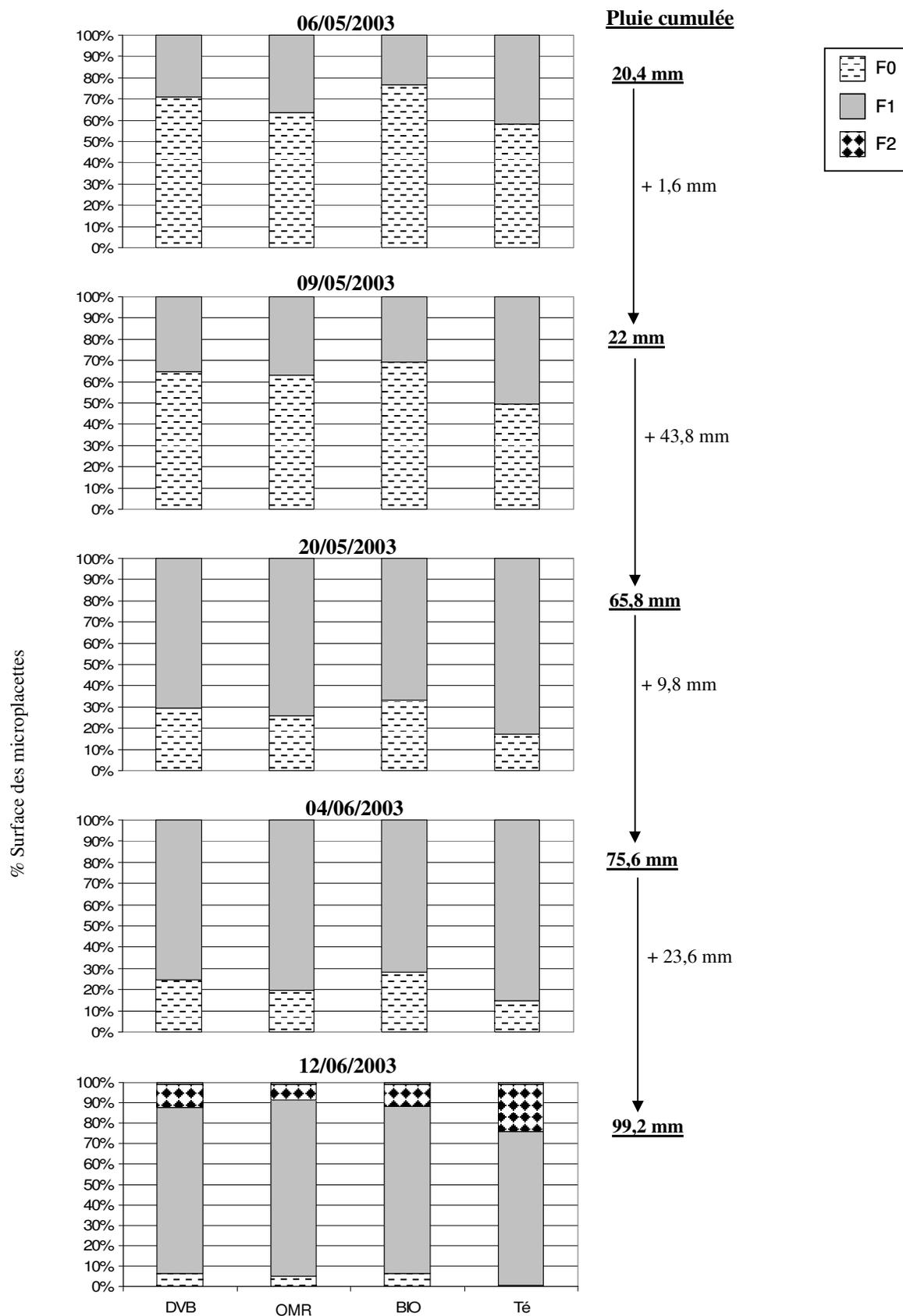


Figure VII-13 : Répartition de la surface des placettes entre les faciès F₀, F₁ et F₂ (c.f § 7 chapitre II).

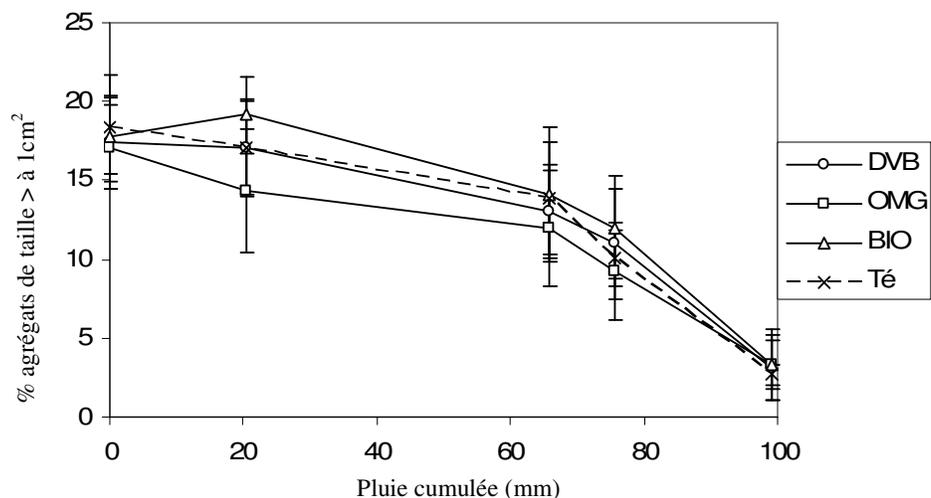


Figure VII-14 : Evolution du pourcentage des agrégats de surface de taille centimétrique par rapport à la surface totale des placettes au cours des épisodes pluvieux.

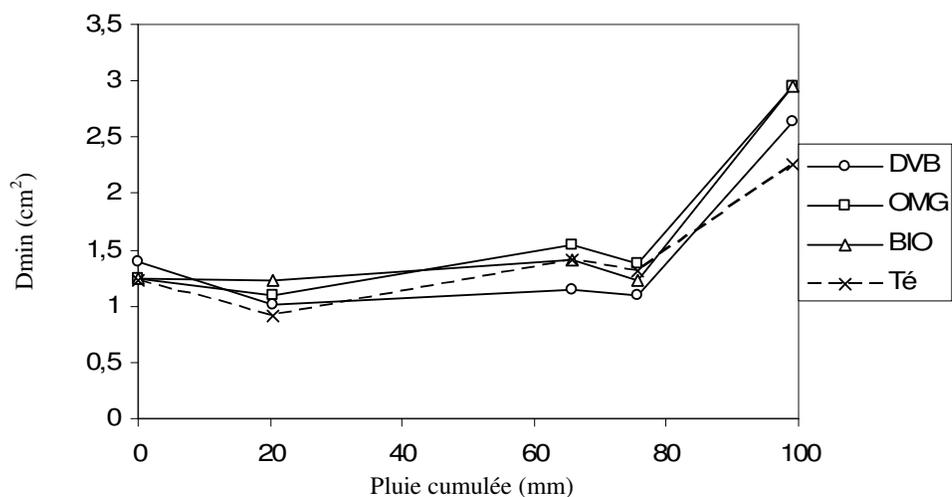


Figure VII-15 : Evolution de la surface des éléments distincts les plus fins (Dmin) au cours des épisodes pluvieux.

4. Conclusion du chapitre VII

Les observations conduites en plein champ ont permis d'étudier l'influence des composts urbains sur la stabilisation de la couche superficielle du sol en conditions naturelles. Pour la majorité des dates de mesure nous avons pu dégager un effet positif des composts sur l'amélioration de la stabilité des agrégats en surface du sol. L'interaction avec les facteurs climatiques semble contribuer à l'externalisation de l'effet propre des composts. Bien que les doses d'apport dans les expérimentations au laboratoire soient élevées par rapport aux quantités épandues au champ, la comparaison entre les résultats obtenus au laboratoire et ceux de l'essai au champ montre que la hiérarchie de l'efficacité des produits est respectée. Cependant, les relations stabilité des agrégats-facteurs stabilisants observées au laboratoire sont moins évidentes lors des observations au champ et ce essentiellement pour les tests de désagrégation mécanique et d'humectation lente.

En 2003, l'augmentation de la stabilité des agrégats, observée essentiellement par le test de désagrégation mécanique, correspond bien aux observations réalisées lors des premiers événements pluvieux enregistrés juste après la préparation du lit de semence, qui montrent une atténuation de la vitesse de fermeture de la surface du sol.

CHAPITRE VIII

CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

La structure du sol est une propriété fondamentale dans la fertilité des sols. Son instabilité augmente les risques d'érosion, provoquant des dégâts considérables qui sont à la charge des agriculteurs et des collectivités.

Le faible taux de matière organique des sols limoneux du nord de la France explique en grande partie l'instabilité de la structure de ces sols et donc l'apparition du phénomène de battance. Dans ces régions où l'élevage a disparu, l'utilisation de composts d'origine urbaine pourrait contribuer à restaurer le niveau de la matière organique des sols et donc de diminuer l'instabilité de la structure.

Les travaux étudiant l'influence des produits résiduels organiques sur la stabilité structurale montrent une amélioration de cette propriété dont l'intensité augmente avec l'activité biologique générée suite à l'apport organique. Cependant, les effets observés sont rarement interprétés par rapport aux caractéristiques initiales des produits organiques apportés. Une interprétation de l'efficacité et des mécanismes en jeu en fonction des caractéristiques de la matière organique des produits résiduels organiques (composition biochimique, biodégradabilité...) permettrait d'homogénéiser et de pouvoir prédire les effets des différents types de matières organiques résiduelles sur la stabilité structurale. C'est dans cette optique que nous avons entrepris ce travail qui utilise les composts urbains comme modèle de produits résiduels organiques. Le choix de ces composts est justifié par l'augmentation potentielle de l'utilisation de ces produits en agriculture et par la grande diversité des caractéristiques de leur matière organique modulée par le type de déchets entrant et par le type de compostage subi par les déchets.

Ce travail fait partie d'un large programme de collaboration entre l'INRA avec le CReeD, le programme Qualiagro, et a comme objectifs:

- d'évaluer les effets de divers types de composts de déchets d'origine urbaine sur la stabilité des agrégats d'un sol limoneux,
- d'interpréter ces effets par rapport aux caractéristiques de la matière organique des composts et par rapport à leurs effets sur certaines composantes microbiennes et physico-chimiques du sol.

Pour cela, nous avons travaillé à la fois en conditions contrôlées de laboratoire et au champ. Au laboratoire, les expérimentations ont été réalisées sur des mélanges « sol-compost » reconstitués dans lesquels les doses de compost représentaient au moins 5 fois la dose classique utilisée par les agriculteurs. Elles avaient pour but :

- d'étudier le lien entre le degré de stabilité et les caractéristiques de la matière organique des composts et leurs effets sur la stabilité de la structure,
- d'interpréter les effets des composts par rapport à leur influence sur l'activité microbienne et d'autres facteurs agrégeants comme l'hydrophobicité des agrégats,
- de montrer si la stabilité des agrégats suffisait pour stabiliser un lit de semence reconstitué à partir de ces agrégats et soumis à une pluie simulée d'intensité moyenne.

La transposition au champ de nos résultats obtenus au laboratoire a été tentée. Au champ, nous avons pu travailler dans un essai de longue durée dans lequel des composts de même type et origine que les composts utilisés au laboratoire sont épandus tous les 2 ans depuis 1998. L'évolution de la stabilité des agrégats a été étudiée depuis la mise en place de l'essai. L'objectif était alors d'interpréter son évolution dans les différents traitements à l'aide des résultats observés en conditions contrôlées de laboratoire. Enfin, le sol de cet essai était initialement un sol battant. En stabilisant la structure, les composts sont susceptibles de ralentir la fermeture du lit de semence et d'empêcher la formation d'une croûte de battance au fur et à mesure des pluies tombées. L'effet des composts sur cette vitesse de fermeture du lit de semence a été observé.

Tout au long du travail la méthode d'évaluation de la stabilité des agrégats développée par Le Bissonnais a été utilisée. Elle permet de distinguer les mécanismes de stabilisation mis en jeu et de replacer leur importance respective dans des conditions hydriques bien définies.

Trois types de composts sont étudiés :

- un compost de boue résiduaire urbaine co-compostée avec des déchets verts et/ou des broyats de palettes (**DVB**),
- un compost d'ordures ménagères résiduelles (**OMR**), issu du compostage d'ordures ménagères résiduelles après collecte sélective des emballages propres et secs,
- un compost de fraction fermentescible des ordures ménagères (**BIO**), collectée sélectivement et co-compostée avec des déchets verts.

Ces 3 composts sont largement présents en France. Les 2 composts issus des ordures ménagères (OMR et BIO) sont soumis à la même réglementation d'utilisation par les agriculteurs qui, aux niveaux français (future NFU 44-051) et européen (directive européenne Biowaste), s'orientent vers des obligations de résultats et non de moyens ce qui se traduit par des contraintes de qualité au niveau du produit fini sans contraintes sur les moyens pour obtenir ce produit, donc sans obligation de collecte sélective de la fraction fermentescible des ordures ménagères. Le compostage de boue depuis sa normalisation (AFNOR NFU 44-095), tend également à se développer en France.

Caractéristiques de la matière organique des composts

Les 3 composts sont échantillonnés après 1 mois de compostage et en fin de maturation (6 à 8 mois de compostage). Cela se traduit par des niveaux de maturité contrastés. Les composts échantillonnés à 1 mois ont une matière organique labile, facilement biodégradable, sont riches en cellulose et ont un rapport d'humification faible. Les composts échantillonnés à 6-8 mois de compostage ont une matière organique stable, pauvre en composés facilement biodégradables, comme la cellulose, et ont un rapport d'humification plus important que les composts immatures.

La minéralisation du carbone organique des composts est différente en relation avec la richesse des composts en produits organiques facilement biodégradables et en fonction de la température d'incubation qui contrôle l'activité microbienne. Les composts échantillonnés après 1 mois de compostage ont des taux de minéralisation plus importants (42 à 55% du carbone apporté en 336 jours à 28°C) que les composts échantillonnés après 6 à 8 mois de compostage (20 à 24 % du carbone apporté en 336 jours à 28°C) en raison de la biodégradation de la matière organique labile au cours du compostage accompagnée d'une stabilisation de la matière organique résiduelle. Après 6 à 8 mois de compostage, la biodégradabilité de la matière organique des composts est faible essentiellement en relation avec l'appauvrissement des composts en cellulose. La biodégradabilité des composts mûrs est proche pour les 3 composts illustrant l'évolution des différents types de déchets compostés vers un produit aux caractéristiques organiques de plus en plus semblables. A faible température (4°C) l'activité microbienne est ralentie mais n'est pas inhibée : avec les composts immatures entre 15 et 48% du carbone apporté sont minéralisés après 336j d'incubation à 4°C, alors qu'avec les composts mûrs entre 5 et 6% du carbone apporté sont minéralisés après 336j d'incubation à 4°C.

Les composts immatures sont plus hydrophobes que les composts mûrs et plus riches en lipides et en polysaccharides. La matière organique du compost immature OMRi (plus riche en cellulose, en lipide, plus biodégradable) se distingue fortement de celle des 2 autres composts immatures. Son évolution au cours du compostage est plus marquée que celle des 2 autres composts. Les différences entre composts mûrs sont moins marquées que celle entre composts immatures.

Lien entre degré de stabilité des composts et effet sur la stabilité des agrégats

Tous les composts améliorent la stabilité de la structure avec des cinétiques différentes (figure VIII-1). L'effet positif des **compost immatures** sur la stabilité de la structure est rapide. Il est lié à l'activité microbienne et par conséquent à la présence de carbone facilement utilisable par les microorganismes. L'intensité de l'effet dépend de la composition biochimique des composts ; le compost OMRi a l'effet le plus important en relation avec sa richesse en cellulose. La température d'incubation contrôle l'épuisement des sources carbonées. A 4°C l'utilisation du carbone organique est plus lente, ce qui implique une rémanence de la stabilité des agrégats plus longue qu'à 28°C.

Avec les **compost mûrs** et au deux températures de l'étude, l'efficacité des composts à stabiliser les agrégats est similaire entre les trois types de composts. L'augmentation de la stabilité des agrégats

suite à l'apport de ces composts était plus lente et moins intense qu'avec les composts immatures mais persistante au cours du temps (figure VII-1).

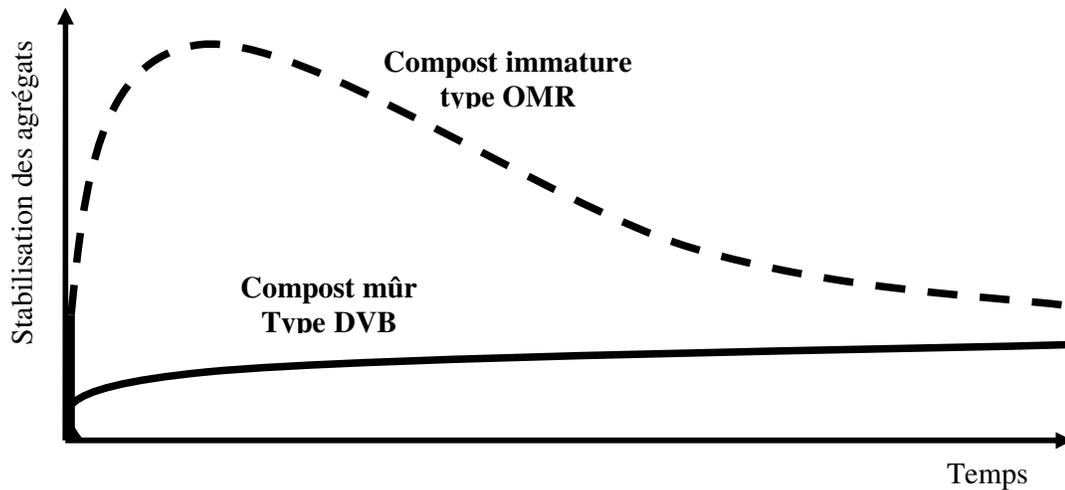


Figure VIII-1 : Présentation schématique des effets au cours du temps des composts aux deux degrés de maturité sur la stabilisation des agrégats du sol.

Des processus différents de stabilisation des agrégats interviennent en fonction du degré de stabilité des composts :

- les composts mûrs, qui ont tous les 3 des effets similaires, augmentent essentiellement la **cohésion** interparticulaire des agrégats et dans une moindre mesure l'hydrophobicité des agrégats, ce qui augmente fortement la résistance à la désagrégation mécanique des agrégats et dans une moindre mesure leur résistance à l'éclatement,
- le compost immature OMRi augmente fortement l'**hydrophobicité** des agrégats, mais également leur **cohésion** interne, ce qui permet à ce compost d'améliorer la résistance des agrégats à l'éclatement en cas de pluie de forte intensité et également leur résistance à la désagrégation mécanique,
- les composts immatures BIOi et DVBi ont des effets intermédiaires. Ils augmentent à la fois la **cohésion** des agrégats et leur **hydrophobicité**, avec des intensités moins marquées que dans les 2 cas précédents. Cela leur permet d'augmenter la résistance des agrégats à la désagrégation mécanique et également à l'éclatement en cas de pluie de faible intensité.

Part de l'activité microbienne dans l'efficacité des composts

L'effet des composts immatures s'explique en grande partie par leur effet sur l'activité microbienne du sol. En raison de leur biodégradabilité importante, ces composts immatures stimulent fortement l'activité microbienne immédiatement après leur apport. Cela est mis en évidence par la forte activité

de minéralisation du carbone organique, l'augmentation de la biomasse microbienne, de la biomasse fongique et de la synthèse de polysaccharides qui améliorent la cohésion des agrégats, mais également augmentent leur hydrophobicité et donc leur résistance à l'éclatement lors de l'humectation des agrégats.

Les composts mûrs ont entraîné une stimulation de l'activité microbienne nettement plus faible que celle observée avec les composts immatures. L'activité microbienne engendrée par les composts mûrs semble intervenir faiblement dans la stabilisation des agrégats.

Contrairement aux hypothèses initiales lors de la mise en place des expérimentations, la faible température (4°C) n'a pas inhibé l'activité microbienne en présence des composts immatures, mais elle a favorisé l'activité des champignons par rapport aux bactéries plus actives à 28°C. Les champignons jouent alors un rôle important dans la stabilisation des agrégats à 4°C.

Des doses croissantes d'apport de compost augmentent la stabilisation des agrégats. Les résultats montrent que 97,5 tonnes de carbone organique par hectare est une dose maximale de carbone organique à apporter au delà de laquelle l'apport supplémentaire de carbone n'entraîne qu'une variation faible des niveaux de stabilité structurale vis-à-vis de l'humectation rapide. De telles doses ne seront jamais apportées par les agriculteurs. Il faut donc vérifier que le cumul de doses plus faible peut avoir la même efficacité sur la stabilisation de la structure.

La température et la disponibilité de la matière organique (augmentation des doses de carbone appliquées) influencent le rendement d'utilisation du carbone. A 4°C l'efficacité d'utilisation du carbone organique, évaluée par le calcul du quotient métabolique, est meilleure qu'à 28°C. L'augmentation de la dose de composts appliquée diminue l'efficacité d'utilisation du carbone apporté avec plus de CO₂ minéralisé par unité de biomasse. Dans les 2 cas, la stabilité des agrégats au test d'humectation rapide est améliorée. Dans les 2 cas, cette amélioration peut être reliée à l'activité microbienne, mais des mécanismes différents sont sans doute en jeu.

Autres effets potentiels des composts pouvant contribuer à la stabilisation de la structure

Les facteurs stabilisants étudiés ont permis d'interpréter en partie la stabilité des agrégats observés. Avec les composts immatures, l'activité microbienne et l'hydrophobisation des agrégats ont permis d'expliquer les mécanismes de stabilisation en jeu. Avec les composts mûrs, l'augmentation de la stabilité des agrégats est essentiellement due à l'augmentation de la cohésion interne des agrégats. Les paramètres suivis n'ont pas permis d'expliquer cette augmentation de la cohésion. D'autres paramètres devraient donc être quantifiés pour expliquer cette augmentation de la cohésion interne des agrégats tels que la mesure des quantités de substances humiques dans les agrégats au cours des incubations, et l'évaluation de l'intensité des liaisons au niveau des zones de fragilité. L'évaluation de la porosité des agrégats (quantité/qualité) permettrait aussi d'interpréter les effets des composts sur la stabilité structurale. En effet, la taille des pores, leur nombre, leur connections, leur hydrophobicité sont

influencés par l'apport des produits résiduels organiques et contribueraient donc à la variation de la stabilité structurale (Valat, 1989 ; Vidal-Beaudet, 1998).

Effet des composts sur la stabilité de la structure au champ

Les composts de type OMR épandus au champ ont des matières organiques proches du compost OMRi utilisé au laboratoire, alors que les caractéristiques des matières organiques des composts DVB et BIO épandus au champ sont proches des composts DVBm et BIOm utilisés au laboratoire.

Pour la majorité des dates de mesure nous avons pu dégager un effet positif des composts sur l'amélioration de la stabilité des agrégats en surface du sol. Un cumul d'effet des produits sur la stabilité structurale est visible d'une année à l'autre. On peut transposer au champ la figure VIII-1 synthétisant les résultats observés au laboratoire. La période de temps simulée s'étendrait alors sur 2 ans, période entre 2 épandages. L'incorporation dans le sol d'un compost immature, type OMR, aurait un effet important et rapide dans la stabilisation des agrégats qui diminuerait progressivement dans le temps (figure VIII-2). Avec ce type de compost, l'augmentation rapide de la stabilité des agrégats serait due à la stimulation de l'activité microbienne du sol suite à l'apport d'une quantité de matière organique facilement utilisable par les microorganismes. La persistance 2 ans après l'apport d'un certain amélioration de la stabilité structurale par rapport à l'état initial serait due à un effet résiduel de la stimulation de l'activité microbienne et à l'augmentation du carbone organique humifié dans le sol puisqu'une partie de la matière organique du compost immature est incorporée à la matière organique du sol 2 ans après l'apport. Si ce même type de compost est apporté au sol de façon régulière, à la fin de chaque cycle (ici 2 ans après l'apport du compost), la stabilité structurale sera toujours supérieure à la stabilité structurale du cycle précédent à cause du cumul de l'effet résiduel de l'activité microbienne+ effet augmentation de la teneur en carbone organique du sol (figure VIII-3).

L'amélioration de la stabilité structurale suite à l'apport d'un compost mûr, de type DVB, est observée immédiatement après l'apport. Cette amélioration a une intensité moins importante que celle observée avec un compost immature mais elle est plus persistante dans le temps et serait due à l'apport par le compost mûr de substances augmentant la cohésion des agrégats telles que les substances humiques. L'activité microbienne est peu stimulée suite à l'apport de ce type de compost et par conséquent une large quantité de carbone organique apporté par le compost reste dans le sol enrichissant ainsi son stock organique. L'apport régulier tous les 2 ans de ce même type de matière organique résiduelle engendrerait une augmentation progressive et additive de la stabilité des agrégats qui serait due à un effet augmentation de la quantité de la matière organique stable dans sol.

L'interaction avec les facteurs climatiques semble contribuer à l'externalisation de l'effet propre des composts et l'efficacité des composts à stabiliser le sol est plus faible que celle des variations climatiques. La comparaison entre les résultats obtenus au laboratoire et ceux de l'essai au champ montre que globalement la hiérarchie de l'efficacité des produits est respectée (OMR > DVB ~ BIO).

Cependant, les relations stabilité des agrégats-facteurs stabilisants observées au laboratoire sont moins évidentes lors des observations au champ.

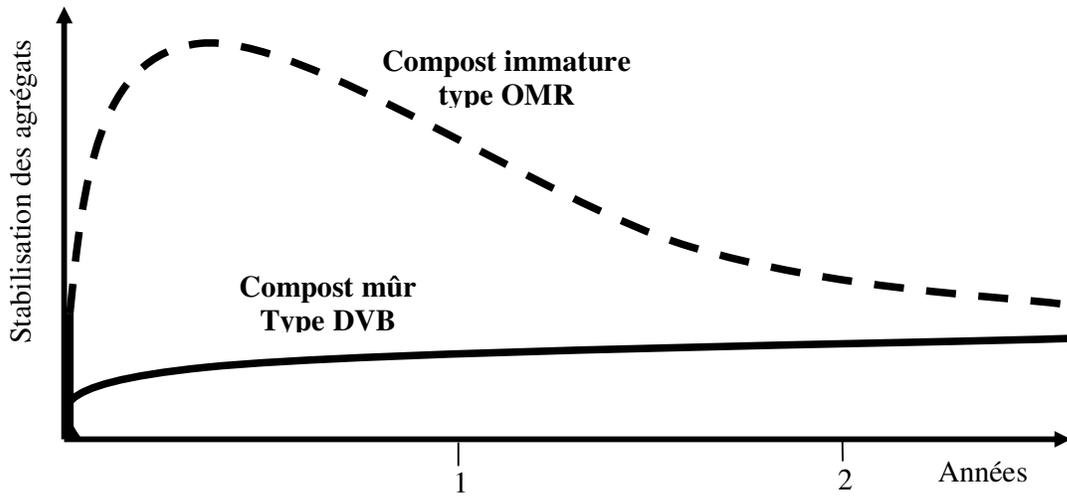


Figure VIII-2 : Présentation schématique des effets d'un seul apport de composts aux deux degrés constatés de maturité sur la stabilisation des agrégats du sol.

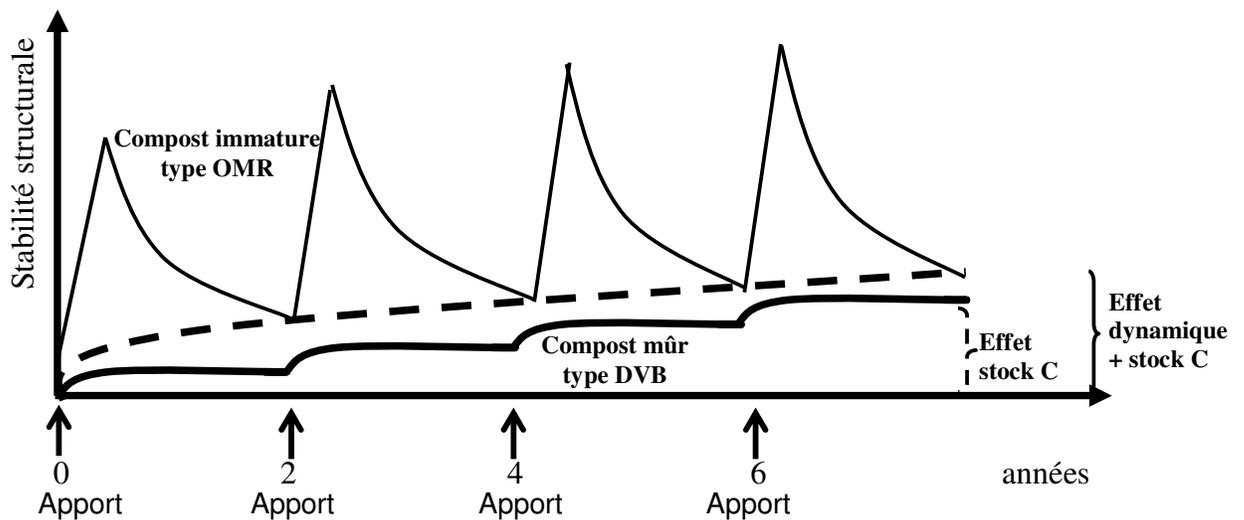


Figure VIII-3 : Effets cumulés des apports successifs de compost sur la stabilité structurale d'un sol limoneux au champ : variation en fonction de la maturité des composts.

Conséquence sur la stabilité du lit de semence

Les mesures de l'infiltrabilité de l'eau à travers des lits de semence artificiels (agrégats de sol+compost) sous simulation de pluie n'ont pas permis de dégager une action nette des composts sur le ralentissement de la formation de la croûte de battance. A cause de cette faible action des composts sur l'infiltrabilité de l'eau à travers les massifs d'agrégats, aucune relation n'a été observée entre la stabilité des agrégats selon les tests de Le Bissonnais et les taux d'infiltrabilité.

Cependant, un effet « état d'humidité initial » des lits de semence est noté. Dans le cas des agrégats humides, l'infiltrabilité de l'eau est constante car aucune croûte de battance n'est formée en surface. Dans le cas des agrégats secs, l'éclatement rapide a désagrégé les agrégats en surface formant ainsi une croûte de battance qui a contribué à diminuer l'infiltrabilité de l'eau à travers les massifs d'agrégats.

Par contre au champ et durant une séquence de pluie d'environ 100 mm (soit 70 mm en moins que la pluie simulée), les composts épandus ralentissent la dégradation de la surface du sol des parcelles du dispositif au champ. Aucune différence entre les composts n'a été notée.

En conclusion, les résultats présentés démontrent l'efficacité des apports de composts à stabiliser les agrégats d'un sol limoneux pauvre en matière organique. Leur efficacité et les mécanismes en jeu sont différents en fonction du degré de maturité des composts et des conditions climatiques (température et humidité).

Les composts de type OMR sont en général moins stabilisés que les autres types composts, ceci en raison, entre autre, de la forte proportion de papier carton dans les déchets initiaux de ce type de produit. Les composts de ce type (moins stabilisés) ont un effet plus intense mais plus fugace que les composts stabilisés. La stimulation de l'activité microbienne du sol explique en grande partie leur effet.

On a vu que des conditions de faible température pouvaient favoriser l'efficacité des composts immatures. Cela conforte le conseil d'apporter de tels produits à l'automne avant l'implantation d'une culture de printemps, ce qui permet de laisser se développer l'action sur la stabilisation de la structure et de minimiser les risques de faim d'azote existant avec de tels produits. On veillera toutefois à atteindre un degré de maturité suffisant pour assurer la bonne hygiénisation des produits.

Les composts plus stabilisés ont une efficacité plus durable, même si elle est de plus faible importance initialement que celles des produits à matière organique peu stabilisées.

Tous les produits montrent un effet cumulé au champ sur la stabilité de la structure, ils permettent tous de ralentir la formation de la croûte de battance.

Perspectives

Plusieurs pistes de travail peuvent être proposées comme perspectives et compléments à ce travail, qui permettraient de préciser plusieurs points qui n'ont pas pu être expliqués.

Les facteurs stabilisants suivis sont pertinents, mais ils n'ont pas pu expliquer la stabilité des agrégats dans tous les cas. D'autres facteurs sont alors à étudier comme le rôle de la matière organique humifiée et des lipides (en quantitatif). D'autre part la caractérisation de l'effet des PRO sur la porosité du sol (quantité et qualité) permettrait de mieux préciser les mécanismes de désagrégation et de résistance du sol à la désagrégation.

La stabilité structurale est en relation avec d'autres propriétés du sol qui ont une importance capitale pour la gestion des pratiques culturales pour l'agriculteur :

- la rétention du sol en eau,
- la facilité de travailler le sol,
- la portance du sol et sa résistance au tassement.

Il serait donc intéressant de poursuivre notre travail pour rechercher le lien entre la stabilité de la structure et les propriétés que nous venons de citer.

La quantification de telles relations pourrait également permettre des sorties utilisables dans le bilan environnemental du compostage. En effet, si l'utilisation de l'énergie produite par l'incinération des ordures ménagères est prise en compte dans le bilan environnemental de ce mode de traitement des déchets, les conséquences positives de l'utilisation des composts en agriculture ne le sont pas dans le bilan environnemental du compostage. Ainsi les grandeurs à quantifier pourraient concerner les conséquences de la stabilisation de la structure sur :

- les quantités de terre perdue par érosion,
- l'augmentation de la réserve en eau utile du sol qui permettrait d'économiser des tours d'irrigation,
- l'amélioration de la résistance à la compaction qui augmenterait les jours disponibles pour l'agriculteur,
- l'augmentation de la facilité à travailler le sol qui pourrait diminuer l'énergie de traction nécessaire.

Un modèle de prédiction de l'évolution de la stabilité structurale à partir des caractéristiques des PRO (modèle Pouloud) est proposé par Abiven (2004). L'utilisation des données fournies par ce travail permettrait de tester ce modèle et de l'affiner.

Cette étude est réalisée sur un sol limoneux, d'autres types de sol peuvent être étudiés afin de quantifier l'efficacité des composts (quantité/qualité) à stabiliser le sol en fonction de la texture du sol. Des règles de pédo-transfert incluant les caractéristiques des composts et les caractéristiques des sols pourront alors être proposées.

L'étude de l'effet des composts en fonction du système de cultures (dose et fréquence d'apport / précédant cultural / irrigation / profondeur et fréquence de labour...) pourrait être aussi une perspective à ce travail.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- **Abiven S.**, 2004- Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol. Thèse de doctorat de l'ENSAR: 228P.
- **Abu Sharar T.**, 1993- Effects of sewage sludge treatments on aggregate slaking, clay dispersion and hydraulic conductivity of a semi-arid soil sample. *Geoderma*, 59: 327-343.
- **Aggelides S.M., Londra P.A.**, 2000- Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource technology*, 71: 253-259.
- **Albaladejo J., Castillo V., DIAZ E.**, 2000- Soil loss and runoff semiarid land as amended with urban solid refuse. *Land Degrad & Develop*, 11: 363-373.
- **Albiach R., Canet R., Pomares F., Ingelmo F.**, 2001a- Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology*, 77: 109-114.
- **Albiach R., Canet R., Pomares F., Ingelmo F.**, 2001b- Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 76: 125-129.
- **Amézketa E.**, 1999- Soil aggregate stability: a review. *J. Sustainable Agriculture*, 14: 83-151.
- **Angers D.A., Nadeau P., Mehuys G.R.**, 1988- Determination of carbohydrate composition of soil hydrolysates by high-performance liquid chromatography. *J. Chromatogr*, 454: 444-449.
- **Angers D.A., Mehuys G.R.**, 1989- Effects of cropping on carbohydrate content and water-stable aggregation of a clay soil. *Can. J. Soil. Sci.*, 69: 373-380.
- **Angers D.A.**, 1992- Changes in soil aggregation and organic carbon under corn and alfalfa. *Soil. Sci. Sco. Am. J.*, 56: 1244-1249.
- **Angers D.A., Mehuys G.R.**, 1993- Aggregate stability to water. In: *Soil sampling and methods of analysis*, ed. M.R. Carter, CRC Press, Boca Raton, FI: 651-657.
- **Angers D.A., Samson N., Légère A.**, 1993- Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.*, 73: 51-59.
- **Angers D.A., Caron, J.**, 1998- Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 45: 55-72.
- **Angers D.A., Edwards L.M., Sanderson J.B., Bissonnette N.**, 1999- Soil organic matter quality and aggregate stability under eight potato cropping sequences in a fine sandy loam of prince Edward Island. *Can. J. Soil. Sci.*, 79: 411-417.
- **Annabi M., Houot S., Rampon J.N., et Poitrenaud M.**, 2004- Caractérisation de la microflore de composts d'origine urbaine et effets de leur épandage sur la microflore d'un sol limoneux. 8èmes Journées Nationales de l'Etude des Sols, Bordeaux, France: 77-78.

- **Arrouays D.**, Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002- Stocker du carbone dans les sols agricoles de France, Expertise scientifique collective. Ed INRA, 332 P.
- **Baldock J.A.**, Kay B.D., 1987- Influence of cropping history and chemical treatments on the water-stable aggregation of a silt loam soil. *Can. J. Soil. Sci.*, 67: 501-511.
- **Baldock J.A.**, 2002- Interactions of organic materials and microorganisms with minerals in the stabilization of soil structure. In *Interaction between soil particules and microorganisms*. Ed Huang et al: 85-131.
- **Ball B.C.**, Cheshire M.V., Robertson E.A.G., Hunter E.A., 1996- Carbohydrate composition in relation to structural stability, compactibility and plasticity of two soils in a long-term experiment. *Soil & Tillage Research*, 39: 143-160.
- **Ballif J.L.**, Moncomble D., Descotes A., 1991- Influence sur le ruissellement et l'érosion de couvertures de compost urbain et d'écorces fraîches broyées dans le vignoble champenois. III^{ème} symposium International sur la non culture de la vigne et les autres techniques d'entretien des sols viticoles, Montpellier: 359-365.
- **Bartoli F.**, Burtin G., Guérif J., 1992- Influence of the organic matter on aggregation in oxisols rich in gibbsite or in goethite.II. Clay dispersion, aggregate strength and water-stability. *Geoderma*, 54: 259-274.
- **Barzegar A.R.**, Oades J.M., Rengasamy P., Giles L., 1994- Effect of sodicity and salinity on disaggregation and tensile strength of a alfisol under different cropping systems. *Soil & Tillage Research*, 32: 329-345.
- **Bazzoffi P.**, Pellegrini S., Rocchini A., Morandi M., Grasselli O., 1998- The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield. *Soil & Tillage Research*, 48: 275-286.
- **Beare M.H.**, Bruce R.R., 1993- A comparaison of methods for measuring water-stable aggregates: implication for determining environmental effects on soil structure. *Geoderma*, 5: 87-104.
- **Beloso M.C.**, Villar M.C., Cabaneiro A., Carballas M., Gonzalez-Pietro S.J., Carballas T., 1993- Carbon and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized with composted urban refuses. *Bioressource Technology*, 45: 123-129.
- **Bernal M.P.**, Navarro A.F., Sanchez-monederero M.A., Roig A., Cegarra J., 1998a- Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol.Biochem*, 30: 305-313.
- **Bernal M. P.**, Sanchez-Monedero M. A., Paredes C., Roig A., 1998b- Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agric. Ecosyst. Environ*, 69: 175-189.
- **Bernal M. P.**, C. Paredes, M. A. Sanchez-Monedero, Cegarra J., 1998c. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioressource Technology*, 63: 91-99.
- **Berthlenfalvay G.J.**, Cantrell I.C., Mihara K.L., Schreiner R.P., 1999- Relationships between soil aggregation and mycorrhizae as influenced by soil biota and nitrogen nutrition. *Biol. Fertil. Soils*, 28: 356-363.

- **Bissonnette** N., Angers D.A., Simard R.R., Lafond J., 2001- Interactive effects of management practices on water-stable aggregation and organic matter of a humic gleysol. *Can. J. Soil Sci*, 81: 545-551.
- **Blackman** J.D., 1992. Seasonal variation in the aggregate stability of downland soils. *Soil Use & Management*, 4: 142-150.
- **Boiffin** J., 1976- Histoire hydrique et stabilité structurale de la terre. *Ann. Agron*, 27: 447-463.
- **Boiffin** J., 1984- La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies. Thèse de docteur-ingénieur de l'INAPG: 320P.
- **Boiffin** J., Bresson L.M., 1987- Dynamique de formation des croûtes superficielles : apport de l'analyse microscopique. In *Micromorphologie des sols*. Ed Fedoroff et al, AFES: 309-314.
- **Bonneau** J.M., Souchier B- 1979- Constituants et propriétés du sol, Tome 2, Ed Masson, 459P.
- **Bossuyt** H., Six J., Hendrix P.F., 2004- Rapid incorporation of carbon from fresh residues into newly formed stable microaggregates within earthworm casts. *Eur. J. Soil. Sci*, 55: 393-399.
- **Bresson** L.M., Cadot L., 1992- Illuviation and structural crust formation on loamy temperate soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 56: 1565-1570.
- **Bresson** L.M., Koch C., Le Bissonnais Y., Barriuso E., Lecomte V., 2002- Soil surface structure stabilization by municipal waste compost application. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 65: 1804-1811.
- **Bruchet** A., Rousseau, C., Mallevalle, J., 1990- Pyrolysis-GC-MS for investigating high-molecular-weight THM precursors and other refractory organics. *Journal of American Water Works Association*, 82: 66-74.
- **Cadot** L., 1993- Impact de facteurs pédoclimatiques sur la biodegradation de boues résiduares de station d'épuration dans deux sols: modélisation et simulation. Thèse de doctorat de l'INAPG: 175P.
- **Caesar-TonThat** T.C., Shelver W.L., Thorn R.G., Cochran V.L., 2001- Generation of antibodies for soil aggregating basidiomycete detection as an early indicator of trends in soil quality. *Applied Soil Ecology*, 18: 99-116.
- **Calvet** R., 2003- Le sol propriétés et fonction, Tome 1 : Constitution et structure phénomènes aux interfaces. Ed France Agricole, 456 P.
- **Cambardella** C.A, Elliott E.T., 1993- Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 57: 1071-1076.
- **Canet** R., Pomares F., 1995- Changes in physical, chemical and physico-chemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia. *Bioresource Technology*, 51: 259-264.
- **Capriel** P., Beck T., Borchert H., Härter P., 1990- Relationship between soil aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass, and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 54: 415-420.
- **Caravaca** F., Lax A., Albaladejo J., 2001- Soil aggregate stability and organic matter in clay and fine silt fractions in urban refuse-amended semiarid soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J*. 65: 1235-1238.

- **Caravaca F.**, Figueroa D., Alguacil M.M., Roldan A., 2003- Application of composted urban residue enhanced the performance of afforested shrub species in a degraded semiarid land. *Bioresource Technologie*, 90: 65-70.
- **Caron J.**, Kay B.D., Stone J.A., 1992- Improvement of structural stability of a clay loam with drying. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 56: 1583-1590.
- **Challinor J.M.**, 1991- The scope of pyrolysis methylation reactions. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 20: 15-24.
- **Chamayou H.**, Legros J.P., 1989- Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. Ed ACCT, 593 P.
- **Chan K.Y.**, Heenan, D.P., 1999- Lime-induced loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 1841-1844.
- **Chaney K.**, Swift R.S., 1984- The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *J. Soil. Sci.*, 35: 223-230.
- **Chaney K.**, Swift R.S., 1986a- Studies on aggregate stability. I. Re-formation of soil aggregates. *J. Soil. Sci.*, 37: 329-335.
- **Chaney K.**, Swift R.S., 1986b- Studies on aggregate stability. II. The effect of humic substances on the stability of re-formed soil aggregates. *J. Soil. Sci.*, 37: 337-343.
- **Chantigny M.H.**, Angers D.A., Prévost D., Vézina L.P., Chalifour F.P., 1997- Soil aggregation and fungal and bacterial biomass under annual and perennial cropping systems. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 61: 262-267.
- **Chefetz B.**, Hatcher P.G., Hadar Y., Chen Y., 1996- Chemical and biological characterisation of organic matter during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 25: 776-785.
- **Chefetz B.**, Tarchitzky J., Deshmukh A.P., Hatcher P.G., Chen Y., 2002- Structural characterization of soil organic matter and humic acids in particle-size fractions of an agricultural soil. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 66: 129-141.
- **Chen Y.**, Tarchitzky J.T., Brouwer J., Morin J., Benin A., 1980- Scanning electron microscope observations of soil crusts and their formation. *Soil. Sci.*, 130: 49-55.
- **Chen Y.**, 2003- Nuclear magnetic resonance, infra-red and pyrolysis: application of spectroscopic methodologies to maturity determination. *Compost Science & Utilization*, 11: 152-168.
- **Chenu C.**, Le Bissonnais Y., Arrouays D., 2000- Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 1479-1486.
- **Chenu C.**, Guéris J., 1991- Mechanical strength of clay minerals as influenced by an adsorbed polysaccharide. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 1076-1080.
- **Chenu C.**, 1985- Etude expérimentale des interactions argiles-polysaccharides neutres. Contribution à la connaissance des phénomènes d'agrégation d'origine biologique dans les sols. Thèse de doctorat de l'université de Paris VI: 198P.
- **Cheshire M.V.**, 1979- Nature and origin of carbohydrates in soils. Academic Press, London, 194 P.

- **Chow** T.L., Rees H.W., Fahmy S.H., Monteith J.O., 2003- Effects of pulp on soil physical properties and soil erosion under simulated rainfall. *Can. J. Soil. Sci.*, 83: 109-119.
- **Chowdhury** M.A.H., Kounou K., Ando T., Nagaoka T., 2000- Microbial biomass, S mineralization and S uptake by African millet from soil amended with various composts. *Soil. Biol. Biochem* 32: 845-852.
- **Commission européennes** 2002- Communication de la commission au conseil, au parlement européen, au comité économique et social et au comité des régions : vers une stratégie thématique pour la protection des sols: 39 P.
- **Darwish** O.H., Persaud N., Martens D.C., 1995- Effect of long-term application of animal manure on physical properties of three soils. *Plant & Soil*, 176: 289-295.
- **Debosz** K., Petersen S.O., Kure L.K., Ambus., 2002- Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Applied Soil Ecology*, 19: 237-248.
- **Decaëns** T., Galvis J.H., Amézquita E., 2001- Propriétés des structures produites par les ingénieurs écologiques à la surface du sol d'une savane colombienne. *C.R. Acad. Sci*, 324: 465-478.
- **Degens** B.P., Sparling G.P., Abbott L.K., 1994- The contribution from hyphae, roots and organic carbon constituents to the aggregation of a sandy loam under long-term clover-based and grass pastures. *Eur. J. Soil. Sci*, 45:459-468.
- **Degens** B.P., Sparling G.P., 1996- Changes in aggregation do not correspond with changes in labile organic C fractions in soil amended with ¹⁴C-glucose. *Soil. Biol. Biochem*, 28: 453-462.
- **Degens** B.P., 1997- Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. *Aust. J. Soil. Res*, 35: 431-459.
- **De Ploey** J., 1989- Soil erosion map of Western Europe. Catena Verlag, cremlingen-Destedt.
- **Dexter** 1988 – Advances in characterization of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 11: 199-239.
- **Diaz** E., Roldan A., Lax A., Abalajedo J., 1994- Formation of stable aggregates in degraded soil by amendment with urban refuse and peat. *Geoderma*, 63: 277-288.
- **Diaz-Zorita** M., Perfect E., Grove J.H., 2002- Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil & Tillage Research*, 64: 3-22.
- **Dickinson** C.H., Pugh G.J.F., 1974- Biology of plant litter decomposition. Volume 2. Ed Academic Press: 775 P.
- **Dignac** M.F., Francou C., Houot S., Knicker H., 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., Levesque M., Mehuys G.R, 1991- Effects of long-chain aliphatic compounds on the aggregate stability of a lacustrine silty clay. *Soil Science*, 131: 228-239.
- **Dinel** H., Lévesque P.E.M., Jambu P., Righi D., 1992- Microbial activity and long-chain aliphatics in the formation of stable soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 56: 1455-1463.

- **Dinel H.**, Schnitzer M., Dumontet S., 1996- Compost maturity: Extractable lipids as indicators of organic matter stability. *Compost Science & Utilization*, 4:6-12.
- **Djajakirana G.**, Joergensen R.G., Meyer B., 1996- Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biol. Fertil. Soils*, 22: 299-304.
- **Dommergues Y.**, Mangenot F., 1970- *Ecologie microbienne du sol*. ED Masson & Cie : 796 P.
- **Dorioz J.M.**, Robert M., Chenu C., 1993- The role of roots, fungi and bacteria, on clay particule organisation. An experimental approach. *Geoderma*, 56:179-194.
- **Douglas J.T.**, Goss M.J., 1982- Stability and organic matter content of surface soil aggregates under different methods of cultivation and in grassland. *Soil & Tillage Research*, 2: 155-175.
- **Drury C.F.**, Stone J.A., Findlay W.I., 1991- Microbial biomass and soil structure associated with corn, grasses, and legumes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 805-811.
- **Duiker S.W.**, Lal R., 1999- Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a luvisol in central Ohio. *Soil & Tillage Research*, 52:73-81.
- **Elliott E.T.**, 1986 – Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 627-633.
- **El-Swaify S.A.**, Emerson W.W., 1975- Changes in the physical properties of soil clay due to precipitated aluminium and iron hydrides. I. Swelling and aggregate stability after drying. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39: 1056-1063.
- **Epstein E.**, Taylor J.M., Chaney R.L., 1976- Effects of sewage sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *J. Environ. Qual.*, 5: 422-426.
- **Fabbi D.**, 2001- Use of pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry to study environmental pollution caused by synthetic polymers: a case study: the Ravenna Lagoon. *Journal of analytical and Applied Pyrolysis*, 58-59: 361-370.
- **Fahd-Rachid A.**, 1993- Effet à long terme d'apports continus de déchets urbains sur les caractéristiques du sol : conséquences sur les propriétés de la matière organique en relation avec sa teneur en lipides. Thèse de doctorat de l'ENSAM: 151P.
- **FCQAO.**, 1994- *Methods book for the analysis of compost - Kompost information Nr 230*. ed BGK.
- **Fletcher M.M.**, Latham M.J., Lynch J.M., Rutter P.R., 1980- The characteristics of interfaces and their role in microbial attachment. In *Microbial adhesion to surfaces*. Ed .W. Berkeley et al, 67-78.
- **Fortun A.**, Benayas J., Fotun C., 1990- The effect of fulvic and humic acids on soil aggregation: a micro-morphological study. *J. Soil. Sci.*, 41: 563-572.
- **Forster J.C.**, Zech W., Würdinger E., 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.**, 2003- Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage- Recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de doctorat de l'INAPG: 286P.

- **Francou C.**, Poitrenaud M., Houot S., 2005- Stabilization of organic matter during composting: influence of the process and feedstocks. *Compost Science & Utilization*, 13: 72-83.
- **Gaillard V.**, Chenu C., Recous S., 1999- Carbon, nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil. *Eur. J. Soil. Sci.*, 50: 567-578.
- **Galletti G.C.**, Reeves J.B., 1992- pyrolysis-Gas Chromatography Ion-Trap detection of polyphenols (vegetable tannins): preliminary results. *Organic Mass Spectrometry*, 27: 226-230.
- **Garcia C.**, Hernandez T., Costa F., Ceccanti B., Masciandaro, G., Calcinani M., 1993- Evaluation of the organic matter composition of raw and composted municipal wastese. *Soil Science & Plant Nutrition*, 39: 99-108.
- **Garcia J.C.**, Plaza C., Soler-Rovira P., Polo A., 2000- Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol.Biochem*, 32: 1173-1181.
- **Garcia-Gomez A.**, Bernal M. P., Roig A., 2003- Carbon mineralization and plant growth in soil amended with compost samples at different degrees o maturity. *Waste Management & Research*, 21: 161-171.
- **Gasser M.O.**, N'Dayegamiye A., Laverdière M.R., 1995- Short-term effects of crop rotations and wood-residue amendments on potato yields and soil properties of a sandy loam soil. *Can. J. Soil Sci.*, 75: 385-390.
- **Gerzabek M.H.**, Kirchmann H., Pichlmayer F., 1995- Response of soil aggregate stability to manure amendments in the ultuna long-term soil organic matter experiment. *Z.Pflanzenähr.Bodenk*, 158: 257-260.
- **Giusquiani P.L.**, Pagliai M., Gigliotti G., Businelli D., Benetti A., 1995- Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual*, 24: 175-182.
- **Golchin A.**, Oades J.M., Skjemstad J.O., Clarke P., 1994- soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil. Res*, 32: 1043-1068.
- **Gomez A.**, 1998- The evaluation of compost quality. *Trends in analytical chemistry*, 17: 310- 314.
- **Gong P.**, Guan X., Witter E., 2001- A rapid method to extract ergosterol from soil by physical disruption. *Applied Soil Ecology*, 17: 285-289.
- **Grant W.D.**, West A.W, 1986- Measurement of ergosterol, diaminminopimelic acid and glucosamine in soil: evaluation as indicators of microbial biomass. *Journal of Microbiological Methods*, 6: 47-53.
- **Greenland D.J.**, Lindstrom G.R., Quirk J.P., 1975- Organic materials which stabilize natural soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. Proc*, 26: 366-371.
- **Guckert A.**, 1973- Contribution à l'étude des polysaccharides dans les sols et de leur rôle dans les mécanismes d'agrégation. Thèse de l'université de Nancy: 138P.
- **Guckert A.**, Morel J.L., 1983- Influence des apports de déchets sur les sols et les végétaux. In *Protection des sols et devenir des déchets. Collection recherche Environnement*, 26: 378-395.
- **Guidi G.**, Pera A., Giovannetti M., Poggio G., Bertoldi M., 1988- Variations of structure and microbial population in a compost amended soil. *Plant & Soil*, 106: 113-119.

- **Gupta** V.V.S.R., Germida J.J., 1988- Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil. Biol. Biochem*, 20: 777-786.
- **Hadas** A., Portnoy R., 1997- Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste compost. *Compost Science & Utilisation*, 5: 48-54.
- **Hallett** P.D., Young I.M., 1999- Changes to water repellence of soil aggregates caused by substrate-induced microbial activity. *Eur. J. Soil. Sci*, 50: 35-40.
- **Harada** Y., Inoko A., Tadaki M., Izawa T., 1981- Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil. Sci.Plant. Nutr*, 27: 357-364.
- **Haynes** R.J., Swift R.S., 1990- Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *J. Soil Sci*, 41: 73-83.
- **Haynes** R.J., Swift R.S., Stephen R.C., 1991- Influence of mixed cropping rotations (pasture arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil & tillage Research*, 19: 77-87.
- **Haynes** R.J., Francis G.S., 1993- Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *J. Soil. Sci*, 44: 665-675.
- **Haynes** R.J., Tregurtha R., 1999- Effects of increasing periods under intensive arable vegetable production on biological, chemical and physical indices of soil quality. *Biol. Fert. Soils*, 28: 259-266.
- **Haynes** R.J., 2000- Interactions between soil organic matter status, cropping history, method of quantification and sample pretreatment and their effects on measured aggregate stability. *Biol. Fert. Soils*, 30: 270-275.
- **Helalia** A.M., Letey J., Graham R.C., 1988- Crust formation and clay migration effects on infiltration rate. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 52: 251-255.
- **Helleur** R.J., Hayes E.R., Jamieson W.D., Craigie J.S., 1985- Analysis of polysaccharide pyrolyse of red algae by Capillary Gas Chromatography-Mass Spectrometry. *Journal of analytical and Applied Pyrolysis*, 8: 333-347.
- **Hénin** S., Monnier G., Combeau A., 1958- Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Annales agronomiques*, 9: 73-92.
- **Hénin** S., 1976- Cours de physique du sol. Ed ORSTOM: 159P.
- **Houot** S., Chaussod R., Hounemenou C., Barriuso E., Bourgeois S., 1991- Differences induced in the soil organic matter characteristics and microbial activity by various management practices in long term field experiments. In *Diversity of Environment Biogeochemistry*: 435-443.
- **Houot** S., Bergheaud V., Rampon J.N., Balesdent J., 1994- Réponse des matières organiques des sols aux changements atmosphériques globaux III. Thermodépendance de la minéralisation de fractions de matière organique de biodégradabilité différente. Séminaire écosystèmes et changements globaux, Dourdan. Dossier de l'environnement. Séminaire Ecosystèmes et Changements globaux, Dourda: 87-90.
- **Ibrahim** S.M., Shindo H., 1999- Effect of continuous compost application on water-stable soil macroaggregation in a field subjected to double cropping. *Soil Science & Plant Nutrition*, 45: 1003-1007.

- **IFEN**, 2002- L'environnement en France. Ed La Découverte: 600P.
- **Iglesias-Jimenez E.**, Perez-Garcia V., 1989- Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biological Wastes*, 27: 115-142.
- **Insam H.**, Amor K., Renner M., Crepaz C., 1996 - Changes in functional abilities of the microbial community during composting of manure. *Microbial Ecology*, 31: 77-87.
- **Jouany C.**, Chassin P., 1987- Wetting properties of Fe and Ca humates. *Sci. Tot. Environ*, 62: 267-270.
- **Jouany C.**, 1991- Surface energy of clay-humic acid complexes. *Clays Miner*, 39: 43-49.
- **Jouany C.**, Chenu C., Chassin P., 1992- Détermination de la mouillabilité des constituants du sol à partir de mesures d'angles de contact : revue bibliographique. *Science du sol*, 30: 33-47.
- **Jastrow J.D.**, Miller R.M., 1991- Methods for assessing the effects of biota on soil structure. *Agric. Ecosyst. Environ*, 34: 279-303.
- **Jastrow J.D.**, 1996- Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil. Biol. Biochem*, 28: 675-676.
- **Kaiser P.**, 1981- Analyse microbiologique des composts. Rapport du colloque international composts, amendements humiques et organique : 43-71.
- **Kandeler E.**, Murer E., 1993- Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma*, 56: 503-513.
- **Kay B.D.**, 1998- Soil structure and organic carbon: a review. In *Soil processes and the carbon cycle*. Ed Lal et al: 169-197.
- **Kemper W.D.**, 1965- Aggregate stability. In *Methods of soil Analysis*. Amer. Soc. Agron. Inc., Madison: 511-519.
- **Kemper W.D.**, Chepil W.S., 1965- Size distribution of aggregate. In *Methods of soil Analysis*. Amer. Soc. Agron. Inc., Madison: 499-510.
- **Kemper W.D.**, Chepil W.S., 1966- Size distribution of aggregates. *Agronomy*, 9: 499-510.
- **Kemper W.D.**, Rosenau R.C., 1984- Soil cohesion as affected by time and water content. *Soil. Sci. Soc. Am. J*, 48: 1001-1006.
- **Kemper W.D.**, Rosenau R.C., 1986- Aggregate stability and size distribution. In *Methods of soil Analysis: part 1*. *Agronomy nomographes*, 9: 425-442.
- **King P.M.**, 1981- Comparaison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affects its measurement. *Aust. J. soil. Res*, 19: 275-285.
- **Kinsbursky R.S.**, Levanon D., Yaron B., 1989- Role of fungi in stabilizing aggregates of sewage sludge amended soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J*, 53: 1086-1091.
- **Kirchmann H.**, Bernal M.P., 1997- Organic waste treatment and C stabilization efficiency. *Soil. Biol. Biochem*, 29:1747-1753.

- **Khaleel R., Reddy K.R., Overcash M.R., 1981-** Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. *J. Environ. Qual*, 10: 133-141.
- **Kheyrahi D., Monnier G., 1968-** Etude expérimentale de l'influence de la composition des terres sur leur stabilité structurale. *Ann. Agron*, 19: 129-152.
- **Klute A., Jacob W.C., 1949-** Physical properties of sassafras silt loam as affected by long-time organic matter additions. *Soil Sci. Soc. Am. Proc*, 14: 24-28.
- **Ladd J.N., Foster R.C., Skjemstad J.O., 1993-** Soil structure: carbon and nitrogen metabolism. *Geoderma*, 56: 401-434.
- **Lado M., Ben-Hur M., Shainberg I., 2004-** Soil wetting and texture effects on aggregate stability, seal formation and erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 68: 1992-1999.
- **Lamar R., Bresson L.M., 1989-** Etat d'agrégation et rôle du fer dans les horizons fersiallitiques : analyse de données. *Sci. Sol*, 27: 243-256.
- **Lavelle P., 1997-** Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Adv. Ecol. Res*, 27: 93-132.
- **Le Bissonnais Y., 1988-** Analyse des mécanismes de désagrégation et de la mobilisation des particules de terre sous l'action des pluies. Thèse de doctorat de l'université d'Orléans : 200P.
- **Le Bissonnais Y., Singer M.J., 1993-** Seal formation, runoff and interrill erosion from 17 California soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 57: 224-229.
- **Le Bissonnais Y., 1996-** Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility I: Theory and methodology. *Eur. J. Soil. Sci*, 47: 425-437.
- **Le Bissonnais Y., Arrouays D., 1997-** Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility. II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *Eur. J. Soil. Sci*, 48: 39-48.
- **Le Bissonnais Y., Gascuel-Oudou C., 1998-** L'érosion hydrique des sols cultivés en milieu tempéré. In *Sol interface fragile*. Stengel et Gelin coord. Ed INRA: 129-142.
- **Le Bissonnais Y., Thorette J., Bardet C., Daroussin J., 2002a-** L'érosion hydrique des sols en France. Ed Ifen-INRA: 106P.
- **Le Bissonnais Y., Cros-Cayot S., Gascuel-odoux C., 2002b-** Topographic dependence of aggregate stability, overland flow and sediment transport. *Agronomie*, 22: 489-501.
- **Leclerc B., 2001-** Guide des matières organiques. Ed ITAB: 238 P.
- **Lee K.E., Foster R.C., 1991-** Soil fauna and soil structure. *Aust. J. soil. Res*, 29: 745-775.
- **Legout C., Leguédou S., Le Bissonnais Y., 2005-** Aggregate breakdown dynamics under rainfall compared with aggregate stability measurements. *Eur. J. Soil. Sci*, 56: 225-237.
- **Leguédou S., 2003-** Mécanismes de l'érosion diffuse des sols : modélisation du transfert et de l'évolution granulométrique des fragments de terre érodés. Thèse de doctorat de l'université d'Orléans: 156P.

- **Le Villio M.**, Arrouays D., Deslais W., Daroussin J., Le Bissonnais Y., Clergeot D., 2001- Estimation des quantités de matière organique exogène nécessaire pour restaurer et entretenir les sols limoneux français à un niveau organique donné. *Etude & Gestion des Sols*, 8: 47-63.
- **Le Souder C.**, 1990- Effet d'un conditionneur minéral sur la formation des croûtes superficielles du sol sous l'action des pluies : mode d'action du conditionneur sur la stabilité structurale. Thèse de doctorat de l'INAPG: 181P.
- **Letey J.**, Osborn J., Pelishek R.E., 1962- Measurement of liquid-solid angles in soil and sands. *Soil. Sci.*, 93: 149-153.
- **Letey J.**, 1969- Measurement of contact angle, water drops penetration time, and critical surface tension. In *Water Repellent soils*. Ed Deban et Letey: 43-47.
- **Lindsay B.J.**, Logan T.J., 1998- Field response of soil physical properties to sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 27: 534-542.
- **Linères M.**, Djakovitch J.L., 1993- Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par analyse biochimique, In *Matières organiques et agricultures. Actes des 4^{ème} journées du GEMAS et du 5^{ème} forum du COMIFER*, Blois, France, Ed Decroux & Ignazi: 159-168.
- **Low A.J.**, 1967- Measurement of stability of moist soil aggregates to falling water-drops according to Low. In *West-European methods for soil structure determination*. Ed State Faculty of Agricultural Sciences Gent: 51-78.
- **Lynch J.M.**, Bragg E., 1985- Microorganisms and soil aggregate stability. *Advances in Soil Science*, 2: 133-171.
- **Malam Issa O.**, Le Bissonnais Y., Défarge C., Trichet J., 2001- Role of a cyanobacterial cover on structural stability of sandy soils in the Sahelian part of western Niger. *Geoderma*, 101: 15-30.
- **Manichon H.**, 1982- Influence des systèmes de culture sur le profil cultural: élaboration d'une méthode de diagnostic basée sur l'observation morphologique. Thèse de docteur-ingénieur de l'INAPG: 232 P.
- **Martens D.A.**, 2000a- Management and crop residue influence soil aggregate stability. *J. Environ. Qual.* 29: 723-727.
- **Martens D.A.**, 2000b- Plant residue biochemistry regulates soil carbon recycling and carbon sequestration. *Soil. Biol. Biochem.*, 32: 361-369.
- **Martens D.A.**, 2002- Relationship between plant phenolic acids released during soil mineralization and aggregate stabilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 1857-1867.
- **Martin T.L.**, 1942- The effect of composts and compost materials upon aggregation of the silt and clay particles of Collington sandy loam. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 7: 218-222.
- **Martinez-Mena M.**, Williams A.G., Ternan J.L., Fitzjohn C., 1998- Role of antecedent soil water content on aggregates stability in a semi-arid environment. *Soil & Tillage Research*, 48: 71-80.
- **Ma'Shum M.**, Tate M.E., Jones G.P., Oades J.M., 1988- Extraction and characterization of water-repellent materials from Australian soils. *J. Soil Sci.*, 39: 99-110.

- **MEDD.**, 2002- Evaluation des quantités actuelles et futures des déchets épandus sur les sols agricoles et provenant de certaines activités. <http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/sols>.
- **Metzger L.**, Levanon O., Mingelgrin V., 1987- The effect of sewage sludge on soil structural stability: microbiological aspects. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 346-351.
- **Molope M.B.**, Page E.R., 1986- The contribution of fungi, bacteria and physical processes in the development of aggregate stability of a cultivated soil. In *The role of microorganisms in a sustainable agriculture*. Ed Lopez-Real & Hodges, university of London, Wye College: 147-163.
- **Molope M.B.**, Grieve I.C., Page E.R., 1987- Contribution by fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soils. *J. Soil. Sci.*, 38: 71-77.
- **Monnier G.**, 1965- Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques*, 16: 327-400.
- **Monnier G.**, Boiffin J., Papy F., 1986- Réflexions sur l'érosion hydrique en conditions climatiques et topographiques modérées : cas des systèmes de grande culture de l'Europe de l'Ouest. *Cah. ORSTOM, ser Pédol*, 12: 123-131.
- **Morel J.L.**, 1982. L'évaluation de la maturité des composts urbains par une méthode colorimétrique. *Compost-Information*, 10: 4-8.
- **Morel J. L.**, Guckert A., Nicolardot B., Benistant D., Catroux G., Germon J. C., 1986- Etude de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères au cours du compostage. *Agronomie*, 6: 693-701.
- **Munneer M.**, Oades J.M., 1989- The role of VAM-organic interactions in soil aggregate stability. III. Mechanisms and models. *Aust. J. soil. Res.*, 27: 411-423.
- **Mustin M.**, 1987- Le compostage, gestion de la matière organique. Ed Dubusc: 954 P.
- **Musy A.**, Soutter M., 1991- Physique du sol. Ed Presses polytechniques et Universitaires Romandes. Suisse: 335P.
- **Nakaya N.**, Yokoi H., Motomura S., 1977- The method for measuring of water repellency of soil. *Soil. Sci. Plant. Nutr.*, 23: 417-426.
- **N'Dayegamiye A.**, Angers D.A., 1990- Effets de l'apport prolongé de fumier de bovins sur quelques propriétés physiques et biologiques d'un loam limoneux Neubois sous culture de maïs. *Can. J. Soil. Sci*, 70: 259-262.
- **N'Dayegamiye A.**, Angers D.A., 1993- Organic matter characteristics and water-stable aggregation of a sandy loam soil after 9 years of wood-residue applications. *Can. J. Soil. Sci.*, 73: 115-122.
- **N'Dayegamiye A.**, Goulet M., Laverdière., 1997- effet à long terme d'apports d'engrais minéraux et de fumier sur les teneurs e, C et en N des fractions densimétriques et des agrégats du loam limoneux Le Bras. *Can. J. Soil. Sci.*, 77: 351-358.
- **Nemati M.R.**, Caron J., Gallichand J., 2000- Using paper De-inking sludge to maintain soil structural form: Field measurements. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 64: 275-285.
- **Nicolardot B.**, Chaussod R., Morel J. L., Guckert A., Benistant D., Ctroux G., Germon J. C., 1986- Appréciation simple de la maturité des composts urbains en relation avec leurs effets sur la production

végétale. *Agronomie*, 6 : 819-827.

- **Nyamangara J.**, Gotosa J., Mpfu S.E., 2001- Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of granitic sandy soil in Zimbabwe. *Soil & Tillage Research*, 62: 157-162.
- **Oades J.M.**, 1984- Soil organic matter and structural stability mechanisms and implications for management. *Plant & Soil*, 76: 319-337.
- **Oades J.M.**, 1988- The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5: 35-70.
- **Oades J.M.**, Waters A.G., 1991- Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. soil Res*, 29: 815-828.
- **Oades J.M.**, 1993- The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56: 377-400.
- **Ouatmane A.**, Provenzano M.R., Hafidi M., Senesi N., 2000- Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis. *Compost Science & Utilization*, 8:124-134.
- **Pagliai M.**, Guidi G., La Marca M., Giachetti M., Lucamante G., 1981- Effects of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation. *J. Environ. Qual*, 10 : 556-561.
- **Pagliai M.**, Antisari V.L., 1993- Influence of waste organic matter on soil micro and macrostructure. *Bioresource Technology*, 43: 205-213.
- **Pascual J.A.**, Garcia C., Hernandez T., Ayuso M., 1997- Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol. Fertil. Soils*, 24: 429-434.
- **Paré T.**, Diné H., Moulin P.A., Townley-Smith L., 1999- Organic matter quality and structural stability of a Black Chernozemic soil under different manure and tillage practices. *Geoderma*, 91: 311-326.
- **Piccolo A.**, Mbagwu J.S.C., 1990- Effects of different organic waste amendments on soil microaggregates stability and molecular sizes of humic substances. *Plant & Soil*, 123: 27-37.
- **Piccolo A.**, 1996- Humus and Soil conservation- In *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Ed Piccolo: 225-264.
- **Piccolo A.**, Pietramellara G., Mbagwu J.S.C., 1996- effects of coal derived humic substances on water retention and structural stability of Mediterranean soils. *Soil Use & Management*, 12: 209-213.
- **Piccolo A.**, Mbagwu J.S.C., 1999- Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 63: 1801-1810.
- **Plante A.F.**, Voroney R.P., 1998- Decomposition of land applied oily food waste and associated changes in soil aggregate stability. *J. Environ. Qual*, 27: 395-402.
- **Pojasok T.**, Kay B.D., 1990- Assessment of a combination of wet sieving and turbidimetry to characterize the structural stability of moist aggregate. *Can. J. Soil. Sci*, 70: 33-42.
- **Pouwels A.D.**, Tom A., Eijkel G.B., Boon J.J., 1987- Characterisation of beech wood and its holocellulose and xylan fractions by Pyrolysis-Gas Chromatography-Mass Spectrometry. *Journal of analytical and Applied Pyrolysis*, 11: 417-436.

- **Puget P.**, 1997- Distribution spatiale des matières organiques à l'échelle des agrégats de sols limoneux cultivés. Conséquences sur la stabilité des agrégats et sur la biodégradation des matières organiques. Thèse de l'université de Paris XII-Val de Marne: 188 P.
- **Puget P.**, Angers D.A., Chenu C., 1999- Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil. Biol. Biochem*, 31: 55-63.
- **Quemada M.**, Cabrera M.L., 1997- Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plant & Soil* 189: 127-137.
- **Pulleman M.M.**, Jongmans A., Marinissen J., Bouma J., 2003- Effects of organic versus conventional arable farming on soil structure and organic matter dynamics in a marine loam in the Netherlands. *Soil Use & Management*, 19: 157-165.
- **Rathore T.R.**, Ghildyal B.P., Sachan R.S., 1982- Germination and emergence of soybean under crusted soil conditions. II – seed environment and varieties differences. *Plant & Soil*, 65: 73-77.
- **Recous S.**, 1994- réponse des matières organiques des sols aux changements atmosphérique globaux II. Effet de la température sur la minéralisation d'un résidu végétal (maïs) et de la matière organique des sols. Séminaire écosystèmes et changements globaux, Dourdan. Dossier de l'environnement. Séminaire Ecosystèmes et Changements globaux, Dourda : 81-85.
- **Rémy J.C.**, Marin-Lafèche A., 1974- L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Ann. Agron*, 25 : 607-632.
- **Rengasamy P.**, Greene R.S.B., Ford G.W., Mehanni., 1984- Identification of dispersive behaviour and the management of red-brown earths. *Aust. J. soil. Res*, 22: 413-431.
- **Richard G.**, 1988- La germination des semences de betteraves sucrières (*Beta Vulgaris L.*) en conditions d'hypoxie : modélisation, contribution à un diagnostic au champ. Thèse de docteur-ingénieur de l'INAPG: 108P.
- **Robert F.J.**, Carbon B.A., 1972- Water repellence in sandy soils of South-Western Australia: II. Some chemical characteristics of the hydrophobic skins. *Aust. J. soil. Res*, 10: 35-42.
- **Robert M.**, Chenu C., 1992- Interactions between soil minerals and microorganisms. In *Soil Biochemistry*. Ed Dekker, Inc, 7: 307-393.
- **Roldan A.**, Garcia-Orenes F., Lax A., 1994- An incubation experiment to determine factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil. Biol. Biochem*, 26: 1699-1707.
- **Roletto E.**, Chiono R., Barberis E., 1985a- Investigation on humic matter from decomposing poplar bark. *Agricultural Wastes* 12: 261-272.
- **Roletto E.**, Barberis R., Consiglio M., Jodice R., 1985b- Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle*, 26: 46-47.
- **Ruiz Camacho N.**, 2004- Mise au point d'un système de bioindication de la qualité du sol basé sur l'étude des peuplements de macroinvertébrés. Thèse de l'université Paris V: 296 P.
- **Saharinen M.H.**, 1998- Evaluation of changes in CEC during composting. *Compost Science & Utilization*, autumn: 29-37.

- **Saviozzi A.**, Levi-Minzi R., Riffaldi R., 1988- Maturity evaluation of organic waste. *BioCycle*, 29: 54-56.

- **Sanchez-Monedero M. A.**, Roig A., Paredes C., Bernal M. P., 2001- Nitrogen transformation during organic waste composting by the rugers system and its effects on pH, EC, and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78: 301-308.

- **Schjonning P.**, Christensen B.T., Carstensen B., 1994- Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. *Eur. J. Soil. Sci.*, 45: 257-268.

- **Serra-Wittling C.**, 1995- Valorisation de compost d'ordures ménagères en protection des cultures : Influence de l'apport de composts sur le développement de maladies d'origine tellurique et le comportement de pesticides dans un sol. Thèse de doctorat de l'INAPG: 221P.

- **Sidi H.**, 1987- Effet de l'apport de matière organique et de gypse sur la stabilité structurale de sols de région méditerranéenne (Mateur- Tunisie). Thèse de doctorat de l'INAPG: 206P.

- **Six J.**, Elliott E.T., Paustian K., 1999- Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil. Sci. Soc. Amer. J.*, 63: 1350-1358.

- **Six J.**, Feller C., Deneff K., Ogle S.M., Moraes J.C., Albrecht A., 2002- Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22: 755-772.

- **Six J.**, Bossuyt H., Degryze S., Deneff K., 2004- A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 79: 7-31.

- **Shakesby R.A.**, Doerr S.H., Walsh R.P.D., 2000- The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions. *Journal of Hydrology* 231: 178-191.

- **Smits T.H.M.**, Wick L.Y., Harms H., Keel C., 2003- Characterization of the surface hydrophobicity of filamentous fungi. *Environmental Microbiology*, 5: 85-91.

- **Soane B.D.**, 1990- The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil & Tillage Research*, 16: 1-2.

- **Sommerfeldt T.G.**, Chang C., 1985- Changes in soil properties under annual applications of feedlot manure and different tillage practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49: 983-987.

- **Souty N.**, Guérif J., 1988- Seedbed structure and seedling emergence of maize. Proc of the 11th Inter. Conf. of the Inter. Soil Tillage Research Organization, Edimburg, Scotland: 135-140.

- **Sparling G.P.**, Shepherd T.C., Kettles H.A., 1992- Changes in soil organic C microbial C and aggregates stability under continuous maize and cereal cropping, and after restoration to pasture in soils from the Manawatu region, New Zealand. *Soil & Tillage Research*, 24 : 225-241.

- **Stengel P.**, 1979- Utilisation de l'analyse des systèmes de porosité pour la caractérisation de l'état physique du sol in situ. *Ann. Agron*, 30: 27-49.

- **Stengel P.**, Douglas J.T., Guérif J., Goss M.J., Monnier G., Cannell R.O., 1984- Factors influencing the variation of some properties of soil in relation to their suitability for direct-drilling. *Soil & Tillage Research*, 7: 279-288.

- **Stengel P.**, 1990- Caractérisation de l'état structurale du sol: objectifs et méthodes. In la structure du sol et son évolution. Ed INRA: 15-35.
- **Stevenson F.J.**, 1994- Humus Chemistry : Genesis, Composition, Reactions. Ed Wiley & Sons, INC: 350 P.
- **Sugahara K.**, Ionoko A., 1981- Composition analysis of humus and characterization of humic acid obtained from city refuse compost. *Soil Sci. Plant. Nutri*, 27, 2: 213-224.
- **Sun H.**, Larney F.J., Bullock M.S., 1995- Soil amendments and water-stable aggregation of soil desurfaced dark brown chernozem. *Can.J. Soil. Sci*, 75: 319-325.
- **Tejada M.**, Gonzalez j.L., 2002- effects of the application of a compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions. *Eur. J. Agronomy*, 1: 1-12.
- **Thevissen K.**, Ferket K.K.A., Francois I.E.J.A., Cammue B.P.A., 2003- Interaction of antifungal plant defensins with fungal membrane components. *Peptides*, 24: 1705-1712.
- **Tiarks A.E.**, Mazurak A.P., Chesnin, L., 1974- Physical and chemical properties of soil association with heavy applications of manure from cattle feedlots. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc*, 38: 826-830.
- **Tisdall J.M.**, Oades J.M., 1980- The effect of crop rotation on aggregation in a red-brown earth. *Aust. J. Soil. Res*, 18: 423-434.
- **Tisdall J.M.**, Oades J.M., 1982- Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil. Sci*, 33: 141-163.
- **Tisdall J.M.**, 1994- Possible role of soil microorganisms in aggregation in soils. *Plant & Soil*, 159: 115-121.
- **Tsuge S.**, Mastsubara H., 1985- High-resolution Pyrolysis-Gas Chromatography of proteins and related materials. *Journal of analytical and Applied Pyrolysis*, 8: 49-64.
- **Unestam T.**, 1991- Water repellency, mat formation, and leaf-stimulated growth of some ectomycorrhizal fungi. *Mycorrhiza*, 1: 13-20.
- **Unger P.W.**, Stewart B.A., 1974- Feedlot waste effects on soil conditions and water evaporation. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc*, 38: 954-957.
- **Valat B.**, 1989- contribution à l'étude des propriétés hydriques de matières organiques (toubes et composts). Thèse de doctorat Université de Poitiers: 239 P.
- **Valat B.**, Jouany C., Rivière L.M., 1991- Characterization of the wetting properties of air-dried peats and compost. *Soil Sci*, 152: 100-107.
- **Vance E.D.**, Brookes P.C., Jenkinson D.S., 1987- An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil. Biol. Biochem*, 19: 703-707.
- **VandenBygaart A.J.**, Fox C.A., Fallow D.J., Protz R., 2000- Estimating earthworm-influenced soil structure by morphometric image analysis. *Soil. Sci. Soc. Am. J*, 64: 982-988.
- **Van Olphen H.**, 1977- An introduction to clay colloid chemistry. Ed Interscience NY, 318P.
- **Van Soest P. J.**, Wine R. H., 1967- Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV.

Determination of plant cell-wall constituents. *Journal of A.O.A.C.*, 50: 50-55.

- **Vergé-Leviel C.**, 2001- Les micropolluants organiques dans les composts d'origine urbaine : étude de leur devenir au cours du compostage et biodisponibilité des résidus après épandage des composts au sol. Thèse de doctorat de l'INAPG: 145P.
- **Vidal-Beaudet L.**, 1998- Organisation et fonctionnement hydrodynamique de mélanges limon argileux-tourbe blonde : essais mécanique sous chargements répétés. Thèse de doctorat de l'ENSAR : 296 P.
- **Villar M.C.**, Beloso M.C., Acea M.J., Cabanero A., Gonealez-Prieto S.J., Carballas M., Diaz-Ravina M., Carballas T., 1993 – Physical and chemical characterization of four composted urban refuses. *Bioresource Technology*, 45: 105-113.
- **Wallis M.G.**, Horne D.J., 1992 – Soil water repellency. *Advances in Soil Science*, 20: 91-146.
- **Watts C.W.**, Whalley W.R., Longstaff D.J., White R.P., Brooke P.C., Whitmore A.P., 2001- Aggregation of a soil with different cropping histories following the addition of organic materials. *Soil Use & management*, 17: 263-268.
- **Weil R.R.**, Kroontje W., 1979 – Physical condition of a Davidson clay loam after five years of heavy poultry manure applications. *J. Environ. Qual.*, 8: 392-387.
- **West A.W.**, Grant W.D., Sparling G.P., 1987- Use of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine contents of soils to monitor changes in microbial populations. *Soil. Biol. Biochem* 19: 607-612.
- **Whalen J.K.**, Chang C., 2002- Macroaggregate characteristics in cultivated soils after 25 annual manure applications. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 1637-1647.
- **Whalen J.K.**, Hu Q., Liu A., 2003- Compost applications increase water-stable aggregates in conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67: 1842-1847.
- **Wardle D.A.**, Ghani A., 1995- A critique of microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil. Biol. Biochem*, 27: 1601-1610.
- **Wardle D.A.**, Lavelle P., 1997- Linkage between soil biota, plant litter quality and decomposition. *Pant Litter Quality and decomposition, Driven by nature.* Ed Cadish & Giller: 107-124.
- **Webley D.M.** Duff R.B., Bacon J.S., Farmer V.C., 1965- A study of polysaccharide producing organisms occurring in the root region of certain pasture grasses. *J. Soil. Sci.*, 16: 149-157.
- **Wessels J.G.H.**, 1996- Fungal hydrophobins: proteins that function at an interface. *Trens in Plant Science*, 1360-1385.
- **Wierzchos J.C.**, Ciria A., Garcia-Gonzalez., 1992- Changes in microstructure of soils following extraction of organically bonded metals and organic matter. *J.Soil. Sci.*: 505-515.
- **Wu J.**, Jorergensen R.G., Pommerening B., Chaussod R., 1990- Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction –an automated procedure. *Soil. Biol. Biochem*, 22: 1167-1169.
- **Wright S.F.**, Upadhyaya A., 1998- A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil*, 198: 97:107.

- **Yoder** R.E., 1936- A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. Journal of American Society of Agronomy, 28: 337-351.

ANNEXES

Annexe 1 : Fractionnement biochimique de la matière organique des composts (Norme AFNORXPU 44-162).

Annexe 2 : Stabilité des agrégats et facteurs stabilisants au cours d'une incubation avec des doses de composts immatures trois fois moins importantes que celles testées dans le chapitre IV.

Annexe 3 : Comparaison des sols témoins incubés avec les composts mûrs.

Annexe 4 : Pyrogrammes des composts.

Annexe 5 : Analyse de la variance date par date des paramètres mesurés lors des incubations relatives au chapitre IV.

Annexe 6 : Analyse de la variance des résultats intégrés (aires sous les courbes) de l'évolution de la stabilité structurale et des facteurs stabilisants dans les sols témoins.

Annexe 7 : Analyse de la variance des résultats intégrés (aires sous les courbes) de l'évolution de la stabilité structurale et des facteurs stabilisants dans les traitements avec compost.

Annexe 8 : Statistiques Descriptives du WDPT (60 répétitions par traitement).

Annexe 9 : Températures et précipitations mensuelles en 2003 et 2004, valeurs observées au champ (station météorologique du dispositif au champ) et valeurs normales du département des Yvelines durant les 30 dernières années (météo France).

Annexe 10 : Analyse de la variance année par année des résultats de l'essai au champ (chapitre VII).

Annexe 1 : Fractionnement biochimique de la matière organique des composts (Norme AFNORXPU 44-162).

Principe

Le fractionnement biochimique de la matière organique inspiré du fractionnement Van Soest et *al* (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 (SOLU), hémicellulose (HEMI), cellulose (CELL) et lignine (LIGN).

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 de compost sec et broyé à 1mm est ajouté dans chaque creuset. Les creusets pleins sont alors pesés.

Détermination du contenu en composés organiques insolubles dans le détergent neutre

Les trois creusets sont placés sur l'extracteur (Fibertest[®], VELP Scientifica[®]). 100 mL d'eau chaude et quelques gouttes d'antimousse (octanol) sont ajoutés par creuset. L'ensemble est maintenu à ébullition durant 30 minutes. Après cette période, la solution est éliminée par filtration sous vide, et le résidu de compost est rincé 5 fois à l'eau chaude. Aussitôt 100 mL de détergent neutre (30 g de dodécyl sulphate de sodium + 18,61 g d'éthylènediaminetétraacétate dihydraté + 6,81 g de tétraborate de sodium décahydraté + 4,46 g d'hydrogénophosphate de sodium + 10 mL de triéthylglycol sont mélangés à 400 mL d'eau, la solution est ensuite ajustée à 1 L) chaud et quelques gouttes d'antimousse sont ajoutés par creuset et maintenus à ébullition. Après 1 heure, la solution est éliminée par filtration sous vide, et le résidu est rincé 10 fois à l'eau chaude puis 3 fois à l'acétone hors extracteur. Le résidu d'un des trois creusets est pesé après séchage à 105°C (16 heures) puis après calcination à 480°C (6 heures). On obtient ainsi la fraction NDF (Neutral Detergent Fiber).

Détermination des composés organiques insolubles dans le détergent acide

Les deux creusets restants sont disposés sur l'extracteur. 100 mL de détergent acide (200 g d'hexadécyltriméthyl-ammonium bromure + 49,1 g d'acide sulfurique sont mélangés à 800 mL d'eau, la solution est ensuite ajustée à 1L) et quelques gouttes d'antimousse sont ajoutées par creuset qui seront maintenus à ébullition pendant 1 heure. Après cette période, la solution est évacuée par filtration, et le résidu est rincé 10 fois à l'eau chaude puis 3 fois à l'acétone hors extracteur. Un des deux creusets est pesé après séchage à 105°C (16 heures), puis après calcination à 480°C (6 heures). On obtient ainsi la fraction ADF (Acid Detergent Fiber).

Détermination des composés organiques insolubles dans l'acide sulfurique

Le dernier creuset est immergé pendant 3 heures dans un cristalliseur contenant de l'acide sulfurique 72%. Après ce traitement, le creuset est rincé 10 fois à l'eau chaude. Après une vérification au papier pH du pH qui devrait être proche de 7, le creuset est rincé 3 fois à l'acétone. Ensuite le creuset est pesé 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, ADF et ADL sont exprimés en pourcentage de la teneur en matière organique totale de l'échantillon (MOT). Les quantités des composés solubilisés au cours des différentes attaques sont obtenues par différences et exprimées en pour-cent de la MOT du compost :

Soluble : SOLU = 100-NDF

Hémicelluloses : HEMI = NDF-ADF

Cellulose : CELL = ADF-ADL

Lignine : LIGN = ADL

Annexe 2 : Stabilité des agrégats et facteurs stabilisants au cours d'une incubation avec des doses de composts immatures trois fois moins importantes que celles testées dans le chapitre IV.

La dose testée est équivalente à 6,5 tC.ha⁻¹, les incubations sont faites seulement à 28°C.

Stabilité des agrégats

Le test d'humectation rapide à l'eau (figure 1A) ne permet pas d'observer une évolution nette de la stabilité des agrégats au cours du temps, à l'exception du compost OMRi où une augmentation rapide et intense du MWD des agrégats est observée durant la première semaine d'incubation suivie par une rediminution pour rester stable à un niveau supérieur de 0,05mm par rapport au sol incubé tout seul. Au cours des incubations, les traitements avec composts ont des MWD légèrement supérieurs à celui du sol témoin (0,05 à 0,08mm).

Le test évaluant la résistance d'agrégats humides à une action mécanique (figure 1B) présente des résultats de MWD qui fluctuent dans le temps. Pour les trois composts, une diminution de la valeur du MWD est observée après 3 jours d'incubation. L'effet de l'apport DVBi à la dose agronomique sur l'évolution du MWD n'est pas net ; des fluctuations de cet indice sont observées au cours des incubations. Cependant à 56 jours d'incubation, c'est ce traitement qui présente l'amélioration la plus notable de la stabilité des agrégats, et paradoxalement la plus faible valeur de MWD à 164 jours d'incubation. L'apport de l'OMRi a causé une augmentation de la valeur du MWD, augmentation qui fluctue dans le temps. Le BIOi apporté cause une augmentation soutenue dans le temps de la valeur du MWD entre 3 et 112 jours d'incubation. Une légère diminution du MWD est mesurée au 164^{ème} jour par rapport au 112^{ème} jour. A la fin des incubations (336j) aucun effet résiduel des composts n'est observé.

Les résultats du test d'humectation lente (figure 1C) pour les traitements DVBi et OMRi présentent des fluctuations au cours des incubations avec un pic à 112 jours de la stabilité des agrégats la plus importante. A partir du 4^{ème} mois d'incubation, le MWD rediminue. Pour BIOi, le MWD atteint son maximum au 56^{ème} jour d'incubation puis il diminue et revient à sa valeur initiale à 164 jours. A la fin des incubations, l'effet des composts sur le MWD des agrégats n'est plus mesurable.

En moyennant les résultats des trois tests (figure 1D), une augmentation de la stabilité structurale durant 1 mois-1.5 mois par rapport au sol incubé seul est observée, qui rediminue ensuite jusqu'à la fin de la période d'incubation. A la fin, il n'y a pas de différence mesurable entre les différents types de composts et la différence entre le MWD du sol témoin et le MWD des traitements organiques varie entre 0.1 et 0.2mm.

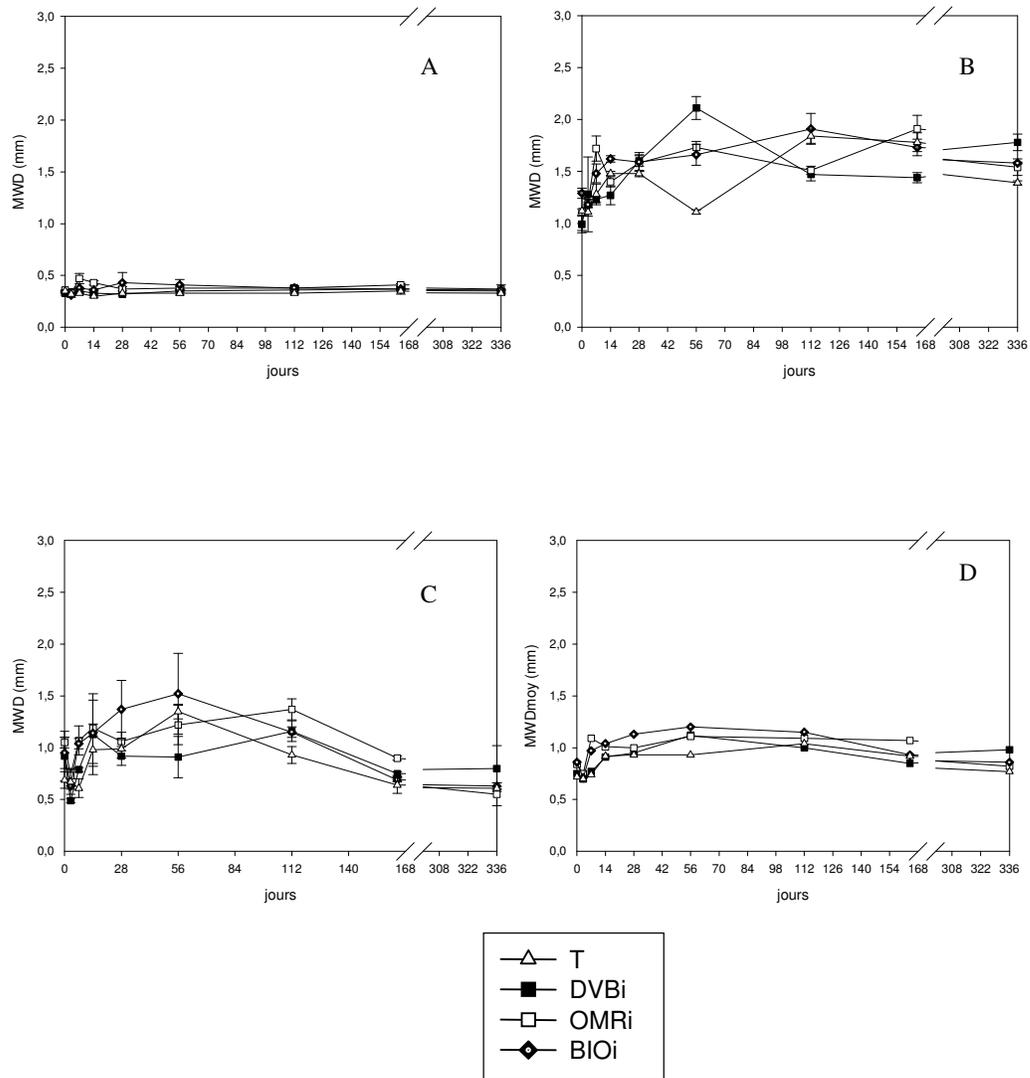


Figure 1 : Evolution du diamètre moyen pondéral des agrégats après humectation rapide par immersion dans l'eau (A), désagrégation mécanique (B), humectation lente par capillarité (C) et moyenne des trois tests de stabilité structurale (D). Incubation à 28°C avec les composts immatures à la dose 6,5 tC.ha⁻¹.

Minéralisation du carbone

Les quantités de carbone minéralisé provenant des composts apportés à la dose de $6,5 \text{ tC.ha}^{-1}$ sont données dans le tableau 1. Elles sont équivalentes aux quantités minéralisées à la dose de $19,5 \text{ tC.ha}^{-1}$ (chapitre IV).

Tableau 1: Proportions de carbone minéralisé au cours des incubations (% du COT initial des composts).

composts	7 jours	14 jours	28 jours	56 jours	112 jours	164 jours	336 jours
DVBi	6	9	12	17	23	25	29
OMRi	23	30	37	42	47	49	54
BIOi	11	16	22	28	32	42	50

Biomasse microbienne

A la dose de $6,5 \text{ tC.ha}^{-1}$, une augmentation de la taille de la population microbienne est observée à partir de la deuxième quinzaine qui atteint un maximum au 28^{ème} jour d'incubation (figure 2). Ensuite, ce niveau diminue entre le 28^{ème} et le 56^{ème} jour et se stabilise durant tout le reste de la période d'incubation à un niveau semblable au niveau enregistré à 3 jours d'incubation.

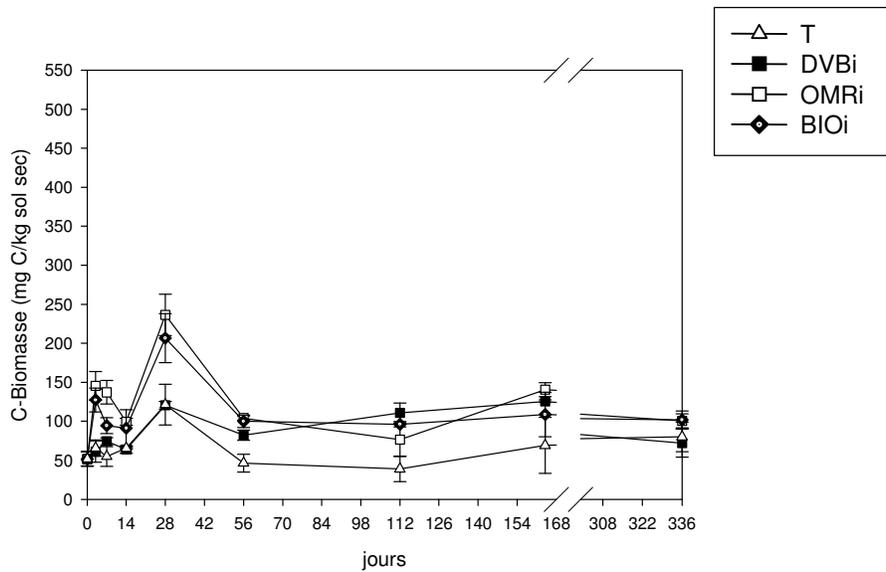


Figure 2 : Evolution de la biomasse microbienne au cours des incubations à 28°C avec les composts immatures à la dose $6,5 \text{ tC.ha}^{-1}$.

Biomasse fongique : dosage de l'ergostérol

La biomasse fongique, évaluée par la mesure de l'ergostérol, est stimulée suite à l'apport des composts, stimulation visible durant les 2 premiers semaines de l'incubation (essentiellement avec l'OMRi et le BIOi), puis rediminue et reste proche dans tous les traitements entre le 2^{ème} et le 11^{ème} mois d'incubation (figure 3).

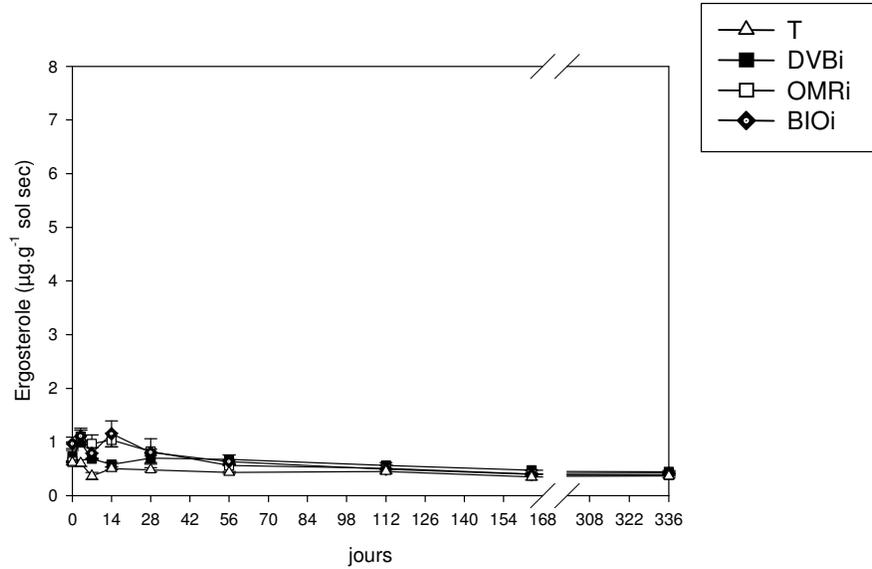


Figure 3 : Evolution de la biomasse fongique au cours des incubations à 28°C avec les composts immatures à la dose 6,5 tC.ha⁻¹.

Polysaccharides extractibles à l'eau chaude et extractibles à l'acide dilué

Les teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude et à l'acide dilué sont plus importantes dans les traitements avec compost que le sol témoin (figures 4 et 5).

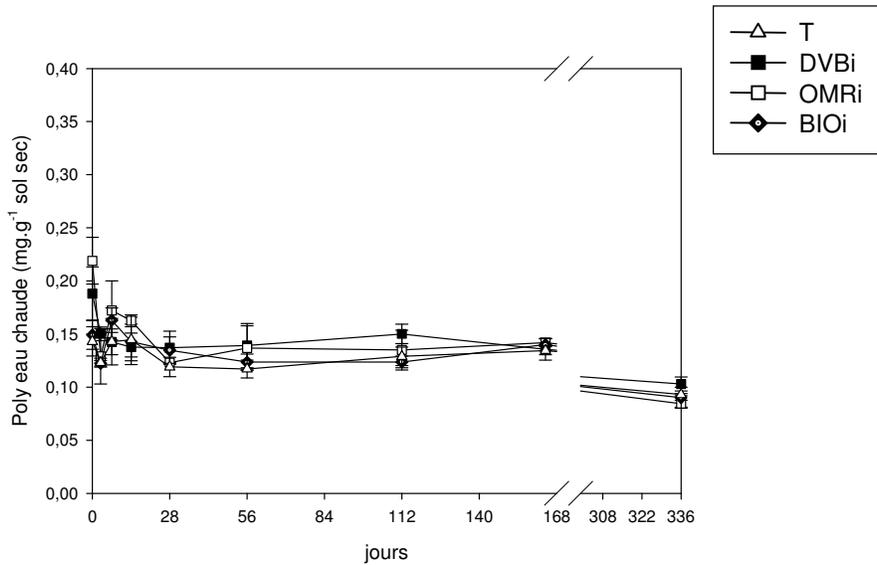


Figure 4 : Evolution des concentrations en polysaccharides extractibles à l'eau chaude au cours des incubations à 28°C avec les composts immatures à la dose 6,5 tC.ha⁻¹.

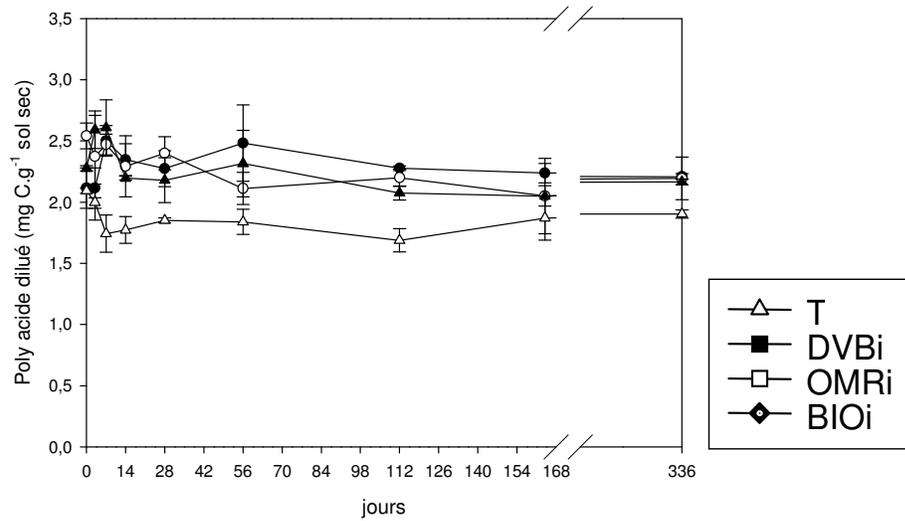


Figure 4 : Evolution des concentrations en polysaccharides extractibles à l'acide dilué au cours des incubations à 28°C avec les composts immatures à la dose 6,5 tC.ha⁻¹.

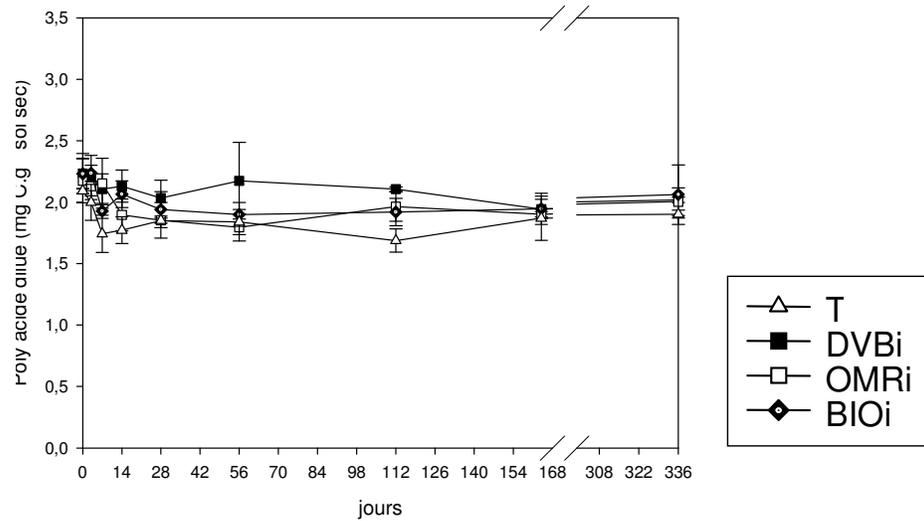
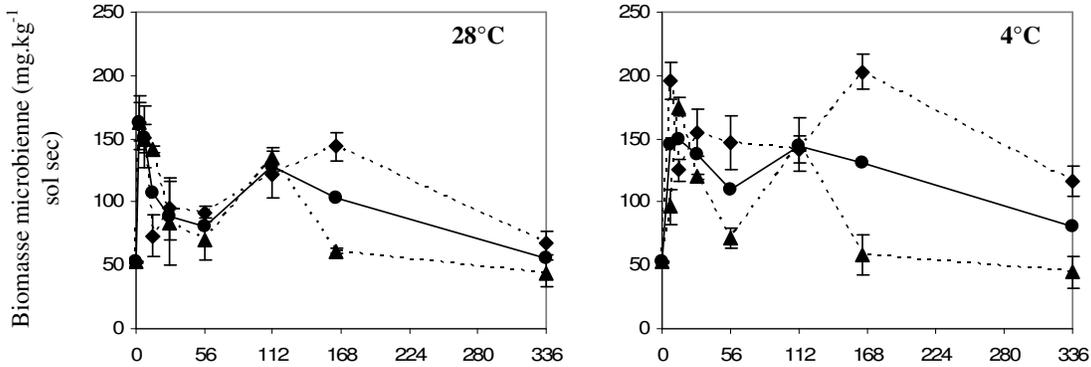


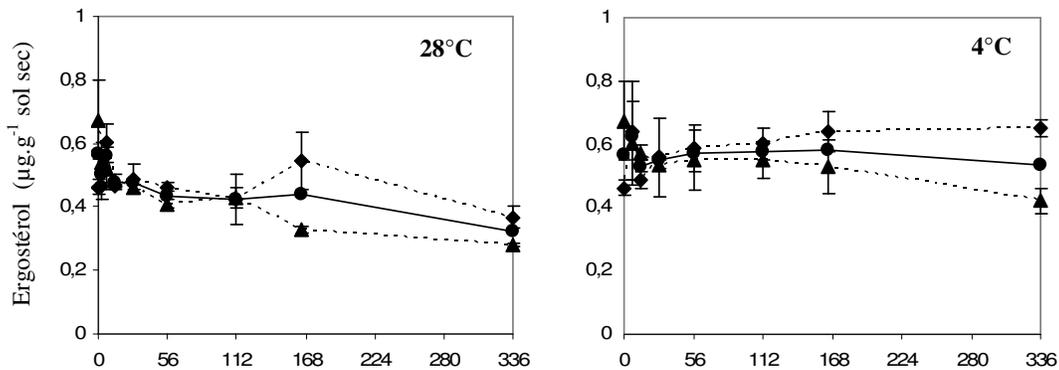
Figure 5 : Evolution des concentrations en polysaccharides extractibles à l'acide dilué au cours des incubations à 28°C avec les composts immatures à la dose 6,5 tC.ha⁻¹.

Les composts immatures apportés au sol à la dose de 6,5 tC.ha⁻¹ et incubés à 28°C ont une faible influence sur la stabilité structurale et les facteurs stabilisants suivis par rapport à une dose 3 fois plus importantes (19,5 tC.ha⁻¹ ; c.f chapitre IV).

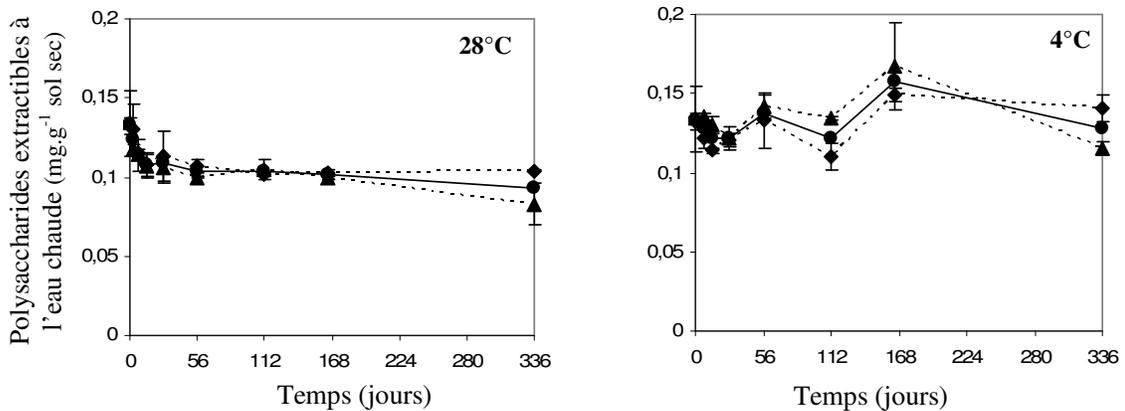
Annexe 3 : Comparaison des sols témoins incubés avec les composts mûrs.



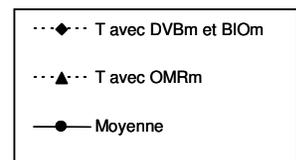
Evolution de la biomasse microbienne au cours des incubations.

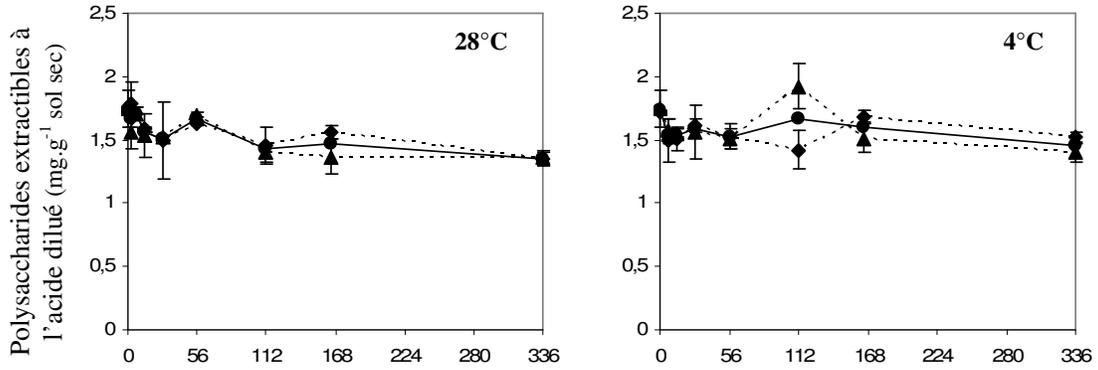


Evolution de l'ergostérol au cours des incubations.

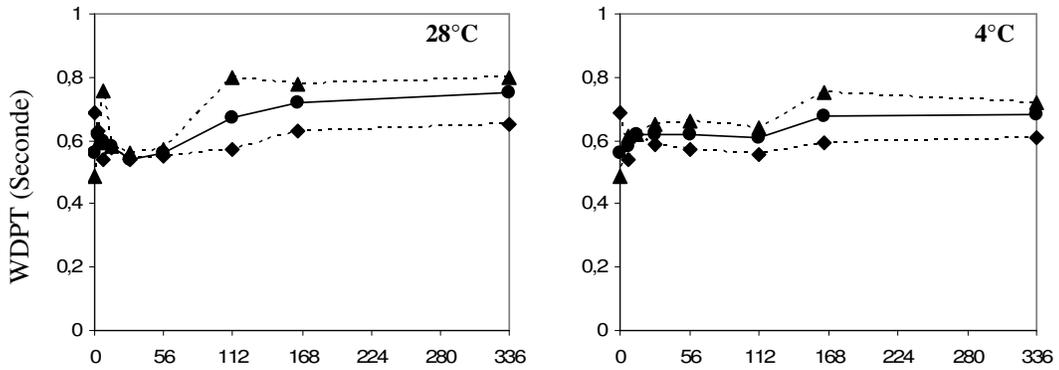


Evolution des polysaccharides extractibles à l'eau chaude au cours des incubations.

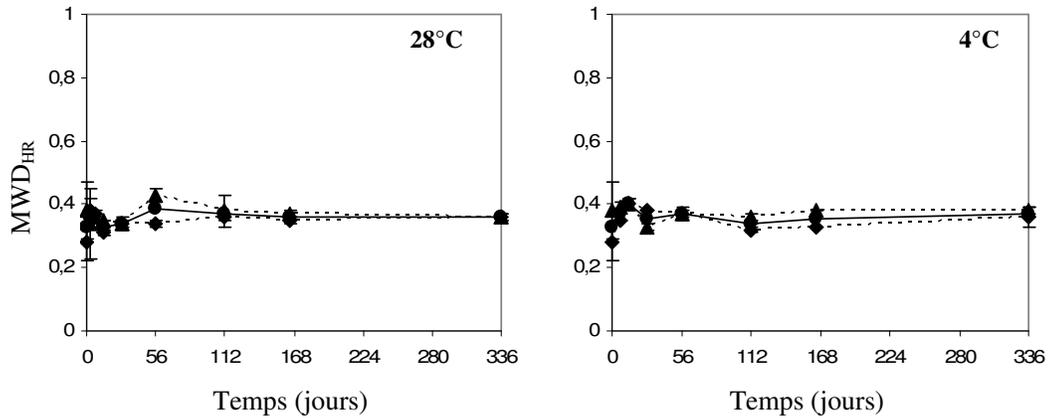




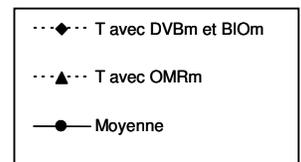
Evolution des polysaccharides extractibles à l'acide dilué au cours des incubations.

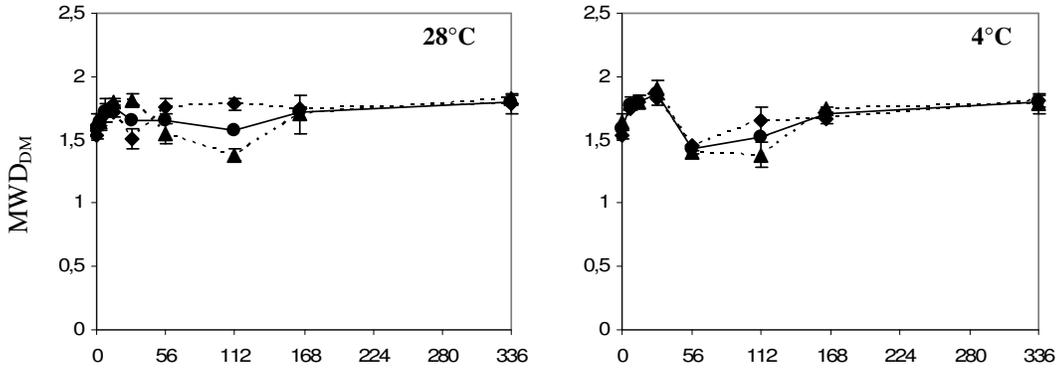


Evolution de l'hydrophobicité des agrégats (Water Drop Penetration Time : WDPT) au cours des incubations.

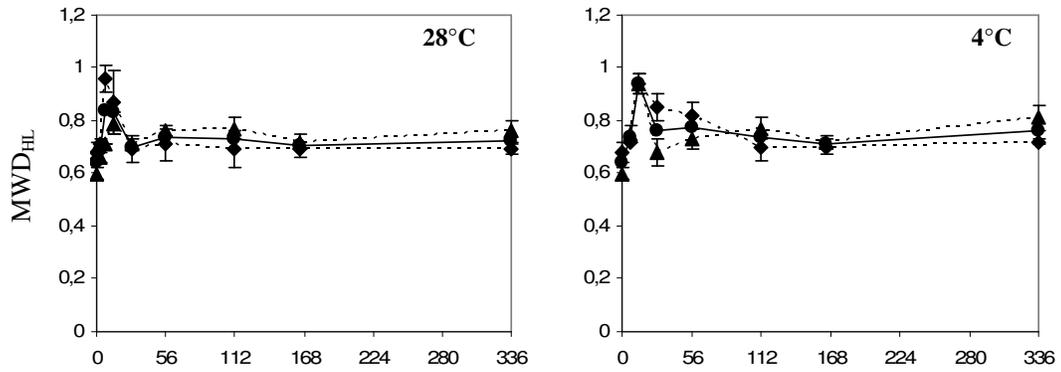


Evolution de la stabilité des agrégats vis-à-vis du test d'humectation rapide.

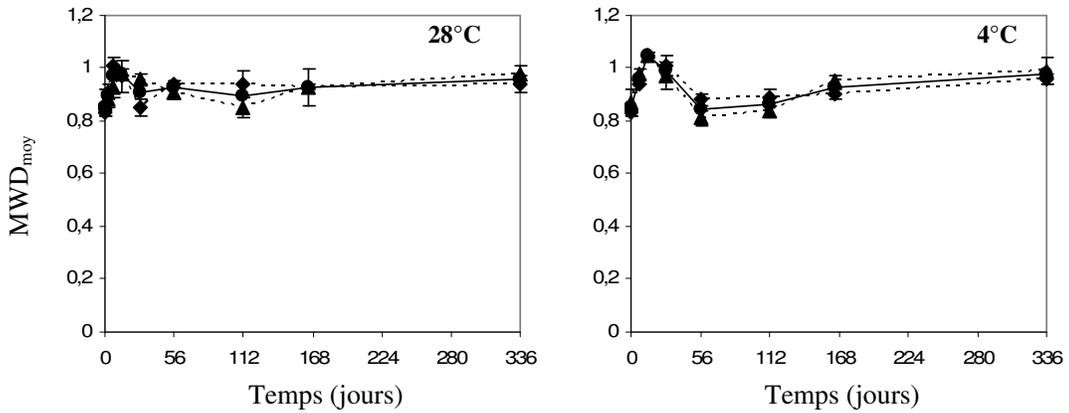




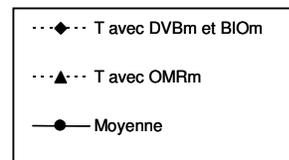
Evolution de la stabilité des agrégats vis-à-vis du test de désagrégation mécanique.



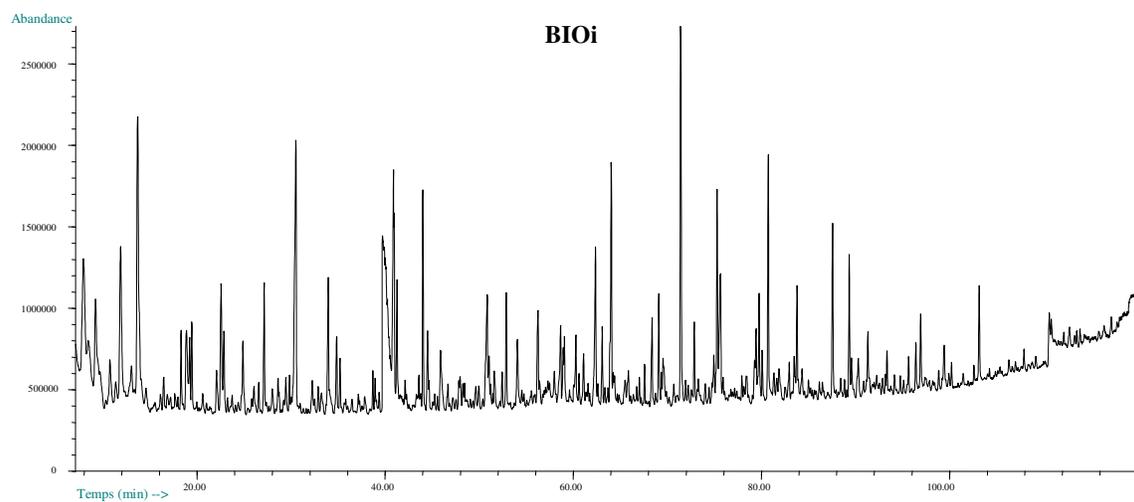
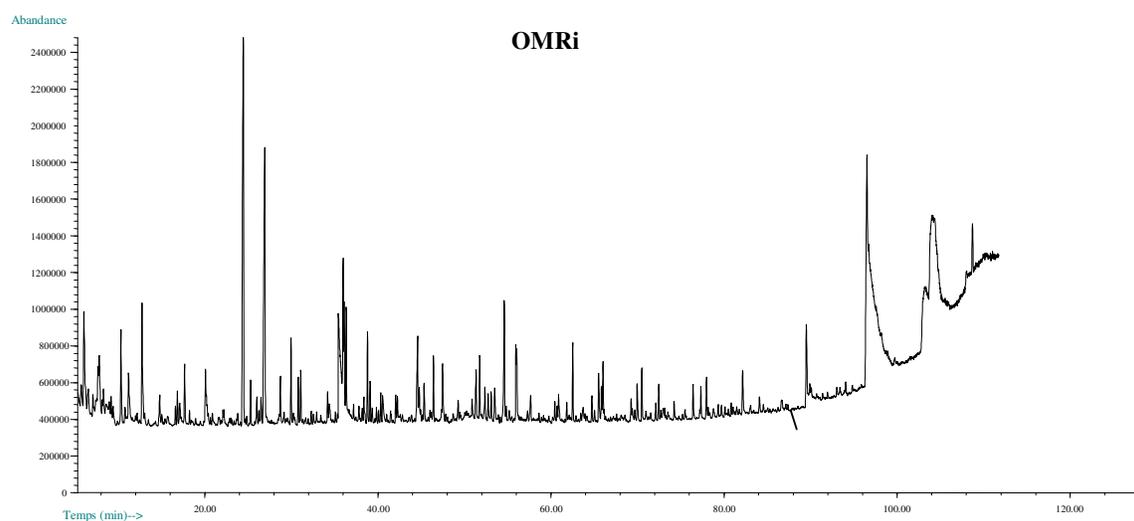
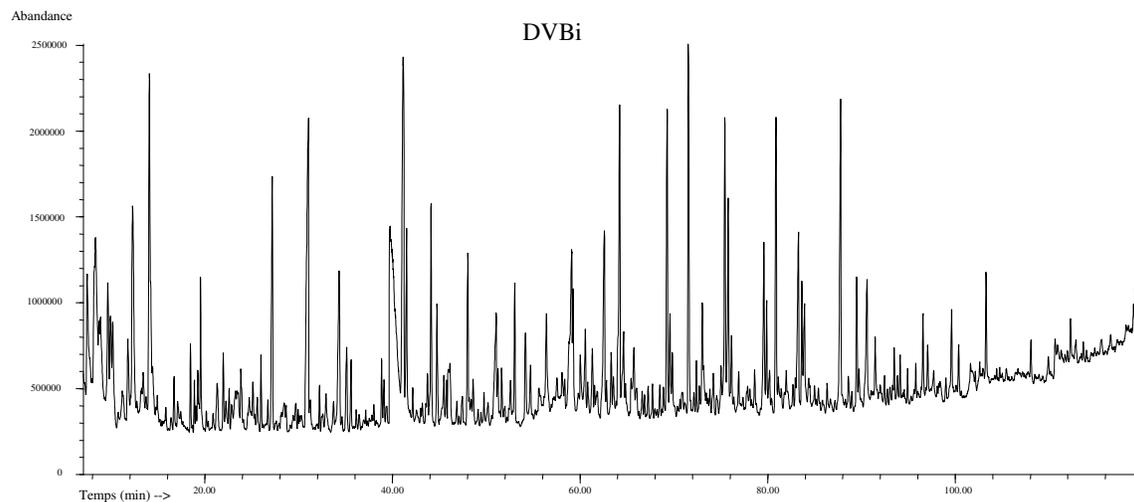
Evolution de la stabilité des agrégats vis-à-vis du test d'humectation lente.

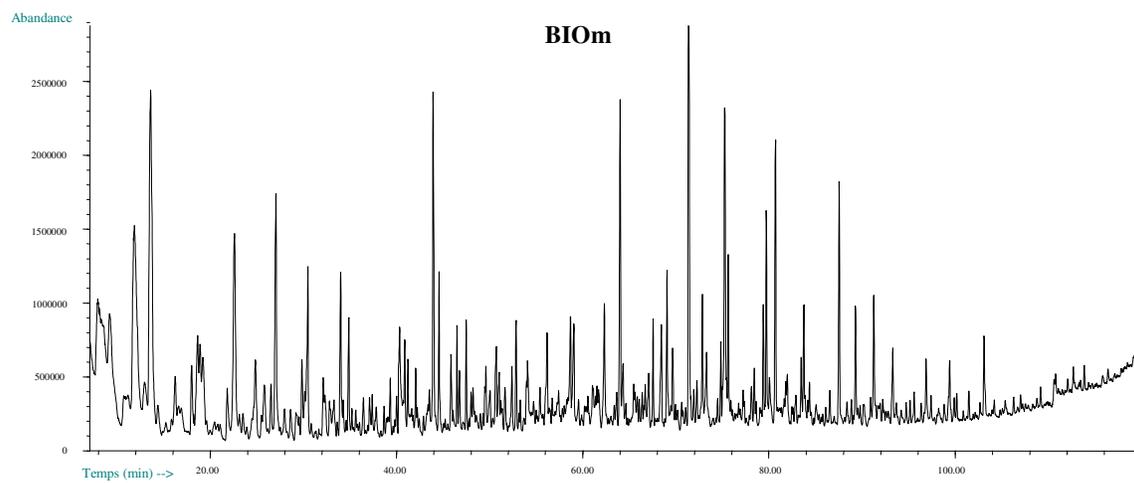
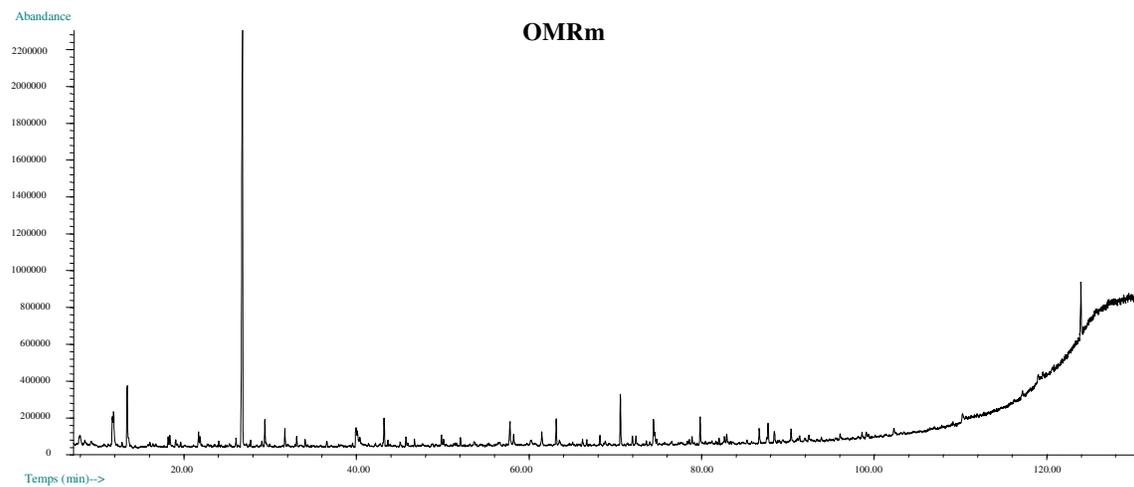
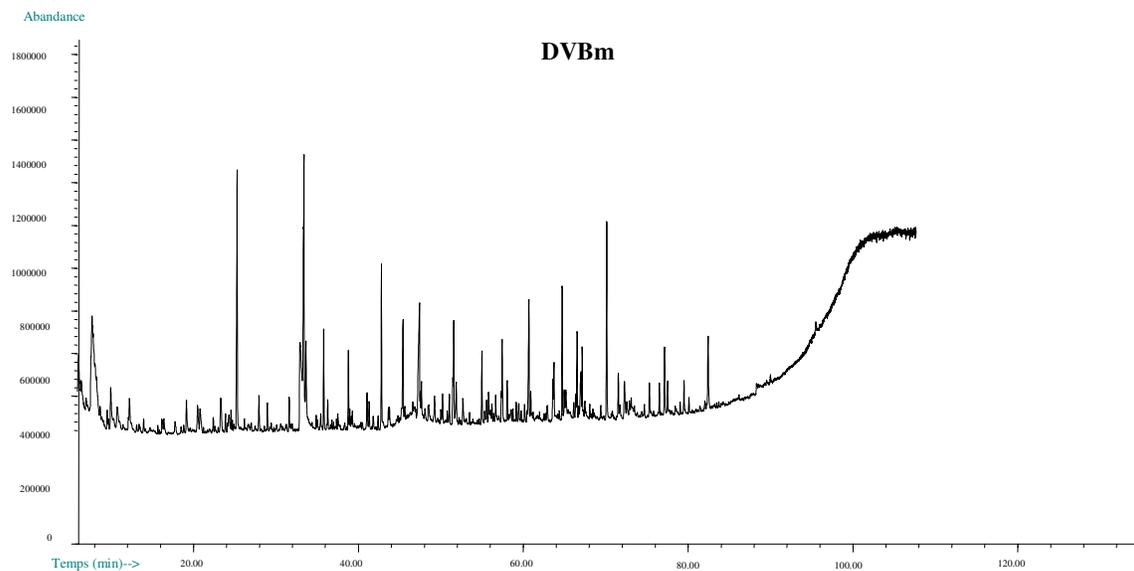


Evolution de la stabilité des agrégats : moyenne des 3 tests d'évaluation de la stabilité structurale.



Annexe 4 : Pyrogrammes des composts.





Annexe 5 : Analyse de la variance date par date des paramètres mesurés lors des incubations relatives au chapitre IV.

1^{ère} SERIE D'INCUBATION : COMPOSTS IMMATURES A 28°C

Tableau 1 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la biomasse microbienne.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	-	72.583	25.443	61.361	56.081	35.333	28.722	50.094	23.464
1%	-	107.42	37.021	89.284	81.602	52.291	42.506	72.889	34.725

Tableau 2 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en ergostérol.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.2959	0.5618	0.4542	0.5704	0.1294	0.1824	0.0867	0.1236	0.1272
1%	0.4379	0.8314	0.6609	0.8300	0.1883	0.2699	0.1262	0.1799	0.1850

Tableau 3 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.0687	0.0269	0.0369	0.0361	0.0124	0.0248	0.0134	0.0188	0.0096
1%	0.0999	0.0391	0.0537	0.0525	0.0180	0.0367	0.0195	0.0273	0.0141

Tableau 4 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en polysaccharides extractibles à l'acide dilué.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.2203	0.3851	0.2788	0.2694	0.2414	0.3794	0.1179	0.3333	0.1615
1%	0.3206	0.5603	0.4057	0.3920	0.3512	0.5614	0.1716	0.4849	0.2350

Tableau 5 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des WDPT.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.6079	1.6928	2.8770	0.9252	0.7444	1.7405	0.5053	0.6468	0.8636
1%	0.8845	2.4631	4.1863	1.3463	1.0831	2.5758	1.1717	0.9412	1.2567

Tableau 6 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation rapide.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.0349	0.0288	0.1692	0.1184	0.0964	0.0604	0.0699	0.0506	0.0593
1%	0.0508	0.0419	0.2462	0.1722	0.1403	0.0878	0.1017	0.0737	0.0863

Tableau 7 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test de désagrégation mécanique.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.2124	0.1845	0.3435	0.2121	0.1341	0.1234	0.1788	0.2076	0.1974
1%	0.3091	0.2685	0.4998	0.3086	0.1951	0.1795	0.2601	0.3020	0.2873

Tableau 8 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation lente.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.3585	0.1473	0.5008	0.7582	0.4090	0.5400	0.1922	0.1503	0.1077
1%	0.5217	0.2143	0.7287	1.1033	0.5952	0.7857	0.2797	0.2187	0.1567

1^{ère} SERIE D'INCUBATION : COMPOSTS IMMATURES A 4°C

Tableau 1 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la biomasse microbienne.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	-	57.157	64.627	60.133	42.761	41.175	39.744	25.871
1%	-	86.601	95.643	87.498	63.283	62.386	57.831	38.287

Tableau 2 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en ergostérol.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.2959	0.2183	0.4057	0.6801	0.6773	0.6119	0.5087	0.4954
1%	0.4379	0.3177	0.5903	0.9895	0.9855	0.9055	0.7529	0.7208

Tableau 3 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.0687	0.0357	0.0382	0.0413	0.0296	0.0229	0.0425	0.0128
1%	0.0999	0.0519	0.0556	0.0601	0.0430	0.0333	0.0618	0.0186

Tableau 4 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en polysaccharides extractibles à l'acide dilué.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.2203	0.2328	0.3649	0.1943	0.1183	0.3184	0.2093	0.2709
1%	0.3206	0.3387	0.5309	0.2828	0.1721	0.4633	0.3046	0.3505

Tableau 5 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des WDPT.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.6079	1.2468	0.9952	1.2904	0.7089	1.3121	1.2126	1.3701
1%	0.8845	1.8141	1.4481	1.8776	1.0315	1.9091	1.7644	1.9935

Tableau 6 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation rapide.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.0349	0.0247	0.0577	0.0595	0.0576	0.1189	0.0953	0.0940
1%	0.0508	0.0359	0.0840	0.0866	0.0838	0.1730	0.1386	0.1368

Tableau 7 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test de désagrégation mécanique.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.2124	0.2877	0.1718	0.2309	0.2660	0.1251	0.2583	0.2265
1%	0.3091	0.4186	0.2500	0.3359	0.3870	0.1820	0.3758	0.3295

Tableau 8 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation lente.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.3585	0.3552	0.6130	0.4500	0.2804	0.2726	0.3319	0.2105
1%	0.5217	0.5169	0.8920	0.6548	0.4080	0.3966	0.4829	0.3063

2^{ème} SERIE D'INCUBATION : COMPOSTS MURS A 28°C

Tableau 1 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la biomasse microbienne.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	-	62.824	39.085	27.941	35.932	31.068	46.653	26.915	39.143
1%	-	91.414	56.871	40.655	52.283	47.073	67.883	39.833	57.929

Tableau 2 Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en ergostérol.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.4400	0.2627	0.1950	0.1654	0.3209	0.1588	0.1517	0.1122	0.1027
1%	0.6410	0.3822	0.2838	0.2746	0.4749	0.2351	0.2208	0.1632	0.1555

Tableau 3 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.0211	0.0221	0.0240	0.0123	0.0145	0.0240	0.0090	0.0076	0.0115
1%	0.0307	0.0321	0.0349	0.0179	0.0210	0.0349	0.0133	0.0112	0.0170

Tableau 4 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en polysaccharides extractibles à l'acide dilué.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.2271	0.3675	0.5416	0.1263	0.2018	0.2636	0.2371	0.1981	0.2125
1%	0.3304	0.5347	0.5015	0.1869	0.2937	0.3835	0.3451	0.3002	0.3144

Tableau 5 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des WDPT.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.4564	0.3317	0.3317	0.4528	0.4361	0.5262	0.1876	0.9317	0.06722
1%	0.6641	0.4826	0.4826	0.6588	0.6345	0.7657	0.2730	1.3556	0.9949

Tableau 6 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation rapide.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.0596	0.0284	0.0367	0.0488	0.0334	0.0592	0.0276	0.0857	0.0698
1%	0.0867	0.0412	0.0533	0.0710	0.0487	0.0861	0.0402	0.1243	0.1034

Tableau 7 : Plus petite différence significative du test de Fisher (ppds) au seuil de 5% et de 1% calculés pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test de désagrégation mécanique.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.1361	0.1413	0.1581	0.0847	0.1153	0.1276	0.1385	0.3414	0.3578
1%	0.1981	0.2056	0.2300	0.1233	0.1678	0.1857	0.2015	0.4968	0.5296

Tableau 8 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation lente.

ppds	0	3	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.1592	0.1170	0.3100	0.1709	0.1234	0.1532	0.0795	0.2583	0.1093
1%	0.2316	0.1702	0.4510	0.2487	0.1795	0.2229	0.1156	0.3758	0.1618

2^{ème} SERIE D'INCUBATION : COMPOSTS MURS A 4°C

Tableau 1 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la biomasse microbienne.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	-	97.571	48.366	41.487	55.255	38.996	44.999	45.539
1%	-	141.97	70.376	60.367	81.774	56.742	66.596	67.395

Tableau 2 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en ergostérol.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.4400	0.2948	0.1524	0.1268	0.2007	0.0935	0.2780	0.3631
1%	0.6410	0.4290	0.2217	0.1846	0.2811	0.1361	0.4045	0.5283

Tableau 3 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en polysaccharides extractibles à l'eau chaude.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.0211	0.0147	0.0388	0.0406	0.0241	0.0532	0.0198	0.0324
1%	0.0307	0.0215	0.0491	0.0591	0.0357	0.0773	0.0288	0.0471

Tableau 4 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des teneurs en polysaccharides extractibles à l'acide dilué.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.2271	0.1922	0.3404	0.2714	0.3595	0.3348	0.2405	0.3617
1%	0.3304	0.2912	0.4953	0.3949	0.5231	0.4954	0.3499	0.5262

Tableau 5 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure des WDPT.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.4564	0.1936	0.2011	0.7510	0.8668	0.9520	0.1755	0.1711
1%	0.6641	0.2817	0.2926	1.0928	1.2613	1.3853	0.2553	0.2490

Tableau 6 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation rapide.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.0596	0.0264	0.0379	0.1531	0.0497	0.1017	0.0463	0.0434
1%	0.0867	0.0385	0.0551	0.2227	0.0723	0.1479	0.0673	0.0632

Tableau 7 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test de désagrégation mécanique.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.1361	0.1263	0.1991	0.3430	0.4700	0.9079	0.1582	0.1475
1%	0.1981	0.1837	0.2897	0.4991	0.6839	1.3211	0.2302	0.2147

Tableau 8 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque date de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation lente.

ppds	0	7	14	28	56	112	164	336
5%	0.1592	0.0675	0.2541	0.4238	0.1429	0.2154	0.1173	0.0457
1%	0.2316	0.0982	0.3697	0.6167	0.2079	0.3135	0.1707	0.0664

Annexe 6 : Analyse de la variance des résultats intégrés (aires sous les courbes) de l'évolution de la stabilité structurale et des facteurs stabilisants dans les sols témoins.

Tableau 1 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes de la minéralisation cumulée du carbone organique des sols témoins (T) (mg.kg^{-1} sol sec).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	1686371	56976	111797	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	490590			176548
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	2006300	201052	111797	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	918658			176548

Tableau 2 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes de l'évolution de la biomasse microbienne des sols témoins (T) (mg.kg^{-1} sol sec).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	22549	16590	16106	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	28873			8750
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	31376	8793	16106	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	39537			8750

Tableau 3 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution de la l'ergostérol des sols témoins (T) ($\mu\text{g.g}^{-1}$ sol sec).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	132	102	99	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	193			54
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	126	70	99	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	191			54

Tableau 4 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution des polysaccharides extractibles à l'eau chaude des sols témoins (T) (mg.g^{-1} sol sec).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	38	5	5	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	48		8	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	34	8	5	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	45		8	

Tableau 5 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution des polysaccharides extractibles à l'acide dilué des sols témoins (T) (mg.g^{-1} sol sec).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	586	43	59	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	636		45	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	486	16	59	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	525		45	

Tableau 6 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution du WDPT des sols témoins (T) (secondes).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	241	74	50	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	214		67	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	218	39	50	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	217		67	

Tableau 7 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution du diamètre moyen pondéré des agrégats des sols témoins (T) vis-à-vis du test d'humectation rapide (MWD_{HR} en mm).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	113	26	11	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	129			26
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	122	9	11	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	121			26

Tableau 8 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution du diamètre moyen pondéré des agrégats des sols témoins (T) vis-à-vis du test de désagrégation mécanique (MWD_{DM} en mm).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	551	56	55	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	401			51
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	574	50	55	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	563			51

Tableau 9 : Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution du diamètre moyen pondéré des agrégats des sols témoins (T) vis-à-vis du test d'humectation lente par capillarité (MWD_{HL} en mm).

	Aires sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds au seuil de 1%)		
		Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 28°C	270	50	28	
Témoin (T), 1 ^{ère} série d'incubation, à 4°C	283			48
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	243	15	28	
Témoin (T), 2 ^{ème} série d'incubation, à 28°C	251			48

Annexe 7 : Analyse de la variance des résultats intégrés (aires sous les courbes) de l'évolution de la stabilité structurale et des facteurs stabilisants dans les traitements avec compost.

Tableau 1: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution de la minéralisation cumulée du carbone organique (mg.kg^{-1} sol sec).

Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)				
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C	
28°C	DVBi	5945856	655536	497280	512064		
	OMRi	8290128					
	BIOi	7139328					
	T	1686384					
4°C	DVBi	2118144	280224		497280		227808
	OMRi	5866224					
	BIOi	2980320					
	T	490560					
28°C	DVBm	3649968	373632	303072		512064	
	OMRm	3894240					
	BIOm	4329024					
	T	2006256					
4°C	DVBm	1191456	122640		303072		227808
	OMRm	1225728					
	BIOm	1313760					
	T	918624					

Tableau 2: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution de la biomasse microbienne (mg.kg^{-1} sol sec).

Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)				
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C	
28°C	DVBi	34097	16950	12909	12584		
	OMRi	59965					
	BIOi	55868					
	T	22549					
4°C	DVBi	60211	12352		12909		10282
	OMRi	87477					
	BIOi	73280					
	T	28873					
28°C	DVBm	52383	11432	9870		12584	
	OMRm	30854					
	BIOm	52735					
	T	31376					
4°C	DVBm	59190	11245		9870		10282
	OMRm	18554					
	BIOm	46215					
	T	39537					

Tableau 3: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution de la l'ergostérol ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ sol sec).

Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)				
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C	
28°C	DVBi	238	36	106	38		
	OMRi	264					
	BIOi	240					
	T	132					
4°C	DVBi	590	200		106		99
	OMRi	1327					
	BIOi	641					
	T	193					
28°C	DVBm	214	50	43		38	
	OMRm	146					
	BIOm	213					
	T	126					
4°C	DVBm	386	49		43		99
	OMRm	251					
	BIOm	305					
	T	191					

Tableau 4: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution des polysaccharides extractibles à l'eau chaude ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ sol sec).

Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)				
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C	
28°C	DVBi	53	6	7	10		
	OMRi	51					
	BIOi	46					
	T	38					
4°C	DVBi	65	9		7		9
	OMRi	76					
	BIOi	63					
	T	48					
28°C	DVBm	40	14	11		10	
	OMRm	44					
	BIOm	42					
	T	34					
4°C	DVBm	58	12		11		9
	OMRm	58					
	BIOm	56					
	T	45					

Tableau 5: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution des polysaccharides extractibles à l'acide dilué (mg.g⁻¹ sol sec).

Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)				
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C	
28°C	DVBi	723	84	72	145		
	OMRi	688					
	BIOi	683					
	T	586					
4°C	DVBi	773	82		72		85
	OMRi	752					
	BIOi	777					
	T	636					
28°C	DVBm	532	214	148		145	
	OMRm	518					
	BIOm	603					
	T	486					
4°C	DVBm	669	111		148		85
	OMRm	594					
	BIOm	640					
	T	525					

Tableau 6: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution du WDPT (secondes).

Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)				
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C	
28°C	DVBi	852	146	172	106		
	OMRi	1190					
	BIOi	764					
	T	241					
4°C	DVBi	841	239		172		149
	OMRi	1422					
	BIOi	1031					
	T	214					
28°C	DVBm	630	90	60		106	
	OMRm	619					
	BIOm	630					
	T	218					
4°C	DVBm	573	37		60		149
	OMRm	586					
	BIOm	647					
	T	217					

Annexes

Tableau 7: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution du diamètre moyen pondéré des agrégats vis-à-vis du test d'humectation rapide par immersion dans l'eau (MWD_{HR} en mm).

Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)				
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C	
28°C	DVBi	134	18	19	24		
	OMRi	172					
	BIOi	140					
	T	113					
4°C	DVBi	133	26		19		17
	OMRi	238					
	BIOi	143					
	T	129					
28°C	DVBm	131	35	23		24	
	OMRm	147					
	BIOm	147					
	T	122					
4°C	DVBm	149	12		23		17
	OMRm	153					
	BIOm	145					
	T	121					

Tableau 8: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution du diamètre moyen pondéré des agrégats vis-à-vis du test de désagrégation mécanique (MWD_{DM} en mm).

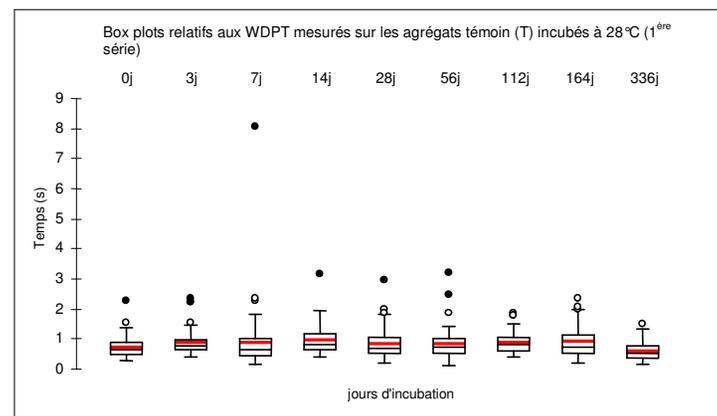
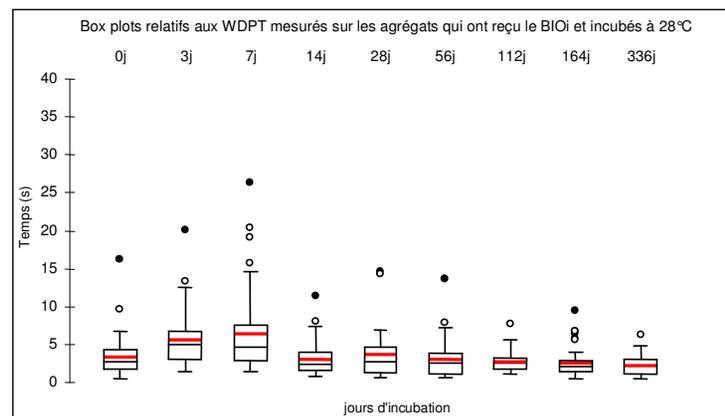
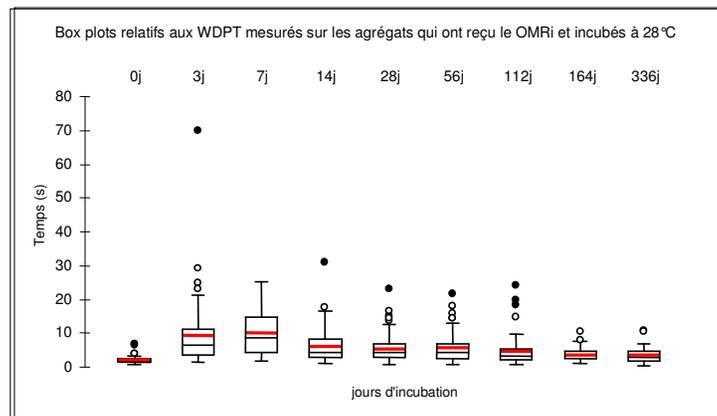
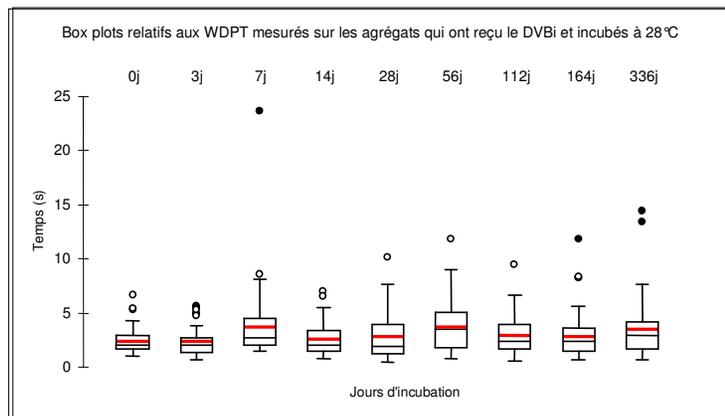
Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)				
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C	
28°C	DVBi	610	48	46	91		
	OMRi	630					
	BIOi	618					
	T	551					
4°C	DVBi	585	58		46		44
	OMRi	618					
	BIOi	507					
	T	401					
28°C	DVBm	705	140	90		91	
	OMRm	750					
	BIOm	742					
	T	574					
4°C	DVBm	713	41		90		44
	OMRm	674					
	BIOm	770					
	T	563					

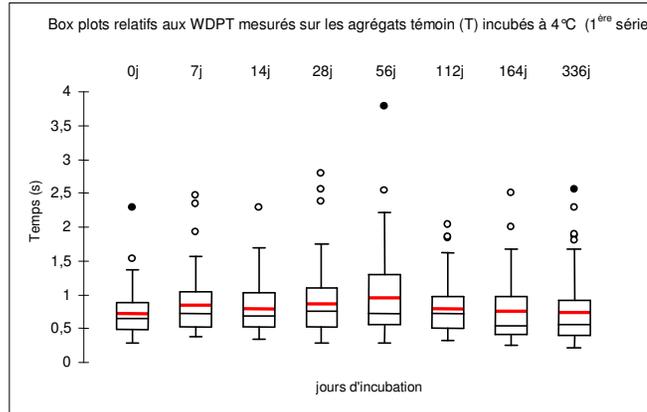
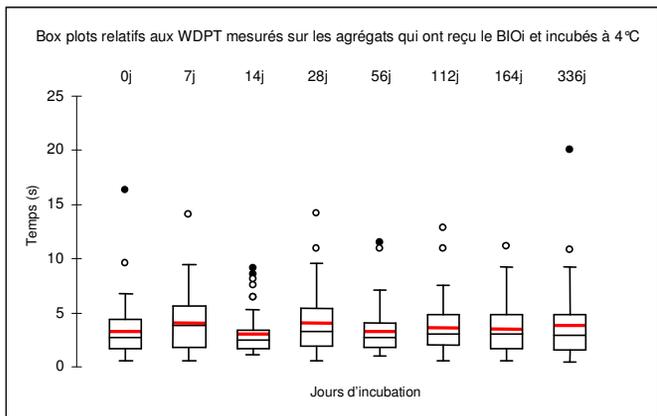
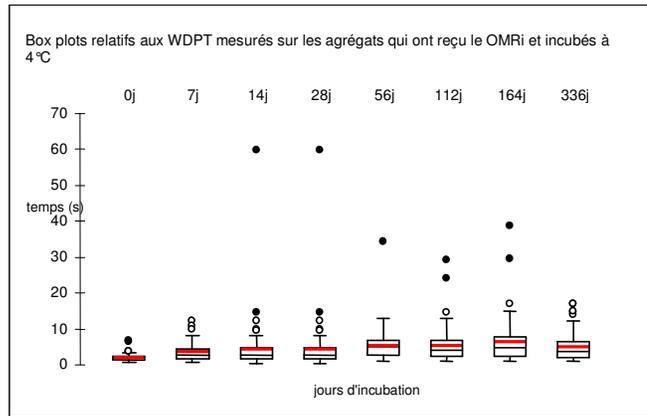
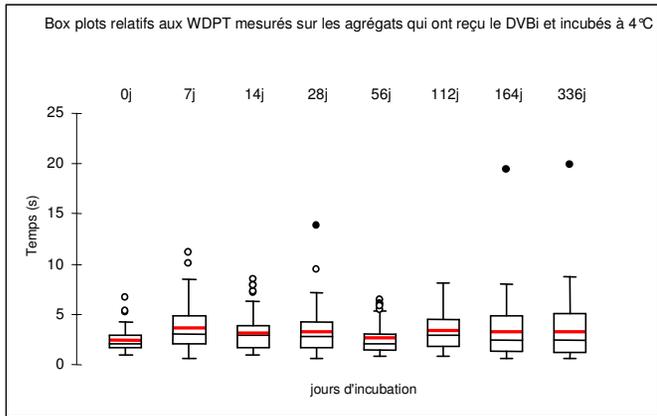
Annexes

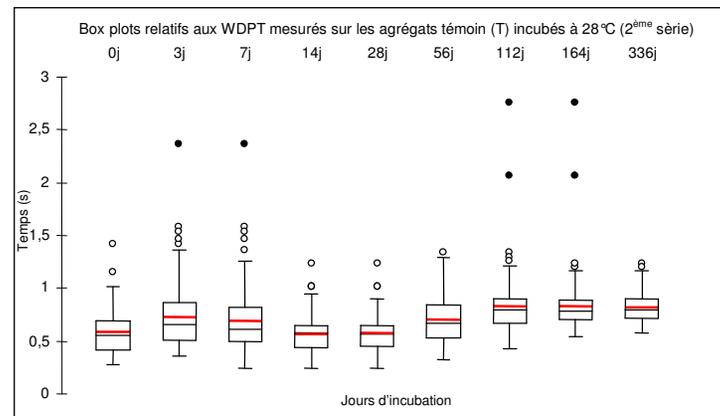
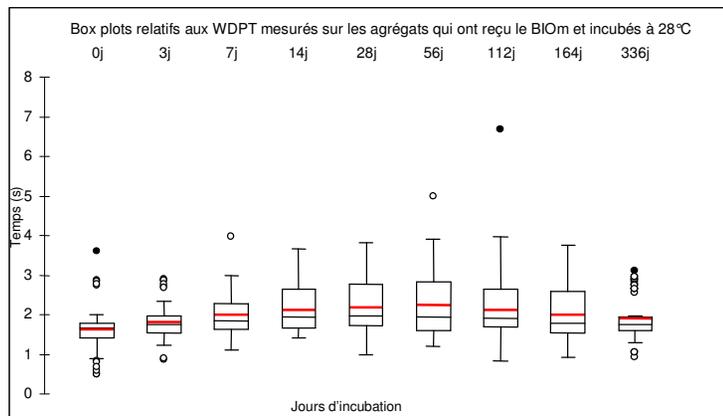
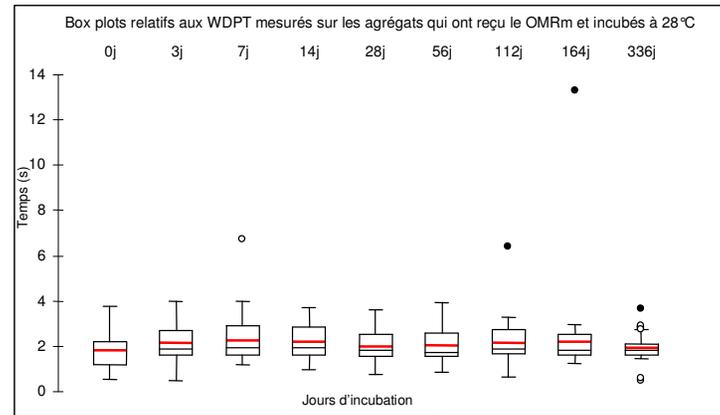
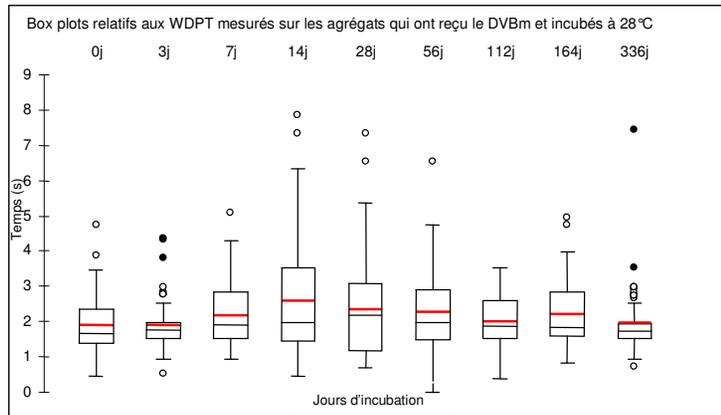
Tableau 9: Comparaison des moyennes (plus petite différence significative : ppds au seuil de 1%) des aires sous les courbes d'évolution du diamètre moyen pondéré des agrégats vis-à-vis du test d'humectation lente par capillarité (MWD_{HL} en mm).

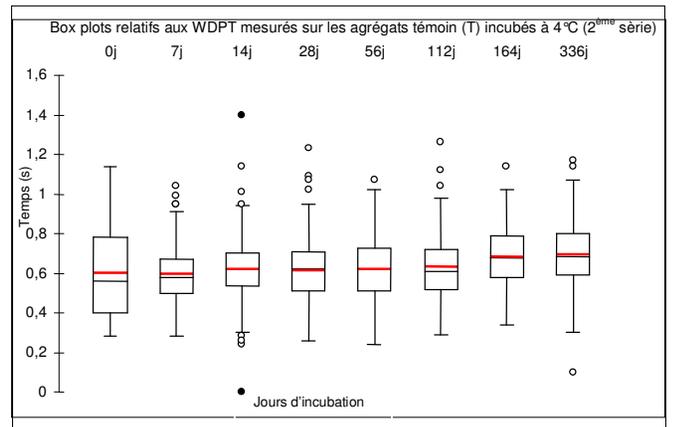
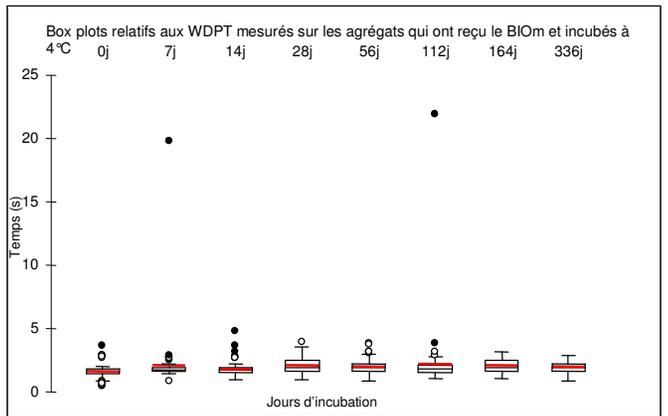
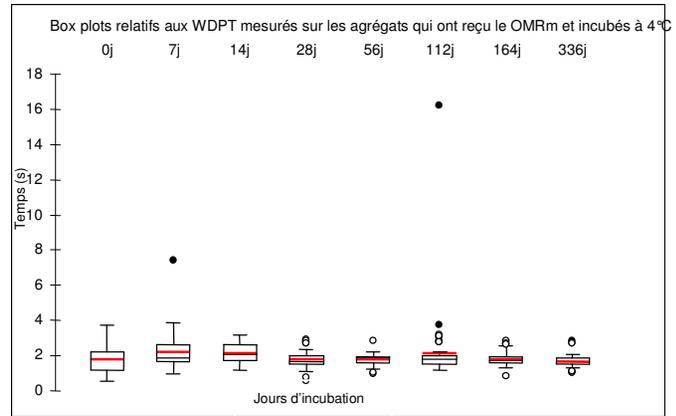
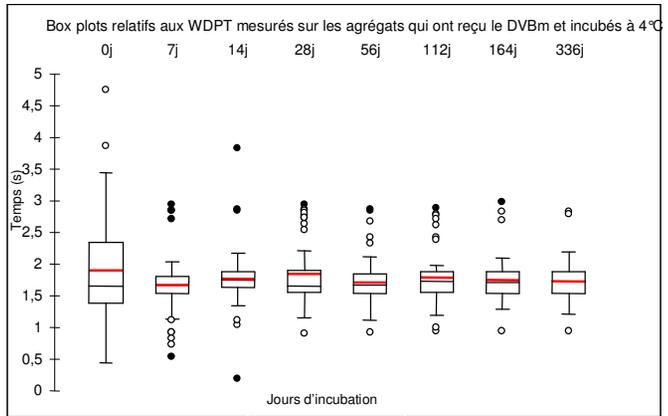
Température d'incubation	Traitement	Aire sous la courbe	Valeur critique de comparaison (ppds seuil de 1%)			
			Comparaison par modalité	Comparaison par série d'incubation	Comparaison des incubations à 28°C	Comparaison des incubations à 4°C
28°C	DVBi	374	39	52	50	
	OMRi	443				
	BIOi	409				
	T	270				
4°C	DVBi	380	75			48
	OMRi	654				
	BIOi	424				
	T	283				
28°C	DVBm	318	72	47	50	
	OMRm	306				
	BIOm	327				
	T	243				
4°C	DVBm	326	24			48
	OMRm	318				
	BIOm	340				
	T	251				

Annexe 8 : Statistiques Descriptives du WDPT (60 répétitions par traitement).



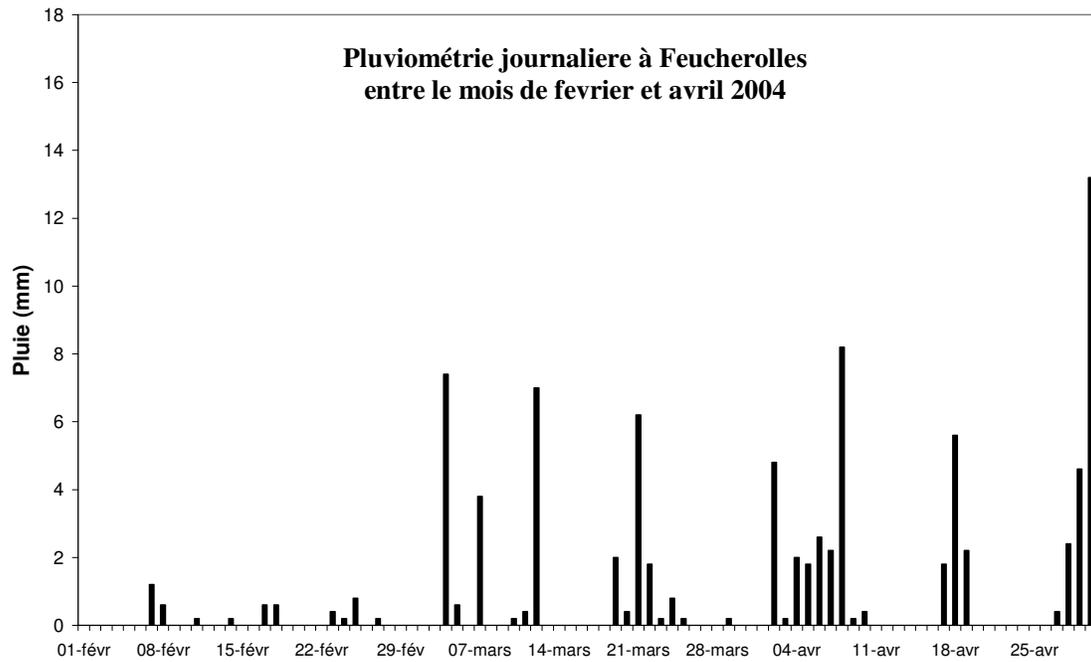
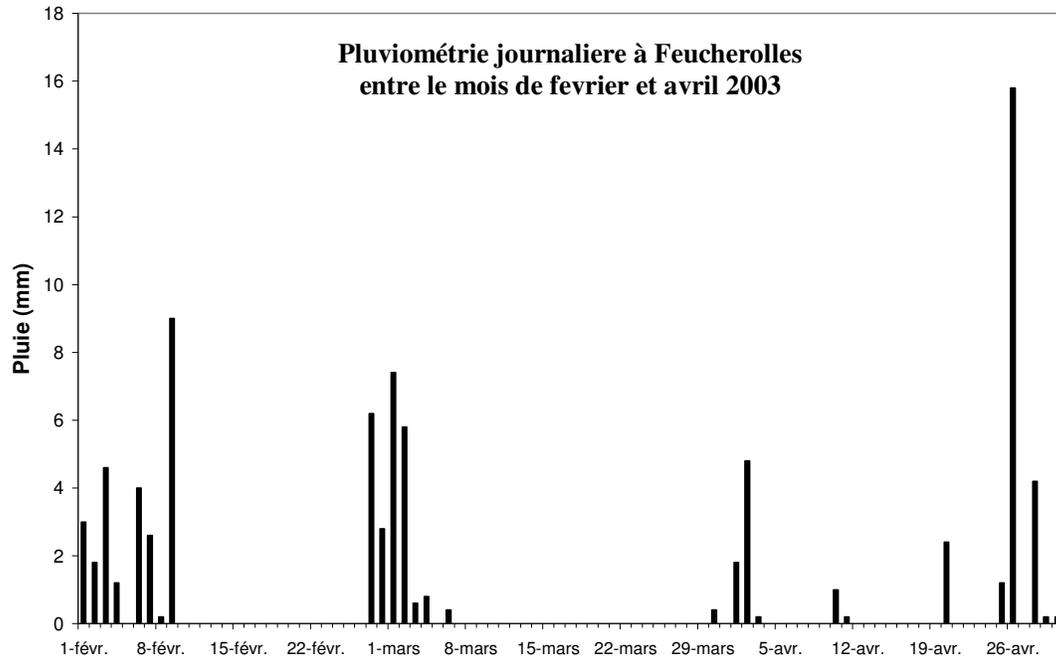






Annexe 9 : Températures et précipitations mensuelles en 2003 et 2004, valeurs observées au champ (station météorologique du dispositif au champ) et valeurs normales du département des Yvelines durant les 30 dernières années (météo France).

	Mois	Valeurs mensuelles enregistrées dans le dispositif au champ		Valeurs mensuelles normales du département des Yvelines	
		Température (°C)	Pluie (mm)	Température (°C)	Pluie (mm)
2003	JANVIER	2	43	4	62
	FEVRIER	3	32	4	51
	MARS	9	15	7	53
	AVRIL	10	32	10	57
	MAI	13	72	14	69
	JUIN	19	42	17	52
	JUILLET	19	63	19	60
	AOUT	22	47	19	48
	SEPTEMBRE	13	15	16	58
	OCTOBRE	8	71	12	63
	NOVEMBRE	8	48	7	59
	DECEMBRE	4	57	5	67
2004	JANVIER	4	50	4	62
	FEVRIER	4	5	4	51
	MARS	6	31	7	53
	AVRIL	9	53	10	57
	MAI	11	35	14	69
	JUIN	16	24	17	52
	JUILLET	17	64	19	60
	AOUT	18	81	19	48
	SEPTEMBRE	15	17	16	58
	OCTOBRE	10	76	12	63
	NOVEMBRE	7	37	7	59
	DECEMBRE	3	55	5	67



Annexe 10 : Analyse de la variance année par année des résultats de l'essai au champ (chapitre VII).

Tableau 1: Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque année de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation rapide.

ppds	1999	2000	2002	2003	2004
5%	0,022	0,076	0,058	0,049	0,048
1%	0,032	0,109	0,083	0,066	0,065

Tableau 2 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer calculés pour chaque année de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test de désagrégation mécanique.

ppds	1999	2000	2002	2003	2004
5%	0,122	0,124	0,100	0,140	0,167
1%	0,173	0,176	0,143	0,187	0,223

Tableau 3 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque année de mesure de la stabilité structurale vis-à-vis du test d'humectation lente.

	1999	2000	2002	2003	2004
ppds 5%	0,048	0,105	0,048	0,095	0,073
ppds 1%	0,069	0,149	0,068	0,126	0,098

Tableau 4: Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque année de mesure des teneurs en carbone organique totale dans les agrégats.

ppds	1999	2000	2002	2003	2004
5%	0,087	0,066	0,102	0,056	0,131
1%	0,136	0,104	0,159	0,078	0,178

Tableau 5 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque année de mesure de la biomasse microbienne.

ppds	1999	2000	2002	2003	2004
5%	-	-	-	28,6	47,6
1%	-	-	-	30,4	64,5

Tableau 6 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque année de mesure des teneurs en ergostérol.

ppds	1999	2000	2002	2003	2004
5%	-	-	-	0,078	0,113
1%	-	-	-	0,105	0,153

Tableau 7 : Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque année de mesure de des concentrations en polysaccharides extractibles à l'eau chaude.

ppds	1999	2000	2002	2003	2004
5%	0,021	0,024	0,014	0,012	0,043
1%	0,030	0,034	0,019	0,017	0,059

Tableau 8: Plus petites différences significatives du test de Fisher (ppds) aux seuils de 5% et de 1% calculer pour chaque année de mesure du WDPT.

ppds	1999	2000	2002	2003	2004
5%	0,248	0,109	0,226	0,152	0,136
1%	0,328	0,144	0,298	0,210	0,194

