

INAP-G



UNIVERSITÉ  
PARIS-SUD 11



Master Sciences et Technologies  
Mention Biologie Moléculaire et Cellulaire

**Spécialité « Microbiologie »**  
**Parcours « Microbiologie Appliquée et Génie Biologique »**

## MEMOIRE

*Pour l'obtention du diplôme de master de sciences et technologies*

Date de soutenance : le 16 septembre 2005

**Sujet : Modélisation des biotransformations de carbone issu des résidus de culture. Etude des facteurs de contact sur la vitesse de décomposition des résidus, estimation des modèles.**

Présenté par :

**Olivier FERNANDEZ**

7, rue Saulnier  
75009 Paris

E-mail :

[olivierfernandez@msn.com](mailto:olivierfernandez@msn.com)

Tél :

01.48.00.01.41/06.60.99.29.88

Maîtres de stage : **Patricia Garnier**

[garnier@laon.inra.fr](mailto:garnier@laon.inra.fr)

Unité d'Agronomie Reims-Laon-Mons, INRA.

**Christophe Cambier**

[Christophe.Cambier@bondy.ird.fr](mailto:Christophe.Cambier@bondy.ird.fr)

Unité d'Informatique UCAD 2, Dakar, IRD.

## **Remerciements :**

Je remercie sincèrement l'équipe de l'INRA Laon et Reims qui m'ont apporté tout le soutien logistique dont j'avais besoin lors de ce stage, et particulièrement Patricia qui m'a laissé conduire ces travaux selon mon rythme. Merci à Olivier Delfosses pour son aide et sa disponibilité, et à toute l'équipe des stagiaires de Laon qui m'a permis, parfois, de m'oxygéner dans une ambiance toujours studieuse.

J'aimerais joindre ces remerciements à la formidable équipe de l'UCAD 2/IRD Dakar qui m'a montré une autre façon d'unir « travail » et vie sociale, à Olivier Monga pour m'avoir prêté une oreille attentive, et merci à toi, Christophe, pour cette promenade dans le désert (une toute autre conception, n'est-ce pas, du camping) et de l'accueil au Sénégal.

Merci enfin (je n'arrêteras donc jamais ?) aux sénégalais d'être aussi hospitaliers, sereins en toute circonstance et le sourire collé aux lèvres.

## SOMMAIRE

<b>1. Introduction</b> .....	1
<b>2. Revue bibliographique</b> .....	2
1) Les phénomènes de contact sol-résidus.....	2
2) Les modèles de biotransformation du carbone et d'azote. ....	6
a. <i>CANTIS</i> .....	6
b. <i>MIOR</i> .....	7
<b>3. Matériels et méthodes</b> .....	9
1) Origine des données utilisées .....	9
a. <i>Matériel végétal utilisé</i> .....	9
b. <i>Sol utilisé pour les incubations</i> .....	9
c. <i>Conditions d'incubation</i> .....	10
d. <i>Analyses biochimiques des résidus</i> .....	11
2) Utilisation des données.....	11
3) La modélisation .....	12
a. <i>Présentation des modèles</i> .....	12
b. <i>Utilisation des modèles</i> .....	14
<b>4. Résultats</b> .....	16
<b>4.1 Ajustement de CANTIS</b> .....	16
1) Etude de l'influence de la taille des résidus sur leur dégradation .....	16
2) Influence de la distribution spatiale des résidus .....	18
3) Le rôle de la porosité structurale du sol dans la dégradation des résidus.....	20
4) Etude de l'impact de la qualité des résidus sur la minéralisation du carbone .....	21
<b>4.2 Simulation du modèle MIOR</b> .....	23
1) Etude de l'influence du rayon d'action des MétaMiors .....	23
2) Etude de l'influence du volume d'occupation des OmSphères.....	26
<b>5. Discussion</b> .....	27
<b>6. Conclusion</b> .....	30
<b>7. Références</b> .....	31

## 1. Introduction

Depuis plusieurs années, des études sur la décomposition des matières organiques du sol ont été menées au sein de l'Unité d'agronomie de l'INRA de Laon. Ces études adhèrent aux préoccupations environnementales en matière de réduction des émissions de gaz à effet de serre, et de réduction des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) évoquées dans le *Protocole de KYOTO*.

Ainsi, « dans le cas du  $\text{CO}_2$ , des alternatives possibles consistent à accroître le rôle de puits temporaire que joue le stockage du carbone dans la biomasse, ses produits dérivés, et ses résidus dont la majeure partie alimente le pool des matières organiques du sol (...), des changements dans l'usage des sols et dans les pratiques de production végétale peuvent y contribuer, en particulier en accroissant la durée de stockage du carbone organique dans les sols. Très variable, celle-ci dépend de la vitesse du processus de minéralisation par lequel le carbone organique est finalement restitué à l'atmosphère sous forme de  $\text{CO}_2$ . Il est donc important de connaître le potentiel offert par ce puits, selon les sols, leurs usages et les pratiques associées. » (Contribution à la lutte contre l'effet de serre, *Synthèse du rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Octobre 2002*).

Un des objectifs scientifiques a donc été de modéliser la biotransformation des matières organiques du sol, afin de prédire à la fois l'émission de carbone minéralisé sous forme de  $\text{CO}_2$  par la biomasse microbienne, et la disponibilité en azote minéral. Un objectif plus appliqué serait alors d'améliorer la gestion des résidus de culture dont la restitution au sol peut limiter les pertes de nitrates par lessivage.

La modélisation des biotransformations du carbone et de l'azote requiert la connaissance des facteurs contrôlant la décomposition des matières organiques du sol, et c'est dans cette optique qu'ont été étudiés les rôles du mode d'incorporation des matières organiques, de l'effet de la fragmentation de ces matières organiques, de la qualité des résidus sur les cinétiques du carbone et de l'azote et de la structure du sol sur la vitesse de minéralisation de C et N.

Un programme sur l'étude du contact sol-matière organique a donc été envisagé. Il apparaît que ce contact résulte à la fois de la nature des résidus incorporés au sol, que des conditions d'incorporation. De plus, alors qu'une minéralisation plus rapide est observée pour des particules fines de matière organique pauvre en azote (type céréale), la fragmentation n'a pas d'effet sur un résidu riche en azote, voire un effet dépressif sur la décomposition.

L'objectif du travail présenté dans ce mémoire est, dans un premier temps, d'affiner le rôle du mode d'incorporation de la matière organique sur le facteur de contact sol-résidu en utilisant le modèle de biotransformation du C et N appelé CANTIS, et dans un second temps de simuler la minéralisation du carbone en jouant sur la distance matière organique-biomasse microbienne grâce au modèle multi-agents MIOR. Nous avons ainsi confrontés nos données expérimentales aux simulations des diverses expérimentations relatives aux études de la nature des résidus, du sol et du mode d'incorporation.

## 2. Revue bibliographique

### 1) Les phénomènes de contact sol-résidus.

En fonction des facteurs environnementaux, de la qualité des résidus, du type d'organismes impliqué et des caractéristiques du sol, le processus de décomposition sera variable.

Les facteurs environnementaux à prendre en compte sont surtout la température ainsi que la disponibilité et la teneur en eau. Leur premier niveau d'influence sera la microflore du sol puisque les optimums de croissance et d'activité des organismes sont différents.

En fonction des conditions extérieures la microflore sera variable principalement en ce qui concerne les espèces fongiques : une succession liée aux variations de conditions environnementales est observée au cours de l'année (Harper Lynch 1985).

La teneur en eau influence d'une part la microflore (rôle sur le développement et la mobilité des organismes, la diffusion des enzymes de dégradation) mais aussi sur la diffusion des gaz.

### *Le résidu.*

Les résidus sont variables en composition aussi bien qu'en nature ou en quantité.

On peut déterminer quatre grandes classes de constituants que l'on retrouve en proportions variables chez les végétaux.

- *Les celluloses*: qui sont des homopolymères d'unités glucose liées en  $\beta$  1 $\rightarrow$  4. Les différentes chaînes de cellulose ainsi formées sont associées entre elles par des liaisons hydrogène ainsi que des forces de Van Der Waals pour donner des fibrilles élémentaires de cellulose.

Ces fibrilles présentent des régions amorphes et des régions cristallines qui ne pourront pas être dégradées par les mêmes types d'enzymes.

- *Les hémicelluloses*: les monomères constitutifs des hémicelluloses peuvent être divers sucres (D-xyl, D-man, D-gal...) agencés en homo polysaccharides ou hétéro polysaccharides.

Les hémicelluloses sont impliquées dans la cohésion des parois végétales. Elles sont liées à la cellulose par des liaisons hydrogène et par covalence aux composés pectiques.

- *Les lignines*: ce sont des polymères aromatiques qui par dégradation donnent des composés phénoliques. La lignine est donc un dérivé du phenyl-propane. Elle est très répandue dans les végétaux. Sa dégradation est lente et les produits qui en sont issus entrent dans la composition de l'humus.

- *Les composés solubles*: sous ce terme sont regroupés divers constituants des végétaux : les protéines, peptides et acides aminés, les composés lipidiques et les métabolites secondaires (notamment les pigments) mais aussi les composés pectiques.

Les composés pectiques ont la capacité de former des gels qui peuvent entourer les parois cellulaires. Ce sont des polymères d'acide D-galacturonique liés en  $\alpha$  1→4 associés à des sucres (pentoses et hexoses).

La dégradation des résidus sera donc plus ou moins rapide en fonction de leur constitution. La fraction soluble et les sucres sont les premiers éléments décomposés, viennent ensuite les polysaccharides, la cellulose, l'hémicellulose et la lignine.

La paroi cellulaire des végétaux possède une structure tridimensionnelle qui peut ralentir la décomposition tout comme la présence de composés tels que la cutine ou la subérine qui augmentent la complexité de la paroi.

A l'inverse, la quantité d'eau présente dans les plantes permettra une décomposition plus aisée en diminuant l'importance des liaisons hydrogène et donc en jouant sur la rigidité de la paroi.

Pour l'étude de processus de décomposition il faudra aussi tenir compte de la plante ; en effet, la structure de la paroi évolue entre les différentes plantes et en fonction du temps. De plus, elle est aussi variable si on considère des cellules vivantes ou des cellules sénescents.

Les quantités de carbone et d'azote des résidus influent aussi sur la décomposition :

Les processus de dégradation des résidus apportent aux micro-organismes le carbone organique et l'énergie nécessaires à la croissance. Une quantité d'azote importante doit aussi être disponible pour le développement de la microflore. L'azote utilisé est soit sous forme organique, donc issu du résidu, soit sous forme minérale issue du sol.

Généralement les résidus de végétaux jeunes sont riches en carbone soluble et en azote (C/N faible) leur décomposition se fait facilement alors que pour des végétaux à C/N élevé la décomposition a lieu plus lentement car d'une part ils sont plus lignifiés et d'autre part une source d'azote

supplémentaire est nécessaire pour satisfaire les besoins des micro-organismes. Cette source pourra être l'azote minéral du sol.

#### *Caractéristiques du sol.*

Les caractéristiques du sol vont donc intervenir dans les phénomènes de décomposition dans la mesure où l'activité des micro-organismes pourra dépendre du type de sol. La présence de colloïdes dans le sol entraîne des phénomènes d'adsorption des micro-organismes, des enzymes ou même de la matière organique en général. Des diverses interactions qui sont mises en jeu vont résulter des phénomènes de protection des éléments (matière organique ou micro-organismes) et modifier l'activité des enzymes de dégradation.

La texture d'un sol bien que rarement prise en compte a une influence sur la décomposition tout comme sa structure. Hattori a mis en évidence l'existence d'une microflore à l'intérieur des agrégats de sol différente de la microflore à l'extérieur de ces agrégats. La microflore ne sera donc pas la même en fonction de la structure du sol considérée et aura une action différente sur la dégradation des résidus de culture.

Pour les mêmes raisons il est important de considérer la porosité du sol puisqu'elle interviendra dans les phénomènes de diffusion des gaz, des solutés et donc aussi des nutriments. De ce fait en fonction de la taille des pores il y aura aussi une variation des processus de décomposition.

#### *Rôle du contact sol/résidus.*

Ces divers facteurs sont à prendre en compte mais aussi la combinaison de certains d'entre eux et particulièrement l'influence du contact sol/résidus sur la décomposition.

Le contact sol/résidus est variable en fonction de la taille des particules qui seront dégradées mais aussi de leur localisation. En pratique cela dépendra des techniques agricoles utilisées: les résidus de culture seront plus ou moins broyés et peu ou pas incorporés dans le sol. Ces différentes méthodes entraîneront des variations dans les phénomènes de décomposition dans la mesure où tous les facteurs jouant sur la dégradation précédemment cités risquent d'être modifiés par la localisation des résidus et la surface offerte à la décomposition.

Cette dernière peut varier en fonction de la taille du résidu : plus les résidus de cultures sont fragmentés plus ils ont de contacts avec le sol (de plus la fragmentation peut entraîner une altération de la structure du résidu qui facilitera sa dégradation). Ainsi, les nouvelles surfaces mises à nu offriront des possibilités de colonisation plus grandes pour les micro-organismes.

Le substrat sera plus accessible pour les enzymes de dégradation (la méso- et la microfaune du sol peuvent intervenir et favoriser la fragmentation des résidus par ingestion /digestion).

La teneur en eau du sol pourra être influencée par la présence des résidus. L'amplitude des variations d'eau disponible sera plus faible grâce à la présence de matériel végétal (surtout si on considère le cas d'une couche de résidus de culture qui limiterait les pertes d'eau). Dans ces conditions le développement des micro-organismes est favorisé et donc la décomposition est meilleure dans les parties de sol protégées.

Les mêmes phénomènes sont envisageables en ce qui concerne la température autre facteur influençant la décomposition comme nous l'avons vu. La présence de résidus va diminuer l'amplitude de température dans le sol et le maintenir plus frais ce qui de nouveau pourra agir sur la microflore.

En ce qui concerne le résidu, les conditions de dégradation seront alors différentes en fonction de sa position dans ou sur le sol puisque les écarts de température seront plus grands pour les fragments situés en surface que pour ceux enfouis.

#### *Répartition et localisation du résidu.*

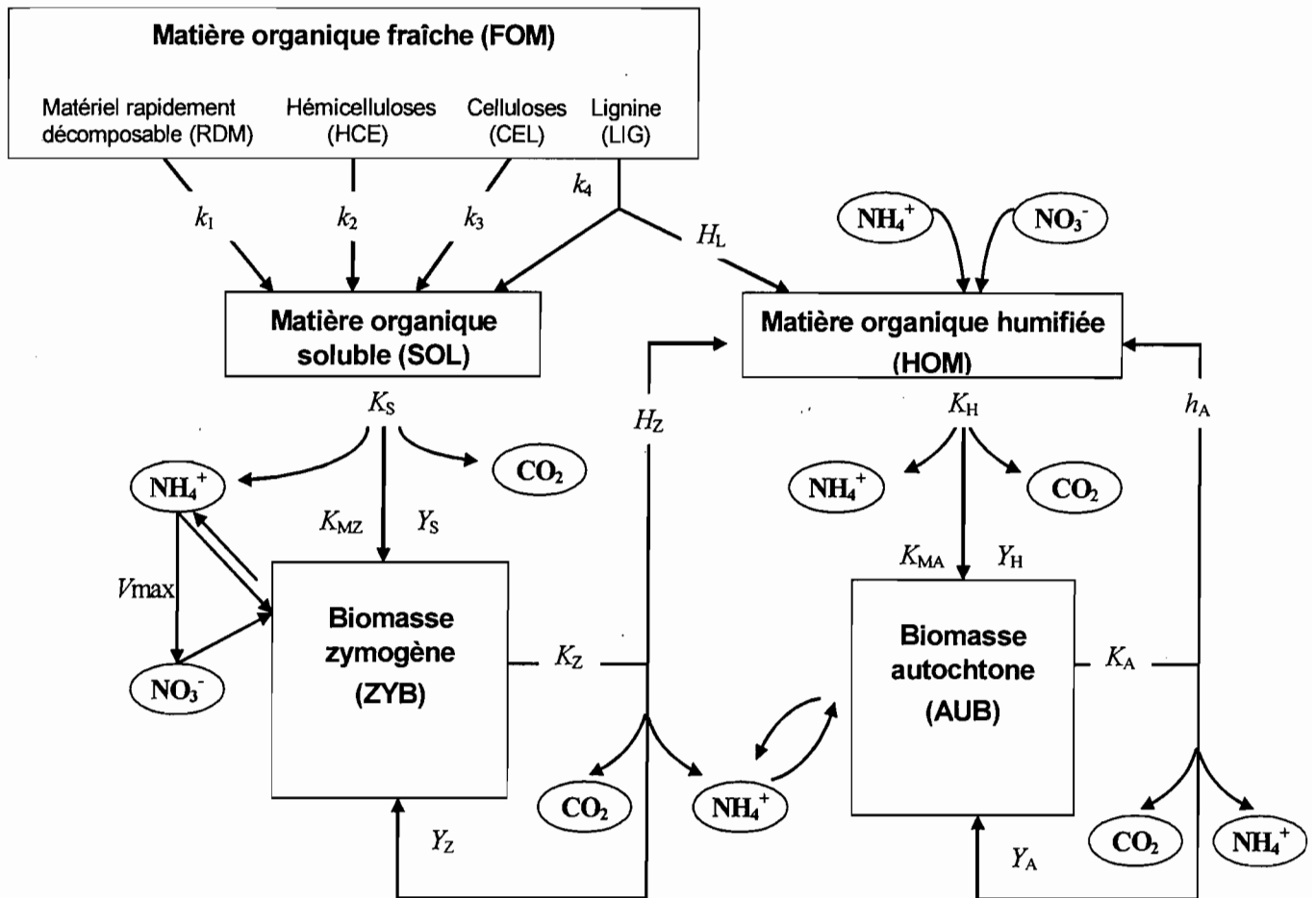
Intervient ensuite le problème de répartition des résidus ainsi que de leur localisation.

Au cours de la décomposition d'un substrat carboné, les micro-organismes ont besoin d'azote minéral pour assurer leur croissance. Cet azote minéral est donc prélevé à partir de différentes sources : le sol; le résidu, la matière organique (lors de processus de minéralisation) ou encore l'azote microbien recyclé durant la décomposition. L'importance de l'azote pour la décomposition permettrait d'expliquer le fait que des résidus en surface soient décomposés plus difficilement que ceux enfouis (donc ayant un contact avec le sol plus important).

*Vérifié par l'apport d'azote sur de la paille en surface qui entraîne une augmentation de la vitesse de décomposition des résidus mais ne modifie rien lorsque la paille est enfouie. (Bremer et al 1991).* Dans ce cas un contact plus grand avec le sol permet une accessibilité plus grande à l'azote minéral du sol.

En conséquence, lorsque la répartition des résidus n'est pas homogène, des zones à faible teneur en résidus pourront avoir une décomposition optimale alors que dans les zones à forte teneur la dégradation des résidus sera difficile, le contact avec le sol étant limitant de même que la quantité d'azote disponible.





**Figure 1a : structure compartimentée du modèle CANTIS (version 1)**  
 Les fractions biochimiques des résidus sont dégradées par une microflore différenciée : la biomasse autochtone qui dégrade la fraction lignifiée et la matière organique humifiée du sol, et la biomasse zymogène qui dégrade la matière organique soluble du résidu.

Cependant Bremer et al (1991) ont observé que les effets du contact sol-résidus ne sont pas les mêmes en fonction de la nature biochimique du résidu: en absence de sol il a constaté une faible variation de la minéralisation de la lentille alors que dans les mêmes conditions le CO<sub>2</sub> dégagé à partir de paille de blé diminuait de manière importante. Donc pour des résidus riches en azote l'effet du contact avec le sol serait moindre. Ceci souligne l'importance de la nature biochimique du résidu dans les phénomènes de décomposition.

Ainsi les caractéristiques du résidu et du sol doivent être bien connues pour aborder une étude des phénomènes de dégradation. Pour analyser les flux d'azote, de carbone, ou d'oxygène de façon précise dans un système il faudra donc contrôler les facteurs abiotiques tels que la température et le potentiel hydrique, les composantes du sol: texture, structure, porosité et les composantes liées au résidu : taille, composition biochimique, et modalités d'incorporation au sol.

2) Les modèles de biotransformation du carbone et d'azote.

#### a. CANTIS

##### *Description générale du modèle*

CANTIS (Carbon And Nitrogen Transformations In Soil) est un modèle de simulation des flux de carbone et d'azote dans le sol. Il simule les processus de décomposition, de minéralisation, d'assimilation microbienne et d'humification du carbone, de minéralisation, d'organisation et de nitrification de l'azote, sous l'influence du type de sol, du type de matière organique, de la température et du potentiel hydrique du sol. (*Figure 1a*)

CANTIS permet de simuler la dynamique du carbone et de l'azote dans un sol « nu » ou ayant reçu un apport de matière organique. Il s'applique à une couche de sol homogène. Il peut en outre simuler le devenir des isotopes du carbone et de l'azote (<sup>13</sup>C et <sup>15</sup>N). Il inclut un algorithme d'optimisation permettant de calculer un ou plusieurs paramètres du modèle en ajustant les valeurs mesurées et simulées de certaines variables du modèle (pools ou flux de C, N, <sup>13</sup>C et <sup>15</sup>N).

Cinq pools de matière organique sont explicitement considérés par CANTIS :

- *FOM* pool de résidu organique « frais »
- *SOL* pool de carbone hydrosoluble issu de la décomposition de *FOM*
- *ZYB* biomasse microbienne « zymogène » décomposant les pools *FOM* et *SOL*
- *HOM* pool de matière organique humifiée active
- *AUB* biomasse microbienne « autochtone » décomposant le pool *HOM*.

Chaque résidu organique « frais » peut lui-même être constitué de 5 fractions ayant une dynamique spécifique :

- une fraction hydrosoluble qui s'ajoute au pool *SOL*
- une fraction rapidement décomposable *RDM*
- une fraction hémicellulosique *HCE*
- une fraction cellulosique *CEL*
- une fraction lignifiée *LIG*.

Les pools organiques sont décomposés par la biomasse microbienne selon une cinétique d'ordre 1 (par rapport à la quantité de substrat). Toutefois, la vitesse de décomposition peut aussi dépendre de la taille de la biomasse initiale (via les paramètres  $K_{MA}$  et  $K_{MZ}$ ) afin de simuler l'effet d'un contact réduit entre le sol et le résidu organique (facteur  $f_B$ ). La vitesse de décomposition peut aussi être réduite par une insuffisance d'azote minéral dans le milieu (facteur  $f_N$ ). Différentes hypothèses de limitations en azote sont proposées.

Enfin, les conditions de température et de potentiel hydrique du sol (à définir) modifient aussi la vitesse de décomposition (facteurs  $f_T$  et  $f_W$ ). Toutes les constantes de vitesse définies en paramètres sont relatives à des conditions standard de température et de potentiel, qui sont de  $T_{référence} = 15^\circ\text{C}$ ,  $PSI_{référence} = PSI_{optimal} = -100\text{hPa}$ .

L'équation de vitesse de décomposition du pool  $i$  est donc la suivante :

$$\frac{dC_i}{dt} = -k_i C_i f_T f_W f_N f_B$$

## b. MIOR

### Description du Système Multi Agent MIOR

La terminologie adoptée traduit une volonté de formalisation à partir d'entités informatiques simples. Par ces définitions, on prend en compte les concepts de diversité microbienne et de définition de la qualité des matières organiques complexes en une somme de composés organiques dont les caractéristiques (composition chimique, coefficient de décomposition) sont connues. Trois types d'objets sont ainsi définis:

- **MÉTAMIOR** (MM): entité virtuelle représentant une "agrégation forcée " de microorganismes;
- **OMSPHÈRE** (OM): espace délimité par une frontière, constitué de composés organiques se décomposant en présence des MMs;

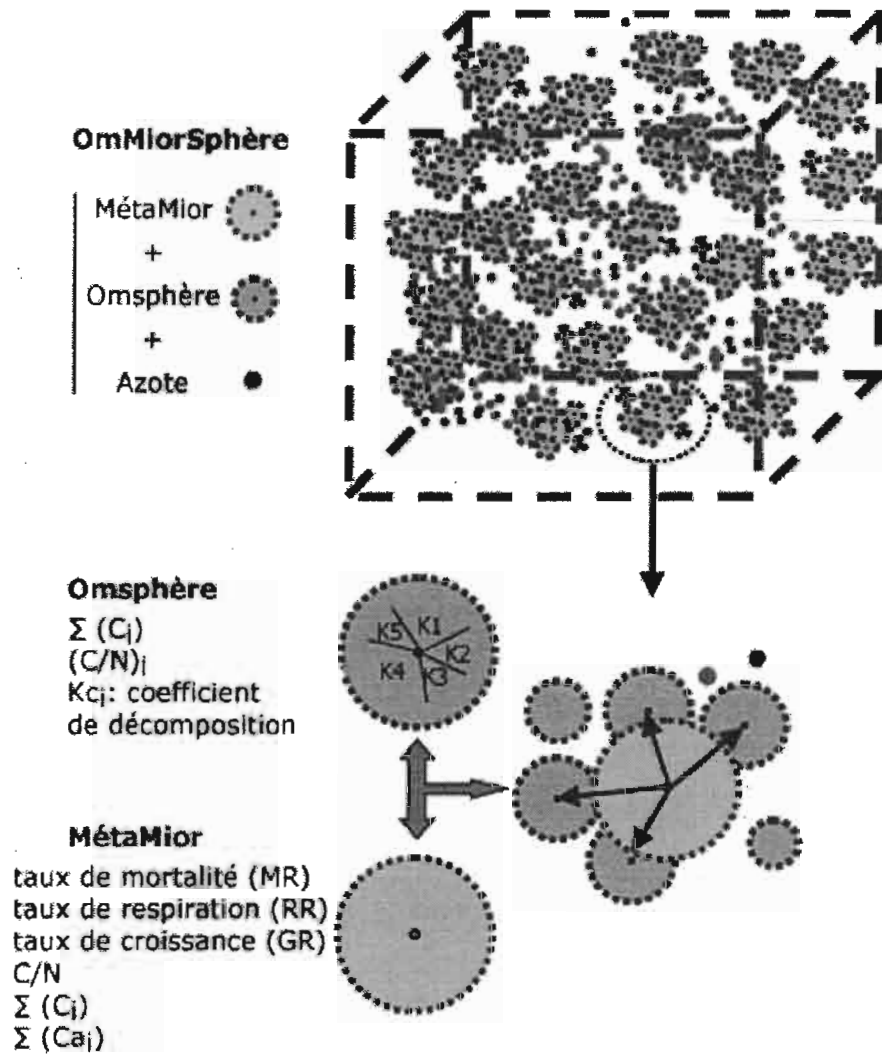


Figure 1b : structure spatialisée du modèle MIOR

- **OMMIORSPHÈRE**: environnement spatial composé de matières organiques (OMs), de microorganismes (MMs) et d'azote minéral (N).

### *Principe du modèle*

Les processus simulés mettent au centre de la décomposition des substrats organiques les besoins en carbone et azote des microorganismes (passage d'un état de dormance à un état actif et croissance des microorganismes). Cette relation trophique est basée sur un équilibre constant du rapport C/N des microorganismes. Les différentes équations et relations mathématiques sont reprises du modèle SOMKO (Gignoux *et al*, 2001. *Global Ecology and Biogeography* 10:639-660). L'espace total, simulé et traité en 3D dans un micro-monde artificiel, contient, répartis de façon aléatoire, l'ensemble des agents simulés. Entre les différents types d'agents décrits précédemment sont simulés des échanges de carbone et d'azote. L'OmMiorSphère décrit l'espace total simulé et est traité en 3D dans le monde artificiel. Dans cet espace on distribue de manière aléatoire de la matière organique sous forme d'OmSphères, ainsi que les microorganismes distribués sous forme de Métamiors (**Figure 1b**). La matière organique (les OmSphères) constitue une source d'énergie pour les microorganismes et d'éléments constituant leur squelette. Selon un taux de croissance pondéré par un facteur environnemental, les Métamiors définissent une quantité de carbone(C) et d'azote (N) nécessaire. Les OmSphères voisins de chaque Métamior, définis par un critère de distance dans l'espace, sont sollicités pour fournir le C et N demandés. En fonction des coefficients de décomposition propres à chaque composé organique de l'OmSphère sollicitée, et des capacités à utiliser les composés définis sur le Métamior, les OmSphères fournissent une quantité de C qui définit alors la possibilité pour le Métamior de se maintenir en activité ou de croître. La croissance peut être limitée par les quantités de N disponibles, provenant à la fois de la décomposition des OmSphères, mais également du N minéral dans l'OmMiorSphère.

Ainsi, le modèle exige un comportement initial des agents, des caractéristiques prédéfinies permettant aux différents agents de comprendre et d'utiliser leur environnement, et enfin de se caractériser selon des besoins intrinsèques et des critères adaptatifs.

Enfin, pour des raisons liées aux limitations de l'outil informatique, le nombre des Miors est diminué en formant des agrégats de Miors, appelés MétaMiors.

### 3. Matériels et méthodes

#### 1) Origine des données utilisées

Les données proviennent de différentes incubations réalisées avant ce stage (Fruit 1996, Angers 1997) et d'analyses biochimiques réalisées lors de ce stage sur le matériel végétal d'origine conservé dans les locaux de l'INRA de Laon.

#### a. Matériel végétal utilisé

Le carbone est introduit sous forme de paille de blé mature (*Triticum aestivum* L.) contenant 460 gC.kg<sup>-1</sup> et 3.2 gN.kg<sup>-1</sup> de matière sèche (C/N = 144.2), soit 235 mg de paille dont seules les tiges sans nœuds et sans feuilles ont été utilisées, en prenant soin de fendre les pailles pour réduire la structure tubulaire en une structure plate, ou de feuille de seigle (*Secale cereale*) contenant 440 gC.kg<sup>-1</sup> et 49 gN.kg<sup>-1</sup> de matière sèche (C/N = 9), soit 560 mg de feuille de seigle.

Des contrôles ont été testés pour chaque expérimentation (sol nu sans addition de résidu), et chaque expérience a été conduite en 3 réplicats.

#### b. Sol utilisé pour les incubations

Le sol utilisé est obtenu à partir d'une couche superficielle (0-10 cm) d'un sol limoneux de Mons-en-Chaussée, composé de 78% de limon, 17% d'argile et 5% de sable. Les quantités de carbone et d'azote sont respectivement de 10.0 et 1.0 g.kg<sup>-1</sup> de sol, et le pH est de 7.2. Le sol a ensuite été séché lentement à l'étuve à 105°C jusqu'à atteindre une humidité de 17,5%, puis tamisé pour ne retenir que des agrégats de 2.00 à 3.15 mm de diamètre. Ce sol est ensuite compacté de façon uniforme en galette de 7 cm de diamètre et 2,4 cm d'épaisseur. La porosité totale du sol peut être partitionnée entre les espaces intra-agrégats (porosité texturale) et inter-agrégats (porosité structurale). Les conditions d'incubation ont été définies afin de ne pas induire de phénomènes de dénitrification ou d'anoxie.

Les échantillons ont été préparés à partir d'agrégats de sol à l'humidité finale de 0.2 g H<sub>2</sub>O.g<sup>-1</sup> de sol sec, correspondant à un potentiel hydrique de -80 kPa. Dans ces conditions, la porosité texturale n'est pas complètement saturée en eau, et favorise l'activité microbienne sans induire la dénitrification des agrégats. La valeur la plus basse testée pour la porosité inter-agrégat est de 0.15 cm<sup>3</sup>.cm<sup>-3</sup>, la plus haute étant de 0.35 cm<sup>3</sup>.cm<sup>-3</sup>, correspondant chacune d'elles à une masse de 163,4 g de massif d'agrégats et d'agrégats non tassés, respectivement. La quantité de carbone apporté est de 661 µg C.g<sup>-1</sup> (blé) et 986 µg C.g<sup>-1</sup> (seigle) de sol par l'incorporation homogène des résidus dans

les échantillons. Ceux-ci sont incubés à  $15 \pm 0.5^\circ\text{C}$ . Dans ces conditions, la concentration minimale d'oxygène dans les espaces inter-agrégats a été mesurée à  $0.09 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$  pendant la décomposition des résidus. De l'azote est ajouté aux agrégats pour s'assurer un effet non limitant de l'azote minéral disponible du sol sur la décomposition des résidus. La concentration d'azote de la solution de  $\text{KNO}_3$  ou de  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  à pulvériser sur le sol, avant l'addition des résidus et avant compaction, est calculée de sorte d'obtenir une quantité d'azote et d'humidité appropriée pendant l'incubation.

### *c. Conditions d'incubation*

Trois études ont portées sur les paramètres influant sur le contact sol-résidu : (1) la taille des résidus incorporés au sol, (2) la distribution spatiale des résidus dans le sol, (3) la compaction du sol et une dernière étude sur (4) l'influence de la qualité des résidus sur la vitesse de décomposition.

Expérimentation 1 : effet de la taille des résidus dans le sol. La décomposition de six tailles de paille de blé (0.06, 0.1, 0.5, 1, 5 et 10 mm) est étudiée : les résidus sont répartis de manière homogène dans l'échantillon de sol. Un contrôle sans ajouts de matière organique fraîche est effectué, et la minéralisation du carbone est suivie sur une période de 102 jours.

Expérimentation 2 : effet de la localisation des résidus dans le sol. La décomposition de trois tailles de paille de blé (0.5, 1 et 10 mm) est comparée en fonction de leur localisation : les résidus sont répartis soit de manière homogène dans l'échantillon de sol, soit en une couche centrale à l'intérieur du massif. Un contrôle sans ajouts de matière organique fraîche est effectué, et la minéralisation du carbone est suivie sur une période de 34 jours.

Expérimentation 3 : effet de la compaction du sol. Dans cette étude, seules les deux tailles extrêmes de paille de blé mature (0.5 et 10 mm) ont été introduites dans un sol compacté en massif d'agrégats ( $0.15 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ ) ou non compacté en agrégats ( $0.35 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ ). La quantité d'azote minéral du sol étant de  $65 \mu\text{gN.g}^{-1}$  de sol après addition d'une solution de  $\text{KNO}_3$ . Des contrôles sans résidu sont effectués et la minéralisation du carbone au cours du temps est suivie sur une période de 34 jours.

Expérimentation 4 : effet de la qualité biochimique des résidus. La décomposition des trois tailles de pailles de blé (0.5, 1 et 10 mm) et de trois tailles de feuilles de seigle (0.03, 0.3 et 7 mm) est comparée sur un sol de porosité à 15%. Les particules de blé et de seigle sont introduites au sol de manière homogène avant la compaction. L'azote est ajouté à raison de  $73 \mu\text{gN.g}^{-1}$  de sol par pulvérisation d'une solution de  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . Un contrôle avec addition d'azote mais sans ajout de matière organique fraîche est effectué. La minéralisation du carbone est suivie sur une période de 35 jours pour le blé et de 65 jours pour le seigle à intervalles périodiques.

Chaque échantillon est incubé dans une jarre d'un litre contenant un récipient d'eau (pour compenser la perte d'eau du sol par évaporation) et un piège à CO<sub>2</sub>. L'échantillon est placé sur une membrane de nylon au centre de la jarre afin d'obtenir une disponibilité homogène en O<sub>2</sub> pour toute la surface. Le carbone minéralisé dégagé est piégé dans une solution de NaOH 0.25 M. Les béchers sont périodiquement retirés de la jarre et les carbonates piégés dans le NaOH sont précipités par un excès de BaCl<sub>2</sub>. La solution de NaOH est titrée avec du HCl 0.25 M au point d'équivalence (pH = 8.62). La quantité de CO<sub>2</sub> dégagé provenant de la biotransformation du résidu est calculée par la différence entre les échantillons contenant de la paille, et les contrôles de sol nu. Nous considérons que le « priming effect » est négligeable ou similaire pour tous les tests.

#### *d. Analyses biochimiques des résidus*

La fraction hydrosoluble est extraite par filtration, après une agitation de 30 minutes de 500 mg de résidu sec dans 100 ml d'eau pure à 20°C.

Les fractions biochimiques sont obtenues par la méthode Van Soest (Goering & Van Soest, 1970, Van Soest, 1963). Cette méthode correspond à une première étape d'extraction de la matière soluble à 100°C pendant 30 minutes dans de l'eau déminéralisée, puis dans du NDS (neutral detergent solution) pendant 60 minutes. Le produit d'extraction est le NDF (neutral detergent fiber). La seconde étape consiste à extraire la fraction hémicellulosique par l'ADS (acid detergent solution) pendant 60 minutes à 100°C. Le détergent solubilise les composés issus de l'attaque des hémicelluloses et il en résulte le produit appelé ADF (acid detergent fiber). La dernière étape d'extraction à l'acide sulfurique à 72% est obtenue après 3 heures d'incubation à température ambiante de la fraction cellulosique (ADF). Nous en déduisons la quantité de lignine Van Soest par rapport à la masse de la fraction ADF.

#### 2) Utilisation des données

Les mesures de carbone et d'azote minéralisés lors des incubations, ainsi que les résultats des analyses biochimiques vont être implémentés d'une part dans le modèle CANTIS, d'où nous extrairons les paramètres optimisés, et d'autre part dans le modèle MIOR avec ces mêmes paramètres.

Ainsi, les données implémentées sont :

- la quantité de carbone apportée par kg de sol
- la répartition de ce carbone dans les différentes fractions biochimiques
- les rapports N/C de ces fractions, la quantité de carbone de la fraction hydrosoluble
- la quantité de nitrate initiale du sol



- les quantités de carbone minéralisé lors des incubations et les écarts types correspondants  
Les autres données ou paramètres du modèle sont issus de la littérature ou optimisés.

### 3) La modélisation

#### *a. Présentation des modèles*

#### **CANTIS**

##### *Décomposition des matières organiques humifiées*

La décomposition des matières organiques humifiées est supposée réalisée par une microflore spécifique appelée biomasse « autochtone » (Winogradsky, 1949), adaptée à la dégradation de molécules humiques relativement résistantes, à croissance lente et capable de survie en conditions difficiles (température faible, sécheresse, ...). La taille de cette biomasse autochtone ainsi que son rapport C/N varient relativement peu dans le temps. La décomposition des matières organiques humifiées par cette biomasse s'accompagne toujours d'une production nette d'azote minéral, compte tenu du fait que les rapports C/N de ces deux compartiments sont proches (voisins de 8 à 10). La biomasse autochtone est donc supposée n'être jamais limitée par la disponibilité en azote minéral du sol.

L'ensemble des matières organiques humifiées décomposables du sol (biomasse microbienne et résidus végétaux non décomposés exclus) est supposé former un compartiment ayant une seule dynamique d'évolution : ce compartiment peut être appelé « matière organique active » (AOM). Certains résultats suggèrent qu'une partie des matières organiques humifiées est en fait très résistante à la biodégradation, et qu'il peut être nécessaire de distinguer une fraction « résistante » ayant une évolution très lente. Dans l'état actuel des connaissances, et compte tenu de la difficulté de caractériser la taille et la vitesse d'évolution de cette fraction, cette fraction n'est pas explicitement simulée par CANTIS. Il est toutefois possible de considérer un pool complètement résistant (inerte) en considérant que le pool « actif » ne présente qu'une partie des matières organiques humifiées, comme cela est fait dans le modèle AMG (Andriulo *et al.*, 1999).

Cette MO active est décomposée par la biomasse autochtone : une partie du carbone est assimilée sous forme microbienne, l'autre partie est minéralisée en CO<sub>2</sub>. La biomasse autochtone subit elle-même la mortalité ou la prédation par la microflore ou microfaune du sol : c'est le renouvellement. Au cours de ce renouvellement, une partie du carbone est réassimilée sous forme microbienne, une autre est minéralisée en CO<sub>2</sub>, la troisième partie étant humifiée : c'est la synthèse d'humus par voie microbienne.

### *Décomposition des résidus organiques*

La décomposition des résidus organiques est décrite d'une façon analogue mais un peu plus détaillée que celle des matières organiques humifiées. Chaque résidu organique est défini par sa composition en 5 fractions. La fraction *SOL* correspond à la fraction soluble à l'eau froide. La fraction *SOL* + *RDM* peut correspondre à la fraction *NDS* (soluble dans le détergent neutre) de la méthode Van Soest, les autres fractions (*HCE*, *CEL* et *LIG*) peuvent correspondre directement à cette méthode. Autrement dit, la fraction *RDM* est égale à la différence *NDS* – *SOL*.

La vitesse de décomposition des résidus organiques et l'organisation microbienne d'azote peuvent être réduites par une insuffisance d'azote minéral. Il y a 4 types d'hypothèses possibles (qui peuvent se combiner) pour simuler les effets de la limitation en azote :

- H<sub>1</sub>) les vitesses de décomposition ( $k_1, k_2, k_3, k_4, k_5$ ) sont réduites
- H<sub>2</sub>) le recyclage microbien (taux de mortalité  $K_Z$ ) est accru
- H<sub>3</sub>) le rapport N/C de la biomasse zymogène ( $R_Z$ ) est réduit
- H<sub>4</sub>) le rendement d'assimilation du substrat ( $Y_S$ ) est réduit.

Par ailleurs, plusieurs hypothèses sont possibles pour décrire le retour à une situation non limitante en azote minéral. Le modèle considère, pour l'hypothèse 3 (hautement probable), que le rapport N/C de la biomasse zymogène peut soit revenir à sa valeur nominale, soit rester égal à la dernière valeur atteinte avant le retour à une situation non limitante. De même, les vitesses de décomposition ( $k_1, \dots, k_4, k_5$ ) qui sont réduites lorsque l'azote minéral est limitant, peuvent soit revenir à leur valeur optimale, soit rester égales à la dernière valeur atteinte. Ces hypothèses jouent fortement sur l'azote minéral.

## **MIOR**

### *Décomposition in vitro d'une couche de sol*

#### **Validation à partir de données expérimentales**

Les prédictions du modèle sont comparées aux mesures quantitatives (biomasse microbienne, minéralisation du carbone et de l'azote) effectuées par des expérimentations en laboratoire (Fruit L. 1996, Gaillard V. 1999) considérant les critères physiologiques des résidus, du sol.

### *Estimation des paramètres*

#### **Les OmSphères**

Nous considérons 5 composés constitutifs des Oms. Ces composés représentent les principales molécules chimiques constitutives des matières organiques – carbohydrates simples, cellulose, hémicellulose, lignine – auxquels est ajouté un compartiment de matière organique réfractaire

caractérisé par un C/N et un coefficient de décomposition faible. Ces différents pools peuvent être expérimentalement évalués par la méthode Van Soest basée sur des solubilisations successives avec différents détergents. Nous pouvons dès lors retrouver les C/N de chacun de ces pools par une méthode de spectrométrie de masse. Les coefficients de dégradation des différentes fractions sont quant à eux induits par CANTIS. Le pool organique réfractaire d'origine du modèle n'est cependant pas implémenté dans MIOR, seule la lignine joue un rôle équivalent, les autres pools se définissant dans ces travaux tels que ceux expérimentés dans CANTIS.

### **Les MétaMiors**

Reprenant les travaux de Gignoux *et al*, les paramètres concernant les microorganismes hétérotrophes des sols relevés dans la littérature présentent de fortes variabilités. En effet, certaines valeurs sont mal définies tels que le ratio C/N des souches bactériennes, les taux de croissance, de mortalité ou de respiration microbiens. Ce dernier dépend à la fois de la nature du sol, des souches microbiennes considérées, des conditions d'expérimentation, et a la faculté de varier au cours du processus de dégradation. Nous prenons par défaut les valeurs que CANTIS fait « coller » aux données expérimentales, et nous les traduisons en valeurs ajustées à MIOR. Nous testons alors différentes valeurs autour de ces données.

L'intérêt d'un tel modèle, en regard avec les préoccupations de l'INRA sur la capacité de décomposition des matières organiques, est de pouvoir démontrer les effets de la distance entre les agents sur la dégradation et l'assimilation des résidus du sol.

Nous nous sommes attachés à définir la notion de distance exprimée dans le modèle en volume d'occupation. C'est en effet la capacité à reconnaître et à capter les sources de matières organiques dans un voisinage donné qui va définir le processus de dégradation.

#### *b. Utilisation des modèles*

#### **Procédure d'ajustement du modèle CANTIS aux données expérimentales**

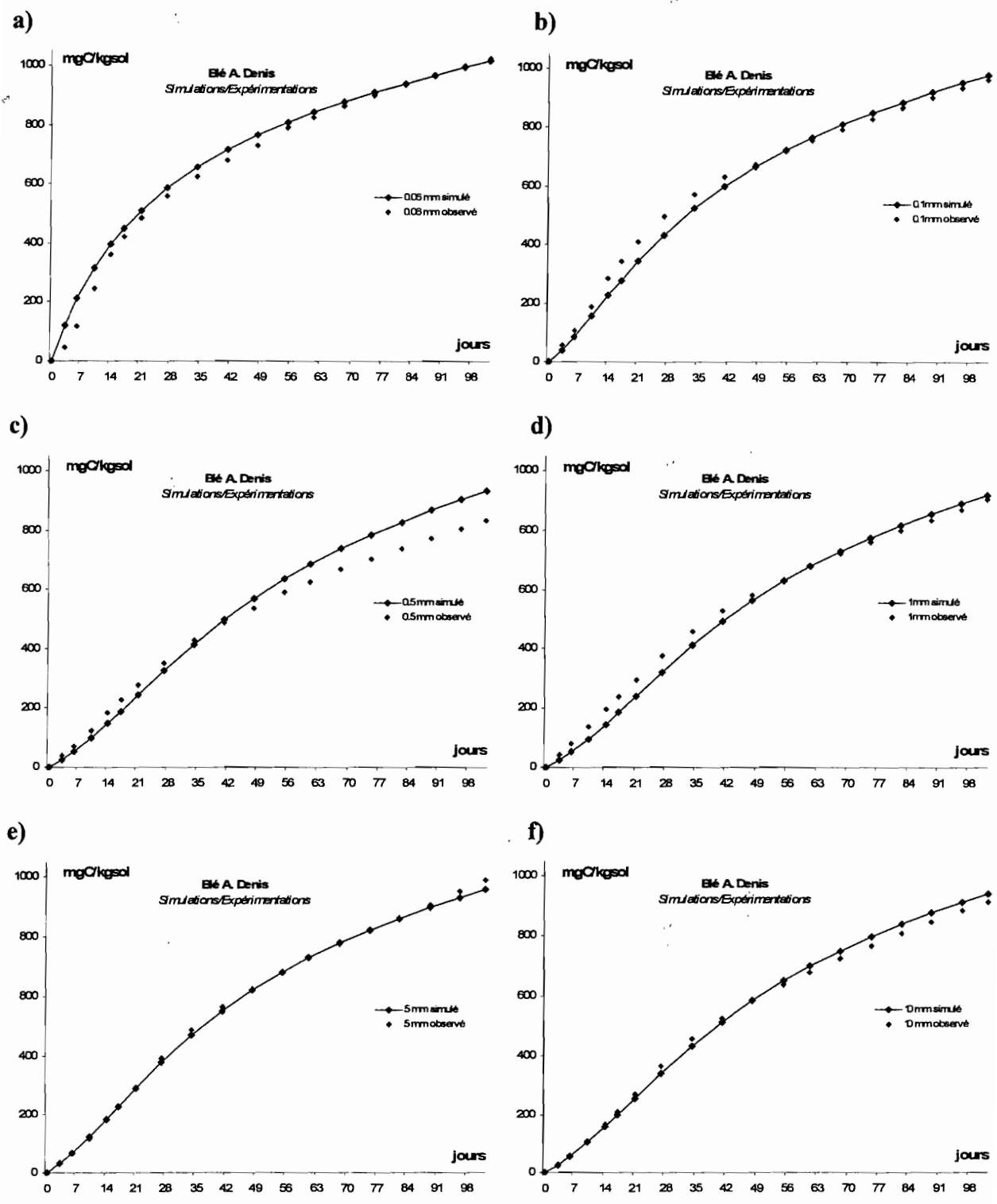
Il s'agit de respecter un ordre de simulation afin d'inclure les paramètres optimisés de CANTIS : nous débutons en simulant le sol nu (ou « témoin ») en ajustant le modèle sur les données expérimentales du dégagement de CO<sub>2</sub> lors de la dégradation des résidus. Ainsi, nous optimisons les paramètres de la décomposition de la matière organique humifiée et de la biomasse autochtone : K<sub>A</sub> taux de mortalité de la biomasse autochtone, K<sub>H</sub> taux de dégradation de la matière organique humifiée par la biomasse autochtone et H<sub>A</sub>, coefficient d'humification de la biomasse autochtone. Afin d'atténuer la non-linéarité de la cinétique du carbone minéralisé, nous supposons la présence de matière organique fraîche dans le sol. Nous ajustons alors la quantité de FOM-C (quantité de

carbone apportée par la matière organique fraîche) en considérant sa composition comme étant de 50% de RDM, 50% de CEL et 0% d'HCL.

Nous ajustons ainsi le sol avec résidu, en conservant les données simulées par CANTIS, en optimisant les paramètres qui restent inconnus :  $K_Z$  taux de mortalité de la biomasse zymogène,  $H_Z$  coefficient d'humification de la biomasse zymogène et  $R_Z$  le rapport N/C de la biomasse zymogène.

### **Simulation de la dégradation des résidus par un système multi-agents : MIOR**

La plupart des paramètres tels que les rapports C/N des biomasses microbiennes, taux de croissance, taux de mortalité, des taux de décomposition des différentes fractions biochimiques des résidus et d'assimilation de ces fractions par les biomasses microbiennes, de la quantité d'azote minérale présente dans le sol ainsi que la quantité de matière organique fraîche sont directement issus des données expérimentales, de la littérature et des optimisations de CANTIS. Certains paramètres sont quant à eux suggérés par la littérature mais ne peuvent prétendre figurer une réalité (le taux de respiration des microorganismes peut varier dans le temps en fonction du système, de la durée et du matériel végétal utilisés lors des incubations), les distances d'action des microorganismes et les sphères d'influence des résidus sont testées de manière dirigée sans correspondre à des données connues, mais pour tenter de les faire corrélérer aux observations faites lors d'expérimentations réalisées auparavant. Les nombres de MétaMiors, de Miors sont implémentés de sorte de conserver une quantité égale de carbone des différentes biomasses dans le système, le nombre d'agents azote est assez grand pour permettre une simulation par MIOR et pour couvrir de manière homogène l'ensemble du système. Enfin, le nombre de particules de résidu est calculé en fonction de la taille du résidu que l'on affecte au système et de ses caractéristiques de surface de contact avec le sol.



**Figure 2 : Comparaison entre les données expérimentales et les simulations des différentes tailles de paille.**

## 4. Résultats

### 4.1 Ajustement de CANTIS

#### 1) Etude de l'influence de la taille des résidus sur leur dégradation

Afin de nous permettre de mettre en relation les vitesses de décomposition des résidus et le rôle de la taille des résidus, nous devons tout d'abord simuler les sols témoins dans les conditions expérimentales en s'assurant qu'ils restituent les données expérimentales de manière conforme. Nous simulons alors les cinétiques de C-CO<sub>2</sub> (mgC.kg<sup>-1</sup>sol) dégagé avec les paramètres trouvés dans la littérature (**tableau 1**) exceptées les valeurs de K<sub>2</sub> et K<sub>3</sub> (optimisées pour calibrer la simulation), et ceux optimisés par CANTIS lors de l'initialisation en sol nu, puis par ceux optimisés avec la plus petite taille de paille. Toutes les autres simulations reprendront les mêmes données, à l'exception du facteur de contact K<sub>MZ</sub> (=0 pour la plus petite taille, nous considérons en effet qu'il s'agit du meilleur paramètre de contact pour cette série d'épreuves) optimisé avec chacune d'entre elles.

Les résultats obtenus sont représentés dans les **tableaux 2a** et **2b**. Les simulations sont schématisées **Figures 2a** à **2f**.

Nous remarquons que lors de l'initialisation en sol nu, la simulation respecte les ordres de grandeur des paramètres observés dans la littérature, excepté pour le H<sub>A</sub> qui devrait se situer très proche de zéro. De même, il est courant de rencontrer un sol nu ayant des matières organiques fraîches restantes, de l'ordre de 100 à 300 mgC.kg<sup>-1</sup> de sol. Ici, la simulation du sol témoin semble indiquer un sol ne contenant pas (ou très peu) de MOF.

CANTIS faisant varier les paramètres les uns des autres selon une cinétique d'ordre 1 lorsque le K<sub>MZ</sub> est nul, différentes valeurs d'un même paramètre optimiseront le facteur de contact K<sub>MZ</sub> selon une même tendance.

Les différences de valeurs entre celles trouvées dans la littérature et celles observées lors des simulations ne sont pas significatives, et des valeurs arbitraires comme K<sub>MZ</sub> dont nous voulons obtenir une correspondance avec les vitesses de minéralisations observées, ne se substitueront pas à l'allure générale que l'on peut attendre du contact sol-résidu. Le K<sub>MZ</sub> augmente avec la taille, excepté pour les tailles intermédiaires (0.5 et 1 mm) qui se comportent comme la plus grande taille. Nous estimons dès lors que la simulation a répondu à nos attentes.

Paramètres	Significations	Valeurs dans la littérature	Unités	Sources
K <sub>1</sub>	Taux de décomposition du RDM	0.253	jour <sup>-1</sup>	Garnier & al.2003
K <sub>2</sub>	Taux de décomposition du HEM	0.101	jour <sup>-1</sup>	Garnier & al.2003 et optimisé
K <sub>3</sub>	Taux de décomposition du CEL	0.154	jour <sup>-1</sup>	Garnier & al.2003 et optimisé
K <sub>4</sub>	Taux de décomposition du LIG	0.00222	jour <sup>-1</sup>	Garnier & al.2003
K <sub>S</sub>	Taux de décomposition du SOL	1.495	jour <sup>-1</sup>	Garnier & al.2003
K <sub>Z</sub>	Turnover de la biomasse zymogène	0.01299	jour <sup>-1</sup>	optimisé
K <sub>A</sub>	Turnover de la biomasse autochtone	0.0108	jour <sup>-1</sup>	optimisé
K <sub>H</sub>	Taux de décomposition de la HOM	0.000126	jour <sup>-1</sup>	optimisé
Y <sub>S</sub>	Taux d'assimilation du SOL par ZYB	0.62	g.g <sup>-1</sup>	Robin, 1994
Y <sub>Z</sub>	Taux d'assimilation de ZYB par ZYB	0.62	g.g <sup>-1</sup>	Robin, 1994
Y <sub>A</sub>	Taux d'assimilation de AUB par AUB	0.62	g.g <sup>-1</sup>	Robin, 1994
Y <sub>H</sub>	Taux d'assimilation de HOM par AUB	0.62	g.g <sup>-1</sup>	Robin, 1994
H <sub>L</sub>	Taux d'humification de LIG	1		fixé
H <sub>Z</sub>	Coefficient d'humification de ZYB	0.08		optimisé
H <sub>A</sub>	Coefficient d'humification de AUB	0		optimisé
K <sub>MZ</sub>	Constante de Michaëlis-Menten de décomposition du SOL par ZYB		mg.kg <sup>-1</sup>	optimisé

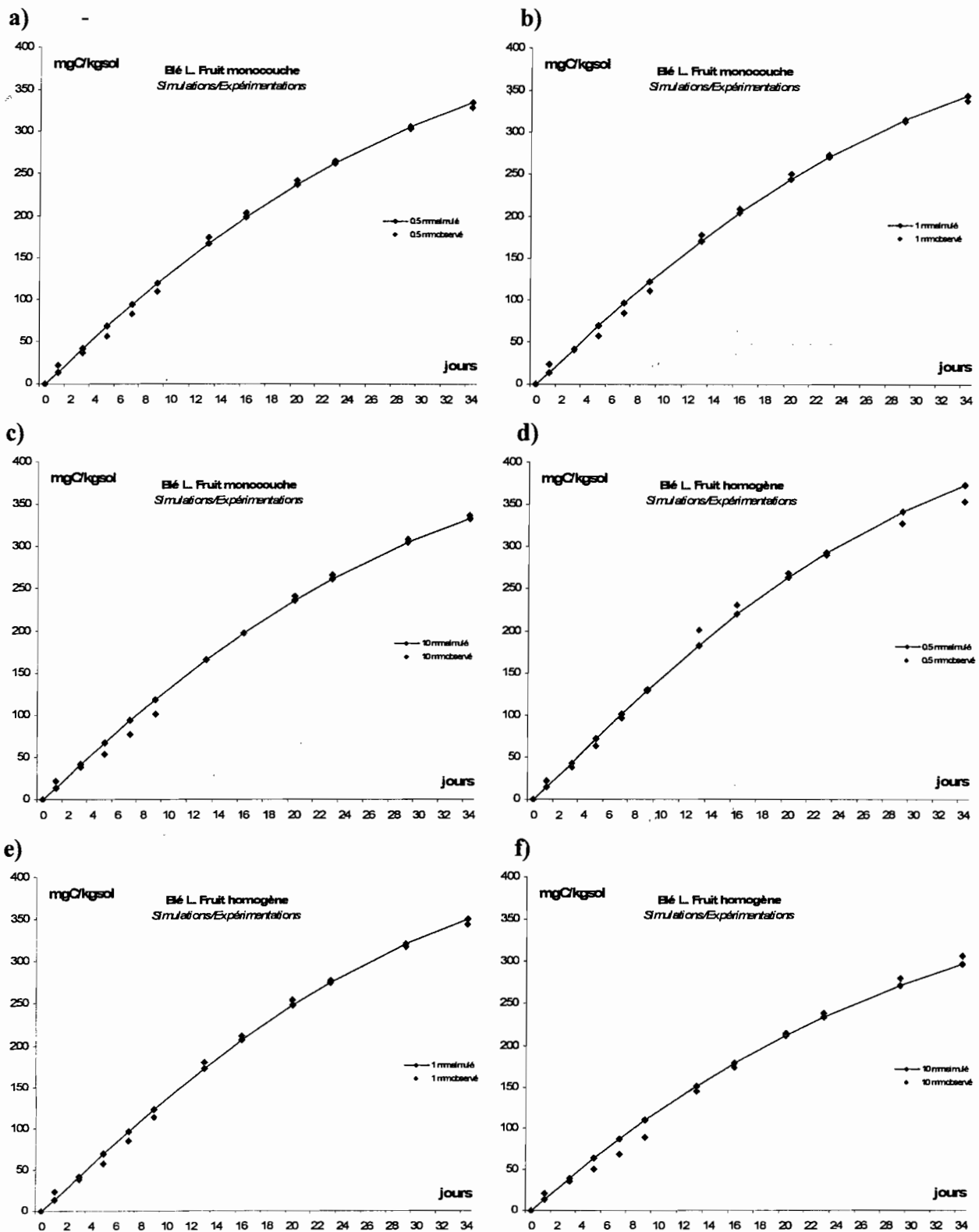
**Tableau 1 : Paramètres de CANTIS et leurs sources.**

Paramètres	Sol témoin	Paramètres	Paille 0.06 mm
H <sub>A</sub>	0.4453	K <sub>Z</sub>	0.01984
K <sub>A</sub>	0.04665	H <sub>Z</sub>	0.2062
K <sub>H</sub>	0.000219	N/C ZYB	0.06
FOM	0.3	K <sub>MZ</sub>	0
		K <sub>2</sub>	0.0754
		K <sub>3</sub>	0.0762

**Tableau 2a : Optimisation des paramètres de CANTIS.**

Taille (mm)	0.06	0.1	0.5	1	5	10
K <sub>MZ</sub>	0	245.7	444.1	464.0	340.3	413.8

**Tableau 2b : Variation du facteur de contact en fonction de la taille du résidu**



**Figure 3 : Comparaison entre les données expérimentales et les simulations des différentes tailles de paille en fonction de leur répartition dans le sol.**



## 2) Influence de la distribution spatiale des résidus

Dans cette série d'optimisation de CANTIS, il ne nous a pas été permis de réduire le facteur de contact  $K_{MZ}$  à zéro pour la plus petite taille de paille, obtenant alors des cinétiques trop éloignées des données expérimentales.

Comme dans l'étude précédente, nous avons optimisé  $H_A$ ,  $K_A$ ,  $K_H$  et la FOM à partir du sol témoin, et  $K_Z$ ,  $H_Z$  et  $K_{MZ}$  à partir de l'expérimentation offrant un meilleur facteur de contact : la plus petite taille de paille associée à la distribution homogène.

Les résultats sont présentés dans les **tableaux 3a** et **3b** et les **figures 3a** à **3f** sont les comparaisons entre la minéralisation du carbone simulée et les données expérimentales. Les **graphiques 1a** à **1d** reprennent l'ensemble des valeurs simulées et expérimentales des trois tailles de paille.

Paramètres	Sol témoin	Paramètres	Paille 0.5 mm homogène
HA	0.0003816	KZ	0.635
KA	0.01342	HZ	0.007055
KH	0.0001777	N/C ZYB	0.06
FOM	65.99	KMZ	optimisé

**Tableau 3a : Optimisation des paramètres de CANTIS**

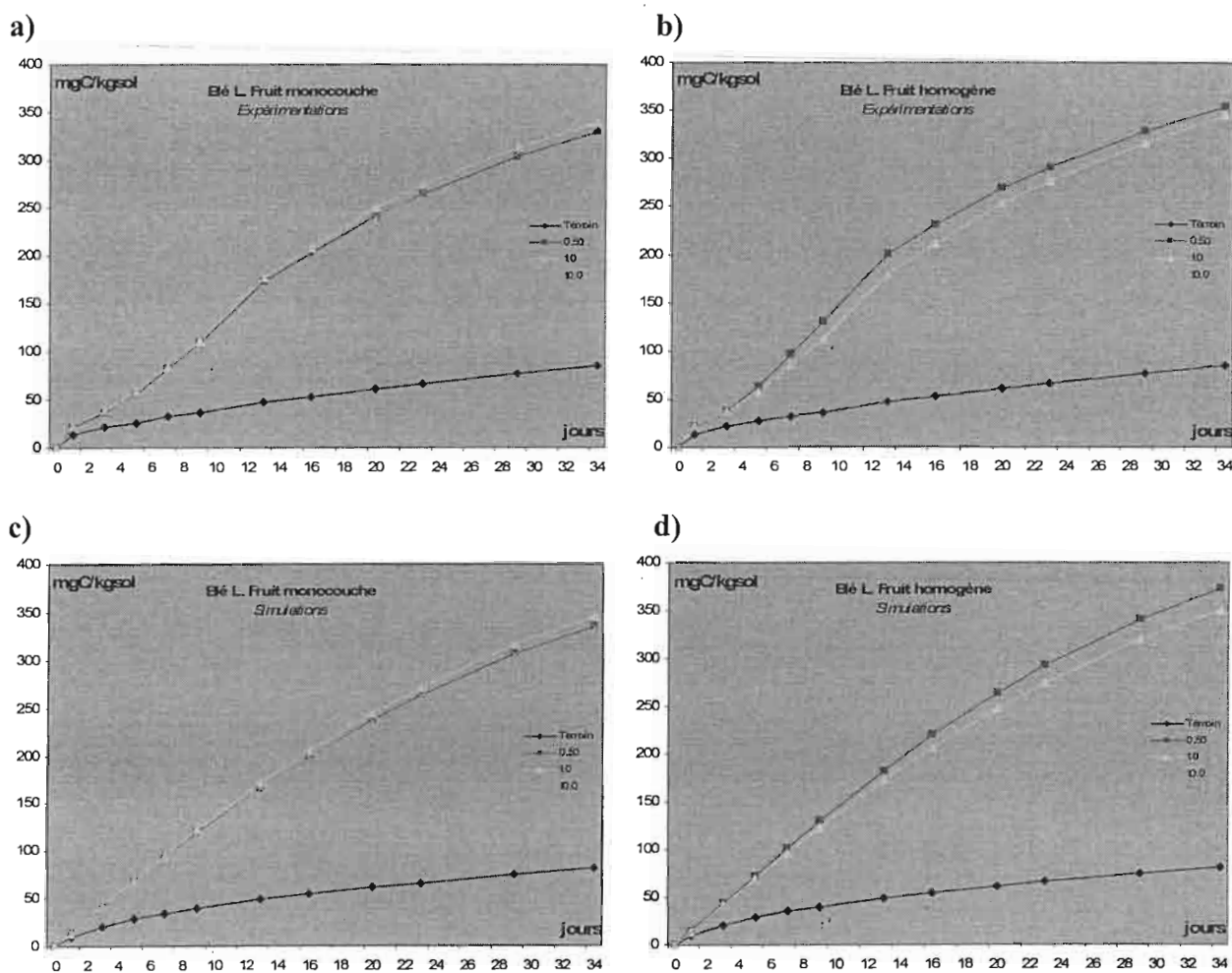
Taille (mm)	0.5	1.0	10.0
KMZ (monocouche)	154.0	148.0	154.4
KMZ (homogène)	134.0	145.5	175.6

**Tableau 3b : Résultats des optimisations du KMZ selon la distribution des résidus dans le sol.**

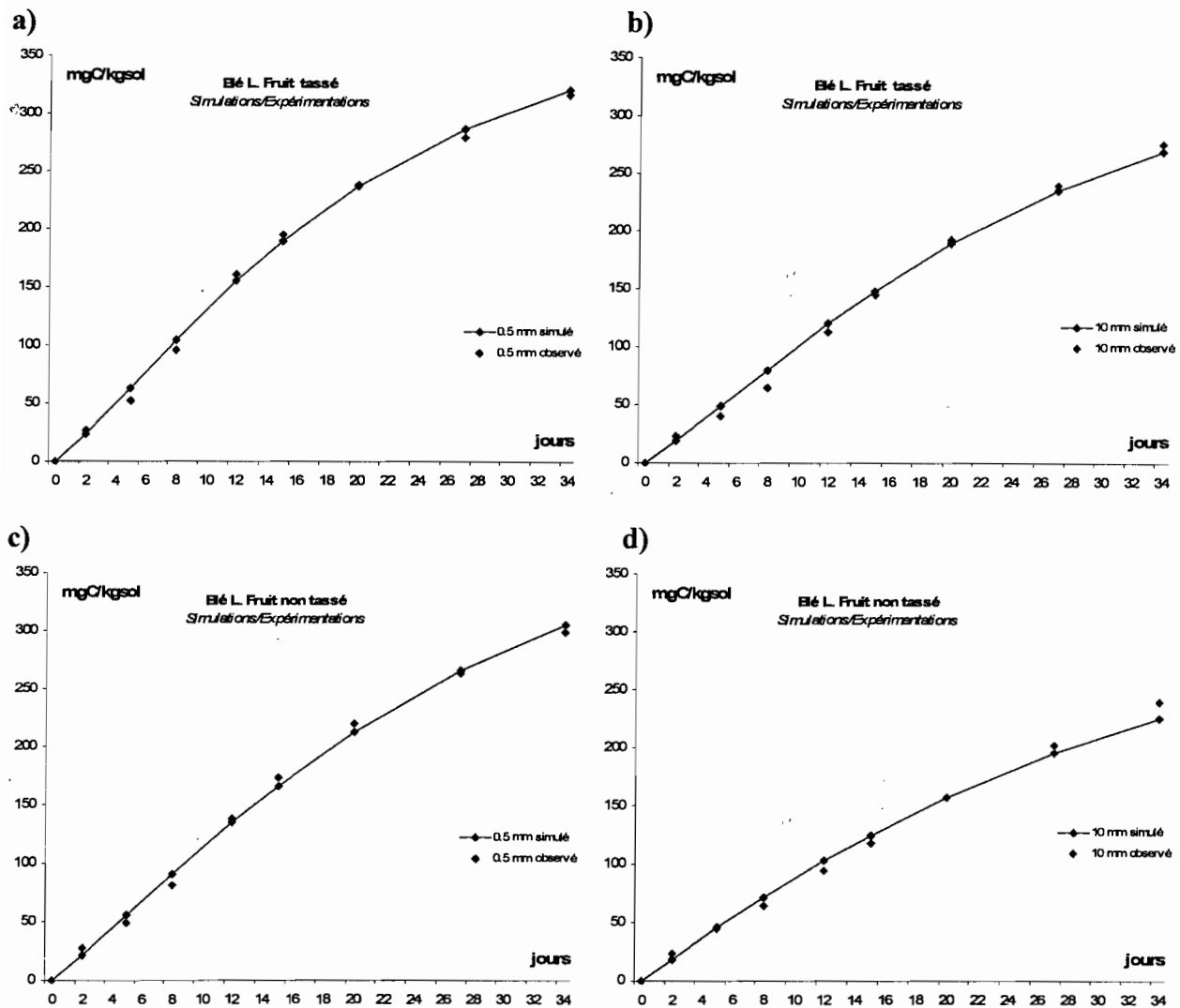
Alors que le sol et les résidus sont de mêmes natures que ceux utilisés dans l'expérimentation 1, les taux  $K_2$  et  $K_3$  ont pu être conservés tels que ceux présentés dans la littérature. Les paramètres optimisés lors de la simulation du sol témoin reflètent de près ceux trouvés dans la littérature, et ceux optimisés lors de l'ajout de MOF sont proches de ceux trouvés dans la littérature ou légèrement inférieur tel que  $H_Z$ , ou supérieur tel que  $K_Z$ .

On remarque qu'il n'y a pas ou peu d'incidence de la taille des résidus lors d'une incubation monocouche (le  $K_{MZ}$  est à peu près identique pour les tailles testées), alors que le fractionnement des particules de blé distribuées de manière homogène dans le sol montre un rapport évident du

contact sol-résidu sur la minéralisation du carbone (le  $K_{MZ}$  augmente progressivement avec la taille du résidu). Les hypothèses retenues pour expliquer ce phénomène sont d'une part l'augmentation de la surface potentielle de contact du résidu par le broyage, et d'autre part un changement de la qualité des fractions biochimiques du résidu, déstructurant les fractions les plus austères à la dégradation pour les rendre plus accessibles par la biomasse zymogène.



**Graphique 1 : Cinétiques du carbone en fonction de la distribution spatiale des résidus.** Les taux de minéralisation de carbone varient lorsque le résidu est distribué de manière homogène au sol, alors qu'ils restent sensiblement les mêmes en distribution monocouche.



**Figure 4 : Comparaison des données expérimentales et simulées de deux tailles de paille en fonction de la porosité structurale du sol.**

### 3) Le rôle de la porosité structurale du sol dans la dégradation des résidus

Lors de cette série de simulations, la plus petite taille de paille de blé ne pouvait être assimilée à un fractionnement proche du broyage. Ainsi, les simulations faites en conservant pour ce fractionnement un  $K_{MZ} = 0$  ne reflétaient en rien les données expérimentales, et il nous a fallu prendre en compte l'optimisation du facteur de contact pour les deux tailles extrêmes de pailles.

Les résultats des optimisations sont représentés dans les **tableaux 4a** et **4b**, et les comparaisons des données expérimentales et simulées dans les **figures 4a** à **4d**.

Les cinétiques de minéralisation du carbone pour l'ensemble des expérimentations et des simulations sont schématisées sur les **graphiques 2a** à **2d**.

Les paramètres optimisés sont proches pour les deux séries d'incubation, sauf pour les  $K_H$  tendant nettement vers une valeur nulle. Toutes ces valeurs, même éloignées de valeurs fixées par la littérature n'en restent pas moins plausibles.

Paramètres	Sol témoin <i>tassé</i>	Paramètres	Paille 0.5 mm <i>tassé</i>
HA	0.1235	KZ	0.4415
KA	0.02107	HZ	0.1791
KH	0.00000003071	N/C ZYB	0.06
FOM	23.27	KMZ	optimisé

Paramètres	Sol témoin <i>non tassé</i>	Paramètres	Paille 0.5 mm <i>non tassé</i>
HA	0.1719	KZ	0.3454
KA	0.01854	HZ	0.3314
KH	0.00008073	N/C ZYB	0.06
FOM	31.7	KMZ	optimisé

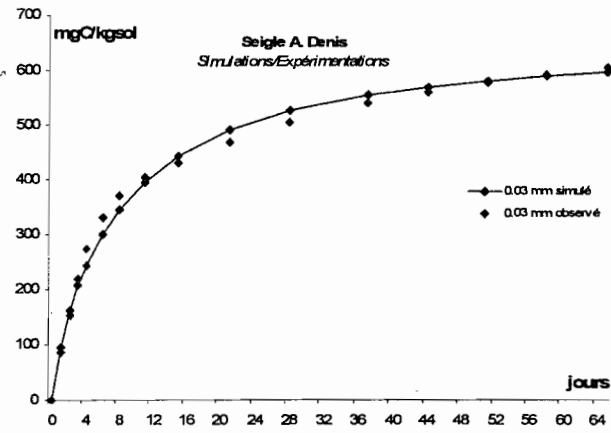
**Tableau 4a : Optimisation des paramètres de CANTIS pour les sols tassés et non tassés.**

Taille (mm)	0.5	10.0
KMZ (blé tassé)	75.1	118
KMZ (blé non tassé)	134.6	192.7

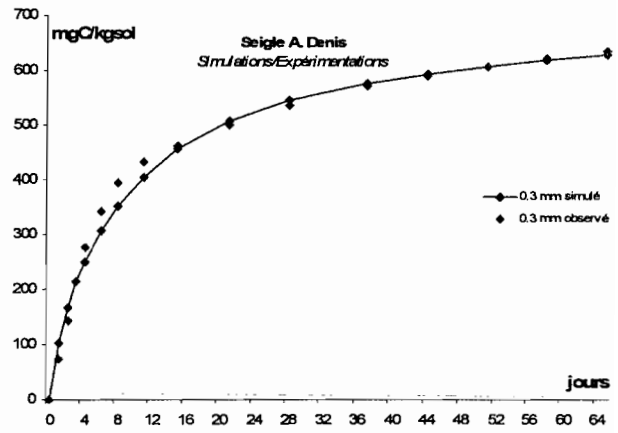
**Tableau 4b : Variation du KMZ en fonction de la taille et de la porosité du sol.**

Le  $K_{MZ}$  est ici très inférieur lorsque la porosité du sol est moindre, ainsi la valeur optimisée pour la plus grande taille en sol compacté est inférieure à la plus petite taille en sol non compacté.

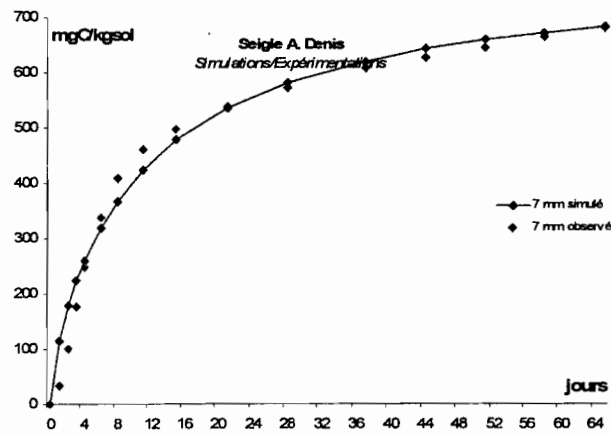
a)



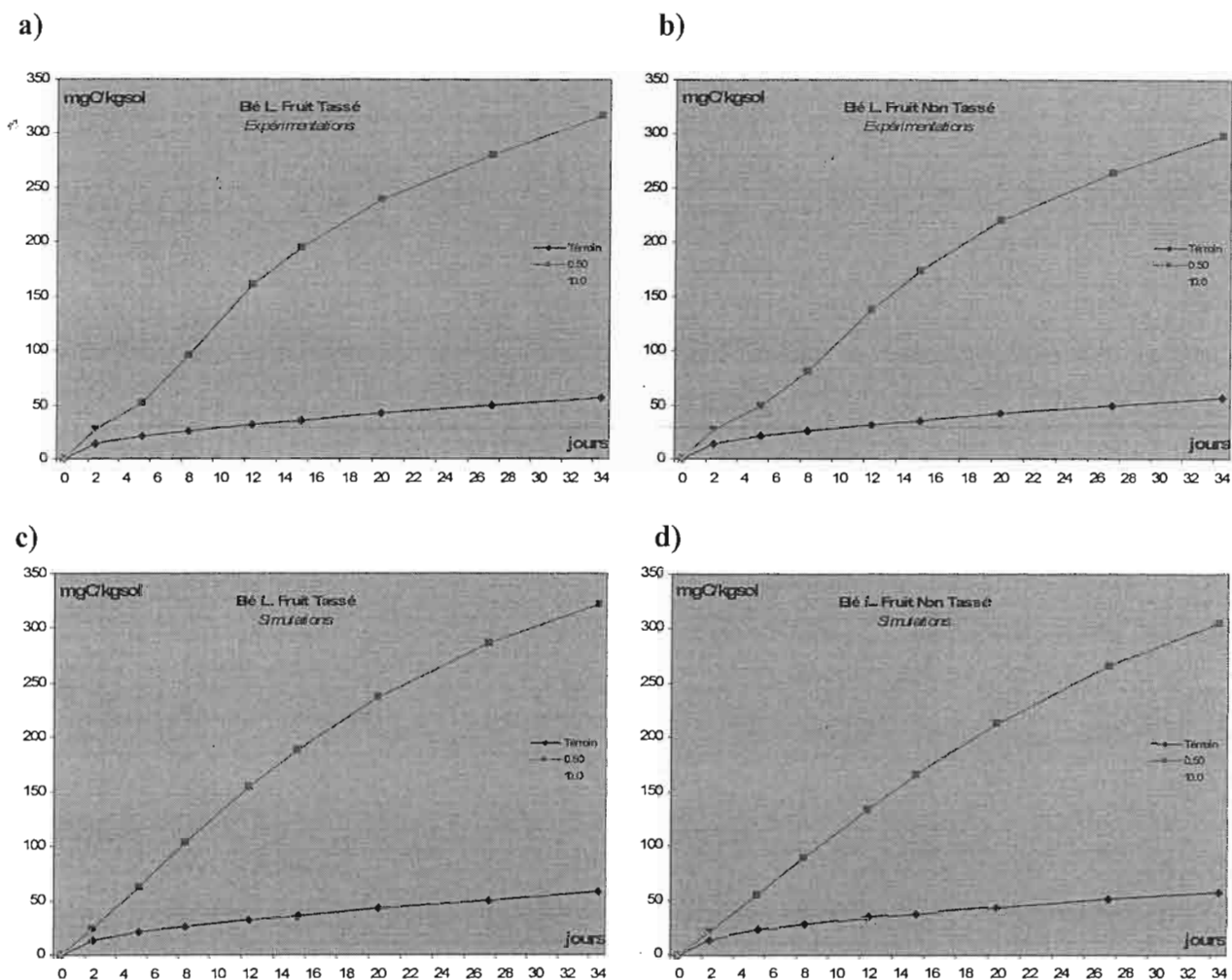
b)



c)



**Figure 5 : Comparaison des données expérimentales et simulées de trois tailles de feuille de seigle.**



**Graphique 2 : Cinétiques du carbone en fonction de la porosité structurale du sol.**  
 Les courbes de dégagement du carbone montrent une plus grande variation des taux de décomposition pour la plus petite taille de blé suivant la compaction du sol.

#### 4) Etude de l'impact de la qualité des résidus sur la minéralisation du carbone

Cette série d'incubations a été menée de front avec l'expérimentation 1 sur la taille des résidus. Ainsi, il en est du seigle comme du blé en ce qui concerne les taux de décomposition  $K_2$  et  $K_3$  que l'on a gardé afin de faire un parallèle entre les deux qualités de résidus utilisés. Le seigle ayant un ratio C/N très faible, c'est un résidu riche en azote, et la décomposition en fonction de sa taille est inversement proportionnelle à celle du blé. C'est pourquoi l'optimisation du sol avec résidu se calibre avec la taille la plus grande du résidu.

Les résultats des optimisations sont représentés dans les **tableaux 5a** et **5b**, la comparaison des simulations et des données expérimentales pour le blé sur la **figure 2** et pour le seigle sur la **figure 5**. Les cinétiques du C-CO<sub>2</sub> sont schématisées sur les **graphiques 3a** à **3d**.

Il se trouve que les paramètres optimisés lors de la simulation des sols nus sont voisins qu'il s'agisse du blé ou du seigle, en effet, s'agissant du même sol, il ne pouvait en être autrement dans une même série d'épreuves.

Paramètres	Sol témoin	Paramètres	Blé 0.06 mm
H <sub>A</sub>	0.4453	K <sub>Z</sub>	0.01984
K <sub>A</sub>	0.04665	H <sub>Z</sub>	0.2062
K <sub>H</sub>	0.000219	N/C ZYB	0.06
FOM	0.3	K <sub>MZ</sub>	0
		K <sub>2</sub>	0.0754
		K <sub>3</sub>	0.0762

Paramètres	Sol témoin	Paramètres	Seigle 7 mm
H <sub>A</sub>	0.4526	K <sub>Z</sub>	0.544
K <sub>A</sub>	0.04968	H <sub>Z</sub>	0.4065
K <sub>H</sub>	0.0001805	N/C ZYB	0.06
FOM	2.343	K <sub>MZ</sub>	0
		K <sub>2</sub>	0.0754
		K <sub>3</sub>	0.0762

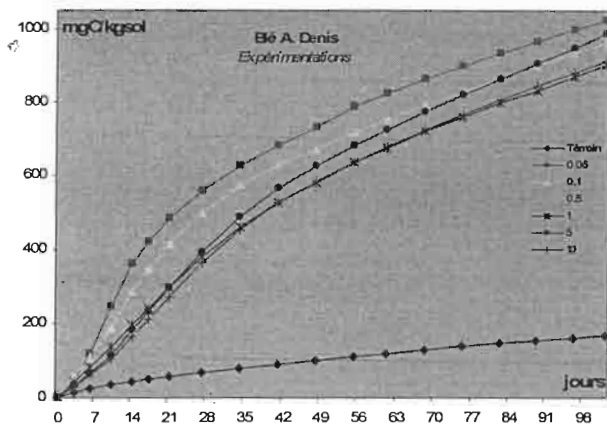
**Tableau 5a : Optimisation des paramètres de CANTIS pour le seigle et le blé. (cf. expérience 1)**

Taille paille (mm)	0.06	0.1	0.5	1	5	10
KMZ	0	245.7	444.1	464.0	340.3	413.8
Taille seigle (mm)	0.03		0.3		7.0	
KMZ	30.0		18.1		0	

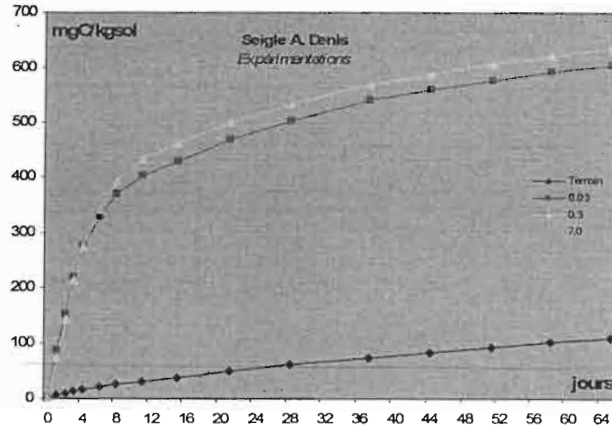
**Tableau 5b : Variation du KMZ en fonction de la taille et de la qualité des résidus.**

Les valeurs du  $K_{MZ}$  se comportent inversement pour les tailles de résidus suivant qu'il s'agisse de blé ou de paille. Ainsi, celles-ci sont décroissantes pour le seigle de la plus grande taille à la plus petite.

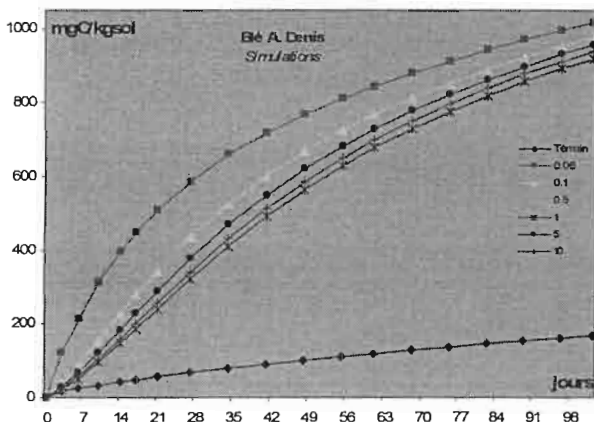
a)



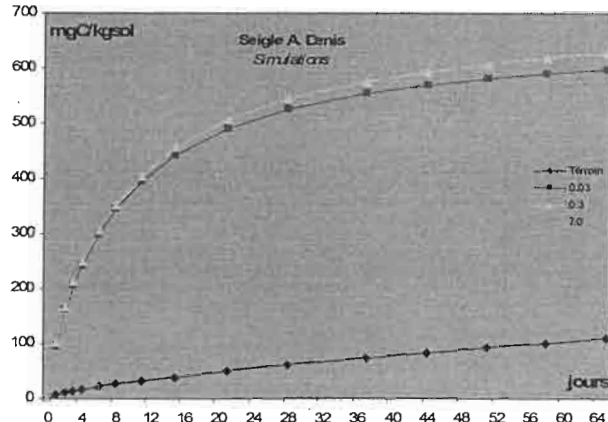
b)



c)



d)



Graphique 3 : Cinétiques du carbone en fonction de la qualité des résidus.

## 4.2 Simulation du modèle MIOR

### 1) Etude de l'influence du rayon d'action des MétaMiors

L'une des variables sur lesquelles nous nous intéressons de près est la sphère d'influence des microorganismes du sol. Pour simuler convenablement la dégradation des résidus en fonction des deux flores du sol, nous avons dû appliquer un rayon assez petit à la biomasse autochtone, celle-ci disposant des ressources humifiées du sol présentes de façon homogène. Et nous avons ensuite pris différentes valeurs de distance pour la biomasse zymogène.

Toutes les valeurs implémentées dans MIOR sont reprises directement de la littérature ou des optimisations de CANTIS, ou interprétées afin de correspondre aux ordres de grandeur de MIOR. Seules les distances d'actions sont testées pour différentes valeurs. Ces valeurs sont intuitivement paramétrées selon les simulations successives. Les **tableaux 6a, 6b et 6c** représentent les valeurs



introduites dans l'interface du modèle multi-agents. Les résultats sont représentés dans le graphique 4.

		ZYB	AUB
Nombre de MétaMiors		500	500
% dormeurs		100 %	100 %
Masse (10 <sup>6</sup> miors)		0.14 mgC	0.14 mgC
Distance d'action Métas		<i>variable</i> mm	0.05 mm
Taux de mortalité		0.1299 j <sup>-1</sup>	0.0108 j <sup>-1</sup>
Taux de croissance		1 j <sup>-1</sup>	1 j <sup>-1</sup>
Taux de respiration		0.62 mgC.mgC <sup>-1</sup>	0.62 mgC.mgC <sup>-1</sup>
C/N Miors		16.7	8
Nombre Miors/MétaMiors		0.7 10 <sup>6</sup>	2.5 10 <sup>6</sup>
Coeff. Environnemental		1	1
Capacité de décomposition	Soluble	100 %	0 %
	RDM	100 %	0 %
	HCE	100 %	0 %
	CEL	100 %	0 %
	LIG	0 %	100 %
Composition des Miors	Soluble	92 %	99.99 %
	RDM	0 %	0 %
	HCE	0 %	0 %
	CEL	0 %	0 %
	LIG	8 %	0.01 %

Tableau 6a. Paramètres de la biomasse dans MIOR.

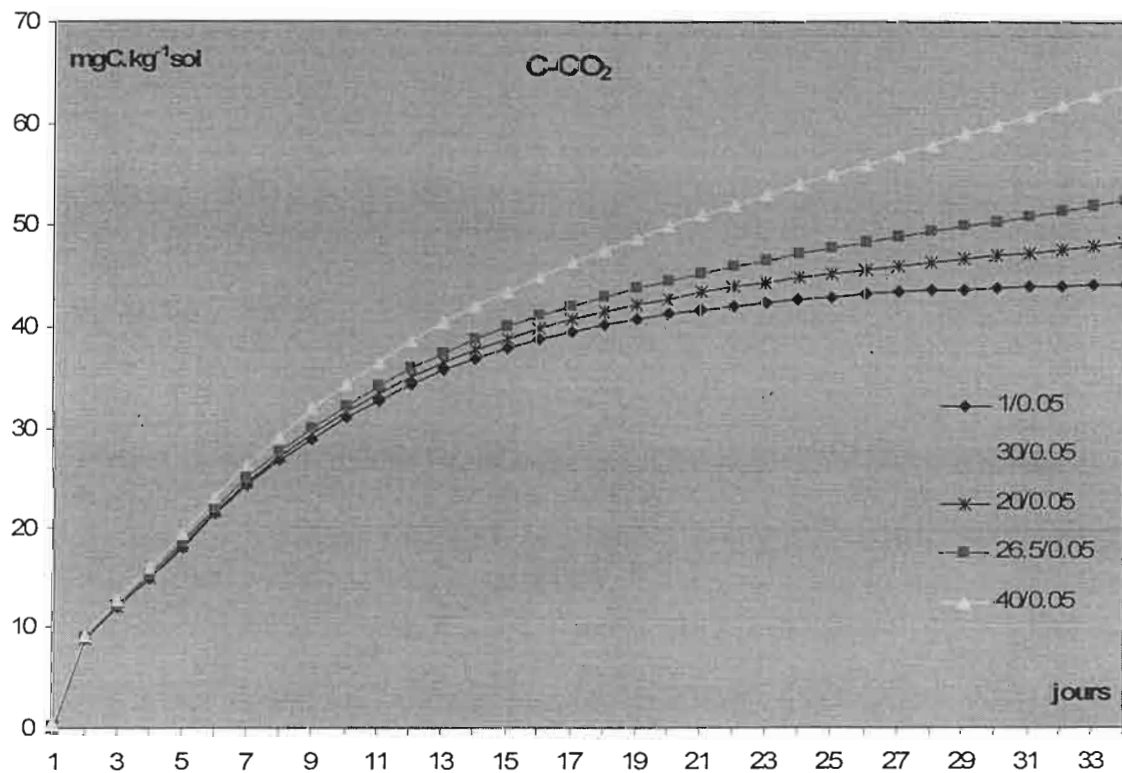
		Résidus	AOM	Biomasse humifiée
Masse Oms		661 mgC.kg <sup>-1</sup> sol	100 mgC.kg <sup>-1</sup> sol	0 mgC.kg <sup>-1</sup> sol
Nombre Oms		<i>variable</i>	100	1
% occupation Oms		<i>variable</i>	10 %	0 %
Nombre apport(s)		1	1	1
Composition des Oms	Soluble	6.87 %	0 %	90 %
	RDM	4.81 %	0 %	0 %
	HCE	29.11 %	0 %	0 %
	CEL	50.18 %	0 %	0 %
	LIG	15.9 %	100 %	8 %
Coefficient de décomposition	Soluble	1.495 j <sup>-1</sup>	0 j <sup>-1</sup>	1.495 j <sup>-1</sup>
	RDM	0.253 j <sup>-1</sup>	0 j <sup>-1</sup>	0 j <sup>-1</sup>
	HCE	0.101 j <sup>-1</sup>	0 j <sup>-1</sup>	0 j <sup>-1</sup>
	CEL	0.154 j <sup>-1</sup>	0 j <sup>-1</sup>	0 j <sup>-1</sup>
	LIG	0.0222 j <sup>-1</sup>	0.000217 j <sup>-1</sup>	0.000217 j <sup>-1</sup>
C/N Oms	Soluble	37.92	1	37.92
	RDM	87.07	1	1
	HCE	195.93	1	1
	CEL	350.14	1	1
	LIG	73.04	10	10

Tableau 6b. Paramètres des matières organiques du sol dans MIOR.

Azote libre	40 mgN.kg <sup>-1</sup> sol
Besoin concurrentiel	0
Volume (LxHxE)	100x100x100 Pixels
Nombre pas de temps	34 jours
Fréquence	1
Nombre de répétitions	1
Nombre d'agents Azote	1000

**Tableau 6c. Paramètres environnementaux dans MIOR.**

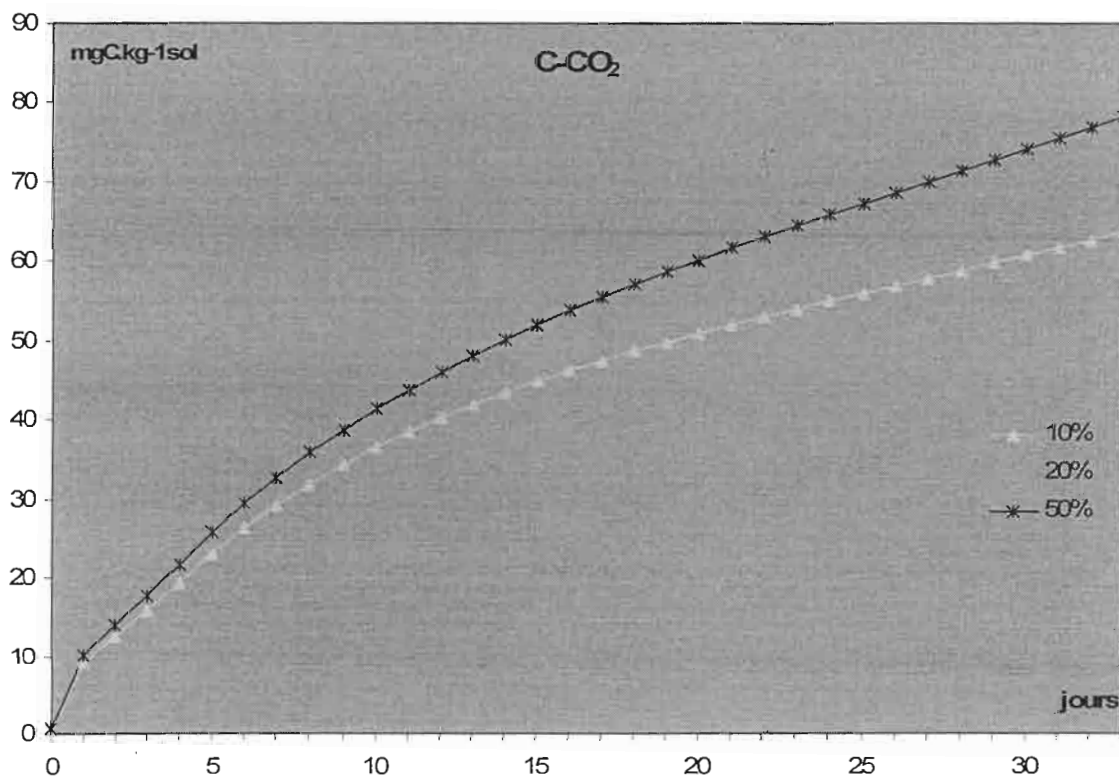
Toutes ces valeurs ne proviennent pas forcément des optimisations. En effet, ne sachant comment se comporterait MIOR au début des simulations, nous avons paramétré par « défaut » les variables afin de visualiser le carbone dégagé. En fin de stage au sein de l'IRD Dakar, nous avons pu « sortir » des courbes reflétant un dégagement de CO<sub>2</sub> conforme, sans toutefois atteindre des taux correspondants aux expérimentations simulées. Cela ne nous a pas empêché de tester l'impact des effets de distance dans un univers 3D multi-agents. Certaines valeurs ont dû être changées afin de corriger l'aspect des courbes et rendre des taux plus élevés. Ces valeurs implémentées intuitivement ne peuvent qu'indiquer l'existence d'erreurs au niveau du programme lui-même, et d'échelle de valeur a priori.



**Graphique 4. Simulation du C-CO<sub>2</sub> en fonction du rayon d'action ZYB/AUB (mm)**

## 2) Etude de l'influence du volume d'occupation des OmSphères

Une de nos préoccupations a été de rendre compte de la vitesse de dégradation des résidus en fonction de leur taille, et donc de leur surface de contact. Différents calculs ont été faits afin d'établir une correspondance entre ces surfaces et le volume d'occupation de ces différentes fractions. Cependant, comme il n'a pas été clairement établi de correspondance entre les valeurs de distance, de volume et du nombre d'Omsphères conjointement aux expérimentations, nous nous sommes restreints à n'appliquer qu'une unique Omsphère comprenant la totalité du Carbone exogène. En implémentant un plus grand nombre d'Omsphères, les résultats ont été identiques, et ne sont pas représentés dans le **graphique 5** où l'on perçoit néanmoins des vitesses de minéralisation plus importantes suivant que la sphère d'incidence des résidus s'accroît.



### Graphique 5. Simulation du C-CO<sub>2</sub> en fonction du volume d'occupation des Omsphères

Le volume d'occupation des Omsphères croissant, les taux de décomposition s'élèvent. Les valeurs comprises en deçà de 10% et au-delà de 50% n'ont pas d'incidence et ne sont pas représentées ici.

## 5. Discussion

Le but de ce travail était clairement de définir le rôle du contact entre le sol et les résidus incorporés au sol. Nous avons utilisés deux modèles de simulations, l'un permettant d'optimiser des paramètres en fonctions de données réelles, mais dans un univers abstrait où ni la structure du sol, ni la localisation des résidus ou encore l'implémentation de facteurs de distance d'interaction n'existent – ceux-ci étant exprimés dans CANTIS par le facteur empirique  $K_{MZ}$  - et l'autre ne s'optimisant pas mais permettrait en l'occurrence de retrouver une minéralisation du carbone et de l'azote exogènes dans un univers où tous les acteurs seraient configurés selon des données réelles.

CANTIS s'est montré très fidèle aux expérimentations et nous avons pu dégager des valeurs de paramètres optimisés proches de la littérature, parfois, ou sans incidence notable sur l'interprétation des résultats. Il nous a ainsi été permis de vérifier l'incidence de la distribution des résidus, de leur taille et de la structure du sol par le biais du  $K_{MZ}$  :

*Rappel sur la cinétique de Michaelis et Menten :*

Malgré l'hétérogénéité des populations microbiennes, il semble que la vitesse d'utilisation d'un substrat obéisse à une cinétique michaelienne (Williams, 1973).

$$\frac{d[C]}{dt} = - \frac{V_{max} \cdot [C]}{K_M + [C]}$$

avec:  $V_{max}$  : vitesse maximale de la réaction ( $\text{mgC.kg}^{-1}\text{sol.jour}^{-1}$ )  
 $[C]$  : quantité de substrat ( $\text{mgC.kg}^{-1}\text{sol}$ )  
 $K_M$  : constante de saturation ou de Michaelis ( $K_M = [C]$  pour  $v = V_{max}/2$ ) [ $\text{mgC.kg}^{-1}$ ]

La signification de la constante  $K_M$  est modifiée, elle ne mesure plus l'affinité d'une enzyme pour son substrat mais prend en compte également les barrières de diffusion créées par la morphologie de la biomasse et la structure de la MO. En fait, l'équation de Michaelis & Menten ne s'applique en toute rigueur qu'à une enzyme pure. En présence d'une population de  $n$  espèces, la vitesse de disparition sera la somme des vitesses individuelles :

$$v = \sum_{i=1}^n v_i = \sum_{i=1}^n \frac{V_{max_i} \cdot [C]}{K_{M_i} + [C]}$$

Les microorganismes se multipliant, changeant leur activité catalytique en cours de cinétique et plusieurs espèces étant en compétition, cette dernière équation ne peut être réduite à la précédente, avec un  $K_M$  moyen et la somme des  $V_{max}$  individuelles.

La décomposition de la matière organique suit une cinétique d'ordre 1 exprimée dans CANTIS de la sorte :

$$\frac{dC_i}{dt} = -k_i C_i f_T f_W f_N f_B$$

où  $C_i$  est la quantité de carbone du pool  $i$  de matière organique,  $k_i$  le taux de décomposition de ce pool,  $f_T$  la fonction dépendante de la température,  $f_W$  la fonction dépendante de l'humidité,  $f_N$  la fonction dépendante de la limitation en azote, et  $f_B$  la fonction dépendante de la biomasse.

La fonction  $f_B$  relative à la biomasse zymogène s'écrit :

$$f_B = \frac{B_Z}{K_{MZ} + B_Z}$$

où  $B_Z$  est la quantité de carbone de la biomasse zymogène, et  $K_{MZ}$  un facteur empirique lié à la taille de la biomasse zymogène. Ainsi, si  $K_{MZ} = 0$ ,  $f_B = 1$  et la cinétique de décomposition est d'ordre 1 et ne dépend pas de la taille de la biomasse zymogène. Si  $K_{MZ} > 0$ , alors  $f_B < 1$  et la décomposition dépend à la fois de la quantité de substrat et de la taille de la biomasse zymogène. La fonction  $f_B$  nous indique ainsi une limitation de la décomposition par la colonisation microbienne du substrat qui peut s'expliquer par la spécificité du substrat ou par un contact réduit entre le sol et le substrat.

Ainsi, les simulations dans CANTIS ont montré cette limitation au travers d'un  $K_{MZ} > 0$  lorsqu'il s'agissait de faire « coller » les valeurs simulées aux valeurs expérimentales en fonction des différents critères expérimentaux étudiés ici :

En fonction de la taille des résidus, le  $K_{MZ}$  augmente proportionnellement à la taille des résidus, sauf pour des tailles intermédiaires 0.1 et 0.5 mm. On peut noter deux conséquences directes de l'influence de la taille : l'accélération de la décomposition pour des résidus à C/N élevé due à l'augmentation des échanges de nutriments et d'eau avec le sol, et l'augmentation de la stabilisation du carbone par une protection physique du sol. Il semblerait que la combinaison de ces deux phénomènes opposés à des tailles intermédiaires explique que les vitesses de dégradation aient été comparables pour 0.1, 0.5 et 10 mm.

A l'inverse, les résidus à C/N bas sont dégradés plus rapidement pour des tailles plus grandes. Une hypothèse tente d'expliquer ce phénomène par le fait que l'accélération de la décomposition due à l'augmentation des échanges entre le sol et les résidus n'est que transitoire. Les valeurs croissantes de  $K_{MZ}$  pour des tailles décroissantes de feuilles de seigle s'expliquent alors par le fait que le carbone n'ayant pas été minéralisé n'était plus disponible pour la décomposition, il aurait été stabilisé très tôt dans le sol.

L'effet de la compaction du sol, même s'il ne nous a pas été possible de définir un  $K_{MZ} = 0$  pour la plus petite taille de paille de blé, nous a toutefois démontré qu'à taille similaire, les  $K_{MZ}$  étaient inférieurs en sol tassé qu'en sol non compacté.

Enfin, le facteur de contact ne varie quasiment pas et montre des valeurs similaires pour différentes tailles de résidus alors que ceux-ci sont distribués en monocouche, alors qu'il varie et semble indiquer des valeurs (pour les fragments les plus petits) inférieures lorsque les résidus sont distribués de manière homogène au sol.

MIOR quant à lui n'a pas répondu pleinement à nos attentes, mais il s'agit, avant tout, lorsque nous étudions des modèles, d'apprécier les différentes simulations qui nous sont offertes et d'en suggérer leur validation. Ainsi, dans ce premier contact avec ce système multi-agents, des résultats se sont montrés engageant pour la poursuite de l'étude de ce modèle. Une des craintes rencontrées en début de stage a été d'observer des effets de bords et donc d'une dégradation de résidu exogène dont les quantités introduites étaient de loin dépassées par celles simulées. Les distances d'interaction entre la biomasse et les résidus s'exprimaient alors avec un pourcentage d'occupation de la biomasse et se calculaient implicitement avec le volume d'occupation des Omsphères. Nous avons modifié le programme pour ne prendre en compte que le rayon d'action de la biomasse, séparément du volume d'occupation des Omsphères. Alors que nous n'observions aucune variation lors des premières simulations (tant en faisant varier les volumes d'occupations de la biomasse que celle des Omsphères), nous avons enfin pu simuler une variation croissante du taux de décomposition en fonction d'un rayon croissant d'action de la biomasse. De plus, ce qui n'a pas été retranscrit dans ce mémoire, au-delà de l'univers 3D, le rayon d'action de la biomasse ne montre plus d'effet de bords, et les taux de dégradation restent les mêmes que pour le rayon le plus élevé testé dans MIOR. Cela s'explique par le fait qu'il n'y a plus de carbone présent en dehors de l'OmMiorSphère. Les valeurs que l'on a implémentées dans MIOR ne correspondent cependant pas à des valeurs proches de la réalité. De plus, il persiste des incohérences entre les valeurs de distance et la taille de l'univers simulé. Un dernier point n'a malheureusement pas donné encore de résultat, il s'agit de l'effet de la taille des résidus en fonction de leur nombre. On a réussi toutefois à obtenir des variations des taux

de décomposition en fonction du volume occupé des résidus, sans pourtant les faire varier d'avantage en fonction du nombre de particules. Implicitement, le volume occupé par les Omsphères est directement suggéré par la surface potentielle de contact du résidu et calculé en fonction des données que l'on a de différentes tailles. Il est dommage de ne pas avoir pu faire correspondre ces surfaces avec le nombre de particules impliquées lors de la décomposition.

## 6. Conclusion

La validation de modèle de simulation n'est pas une chose aisée, elle implique de savoir précisément ce que l'on veut retirer de ce modèle. Un même modèle ne pourra en effet servir à la fois à estimer des paramètres biologiques, physiques et biochimiques sans être strictement accès sur une thématique prédéfinie en amont de la programmation, au risque d'alourdir considérablement le modèle et de le rendre caduque.

S'il ne m'a pas été possible d'optimiser certains paramètres tels que le C/N de la biomasse zymogène dans CANTIS ou le nombre de particule dans MIOR, il m'a toutefois été possible de mettre en évidence selon les expérimentations du bon fonctionnement de CANTIS sur les données de contact sol-résidu. Il faudrait cependant pouvoir exprimer le facteur  $K_{MZ}$  de manière transparente, c'est-à-dire d'implémenter des caractéristiques physiques au sol, aux résidus et à la distribution des résidus.

MIOR, sans avoir encore montré des résultats proches de la réalité, reste cependant un centre d'intérêt non négligeable (après modification du programme lui-même) sur la connaissance directe des biomasses selon différents paramètres biologiques et de la structure du sol. Des projets en cours de réalisation sont menés pour définir une programmation 3D du sol, où l'on pourra étudier les effets de la structure du sol à la fois sur les échanges de nutriments, d'eau, et la disponibilité des résidus pour les biomasses du sol en fonction de leur localisation dans les infrastructures de ce sol.

Il serait alors nécessaire de reprendre le contenu informatique de MIOR, de « l'éplucher » afin de déceler les failles de programmation, et probablement d'insister sur la partie « Omsphères » pour redéfinir une corrélation entre la taille et le nombre des particules introduites dans l'univers virtuel, et leur surface spécifique éditée en volume d'occupation.

Un des autres aspects, non négligeable, est la distribution des Omsphères dans l'OmMiorSphère. Il est important, voire crucial, d'obtenir une incidence directe liée à la répartition des particules, suggérée par les travaux de Fruit (1996) sur les variations des taux de minéralisation selon la distribution spatiale des résidus au sol.

## 7. Références

- Angers Denis A., S. Recous, 1997. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Plant and Soil*, **189**, 197-203.
- Chenu C., S. Recous, G. Catroux, G. Richard, M. Balabane, J.C. Fournier, H. Quiquampoix, S. Sauton, P. Duquenne, V. Gaillard, L. Fruit, U. Boucher, 1998. Hétérogénéité spatiale de l'activité des microorganismes décomposeurs des matières organiques dans les sols. Mise en évidence, paramètres explicatifs. AIP Ecosol 1995-1998.
- Fruit L., S. Recous, G. Richard, 1996. Organic matter decomposition : effect of porosity and plant residues particle size. *Interaction of Soil Minerals with organics components and microorganisms*, ISSS.
- Fruit L., 1996. Effet de la localisation des résidus végétaux et de leur contact avec le sol sur les biotransformations du carbone et de l'azote. Mémoire de DEA, université Claude Bernard, Lyon I.
- Gaillard V., C. Chenu, S. Recous, 2003. Carbon mineralization in soil adjacent to plant residues of contrasting biochemical quality. *Soil Biology & Biochemistry*, **35**, 93-99.
- Gaillard V., 2001. Hétérogénéité spatiale de la biodegradation de résidus végétaux dans le sol: dynamique du carbone dans la résidusphère. Thèse de doctorat, ENGREF.
- Gaillard V., C. Chenu, S. Recous & G. Richard, 1999. Carbon, nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil. *European Journal of Soil Science*, **50**, 567-578.
- Garnier P., C.Néel, C. Aita, S. Recous, F. Lafolie & B. Mary, 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European Journal of Soil Science*, **54**, 555-568.
- Garnier P., C.Néel, F. Lafolie & B. Mary, 2001. Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. *European Journal of Soil Science*, **52**, 253-268.
- Gignoux J., J. House, D. Hall, D. Masse, Hassan B. Nacro & L. Abbadie, 2001. Design and test of a generic cohort model of soil matter decomposition: the SOMKO model. *Global Ecology & Biogeography*, **10**, 6-639.
- Henriksen Trond M., Tor A. Breland, 2002. Carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities as affected by contact between crop residues and soil. *Biology and Fertility of Soils*, **35**, 41-48.
- Winogradsky S. (1949) Microbiologie du sol, Masson et Cie, Paris.