

Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol

Samuel Abiven

▶ **To cite this version:**

Samuel Abiven. Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol. Sciences de la Terre. Agrocampus - Ecole nationale supérieure d'agronomie de renneS, 2004. Français. NNT : . tel-00008500

HAL Id: tel-00008500

https://theses.hal.science/tel-00008500

Submitted on 15 Feb 2005

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.

N° d'ordre : 2004-28 ; N° de série : D-42

Thèse

présentée devant

L'Agrocampus Rennes

Ecole Doctorale Vie, Agronomie, Santé

Pour l'obtention du

Diplôme de Doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes

Option : Biologie et Agronomie

par

Samuel Abiven

Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol

Soutenue le 16 décembre 2004

Jury :

Rapporteurs :	D. Angers, Chercheur (Agriculture et Agroalimentaire Canada)
	J. Roger-Estrade, Professeur (INA P-G)
Examinateurs :	S. Recous, Directrice de Recherche (INRA)
	A. Bruand, Professeur (Université d'Orléans)
	F. David, Ingénieur (ADEME)
	S. Menasseri, Maître de Conférence (Agrocampus Rennes)
	P. Leterme, Professeur (Agrocampus Rennes)

Laboratoire d'accueil INRA

Nom de l'Unité : UMR 1069 Sol Agronomie Spatialisation (INRA/Agrocampus)

Centre INRA de Rennes

IFR CAREN (Centre Armoricain de Recherche en ENvironnement)

[…] La terre toutefois, malgré leurs influences,
Pourra par intervalle admettre ces semences,
Pourvu qu'un sol usé, qu'un terrain sans vigueur,
Par de riches fumures raniment les langueurs.
Virgile, Les Géorgiques, Livre I

All that we did, all that we said or sang,
Must come from contact with the soil.
W.B. Yeats, The municipal Gallery Revisited

D'am zud kozh, labourerien-douar d'eus Breizh-Izel.

Avant-propos, remerciements et associés…

A peine poussai-je la porte et posai-je quelques pas dans ce laboratoire, que je vis les flacons et les tubes enchevêtrés, que j'entendis les clignotements sonores des machines automatiques, quelques crissements d'imprimantes, quelques éclats de voix au fond de longs corridors.
Après quelques méditations, j'interpellai un maréchal des logis qui passait par là.

- Monsieur ? C'est la première fois que je participe à une thèse, mais est ce une véritable thèse ?
- Un peu. Mais vous, qui êtes vous ? ***I***

Quelques 680 grammes plus tard, à peine plus, la réponse sans doute a changé. Et sans doute moins dans la pratique des éprouvettes que dans la pratique des personnes qui constituent, au delà de la production des connaissances, le cœur de cette expérience qui fut la mienne. Ce n'est donc pas des remerciements que je voudrais exprimer, car ils supposeraient que nous en sommes quittes, mais l'expression d'une dette, au devant de laquelle je suis donc redevable, dette que j'ai contractée auprès d'un si grand nombre de personnes que le simple alignement des noms ne saurait suffire, comme ne sauraient suffire les quelques mots dont je suis obligé d'user pour qualifier chacun. Je me résouds donc à simplement décrire, par ces quelques lignes, les principales teintes qu'a pris pour moi cette expérience et ceux qui ont su les dépeindre.

**

Dès les premières semaines, on le sent tout de suite, la thèse devient un excellent sujet de conversation. Qu'on n'y prenne garde et c'est l'ensemble de nos pensées qui sont ainsi capturées. A l'évocation même du mot « thèse », les thèmes de discussions varient d'un bref mais au combien significatif « ah oui ?… » mi-interrogatif mi-gêné d'avoir éventuellement à poser d'autres questions, à un téméraire « et c'est quoi le titre ? », certes plus poli, mais impliquant invariablement une réponse. Il m'est arrivé plusieurs fois d'énoncer ce que j'estimais être un résumé clair et précis de ce travail et de me voir répondre « c'est TOUT ? », comme si ce n'était pas suffisamment sérieux ou pas suffisamment complexe. Aussi ressent-on l'immédiate tentation du repli sur son « entre soi », ce que d'aucun appellent la « communauté scientifique ». Dans cette communauté se retrouvent en bonne place les membres de mon jury de thèse, Denis Angers, Jean Roger-Estrade, Sylvie Recous, Ary Bruand et Fabienne David que je remercie pour leurs remarques et attentions portées à mon travail. Un mot particulier pour Sylvie, dont l'exigence et la rigueur scientifique ont quelque chose d'exemplaire pour moi. Se retrouvent aussi les scientifiques du comité de pilotage, Sabine Houot, Claire Chenu, Yves Le Bissonnais et Vincent Halaire, que leur présence et avis soient ici remerciés.

Dans ce genre d'entreprise, il faut aussi un cadre, un endroit pour sévir. Et là le constat est net, tranché et définitif. Je ne sais pas comment se sont débrouillés les différents directeurs de l'UMR SAS, Philippe Mérot puis Chantal Gascuel, mais force est de constater que les conditions de travail pour les doctorants sont parmi les meilleures à la ronde (et ce n'est pas moi qui le dis, c'est prouvé scientifiquement par une étude de l'ATIR, pour dire si c'est sérieux).

**

Don Quichotte commença par se nourrir de romans d'aventures avant de se jeter sur les routes et s'y perdre. Tel est aussi le lot du pauvre thésard, courant les Chimènes de la science dans les livres, avant d'aller rosser la réalité de quelques idéaux. Souvent en vain. Ma chance fût de trouver sur ma route une sorte de "Maese Nicolás" (en plus efficace), Philippe Leterme, qui a su conserver à ce travail une cohérence du début jusque la fin (je me demande encore aujourd'hui comment cela a été possible), et diriger ma thèse au final en me laissant de nombreux degrés de liberté. Et c'est appréciable.

**

Je me précipitai donc à corps perdu dans cet apprentissage de la matière ultime, la connaissance. Je sentais que Saraswathi m'était favorable et lui glissai quelques mots (on ne sait jamais, ça peut toujours aider) :

Saraswati Namasthuvyam
Varadhe Kamaroopini
Vidyarambham Karishyami
Siddhahi Bavathumeh Sadah

Salutations à toi Saraswathi, donneuse de bénédictions et dont la beauté est grande, maintenant je m'apprête à commencer mon étude, que le succès toujours couronne mes efforts (désolé, mais mon sanskrit reste rudimentaire)

J'attends toujours la réponse.

Mais qui ne dit mot consent (même chez les dieux indiens c'est comme cela) et me voilà parti pour entamer mon sujet. Rapidement je sentis la teneur insidieuse du propos : l'objet consistait, en fait, à torturer des agrégats de sol qui ne m'avaient rien fait, en leur jetant dessus toutes sortes de produits bizarres, pour finir par les supplicier de diverses façons, bref, nous ramenant aux heures les plus noires de l'Inquisition (et il est très difficile de faire parler un agrégat). Je chus dans des océans de perplexité. A en sembler éteint :

- qu'est ce que tu fais là, couché comme un sac ? […] Pourquoi, à présent, ne fais tu plus rien ?
- Je fais quelque chose, répondis-je sèchement et comme malgré moi.
- Quoi ?
- Un travail
- Quel travail ?
- Je réfléchis, fis-je gravement, après un silence [II]

Et mes réflexions me portèrent vers des sentiments paradoxaux. Il est vrai que ces agrégats là allaient souffrir, c'était presque inévitable, mais n'était ce pas au final pour le bien de l'ensemble de la communauté des agrégats. Ce fût ma première crise éthique. Celle ci fût tranchée par un homme qui en connaissait long sur les agrégats (une partie de son métier consiste à les déstabiliser), Sylvain Busnot, qui lui même s'était confronté à la question lors de la mise en place du célèbre "dispositif Cleunay" (dispositif agronomique très célèbre dans la tradition orale, bien que de façon surprenante peu présent dans la littérature scientifique). Par le bon sens qui le caractérise, il me convainc de tenter l'aventure. Nous formâmes avec un autre spécialiste des opérations scientifico-techniques de haut vol, Cyrille Barrier, un Groupe d'Intervention Rapide (GIR), traquant l'agrégat là où il se trouvait. Nous en trouvâmes un gisement à Saint Méloir des Ondes, et les propriétaires du lieux (Anne-Marie, Bertrand, Michel, Stephane et toute l'équipe de la Rimbaudais, qu'ils soient tous ici remerciés) nous autorisèrent à en prélever quelques uns (plusieurs centaines de kilo, tout au plus). Au laboratoire, nous commençâmes les dissections. Sylvain, toujours lui (omniprésent, décidément), en précipita quelques uns dans l'éthanol. Laurence en coula dans l'acide. Yannick B en coula dans la résine. Armelle, Béatrice, Yannick F et Marcel s'y essayèrent aussi. On en porta même à d'autres personnes, dans d'autres laboratoires : Nathalie à Ecobio, Agnès de l'unité de recherches cidricoles, Daniel au laboratoire de biochimie, Marie-France à Grignon et tout cela sur les conseils éclairés de Catherine Renard, Josseline Aufrère, Florence Val, Alain Baron et bien d'autres encore. Mais l'agrégat restait tenace et malgré les avancées notables, les quelques bribes qu'il nous livrait nous confondaient encore plus dans un interloquement confus. Dès lors, plus qu'une solution, radicale, certes, mais nécessaire, l'asphyxie sous des résidus de chou-fleur et fumier (c'est une technique de torture historique dans le Finistère nord). On en vit venir de partout, par remorques entières, de tous les coins de Bretagne. Remy Dubois, sympathisant du GIR mais non pratiquant, se joignit à nous pour l'occasion, et, à grands coups de matières organiques en décomposition, nous nous fîmes maîtres de ces cohortes d'agrégats. Surtout avec le fumier en décomposition.

- C'est l'odeur du démon, fit elle
- En aucune façon, corrigeai-je, il est prouvé que le démon a des propriétés sulfuriques, quand ceci n'est rien d'autre qu'un peu de sublimé. [III]
- Mais alors, le chou-fleur…

Mais le mal était plus profond. Il ne concernait pas seulement les agrégats, les pauvres, mais la thèse toute entière. La thèse est une maîtresse exigeante, dépensière et exclusive. Elle ne supporte pas la concurrence et étend sa toile de veuve noire sur tout ce qu'elle peut toucher. Plusieurs fois, pourtant, ai-je essayé de sortir de son étreinte. Elle m'a toujours rattrapé, dans les bayous de Louisiane aux rizières de Thaïlande. Un soir pourtant, je m'échappai et courus vers l'Ouest. Je ne tardai pas à rencontrer une rivière, ma foi particulièrement belle. Sur la berge, un homme à l'aspect chenu se tenait droit, le regard planté dans l'horizon.

- Excusez moi…
- Hopala ! Qu'est ce qui ya ?
- Excusez moi, je suis perdu, quelle est cette rivière ?
- Toi t'es pas d'ici, probab'. Pourtant c'est simp', t'es en France, t'as une belle rivière : et ben c'est l'Odet, la plus belle rivière de France ! T'as qu'à voir, y a même un joli petit endroit planté de sureaux sur le coté.

On me cacha dans un bâtiment sombre, planté à l'écart de la route. "Cache-toi dans le bureau du fond, personne n'arrivera à te retrouver dans le capharnaüm". J'écoutai attentivement (si, j'y arrive des fois) les conseils éclairés des quimpérois : Françoise, Thierry, Mickael, Maryvonne, Hervé (celui d'agrokampus) et tous les autres habitant(e)s. Je croyais m'en sortir lorsque quelqu'un cria "elle arrive, elle arrive !". Mickael me dit à l'oreille "je connais un endroit où personne ne te trouvera". Nous prîmes l'avion l'après midi même. Ca sentait déjà l'encens et autres "spicy stuffs". Quelques jours plus tard, nous étions sur une piste dans la jungle, quelque part entre le

Kerala et le Karnataka. Notre chauffeur, un certain Pra Cash, nous dit "le guru Ruiz va vous recevoir. Vous voulez manger quelque chose ?". "Un menu The same s'il vous plaît".

Le guru parla :

- Bienvenue dans mon ashram, qu'est ce que je pourrais faire pour vous faire plaisir ?
- J'ai des problèmes avec une thèse. Elle n'arrête pas de faire l'intéressante pour que je m'occupe d'elle.
- Ben t'as qu'à la finir, elle ne t'embêtera plus
- Ah ouais, bonne idée, j'y avais pas pensé. *En aparté* Ah il est fort le bougre.

(en fait, il a dit d'autres choses, mais je ne comprends pas tout ce qu'il dit… L'accent, peut-être…)
J'en suis retourné à ma tâche. Je commençais à accumuler les points de fuite, les échantillons et les chiffres. Un jour, je rédigerai tout cela…

**

Dans une conférence, un jour, j'ai vu un chercheur senior recevoir une médaille d'honneur pour l'ensemble de son travail. Au moment de dire quelques mots, il dit qu'il remerciait particulièrement deux groupes de personnes, ses collègues, avec qui il avait construit sa recherche et ses étudiants, car c'est en leur expliquant ses travaux, en écoutant leurs idées et en corrigeant leurs mémoires qu'il avait le mieux réussi à réfléchir et à créer sa connaissance. Je ne saurais comparer ses mots à mon expérience, mais je crois pouvoir comprendre et sentir ce qu'il a voulu dire et ne serait ce que pour cela je voudrais remercier les trois stagiaires qui ont travaillé / souffert / qui m'ont supporté au cours de mon travail, Béatrice, Emilie et Sylvia. Nul doute que leurs contributions furent décisives.

Sur ce chemin parfois de peine, j'ai aussi eu la chance de trouver des gens bienveillants à mon égard et qui ont réussi à me supporter, comme Isabelle, Maryvonne, Jeanine et Michèle au secrétariat (et toutes les autres filles que j'ai embêté avec mes questions de toutes sortes, voire même administratives), Françoise et Monique à la documentation et Annie et Joseph, compagnons matinaux. Et quand presque tout est fini et que l'on arrive au bout du bout, sans qu'il ne soit plus possible d'engager de l'énergie à autre chose qu'à la soutenance, quel réconfort de trouver une aide décisive, comme fût celle de Yannick B pour le pot de thèse. J'eu aussi la chance de trouver des oreilles attentives à mes questions proto-scientifiques : Nouraya, Anne, Christine, Catherine, Patrick, Jérôme, Hayo, Jean-Marie, Paul, Christian (ça fait un peu chanson de Brassens, vous ne trouvez pas ?). Qu'ils en soient tous remerciés (pom, pom) ainsi que tous les UMRSASiens.

**

Je peux aussi l'avouer maintenant (je ne risque plus grand' chose, arrivé où j'en suis), je fais partie intégrante de deux sociétés secrètes, dont l'action, tentaculaire, vise par différents moyens à contrôler le monde (plus ou moins). La première se cache derrière une respectable devanture, Association Française pour l'Etude des Sols. Ce que je dénonce particulièrement, c'est sa section "jeunes". Ils sont complètement fous là dedans. Ils se balancent des messages codés et font de la propagande vers plus de 800 personnes. Ils accordent des bourses Demolon (si c'est pas un nom de code, ça) à des espions pour aller intriguer à l'étranger. Ils disposent d'un fichier d'informations très secrètes sur des tas de choses, innocemment appelées "documents utiles" (couverture ridicule, c'est-il pas ?). La preuve que cette section jeunes est un nid d'espion, c'est que ces principaux membres sont partis sous d'autres tropiques : Fred F, Sophie, Fred D (pour le dernier, c'est un peu moins vrai, quoique, Orléans, certain moment, l'été…).

La deuxième société secrète à laquelle j'appartiens est locale, mais n'en est pas moins dangereuse. Au début, tout commença de la façon la plus innocente qu'il soit. On répond à un message, rendez-vous pour monter un café scientifique, un "bar en sciences". "Tu verras, c'est sympa, on fait plein de rencontres, etc...". A la fin de la séance, un jeune homme à la barbe fleurie vient me trouver : "tu as déjà entendu parler de l'ATIR (Association des Thésards du centre INRA de Rennes / Agence Tripartite de l'Intellect Russelien / Armada Tragique, Intégrée et Russophone / Attention c'est Très chaud, attends un petIt peu que ça Refroidisse ; je n'ai jamais su la définition exacte) ? Tiens, voilà une plaquette, tu verras ce que l'on fait. Tu sais, c'est difficile d'être thésard. Il faut que tu trouves des gens avec qui parler. Nous, on est là pour t'écouter… Ai confiance. Ai confiance…….. On va t'aider….. 10 euros pour s'inscrire toute la vie…. C'est pas cher pour sauvegarder ton âme…… ". Voilà comment je me suis fait recruter. Le jeune homme, un certain Nicolas, faisait partie de toute une bande, à la mine que je n'oserais pas dire tibulaire, mais presque : Vanessa, Maela, Sébastien, Stéphane et bien d'autres encore. Ils se réunissaient tard le soir dans des arrière-fonds de sombres bars, ils fomentaient des complots visant à faire descendre les gens dans les rues, ils créaient même des sites Internet pour alimenter leur système de désinformation et écrivaient des rapports de dénonciation du système, un genre de secte anarcho-doctorante en quelque sorte (il paraît même qu'il y en a qui sacrifient des porcelets morts à je ne sais quelle divinité agronomique, pour vous dire où ils en sont). Moi au début, j'ai rien dit, mais quand ils ont commencé à faire des tours de table et à me demander ce que j'en pensais, je m'suis dit, soit c'est le bûcher, soit je rentre dans leur jeu… Et j'y suis toujours… Et je vous passe les autres nébuleuses qui gravitent autour, Nicomaque, CJC et les gens qui vont avec…

[entre parenthèse, ou plutôt crochets, je voudrais tout de même dire qu'il est rare que dans un groupe l'alchimie prenne quasiment à tous les coups qu'il se retrouve. Cette bande fait partie des exceptions exceptionnelles].

**

"Oui, il peut arriver que l'idée la plus délirante, l'idée la plus impossible, à première vue, se cristallise si fort dans notre tête qu'on finisse par la prendre pour quelque chose de réalisable… Bien plus : si cette idée se fond dans un désir très puissant, un désir passionné, il peut même arriver qu'on la prenne pour quelque chose de fatal, d'indispensable, de prédestiné, quelque chose, qui déjà ne peut pas ne pas être, qui est forcé de survenir !" [IV] (je sais c'est un peu fort, mais ce n'est pas de moi). C'est peut être cela l'idée scientifique, ce cristal improbable que pourtant l'on peut songer à toucher. Et c'est aussi ça la chance de la thèse, cette idée que l'on s'engage sur une voie certes ardue, mais particulièrement excitante. Je ne sais pas qui il faut remercier pour cela.

**

"Dottori, Dottori, Pirsonnellement en Pirsonne, c'est bien vous ?"[V] Trois ans pour un petit titre de rien du tout. Qui pourrait bien passer trois ans rien que pour un petit mot, qui d'ailleurs est rabâché à l'envi les premières semaines, puis inexorablement oublié ? Qui ? Vous voulez des noms ? Et bien soit, je m'en vais vous en donner. Il y a d'abord tous les grands frères et les grandes sœurs (ceux là ont une excuse, à l'époque il n'y avait pas encore internet, le téléphone ni le télégraphe) : Dr Elias et Dr Zacharia (eux, ils l'étaient déjà en arrivant, ils sont sans doute irrécupérables), Dr Mathieu, Dr Charlotte, Dr Guénola (ceux là partirent le plus vite, ils avaient peur, m'est d'avis), Dr Valérie (elle, elle est à peine plus vieille, je sais même pas si ça compte). Il y a aussi ceux de plus ou moins la même génération (je suis résolument plus mature, mais bon, il ne faut pas trop le leur dire), Claudine, Julie, Marc, Florent, Stéphane, Cédric. Et puis les tous jeunôts - ceux qui ne savent pas encore que… et puis non, je ne le leur dis pas, ils le sauront bien assez tôt… - Bruno et Luc.

Un mot aussi pour les nombreux stagiaires, contractuels, MOU (Main d'œuvre Occasionnelle Utile, rien à voir avec les AJT) et autres jeunes (d'où ils sortent, je ne saurais le dire, il doit y avoir un nid quelque part) qui, quoi qu'en disent certains (là je ne me mouille pas, je ne veux pas avoir de problème), sont une source d'énergie et de fraîcheur dans un laboratoire.

Et puis il y a les belles rencontres, que je ne peux décrire précisément et que je ne voudrai pas non plus passer sous silence. Nouraya et toute sa petite famille, Andréa (malgré sa conversation limitée), Alann (malgré son énergie illimitée) et Rémi, refuge permanent à mes aléas de moral, la convivialité de Zacharia, l'amitié d'Elias et Susie et les belles plages qu'elle a suscitées, Marc, compagnon de route, de l'éloge du dialogue au sein duquel peut naître quelque chose, les gens de Plumes, tous mes amis rencontrés, perdus de vue, et puis reperdus d'vue, puis enfin retrouvés : Xavier, Raphaël, Vianney, Fred H et al., évidemment Laurent - pour sa présence permanente bien que lointaine - et toute sa famille, Christelle et Mickael, entre autres pour cet inoubliable voyage, auquel ce mémoire et pas seulement doit beaucoup.

**

Et vous pensez que tout cela se fabrique tout seul ? Que je suis arrivé là, que j'ai posé mon cartable et que j'ai dit : « tiens, je faire ça, puis ça » et hop, si tôt dit si tôt fait ? Que nenni. Rien de rien, pas le moindre récipient d'incubation ni une seule des pages de ce mémoire n'aurait pu exister sans la présence permanente et bienveillante de Safya. Difficile de savoir à quels titres devrais – je la remercier pour ces trois ans de travail, aussi ne choisirai - je pas entre ceux de la sympathie, du professionnalisme, de l'extrême diplomatie, de l'empathie et du soutien intellectuel et moral. Mais déjà j'en oublie plusieurs et par pans entiers. Je préfère donc m'arrêter là en restant si partiel, en ajoutant seulement tout le plaisir que j'ai eu à passer ces trois ans avec elle.

**

Les derniers mots de ce court préambule seront pour ma famille, ma petite sœur (quel privilège de toujours pouvoir l'appeler petite sœur), ma mère, mon père et mes grands parents, à qui je dédicace ce travail. Sans qu'une introspection poussée soit nécessaire, il est facile de dire l'importance de leur contribution à ce travail. J'espère qu'il est à la hauteur de leur engagement et de la confiance qu'ils me témoignent.

Arrière propos

Les arrière propos ont toujours une petit goût rance. Dans une telle expérience animale qu'est une thèse, il serait faux d'affirmer que tout ne fût que délices et amabilités. Ce fût parfois au contraire âpre et difficile. C'est sans doute pour cela que je suis reconnaissant à toutes les personnes précédemment citées, pour m'avoir fait traverser ce Stix sans heur, sans douleur et même avec plaisir.

Au passage remercierai – je aussi quelques compagnons de mes routes de papier qui, bien que décédés pour la plupart, sont toujours de bon conseil, dans les moments agréables comme dans les moments difficiles (et notamment ici : [I] Stendhal, [II et IV] Dostoïevski, [III] Garcia Marquez, [V] Camilleri, mais aussi Melville, Calet, Coleridge, Yeats, Zweig, Rilke…)

Résumé

La dégradation de la qualité physique des sols est un problème couramment rencontré dans les agrosystèmes, comme par exemple dans le cas des systèmes de culture légumiers de plein champ en Bretagne. L'altération de la structure du sol pose à la fois des problèmes d'ordre agronomiques (circulation de l'eau et des gaz, levée des plantules, propagation des agents pathogènes) et environnementaux (érosion et ruissellement de surface). Une méthode possible de remédiation et d'amélioration des situations dégradées est d'utiliser des produits organiques comme amendements. L'effet propre de l'amendement en fonction de ses caractéristiques initiales est encore mal connu.

L'objectif de ce travail est d'étudier les relations entre les caractéristiques initiales des matières organiques exogènes et leur effet sur la stabilité structurale du sol, propriété physique du sol définissant la résistance de la structure aux contraintes physiques.

Une première partie de cette étude a consisté à établir les relations entre évolution de la stabilité structurale mesurée selon la procédure proposée par Le Bissonnais (1996) et différents agents agrégeants biologiques (polysaccharides extraits à l'eau chaude, longueur d'hyphes, biomasse microbienne) au cours de la décomposition de produits organiques en conditions contrôlées. La stabilité structurale évolue au cours du temps en fonction du test utilisé pour mesurer la stabilité structurale et des produits en cours de décomposition. La concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude est particulièrement corrélée avec la stabilité structurale à l'humectation lente. La longueur des hyphes mycéliens est reliée à la stabilité structurale à l'humectation rapide et à la désagrégation mécanique. Les produits induisant une forte activité biologique de décomposition ont un effet plus important sur la stabilité structurale que les produits se décomposant peu.

Dans une deuxième partie, nous mettons en relation les caractéristiques initiales des produits organiques, les dynamiques de décomposition et les évolutions des facteurs agrégeants et de la stabilité structurale. La qualité des matières organiques apportées sont mesurées par différentes méthodes (analyse proximale Van Soest, Pyrolyse GC/MS, attaque enzymatique, C/N, sucres solubles). A partir de cette description, une expression de la stabilité structurale à l'humectation lente a été proposée à partir de la concentration en lignine Van Soest, hémicellulose + cellulose Van Soest et sucres solubles.

L'évolution de la stabilité structurale est ensuite mesurée au cours de la décomposition des mêmes produits organiques utilisés au laboratoire, cette fois dans les conditions d'un essai au champ pendant 2 années. La hiérachie entre les produits est respectée entre le laboratoire et le champ, bien que les effets soient moins importants. On observe aussi des arrières effets importants la seconde année d'étude.

Dans la dernière partie de cette étude, nous proposons un modèle de prédiction de la stabilité structurale à l'humectation lente à partir des caractéristiques initiales des produits organiques. Ce modèle prend en compte les facteurs climatiques et la disponibilité de l'azote minéral dans le sol et simule l'effet d'un apport organique sur la stabilité structurale à un pas de temps journalier pour des conditions de plein champ. Il permet de bien décrire les résultats que nous avons mesurés au champ.

Mots clés : Matières Organiques Apportées, Stabilité Structurale, Facteurs agrégeants biologiques, Caractérisation initiale de la matière organique, Expérimentations en conditions contrôlées et au champ, Modélisation

Abstract

Degradation of soil physical quality is a common problem that occurs in many different agrosystems. This is for example the case in vegetable cropping systems in Brittany, France. Soil structure degradation has agronomic (gaseous and water dynamics, germination and rooting of crops, pathogenic agents propagation) and environmental (erosion and runoff) consequences. Adding organic matter as amendment is a possible method of improvement for degraded situations. However, the effect of the organic inputs depending on their initial characteristics is still to better understand.

The objective of this project is to study relationships between initial quality of organic inputs and their effects on soil structural stability, physical property that definites the structural resistance of soil to physical stress.

A first part of this study consists in establishment of relationships between evolutions of structural stability, measured by Le Bissonnais (1996) method and several aggregative agents (hot-water extractable polysaccharides, hyphae length and microbial biomass) along the decomposition of organic products under controlled conditions. Structural stability evolves along the time as a function of the test used to characterise structural stability and as a function of the organic inputs type. Polysaccharides concentration is well related to structural stability to slow wetting, while hyphae length was correlated with mechanical breakdown and fast wetting tests. Inputs that induced an important biological activity have more effects than organic products with low decomposition.

In a second part of this work, we set relationships between initial characteristics of products, their dynamics of decomposition, the evolution of aggregative agents and their effects on structural stability. Inputs quality was determined by different methods (Van Soest procedure, GC/MS Pyrolysis, enzymatic attack, C/N, soluble sugars). From this description, an expression of structural stability to slow wetting test was proposed.

Evolutions of structural stability are also followed for the same products under field conditions during two years. Ranking of products depending on their effects is the same than observed under controlled conditions, but actions of inputs are less important. We also observe back effects during the second year of study.

In the last part of this study, we propose a predictive model of structural stability to slow wetting at field scale using initial quality of the products as parameters. This model takes into account climatic factors and nitrogen availability in the soil at daily step. It permits to well simulate results we measured at field scale.

Keywords : Organic inputs, Structural stability, Biological aggregative agents, Initial characterisation of organic matter, Experiments under controlled conditions and at field scale, Modelisation

Liste des acronymes

ACP : Analyse en Composantes Principales

ADL : Acid Detergent Lignin

ADS : Acid Detergent Solution

CEC : Capacité d'Echange Cationique

CF : Résidus de Chou-Fleur

Co DV : Compost de Déchets Verts + Fientes de volailles

Co Ec : Compost d'Ecorce de peuplier + Fientes de volailles

Co FB : Compost de Fumier de Bovin

CPG-SM : Chromatographie Phase Gazeuse – Spectromètre de Masse

DM : Désagrégation Mécanique

ETP : Evapo-Transpiration Potentielle

FB : Fumier de Bovin

HL : Humectation Lente

HR : Humectation Rapide

ISB : Indice de Stabilité Biologique

LSD : Least Significant Difference

MOA : Matière Organique Apportée

MWD : Mean Weight Diameter

NDS : Neutral Detergent Solution

NK : Newman Keuls

Pa : Paille

RMSE : Root Mean Square Error

T : Température

t : Temps

TRIMS : Triple Rings Infiltrometer at Mutiple Suctions

Liste des figures

Figure 1 : Dégradation des sols dans le monde 23
Figure 2 : Les composants du sol à différentes échelles 29
Figure 3 : Schéma théorique de l'organisation et de l'évolution des mécanismes de désagrégation au cours d'un événement pluvieux 33
Figure 4 : Structuration d'un macro-agrégat selon le modèle hiérarchique 35
Figure 5 : Modèle conceptuel du turn-over des micro-agrégats 38
Figure 6 : Modèle conceptuel du turn-over des agrégats avec et sans travail du sol 39
Figure 7 : Présentation schématique des différents types de stabilisation par les matières organiques 46
Figure 8 : Synthèse de l'état de l'art et lacunes dans les connaissances 53
Figure 9 : Démarche adoptée dans cette étude 55
Figure 10 : Température, ETP et précipitations sur le site pendant la période d'étude 59
Figure 11 : Organisation du dispositif expérimental 62
Figure 12 : Hypothèses pour la classification des produits 64
Figure 13 : Démarche de l'étude, chapitre 3 79
Figure 14 : Evolution de la stabilité structurale à HR, à DM, et à HL pour les quatre produits type 82
Figure 15 : Minéralisation du carbone pour les quatre produits type 85
Figure 16 : Evolution de la concentration en polysaccharides extraits à l'eau pour les quatre produits type 86
Figure 17 : Evolution de la biomasse microbienne pour les quatre produits type 88
Figure 18 : Evolution de la longueur d'hyphes pour les quatre produits type 89
Figure 19 : Corrélations entre l'évolution des teneurs en polysaccharides et l'évolution de la stabilités structurale mesurée par le test HL : 93
Figure 20 : Corrélations entre l'évolution des longueur d'hyphes et l'évolution de la stabilités structurale mesurée par le test HR 94
Figure 21 : Corrélations entre l'évolution des longueur d'hyphes et l'évolution de la stabilités structurale mesurée par le test DM 94
Figure 22 : Analyse en Composantes Principales - facteurs agrégeants, vitesse de minéralisation et tests de stabilité structurale 95
Figure 23 : Distribution des monosaccharides extraits au TFA 100
Figure 24 : Minéralisation du C des mélanges de produits types 103
Figure 25 : Minéralisation nette de N des mélanges de produits types 104
Figure 26 : Dynamique de la biomasse microbienne des mélanges de produits types 105
Figure 27 : Evolution de la longueur d'hyphes des mélanges 105
Figure 28 : Evolution de la teneur en polysaccharides des mélanges de produits types 106
Figures 29 : Evolution de la stabilité structurale (MWD) des mélanges de produits 107
Figure 30 : Minéralisation du C apporté pour CF x Pa, CF x Pa fongicide et CF x Pa bactéricide 111

Figure 31 : Evolution de la longueur des hyphes et de la biomasse microbienne pour CF x Pa, CF x Pa fongicide et CF x Pa bactéricide 111
Figure 32 : Evolution de la concentration en polysaccharides pour les traitments CF x Pa, CF x Pa fongicide et CF x Pa bactéricide 112
Figures 33 : Evolution de la stabilité structurale pour les traitments CF x Pa, CF x Pa fongicide et CF x Pa bactéricide 113
Figure 34 : modèle conceptuel de stabilisation des agrégats par les agents biologiques au cours de la décomposition 121
Figure 35 : Démarche de l'étude, chapitre 4 125
Figure 36 : Variabilité des compositions en composés solubles et en polyosides des composts et fumiers 127
Figure 37 : Composition de Pa, LB, Pa x LB, FB et Co FB 131
Figure 39 : Ajustement des mesures de stabilité structurale HL par la fonction lognormale 140
Figure 40 : ACP des caractéristiques initiales des produits et des paramètres ajustés de la stabilité 141
Figure 41 : Corrélation entre la stabilité structurale et la teneur en carbone humifié 142
Figure 42 : Démarche de l'étude, chapitre 5 148
Figure 43 : Evolution de la stabilité structurale HR après le premier apport 149
Figure 44 : Evolution de la stabilité structurale DM après le premier apport 150
Figure 45 : Evolution de la stabilité structurale HL après le premier apport 151
Figure 46 : Evolution de la stabilité structurale HR le 1er mois de la seconde année 152
Figure 47 : Evolution de la stabilité structurale DM le 1er mois de la seconde année 153
Figure 48 : Evolution de la stabilité structurale HL le 1er mois de la seconde année 154
Figure 49 : Evolution des stabilités structurales HR, DM et HL le 12ème mois de la seconde année 156
Figure 50 : Evolution de la concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude du sol au trois dates de prélèvement 158
Figure 51 : Concentration en polysaccharides à l'état final de l'étude pour les modalités simple apport (1) et double apport (2) 159
Figure 52 : Biomasse microbienne et longueur d'hyphes à l'état final de l'étude pour les modalités simple apport (1) et double apport (2) 160
Figure 53 : Abondance lombricienne et diversité écologique mesurées sur la modalité double apport des traitements Te, CF, Pa, FB et Co Ec. 161
Figure 54 : Concentration en carbone et C/N dans les sols pour les différentes modalités à l'état final 162
Figure 55 : Conductivité hydraulique pour les huit modalités aux potentiels 163
Figure 56 : Evolution des états de surface après 25, 30.6 et 68.2 mm de pluie 165
Figure 57 : Teneur en azote minéral dans le sol en juillet 2002 166
Figure 58 : Minéralisation du carbone pour FB et CF à trois doses 170
Figure 59 : Effets de l'apport de FB et CF sur les stabilités structurales HR, DM, HL pour trois doses 170
Figure 60 : Evolution possible du spectre de taille des particules de sol au cours du temps 171
Figure 61 : Schéma explicatif des distributions granulométriques obtenues à partir d'agrégat de 10 – 20 mm sous pluie simulée 172

Figure 62 : Relation entre concentration en polysaccharides et stabilité structurale HL au champ. Corrélation observée pour CF et Pa au laboratoire *174*
Figure 63 : Relation entre stabilité structurale à l'humectation rapide et % faciès F2, un mois après le second apport *178*
Figure 64 : Démarche de l'étude, chapitre 6 ..... *184*
Figure 65 : Structure du modèle Pouloud *185*
Figure 66 : Ajustement de la fonction de détermination du facteur µN à partir des données expérimentales de Molina et al., (1983) *189*
Figure 67 : organigramme des différentes fonctions du modèle *190*
Figure 68 : prédiction de l'évolution de la stabilité structurale en conditions contrôlées *191*
Figure 69 : Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale pour les différents produits organiques en conditions contrôlées *192*
Figure 70 : Teneur en eau simulée au cours de la période d'étude *193*
Figure 71 : Comparaison du nombre de jours normalisés par horizon *194*
Figure 72 : Evolution du coefficient µN pour les 4 produits organiques type en fonction du temps *194*
Figure 73 : Minéralisation du carbone simulé en conditions optimales avec les fonctions température et humidité, avec la fonction de disponibilité en azote *195*
Figure 74 : Prédiction des dynamiques de stabilités HL avec et sans la fonction qualité des produits *198*
Figure 75 : Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale pour le traitement CF x FB *199*
Figure 76 : Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale pour le traitement Co FB *200*
Figures 77 : Simulation de l'effet d'apport de CF, Pa et FB sur la stabilité structurale pour huit situations climatiques contrastées *202*
Figure 78 : Prédiction du modèle de l'évolution de la stabilité structurale pendant 10 ans pour 3 produits et deux dates d'apports *204*
Figure 79 : Présentation schématique des effets des produits organiques sur la stabilité structurale en fonction de leur décomposabilité *212*

Liste des tableaux

Tableau 1 : Principales caractéristiques des différents mécanismes de désagrégation *32*
Tableau 2 : Caractéristiques de différentes méthodes d'évaluation de la stabilité structurale *34*
Tableau 3 : Effets de divers apports de matières organiques sur la stabilité structurale des sols à travers quelques exemples *52*
Tableau 4 : Caractéristiques granulométriques et chimiques du sol étudié *60*
Tableau 5 : Successions culturales sur la parcelle de l'étude *61*
Tableau 6 : Equivalence en tonnes de matière fraîche par hectare correspondant à 4 g $C.kg^{-1}$ sol sec pour les différents produits (matière sèche entre parenthèses) *64*
Tableau 7 : Composition des différents produits en fonction de leur teneur C et N, du fractionnement Van Soest, de leur teneur en sucres solubles et cellulose Weende *75*
Tableau 8 : Composition des différents produits par pyrolyse GC/MS *75*
Tableau 9 : Caractéristiques des sols non-amendés au cours du temps *80*
Tableau 10 : Synthèse des différentes évolutions de la stabilité structurale, par test, par phase et par produits. *84*
Tableau 11 : Synthèse des différentes évolutions des facteurs agrégeants par phase et par produit *90*
Tableau 12 : Evolution des trois tests de stabilité et des facteurs agrégeants en fonction du temps et en fonction des produits organiques : résidus de Chou-Fleur, Paille, Fumier de Bovin et compost d'écorce de peuplier et de fientes de volailles. *92*
Tableau 13 : Composition des différents produits *128*
Tableau 14 : Composition des différents produits par pyrolyse GC/MS *128*
Tableau 15 : Prédiction de la minéralisation du carbone *136*
Tableau 16 : Paramètres ajustés pour les différents produits *140*
Tableau 17 : Coefficient de corrélation entre les tests et les facteurs agrégeants à la fin de l'étude *174*
Tableau 18 : Proposition de domaines de pertinence des tests selon les conditions. *179*
Tableau 19 : Synthèse des coefficients d'ajustement des fonctions de minéralisation de C et N *192*
Tableau 20 : Caractéristiques des différentes années climatiques choisies *201*

Sommaire

Liste des acronymes **11**

Liste des figures **12**

Liste des tableaux **15**

Sommaire **16**

Introduction **21**

1 Etude bibliographique et localisation du sujet **27**

1.1 Organisation de la structure du sol – définition de la stabilité structurale *27*

1.1.1 Composantes de la structure du sol et importance de la stabilité structurale 27

1.1.2 Facteurs influençant stabilité structurale 30

1.1.3 Mécanismes de désagrégation du sol et tests de stabilité structurale 31

1.2 Rôle de la matière organique du sol sur la formation et la stabilisation des agrégats *35*

1.2.1 Contribution des facteurs abiotiques 36

1.2.2 Modèles de mise en place de l'agrégat et de la stabilité structurale en interaction avec les matières organiques apportées au cours de leur décomposition 37

1.3 Modalités de la décomposition des matières organiques apportées *40*

1.4 Dynamique de la stabilité structurale au cours de la décomposition de la matière organique *43*

1.4.1 Caractéristiques des facteurs agrégeants issus de la décomposition des produits organiques 43

1.4.2 Relations entre les matières organiques, les facteurs agrégeants et la stabilité structurale au cours du temps 46

1.5 Problématique, hypothèses et démarche adoptée *53*

2 Matériel et méthodes **59**

2.1 Dispositifs expérimentaux *59*

2.1.1 Site expérimental 59

2.1.2 Dispositif expérimental en conditions contrôlées 65

2.2 Méthodes de suivi de l'évolution de la décomposition des matières organiques et des paramètres physiques, biologiques et chimiques du sol *68*

2.2.1 Mesure de la stabilité structurale 68

2.2.2 Mesures des facteurs agrégeants 69

2.2.3 Mesures de la minéralisation de la matière organique apportée 71

2.2.4 Mesures spécifiques au dispositif au champ 72

2.2.5 Caractéristiques initiales des produits organiques 73

2.2.6 Traitements statistiques des données ... 76

3 Mécanismes de stabilisation de l'agrégat au cours de la décomposition des matières organiques en conditions contrôlées ... 79

3.1 Evolution de la stabilité structurale et des facteurs agrégeants des traitements sans apport de M.O.A. 80

3.1.1 Evolution des stabilités structurales ... 80

3.1.2 Evolution des facteurs agrégeants ... 80

3.2 Evolution de la stabilité structurale, de la minéralisation du C et des facteurs agrégeants pour les traitements avec apport de M.O.A. type ... 81

3.2.1 Evolution des stabilités structurales ... 82

3.2.2 Minéralisation du carbone et évolution des facteurs agrégeants ... 85

3.2.3 Relations entre facteurs agrégeants et stabilité structurale ... 92

3.2.4 Discussion ... 96

3.2.5 Conclusion ... 102

3.3 Evolution de la stabilité structurale et des facteurs agrégeants des traitements avec apport des produits organiques composés ... 103

3.3.1 Evolution de la stabilité structurale, de la minéralisation du C et des facteurs agrégeants pour des mélanges de produits type ... 103

3.3.2 Evolution de la stabilité structurale, de la minéralisation du C et des facteurs agrégeants pour les produits avec biocides ... 110

3.4 Conclusion du chapitre ... 115

3.4.1 Proposition d'un modèle conceptuel ... 115

3.4.2 Limites du modèle ... 118

4 Caractérisation des matières organiques apportées et relation avec les évolutions de la stabilité structurale ... 125

4.1 Caractérisation de la qualité des produits ... 126

4.1.1 Analyse quantitative ... 126

4.1.2 Analyse qualitative par Pyrolyse GC-MS ... 129

4.1.3 Discussion ... 130

4.2 Relations entre la qualité initiale des produits organiques et l'évolution de la minéralisation, des facteurs agrégeants et de la stabilité structurale au cours de la décomposition ... 135

4.2.1 Relation entre qualité initiale des produits organiques et la minéralisation du carbone apporté ... 135

4.2.2 Relations entre qualité initiale des produits organiques et les dynamiques des facteurs agrégeants biologiques ... 138

4.2.3 Relation entre caractérisation initiale des produits organiques et les évolutions de la stabilité structurale ... 139

4.3 Conclusion du chapitre ... 143

5 Evolution de la stabilité structurale et de propriétés associées au cours de la décomposition de la matière organique dans les conditions d'un essai *in situ* en sol nu 147

5.1 Effets de l'apport des produits organiques sur la stabilité structurale 149
5.1.1 Evolution de la stabilité structurale au cours de la première année d'étude 149
5.1.2 Stabilité structurale un mois après le second apport 152
5.1.3 Stabilité structurale à l'état final de l'étude 155

5.2 Evolution des facteurs agrégeants biologiques 158
5.2.1 Evolution de la concentration en polysaccharides au cours de l'étude 158
5.2.2 Biomasse microbienne et longueur d'hyphes à l'état final de l'étude 160
5.2.3 Communauté lombricienne à l'état final de l'étude 161
5.2.4 Teneur en carbone et C/N à l'état final de l'étude 162

5.3 Modifications des autres propriétés du sol 163
5.3.1 Conductivité hydraulique à la fin de la première année d'étude 163
5.3.2 Evolution de l'état de surface après le second apport 164

5.4 Discussion 166

5.5 Conclusion du chapitre 180

6 Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale après apport d'une matière organique 183

6.1 Description du modèle POULOUD 185
6.1.1 Equations utilisées 186
6.1.2 Application des différentes équations du modèle aux données expérimentales 191

6.2 Modélisation des mesures de l'essai au champ 196

6.3 Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale à l'humectation lente pour différents scénarios 201
6.3.1 Influence du climat sur l'effet des produits 201
6.3.2 Prédiction de la stabilité structurale après 10 ans d'apports annuels 203

6.4 Conclusion du chapitre 204
6.4.1 Validité du modèle 204
6.4.2 Utilisation de la fonction "caractéristiques des M.O.A." 205

Conclusion générale 209

Bibliographie 219

Annexes 243

Introduction

Introduction

L'apport de produits organiques dans le sol est une pratique très ancienne en agriculture. On en retrouve la trace dans plusieurs textes de l'Antiquité comme "l'Odyssée" d'Homère ou "les Géorgiques" de Virgile. Jusqu'à Liebig et sa démonstration de la nutrition azotée minérale des plantes en 1840, cette matière était une ressource principale, permettant à l'agriculteur d'améliorer la fertilité du sol pour produire de la biomasse végétale. La découverte des engrais de synthèse va réduire le recours à cette matière organique, au point qu'elle soit dans certains cas jugée aujourd'hui d'excédentaire.

Pourtant, l'effet des matières organiques apportées ne se résume pas à une quantité d'éléments minéraux disponibles pour les plantes. Leur spectre d'action est large, des propriétés physiques aux propriétés chimiques et biologiques du sol, et complexe, ce qui explique pourquoi de nombreux travaux scientifiques s'y intéressent jusqu'à aujourd'hui. La compréhension des mécanismes d'action et l'inscription de ces connaissances dans un milieu hétérogène tel que le sol revêtent aujourd'hui des enjeux agronomiques, dans la construction de nouveaux systèmes de culture, mais aussi environnementaux, à l'échelle locale et planétaire. Ses effets sont particulièrement importants lorsque l'on s'intéresse à la l'organisation de la structure physique des sols.

L'altération de la qualité physique des sols[1] concerne une surface très importante des terres émergées dans le monde et notamment des sols cultivés (Figure 1). Les impacts de cette dégradation physique sont nombreux et concernent la qualité de l'eau, de l'alimentation humaine et les différentes fonctions environnementales du sol. Cette dégradation est liée à la fois à des conditions pédo-climatiques particulières et, directement ou indirectement, à l'activité humaine. Au delà de la préservation du milieu, il existe des motivations agronomiques de s'intéresser à l'organisation physique du milieu "sol' et à son évolution. Il s'agit d'évaluer les qualités trophiques du milieu sol pour la végétation cultivée, qui résultent des propriétés de transfert et de stockage, ainsi que des propriétés mécaniques qui déterminent

[1] Le concept de qualité des sols est considéré ici dans son acception proposée par Association états-unienne de Sciences du sol (1992) : "capacité d'un certain type de sol à fonctionner, au sein d'écosystèmes naturels ou aménagés pour supporter une culture ou une production animale, maintenir ou améliorer la qualité de l'air et de l'eau et d'assurer la santé humaine et l'habitat" in Walter et al. (2002).

la levée des cultures et la croissance des organes souterrains (Stengel, 1990). La structure du sol détermine la susceptibilité d'un sol à l'érosion et au ruissellement.

Dans les cas des systèmes légumiers du nord de la Bretagne, la dégradation progressive de la qualité physique du sol est observée depuis plusieurs décennies. Une conjonction de causes explique cette évolution :

- Les sols, composés majoritairement de limons éoliens, sont favorables à la culture de légumes, mais sont dans le même temps particulièrement sensibles à la battance et au tassement.
- Les teneurs en matière organique mesurées dans ces zones sont en constante diminution et se situent parmi les valeurs les plus faibles de Bretagne (Widiatmaka, 2004).
- Les récoltes et le travail du sol sont répartis tout le long de l'année culturale et peuvent être réalisés alors que le sol est humide (Roche, 2000). De plus, les rotations entre deux cultures sont souvent courtes et impliquent un nombre important de passage d'engins.

La dégradation de la structure des sols légumiers a pour conséquence directe la baisse de leur fertilité[2]. La stagnation des eaux en surface entraîne la prolifération de pathogènes susceptibles de diminuer le rendement. La germination des plantules et la morphologie des tubercules peuvent aussi être concernées dans certains cas. L'altération de la structure physique du sol entraîne une diminution de la teneur en matière organique. Les phénomènes d'érosion et de ruissellement y sont régulièrement observés.

Pour remédier à ces problèmes liés à la structure physique des sols, l'utilisation d'amendements organiques est une pratique classique. Cependant, les exploitations agricoles légumières sont devenues des ateliers de production très spécialisés. L'élevage a souvent disparu des fermes et avec lui, les amendements organiques classiques, tels que le fumier. En revanche, les zones légumières sont entourées par des bassins de production agricoles qui fabriquent ces différents produits organiques, parfois de façon excédentaire. Une gamme diversifiée de matières organiques exogènes est donc disponible en grande quantité et pourrait être utilisée par les maraîchers. Reste cependant à en connaître la valeur amendante.

[2] La fertilité du sol est définie ici comme "la capacité d'un sol à produire de la biomasse végétale".

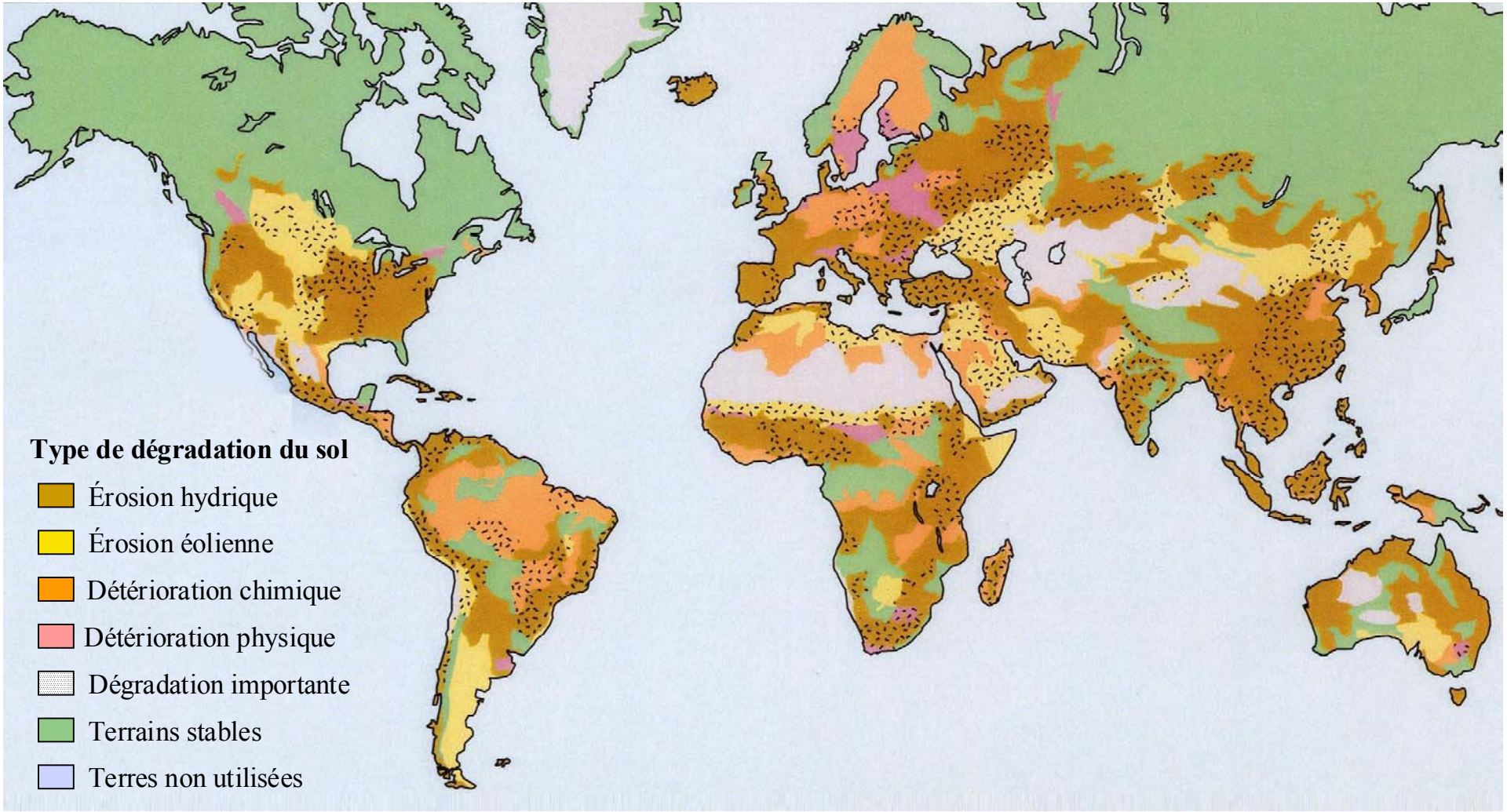


Figure 1 : Dégradation des sols dans le monde (traduit de Oldeman et al., 1990)

La dégradation des sols et en particulier l'altération physique et l'érosion sont des problèmes largement partagés dans le monde (Figure 1). Elles touchent à la fois les pays développés où l'agriculture est mécanisée, mais aussi des pays où l'agriculture constitue l'activité principale de la majorité de la population.

Cette étude s'intéresse à l'effet des produits organiques sur une propriété physique particulière du sol, la stabilité structurale, et plus précisément aux relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol.

La première partie de ce mémoire concernera le contexte bibliographique dans lequel a été réalisée cette étude. Cette revue de l'état de l'art permettra de conclure ce chapitre par la proposition d'une problématique générale à cette étude et d'hypothèses de travail. Le chapitre 2 décrira le matériel et les méthodes utilisés. Le chapitre 3 décrira des expérimentations en conditions contrôlées où les relations entre stabilité structurale et facteurs agrégeants biologiques seront étudiées pour différents produits en cours de décomposition. Le chapitre 4 concernera les relations entre caractéristiques initiales des produits, mesurées par différentes méthodes, et les dynamiques de minéralisation des produits, d'évolution des facteurs agrégeants et de la stabilité structurale en conditions contrôlées. Le chapitre 5 sera consacré à l'étude pendant deux années de l'effet des produits organiques sur la stabilité structurale dans les conditions d'un essai de plein champ en sol nu. Le chapitre 6 présentera un modèle de prédiction de l'évolution de la stabilité structurale en conditions de plein champ à partir des caractéristiques initiales des produits organiques.

Chapitre I

1 Etude bibliographique et localisation du sujet

Dans ce chapitre, différents points bibliographiques seront développés : l'organisation de la structure et la stabilité structurale des sols (§ 1.1), le rôle de la matière organique dans la constitution et la stabilisation des agrégats (§ 1.2), les caractéristiques de décomposition de la matière organique apportée au sol (§ 1.3) et les relations qu'il existe entre caractéristiques de la décomposition et dynamique de la stabilité structurale (§ 1.4). Le paragraphe 1.5. proposera une problématique générale à ce travail à partir de ces différents éléments, puis présentera les principales hypothèses retenues et la démarche adoptée pour cette étude.

1.1 Organisation de la structure du sol – définition de la stabilité structurale

La structure du sol définit la façon dont le sol est organisé dans l'espace (Dexter, 1988) et dans le temps (Roger-Estrade, 1995). Cette organisation peut s'évaluer à différentes échelles (figure 2) et selon des processus différents. Kay (1990) proposait une description de la structure du sol en trois composantes : la forme, la stabilité et la résilience.

1.1.1 Composantes de la structure du sol et importance de la stabilité structurale

La **forme structurale** décrit l'arrangement hétérogène des solides et des vides existant dans le sol en un temps donné. La porosité totale, la distribution des tailles de pores, la continuité du système poreux, l'arrangement des particules solides entre elles, l'organisation des zones de fractures sont des exemples de caractéristiques de cette forme structurale.

La **stabilité structurale** correspond à la capacité d'un sol à conserver son arrangement entre particules solides et vides lorsqu'il est exposé à différentes contraintes. Ces contraintes peuvent être de différentes natures et de différentes intensités, comme par exemple l'impact d'une pièce d'un outil de travail du sol, l'impact de gouttes de pluie ou l'humectation (Le Bissonnais, 1996a). Dans la plupart des cas, le terme de stabilité structurale est synonyme de stabilité des agrégats, l'évolution de la porosité correspondant à l'évolution du volume du sol non occupé par les particules solides (Dexter, 1988).

La **résilience structurale** définit la capacité d'un sol à retrouver sa forme structurale grâce à des processus naturels lorsque les contraintes physiques s'atténuent ou cessent d'être appliquées. Les processus en jeu peuvent être nombreux : activité biologique (racines, macro faune, et microflore), cycles dessiccation / réhumectation, gel / dégel (Kay et Rasiah, 1994).

A partir de ces trois composantes, il est possible de définir les évolutions de la structure du sol dans le temps et dans l'espace et de définir une vulnérabilité du sol à son environnement (Kay, 1990). Un sol instable avec une faible résilience va être particulièrement vulnérable aux contraintes extérieures.

Parmi ces composantes de la structure, la stabilité structurale permet de définir la sensibilité du sol à la dégradation au cours du temps. Elle est donc particulièrement importante à prendre en compte dans les questions touchant à la fertilité physique et aux paramètres environnementaux liés au sol. La résistance des agrégats à des contraintes physiques détermine la sensibilité d'un sol à la battance et à l'érosion (Le Bissonnais, 1996a), la germination et l'enracinement des plantes cultivées (Lynch et Bragg, 1985 ; Angers et Caron, 1998) et aussi la capacité d'un sol à séquestrer du carbone par protection physique des molécules organiques (Jastrow et Miller, 1997).

La stabilité structurale peut être appréhendée de deux façons différentes et complémentaires : les caractéristiques qui établissent la stabilité (qui établissent la cohérence entre les particules de sol) et les processus auxquels elle s'oppose (processus de désagrégation générés par les contraintes appliquées au sol).

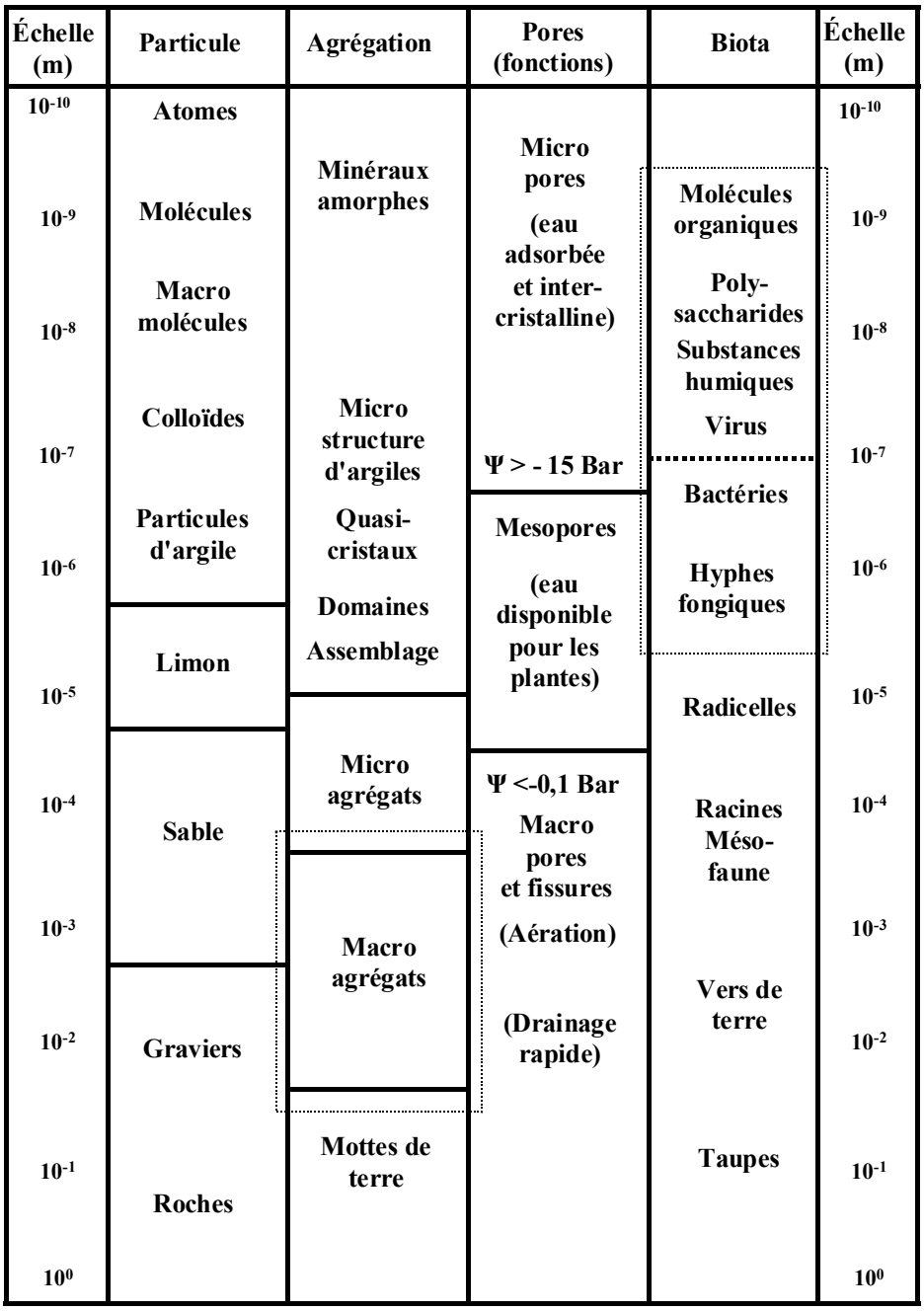


Figure 2 : Les composants du sol à différentes échelles (d'après Kay, 1990)

L'organisation du sol est une association complexe d'éléments de taille et de nature très diverses (Figure 2). Les fonctions associées à chaque élément dépendent des composantes de tailles équivalentes (par exemple la taille de la porosité et les organismes y vivant) mais aussi de niveau d'échelle bien supérieurs ou inférieurs (par exemple l'effet des molécules organiques sur les niveaux d'agrégation supérieurs). Les niveaux d'observation et les fonctions du sol étudiées sont donc à prendre en compte à la fois à leur échelle propre, mais aussi dans le continuum du sol. Dans cette étude, nous nous intéresserons particulièrement au niveau millimétrique de l'agrégation (macro agrégats) et aux éléments biologiques inférieurs à 10^{-6} m (molécules organiques, microorganismes). Au-delà des éléments décimétriques, il existe différents principes d'observation de l'état structural d'un sol, notamment à l'échelle du profil cultural (Hénin *et al.*, 1969 ; Manichon, 1982).

1.1.2 Facteurs influençant stabilité structurale

Les principales propriétés du sol influençant la stabilité structurale ont fait l'objet de nombreuses études et revues (par exemple Le Bissonnais, 1996b ; Kay, 1997 ; Bronick et Lal, 2004). Les principales caractéristiques sont les suivantes :

- La **texture du sol**. La stabilité structurale augmente avec la teneur en argile, sans toute fois qu'il soit possible d'établir de corrélations significatives généralisables à tous les types de sols (Le Bissonnais, 1996b). L'effet de la teneur en argile dépend en particulier de la teneur en eau (Gollany *et al.*, 1991). Les sols limoneux et sableux sont plus fragiles que les sols argileux.
- La **minéralogie des argiles.** Le type d'argile joue un rôle ambivalent sur la stabilité structurale. Les argiles avec une capacité d'échange cationique forte induisent des agrégats plus résistants, car elles offrent une surface de contact plus importante, mais elles peuvent se disperser plus facilement quand les conditions s'y prêtent.
- La **matière organique.** La matière organique influence la stabilité structurale par plusieurs mécanismes. Elle joue le rôle de liant entre les particules et modifie les propriétés hydriques du sol. Certaines études montrent une relation directe entre la teneur en carbone total et la stabilité structurale (par exemple Dutartre *et al.*, 1993 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002). Ce n'est pas toujours le cas, selon le type de sol (par exemple Martens, 2000b ; Kushwaha *et al.*, 2001) ou le test de mesure de la stabilité structurale utilisé (par exemple Le Bissonnais *et al.*, 1995 ; Le Bissonnais et Arrouays, 1997 ; Chenu *et al.*, 2000), suggérant ainsi que la relation n'est probablement pas linéaire et dépend de la nature des interactions particules de sol – matière organique (Le Bissonnais, 1996b).
- La **teneur en sodium, calcium et autres cations.** La nature et la teneur en cations échangeables influencent la stabilité structurale par leur effet sur les processus de dispersion / floculation des argiles. Cette caractéristique est fortement liée à la texture du sol et au type d'argile.
- Les **oxydes de fer et d'aluminium.** Ces oxydes jouent le rôle de floculant dans le sol et contribuent ainsi à augmenter la stabilité structurale en servant de "ponts" entre les différentes composantes de la structure. Leur effet est particulièrement effectif et

observé dans les sols tropicaux, où les teneurs en argiles sont importantes (Six *et al.*, 2002).

- La **teneur en calcaire**. L'apport du $CaCO_3$ a un effet favorable sur la stabilité structurale. Cependant, son action n'est significative que lorsque la teneur en argile est suffisante. L'effet du calcaire est principalement dû à l'effet de l'ion Ca^{2+}.

Dans les sols limoneux, la teneur en matière organique est la caractéristique à la fois la plus efficace[3] et la plus accessible pour l'agriculteur à travers ses pratiques. L'apport de matières organiques exogènes modifie la quantité et la qualité de la matière organique du sol.

1.1.3 Mécanismes de désagrégation du sol et tests de stabilité structurale

Le Bissonnais (1996a) proposait une revue des mécanismes associés à la désagrégation et des méthodes permettant d'évaluer la stabilité structurale (Tableau 1). Quatre processus peuvent être identifiés :

i/ **L'éclatement**, correspondant à la désagrégation par compression de l'air piégé lors de l'humectation. L'intensité de l'éclatement dépend du volume d'air piégé, donc de la teneur en eau initiale des agrégats et de leur porosité (Le Bissonnais, 1990).

ii/ **La désagrégation mécanique** sous l'impact des gouttes de pluie. Elle intervient principalement lorsque le sol est saturé en eau. L'énergie cinétique des gouttes d'eau n'est plus absorbée mais transformée en force de cisaillement. La désagrégation mécanique peut aussi être provoquée par le passage d'outil de travail du sol.

iii/ **La microfissuration** par gonflement différentiel. Ce phénomène intervient suite à l'humectation et la dessiccation des argiles, entraînant des fissurations dans les agrégats. L'importance de ce mécanisme dépend en grande partie de la teneur en argile des sols.

iv/ **La dispersion physico-chimique**. Elle correspond à la réduction des forces d'attraction entre particules colloïdales lors de l'humectation (Emerson, 1967). Elle dépend de la taille et la valence des cations (particulièrement du sodium) pouvant lier les charges négatives dans le sol. C'est le mécanisme de désagrégation le plus efficace, car il concerne les particules élémentaires et décuple les autres mécanismes (Bresson et Boiffin, 1990).

[3] L'efficacité du chaulage dépend de la teneur et de la nature des argiles.

Ces mécanismes coexistent dans les conditions du sol et leur intensité dépend des conditions du milieu. Les particules résultant de la désagrégation sont différentes en fonction du mécanisme considéré (Tableau 1).

Mécanisme	**Eclatement**	**Désagrégation mécanique**	**Désagrégation par gonflement différentiel**	**Dispersion physico-chimique**
Nature des forces en jeu	Pression interne de l'air piégé lors de l'humectation	Impact des gouttes de pluie	Pression interne par gonflement différentiel de l'argile	Réduction des forces d'attraction entre les particules
Intensité de la désagrégation	Totale	Cumulative	Partielle	Totale
Propriétés du sol en jeu	Porosité, mouillabilité, cohésion interne	Cohésion humide (argile, matière organique, oxydes)	Gonflement potentiel, cohésion, conditions d'humectation	Statut ionique, minéralogie des argiles
Particules résultantes	Petits micro-agrégats (< 500 µm)	Particules élémentaires et micro-agrégats	Macro- et micro-agrégats	Particules élémentaires

Tableau 1 : Principales caractéristiques des différents mécanismes de désagrégation (Le Bissonnais, 1996a)

Plusieurs revues font l'inventaire des méthodes existant pour mesurer la stabilité structurale (par exemple Beare et Bruce, 1993 ; Le Bissonnais, 1996a ; Diaz-Zorita *et al.*, 2002). Le tableau 2 présente les caractéristiques de quelques tests de stabilité structurale[4]. Dans la plupart des cas, il s'agit de méthodes appliquées sur des échantillons prélevés au champ et traités en conditions contrôlées au laboratoire.

Les caractéristiques des échantillons initiaux, les niveaux d'énergie et les mécanismes à l'œuvre sont différemment reproduits d'un test à l'autre, rendant difficile les comparaisons entre des résultats obtenus par différentes méthodes. Une première approche consiste à observer le comportement d'un sol sous une pluie d'intensité contrôlée (Low, 1967 ; Young, 1984 ; Loch, 1989). Cette démarche présente l'avantage de reproduire des conditions proche de la réalité, mais permet difficilement d'isoler tel ou tel mécanisme de désagrégation.

Une autre approche consiste à appliquer des contraintes précises sur les agrégats. Le tamisage à l'eau d'agrégats secs est couramment utilisé et correspond principalement au mécanisme d'éclatement (Yoder, 1936 ; Hénin *et al.*, 1958 ; Kemper et Rosenau, 1986). Hénin *et al.*, (1958) proposaient de substituer à l'eau de l'éthanol ou du benzène afin de limiter l'éclatement et de pouvoir tester la désagrégation mécanique. Les résultats de ces tests

[4] Il existe des mesures de stabilité structurale à sec, correspondant à des phénomènes d'érosion éolienne (Chepil, 1952 ; Zobeck, 1991 ; Buschiazzo et al., 1994). Ces tests ne seront pas discutés ici.

sont ensuite mis en relation avec des observations réalisées en conditions réelles (De Noni *et al.*, 2002 ; Ramos *et al.*, 2003). De Noni *et al.*, (2002) comparaient les résultats de différents tests de stabilité structurale avec les niveaux d'érosion observés sur des parcelles expérimentales. Les tests de Le Bissonnais (1996a), Yoder (1936), Kemper et Rosenau (1986), Hénin *et al.* (1958) étaient bien corrélés à l'érosion (r^2 égal à 0.90 ; 0.76 ; 0.72 et 0.66, respectivement).

D'autres études font le lien entre pluies simulées et tests de stabilité et proposent des modèles pour passer des tests à des observations au champ. Legout *et al.* (2004) proposaient un modèle faisant succéder dans le temps l'importance relative des trois tests proposés par Le Bissonnais (1996a) au cours d'une pluie simulée (figure 3). Les trois traitements appliqués aux échantillons (humectations rapide et lente représentant respectivement le mécanisme d'éclatement et de microfissuration, et la désagrégation mécanique) semblent jouer des rôles importants à des moments différents de la pluie et des conditions hydriques dans le sol. De plus, cette méthode a été mise au point de telle sorte que des méthodes précédentes lui soient en partie comparables (Hénin *et al.*, 1958 ; Yoder, 1936 ; Kemper et Rosenau, 1986). Cette méthode sera utilisée par la suite dans cette étude.

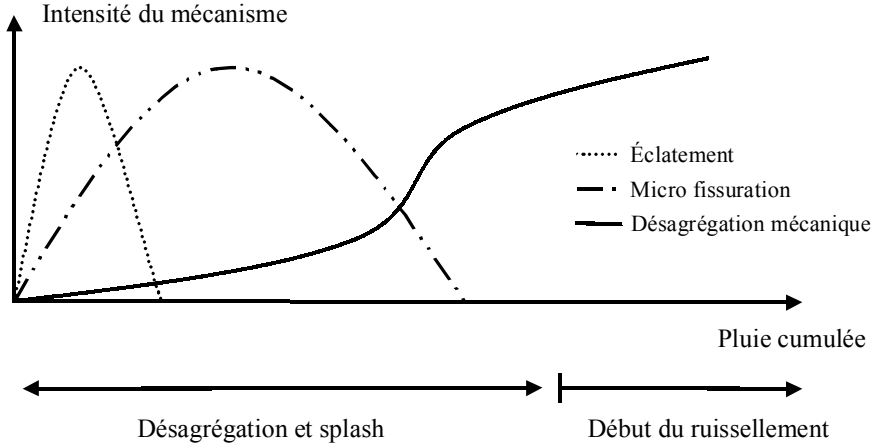


Figure 3 : Schéma théorique de l'organisation et de l'évolution des mécanismes de désagrégation au cours d'un événement pluvieux (redessiné de Legout et al., 2004)

Il faut cependant préciser que, quelle que soit la méthode utilisée, l'estimation de la stabilité structurale reste un test et un indicateur, plus qu'une mesure *stricto sensu*[5]. La stabilité structurale n'est pas sanctionnée par une grandeur physique précise, mais indirectement par la masse résultant d'une contrainte. Cette contrainte n'est pas non plus

[5] Dans la suite de cette étude, le terme de mesure sera utilisé par commodité, de la même façon que l'on peut le retrouver dans la littérature.

définie par une énergie précise. L'objectif est ici de reproduire des phénomènes existants et composés par de multiples facteurs.

Echantillon initial	Traitement	Expression du résultat	Référence
Sol entier	Immersion dans l'eau et agitation	Masse de particules de 50 µm en solution prélevées par gravité[6]	Martin et Waksman, 1940
3-5 mm	Tamisage à l'eau	Diamètre Moyen Pondéré (MWD[7])	Yoder, 1936
Sol entier	Gouttes d'eau	Nombre de gouttes	Mc Calla, 1944a
-	Tamisage à sec	> 0.84 mm / Index de stabilité structurale à sec	Chepil, 1952
< 2 mm	Tamisage à l'eau, éthanol, Benzène	% > 0.200 mm / index de Hénin	Hénin *et al.*, 1958
Sol entier	Tamisage sec et à l'eau	Delta de MWD	De Leenheer et De Boolt, 1959
4-5 mm	Gouttes de pluie	Nombre de gouttes	Low, 1967
4 – 5 mm	Ultrasons	Taux de dispersion	Edwards et Bremer, 1967
3-5 mm	Immersion	Qualitatif	Emerson, 1967
1 – 3 mm	Immersion 24 h, agitation	> 1 mm	Skinner, 1979
-	Tamisage à l'eau	> 3 mm / Index de stabilité	Bryan, 1968
4 – 5 mm	Ultrasons	Porosité inter-agrégats	Grieve, 1980
2 – 9 mm	Gouttes de pluie	MWD	Young, 1984
1 – 2 mm	Tamisage à l'eau	% > 0.250 mm	Kemper et Rosenau, 1986
2-3, 4 mm	Tamisage à l'eau	MWD	Churchman et Tate, 1987
5 – 8 mm	Gouttes de pluie	Temps jusqu'à rupture	Farres, 1987
0.3 – 2 mm	Réhumectation capillaire, agitation	> 0.2 mm	Kinsbursky *et al.*, 1989
Sol entier	Pluie simulée	% < 0.125 mm	Loch, 1989
1 – 2 mm	Tamisage à l'eau et dispersion des colloïdes	% > 0.250 mm	Pojasok et Kay, 1990
-	Dispersion ultrasons	Constant de stabilité, k	Fuller et Goh, 1992
-	Tamisage à sec pendant 1 et 5 mn	Distribution de la masse	Buschiazzo *et al.*, 1994
3 – 5 mm	Humectation rapide, lente, désagrégation mécanique par agitation après réhumectation	MWD	Le Bissonnais, 1996a

Tableau 2 : Caractéristiques de différentes méthodes d'évaluation de la stabilité structurale

[6] Principe équivalent à la méthode de Middleton, 1930 (calcul de dispersion) ou à la pipette de Robinson (granulométrie)

[7] Mean Weight Diameter (MWD) : Dans cette étude, les valeurs de stabilité structurale seront exprimées dans cette unité.

1.2 Rôle de la matière organique du sol sur la formation et la stabilisation des agrégats

La matière organique du sol (M.O.S.) est un des facteurs importants de l'agrégation des particules solides dans le sol. Dans les sols non calcaires ou qui contiennent des teneurs faibles d'oxydes de fer et aluminium, elle est même le facteur principal de cohésion des agrégats entre eux (Oades, 1993 ; Angers et Carter, 1996). Elle intervient à différents niveaux d'organisation de la structure sous des formes différentes en fonction du niveau d'échelle considéré (figure 2). Dans un modèle proposé par Tisdall et Oades (1982) pour des sols rouges bruns australiens et généralisé par la suite, notamment par Dexter (1988), Kay (1990), Oades et Water (1991) et Jastrow et Miller (1997), différents types de matières organiques ont été décrites :

i/ des agents agrégeants **transitoires**, comme par exemple des polysaccharides, qui peuvent être décomposés rapidement par les micro-organismes du sol ;

ii/ des agents agrégeants **temporaires**, comme les racines et les hyphes mycéliens ;

iii/ des agents agrégeants **persistants**, comme des composés humiques associés à des cations métalliques.

Dans ce modèle, les agents persistants sont associés à la cohésion des micro-agrégats (< 250 µm). Les agents transitoires et temporaires permettraient de regrouper ces micro-agrégats pour former des macro-agrégats (> 250 µm) (figure 4).

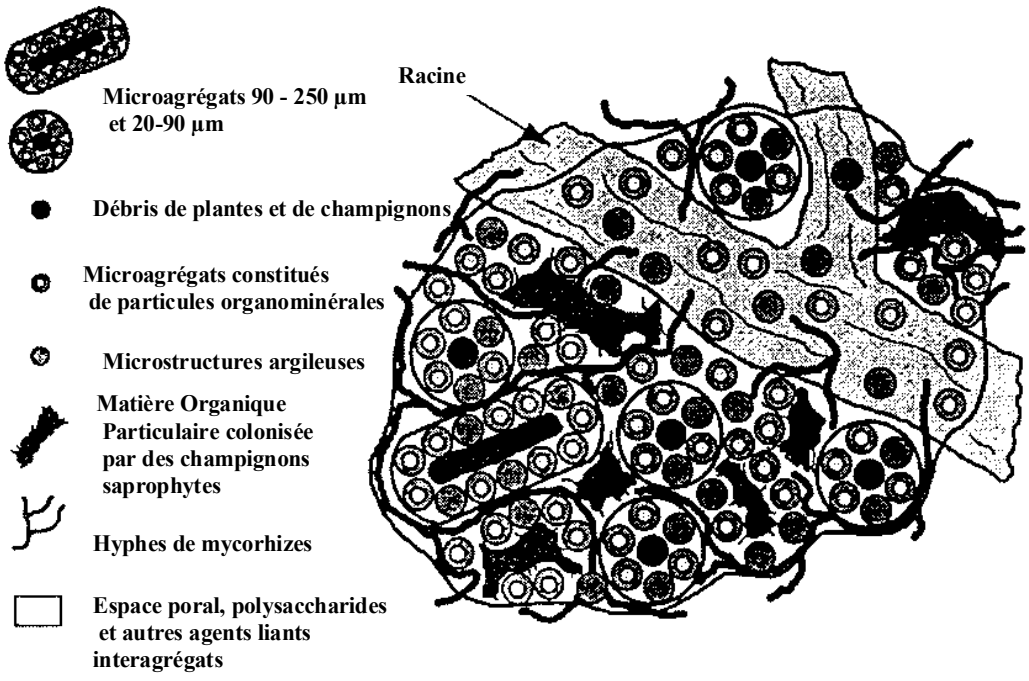


Figure 4 : Structuration d'un macro-agrégat selon le modèle hiérarchique (adapté de Jastrow et Miller, 1997)

Compte tenu du type de liaison des structures entre elles, la stabilité des micro-agrégats est considérée comme très importante (la dispersion par ultrasons est souvent nécessaire pour désagréger ces particules - Christiensen, 1992). En revanche, les macro-agrégats peuvent être désagrégés par des contraintes physiques liées à des pratiques agricoles ou par des pluies.

C'est à cette échelle qu'une grande partie de la qualité physique du sol se joue. L'état structural influe sur l'ensemble des facteurs et des conditions physiques qui conditionnent la germination, la levée des culture (Richard et Boiffin, 1990) et l'enracinement (Tardieu, 1990). La résistance à la désagrégation amenant à la battance et à l'érosion se situe aussi à l'échelle du macro-agrégat (Le Bissonnais, 1996a). D'autre part, les macro-agrégats stables séquestrent plus de carbone que les micro-agrégats ou les macro-agrégats instables (Elliot, 1986 ; Cambardella et Elliot, 1993, Puget *et al.*, 1995). Cette échelle du macro-agrégat est donc plus sensible à la désagrégation mais néanmoins très importante dans la hiérarchie de la structure du sol.

L'apport de matières organiques correspond à l'entrée d'un grand nombre de molécules carbonées dans un sol. Celles-ci peuvent modifier la stabilité structurale soit directement, par action physico-chimique directe avec les particules de sol (facteurs abiotiques), soit indirectement, au cours de la décomposition de la matière organique apportée par les micro-organismes du sol (facteurs biologiques).

1.2.1 Contribution des facteurs abiotiques

Différentes expériences ont visé à mettre en évidence l'effet direct d'un apport de matière organique sur la stabilité structurale, sans la médiation des micro-organismes. Martin et Waksmann (1940) n'observaient aucun effet de l'apport de MO sur la stabilité structurale dans un sol stérilisé. Martin (1942) comparait l'effet de composts à différents niveaux de maturité 4 heures après l'apport. Les effets observés étaient faibles et relativement plus importants pour les produits les moins compostés. Skinner (1979) observait une augmentation faible mais significative de la stabilité structurale 1 h après un apport de glucose, suggérant un effet physique immédiat de la matière organique dans certains cas. Metzger *et al.*, (1987) observaient une stabilité supérieure avec un sol + boues de traitement des eaux + formaldéhyde (désinfectant) par rapport au même sol sans apport à l'état initial. En revanche, ils n'observaient aucune évolution de la stabilité structurale au cours du temps en présence du

biocide, alors que la stabilité structurale d'un traitement sans biocide évoluait fortement au cours du temps. On observe donc un effet initial de l'apport de produit organique sur la stabilité structurale, mais cette action est faible et sans doute négligeable dans la plupart des cas. Elle est sans doute liée aux propriétés hydrophiles / hydrophobes qui modifient la dynamique de l'eau dans le sol.

L'effet principal des matières organiques est donc directement lié aux processus de décomposition par les micro-organismes du sol (Lynch et Bragg, 1985).

1.2.2 Modèles de mise en place de l'agrégat et de la stabilité structurale en interaction avec les matières organiques apportées au cours de leur décomposition

Guckert *et al.* (1975) proposaient une élaboration des unités structurales stables en deux étapes :

i/ **une phase agrégative**, directement liée à l'activité des micro-organismes, des corps microbiens et filaments mycéliens, ainsi que certains produits de leur métabolisme comme les polysaccharides ;

ii/ **une phase de stabilisation**, où ils considéraient une évolution secondaire par biodégradation, une minéralisation partielle des molécules carbonées préalablement formées ainsi qu'une incorporation dans des composés humiques et un renforcement des mécanismes d'adsorption et des liaisons avec les particules minérales.

Cette vision dynamique de l'évolution de la structure peut être mise en parallèle avec le modèle hiérarchique décrit par Tisdall et Oades, (1982), où les éléments considérés dans la phase agrégative étaient décrits respectivement comme des agents agrégeants temporaires et transitoires (figure 4). Golchin *et al.*, (1994) précisèrent ce modèle pour les micro-agrégats en caractérisant la matière organique associée par fractionnement granulométrique. Il apparaissait que la Matière Organique Particulaire incluse à l'intérieur des agrégats (M.O.P.i.), composée de fragments végétaux en cours de décomposition, se trouvait être au centre d'agrégats stables dans un premier temps. Puis, ces agrégats devenaient de moins en moins stables à mesure que la teneur en composés protéiques et en carbohydrates diminuait (Figure 5).

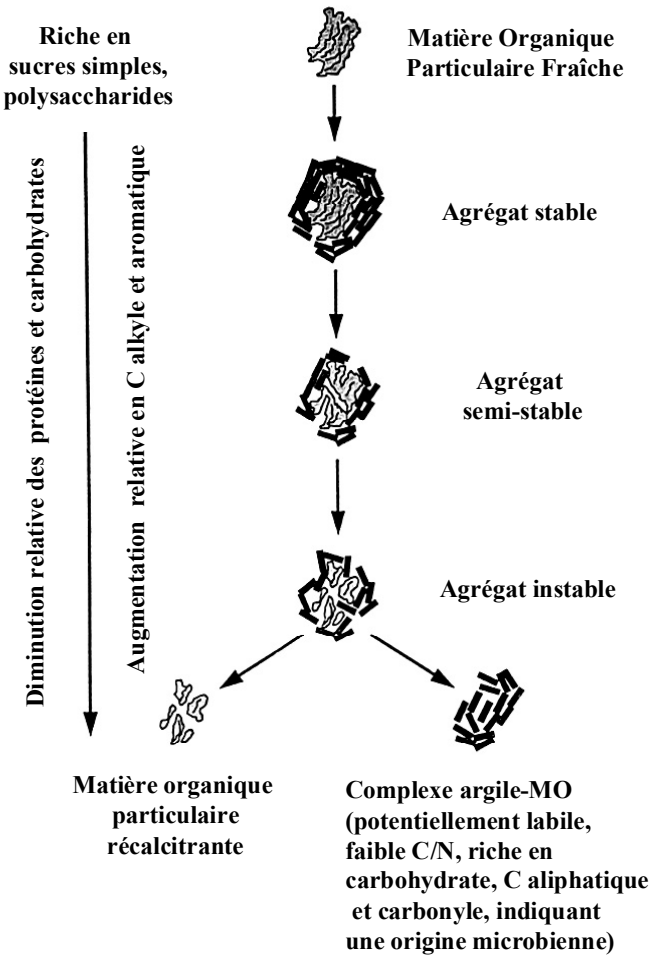


Figure 5 : Modèle conceptuel du turn-over des micro-agrégats (adapté de Golchin et al., 1994)

Dans le cas des macro-agrégats, un modèle analogue peut être proposé, si ce n'est que les M.O.P.i. sont plus jeunes encore que dans les micro-agrégats (Puget *et al.*, 1995). Six *et al.*, (2000) proposaient ce type de modèle avec des modalités de travail du sol et de non travail du sol (figure 6). Dans ce modèle, l'apport de matière organique fraîche est à l'origine de la formation de macro-agrégats. Les matières organiques apportées deviennent le centre d'une zone très favorable au développement des micro-organismes. L'activité biologique générée par la présence de la matière organique exogène permet de former de nouveaux agrégats et de consolider les agrégats existant. Cette notion de noyau où se situe la décomposition, ou résidusphère, est confirmée par la forte hétérogénéité spatiale et la petite échelle à laquelle se fait la décomposition, de l'ordre de quelques millimètres (Gaillard *et al.*, 1999), soit à l'échelle du macro-agrégat. La décomposition de la M.O.A. induit une augmentation de la biomasse microbienne, le développement d'hyphes mycéliens et la sécrétion de molécules capables d'agréger les particules solides à l'échelle du macro-agrégat. Dans la suite de la dynamique de décomposition, le modèle propose une évolution à l'échelle du micro-agrégat, avec des

P.OM.i plus petites. La désagrégation induite dans le modèle par le travail du sol ou plus généralement par les diverses contraintes physiques existant en conditions naturelles redistribue le spectre de taille des agrégats, en brisant notamment les macro-agrégats dont la stabilité est réduite suite à la baisse de l'activité biologique. Dans ce modèle récent, on peut considérer que les phases d'agrégation et de stabilisation proposées par Guckert *et al.* (1975) se retrouvent aux différentes échelles du modèle hiérarchique et à différents pas de temps. Dans tous ces modèles, l'activité biologique liée à la décomposition des produits organiques est à l'origine de l'évolution de la stabilité de la structure.

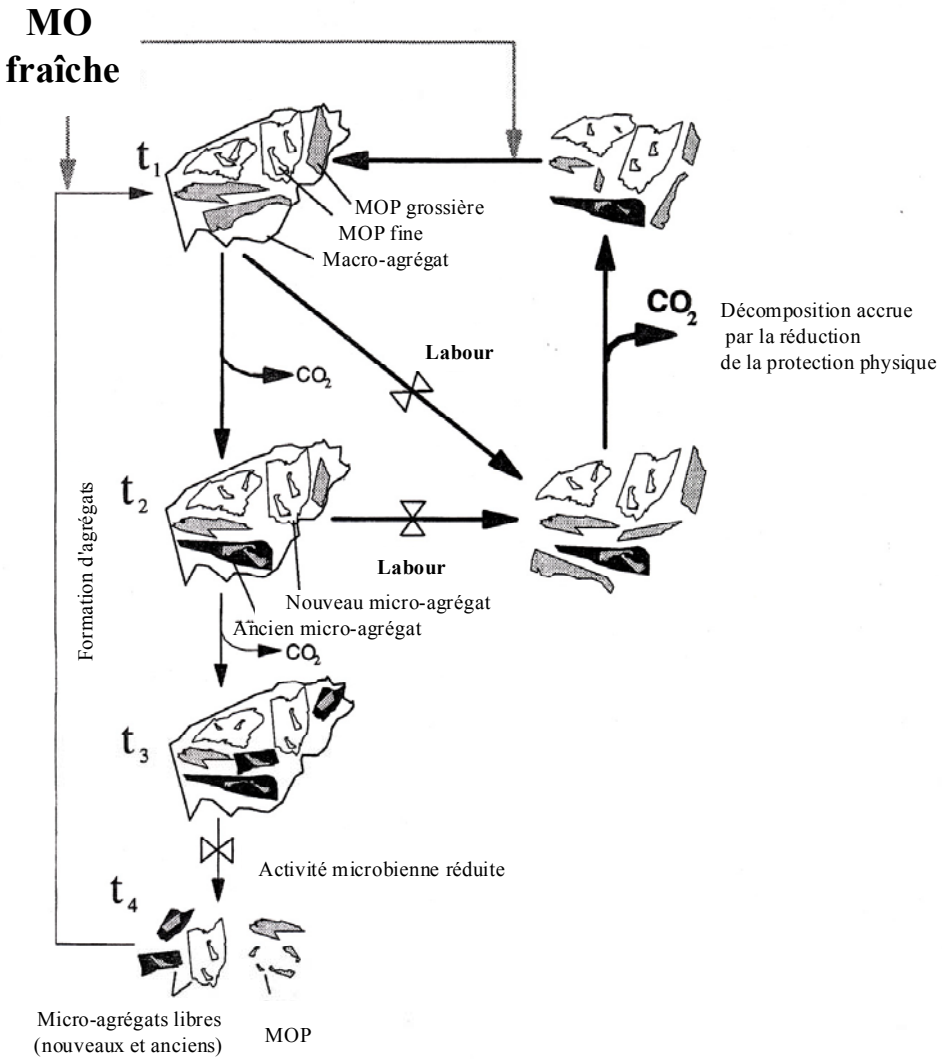


Figure 6 : Modèle conceptuel du turn-over des agrégats avec et sans travail du sol (adapté de Six et al., 2000)

1.3 Modalités de la décomposition des matières organiques apportées

La décomposition des matières organiques apportées est définie comme le processus de séparation de matériaux organiques apportés dans le sol en leur constituants de base (Paul, 1992). La majeure partie de cette décomposition est réalisée par des micro-organismes hétérotrophes. Les différentes modalités influençant la décomposition de la matière organique apportée (M.O.A.)[8] sont liées à l'activité de ces micro-organismes :

i/ **les conditions du milieu** : la température, l'humidité, la disponibilité en O_2 (Swift *et al.*, 1979 ; Paul, 1992), le pH du sol (Parr et Papendick, 1978) sont des facteurs qui influencent directement ou indirectement[9] l'activité microbiologique dans le sol. La disponibilité en azote minéral dans le sol est aussi importante (Recous *et al.*, 1995). Les micro-organismes ont un ratio C/N relativement faible (C/N entre 8 et 12) et on souvent besoin d'une source d'azote minérale extérieure pour utiliser le substrat C du produit organique de façon optimale.

ii/ **le contact** entre la matière organique apportée et les particules de sol : ce contact détermine la colonisation par les micro-organismes, la diffusion des composés solubles et les transferts de nutriments et d'oxygène (Fruit *et al.*, 1999). La surface de contact est déterminée par les caractéristiques physiques initiales des M.O.A. et le degré "d'intimité" entre le sol et la M.O.A. La compaction améliore significativement la minéralisation de la M.O.A., tant que le système reste aérobie (Fruit *et al.*, 1999). Ce paramètre peut être particulièrement important lorsque les matières organiques sont posées à la surface du sol.

iii/ **Les caractéristiques du sol** : la texture, la structure et le fond géochimique du sol modifient les conditions de décomposition. Cependant, les caractéristiques intrinsèques du sol ont un effet relativement faible sur la décomposition d'une M.O.A. en conditions contrôlées et optimisées (Ladd *et al.*, 1993 ; Abiven *et al.*, soumis).

iv/ **la qualité intrinsèque**[10] de la matière organique apportée (Heal *et al.*, 1997). Ce paramètre correspond aux caractéristiques intrinsèques et initiales (au moment de l'apport) des M.O.A. vis à vis de sa décomposabilité par les micro-organismes. Ces caractéristiques sont d'ordre chimique (labile / récalcitrant) ou physique (taille et forme des particules). La description

[8] Dans cette étude, les termes de matières organiques apportées, de produits organiques, de matière organique fraîche et de matières organiques exogènes sont équivalents.
[9] Diffusion de l'oxygène réduite par une humidité excessive par exemple.
[10] Caractéristiques initiales ou qualité des matières organiques.

biochimique des produits est la plus couramment utilisée. Elle revient à mesurer différents compartiments biochimiques dont on suppose des vitesses de décomposition différentes dans le sol. C'est par exemple le cas du fractionnement proximal Van Soest (1963) qui définit une matière organique en compartiments solubles, hémicellulose, cellulose et équivalent lignine. D'autres caractérisations biochimiques existent : teneurs en C et N, en polyphénols (Oglesby et Fownes, 1992), analyse globale par pyrolyse CPG-SM (Dignac *et al.*, soumis), caractérisation de certains groupes fonctionnels du carbone par spectrométrie infrarouge ou résonance magnétique nucléaire (Trinsoutrot *et al.*, 2000 ; Jensen *et al.*, 2002). La teneur en eau des produits organiques est aussi une caractéristique importante à prendre en compte, notamment pour des produits très humides (lisiers par exemple). On peut d'autre part considérer des caractéristiques physiques de forme et de taille (Wilson, 1990 ; Chesson, 1997) qui vont globalement modifier les dynamiques de décomposition (Angers et Recous, 1997). On peut aussi évaluer la qualité des produits en mesurant le carbone minéralisé au cours de la décomposition d'une matière organique en conditions contrôlées, à température et humidité du sol constantes (Campbell *et al.*, 1991).

La qualité des produits organiques varie beaucoup :

- pour *les résidus de culture* : en fonction de l'âge et de l'espèce des végétaux (Jarrige *et al.*, 1995 ; Mafongoya *et al.*, 1997), de leur position dans le peuplement (Reyes Reyes *et al.*, 2003), de l'organe considéré (Abiven *et al.*, soumis) et de l'histoire agronomique de la plante, comme par exemple son statut azoté (Akkal *et al.*, en préparation).
- pour *les effluents d'élevage* : en fonction des dates de collecte, de la forme physique (pâteux, liquide), du régime alimentaire des animaux (Nicolardot *et al.*, 2003)
- pour *les composts* : en fonction de l'aération et du nombre de retournements des tas, de la maturité des produits, de la composition des mélanges (Martin, 1942 ; Paillat *et al.*, 2004 ; Abdelkader, 2004).

Il existe de nombreux modèles qui permettent de prédire la décomposition, souvent en terme de C et de N minéralisés (Ma et Shaffer, 2001 ; Mc Gechan et Wu; 2001). La prédiction de cette décomposition peut s'exprimer comme le produit de fonctions représentant les différentes modalités citées ci-dessus :

$$F(t) = \mathbf{f(qualité\ M.O.A.)} \times f(climat) \times f(conditions\ limitantes) \times f(contact) \quad (1)$$

Il existe plusieurs fonctions de température et d'humidité pour reproduire les conditions climatiques (Rodrigo *et al.*, 1997 ; Mac Gechan et Wu, 2001). Les fonctions pour prendre en compte la disponibilité de l'azote minéral dans le sol sont moins courantes (Molina et Smith, 1998 ; Garnier *et al.*, 2001), sans doute parce que les phénomènes en jeu sont complexes et pas encore très bien compris (Mary *et al.*, 1996). La qualité des produits organiques est prise en compte de différentes façons (Paustian *et al.*, 1997), allant des régressions multiples statistiques (par exemple Robin, 1997) à des modèles à un ou plusieurs compartiments évoluant dans le temps en fonction de compartiments microbiens (par exemple Garnier *et al.*, 2001 ; Nicolardot *et al.*, 2001 ; Müller *et al.*, 2003). La fonction contact n'est actuellement pas directement prise en compte dans les modèles. Il peut exister des interactions entre ces différentes fonctions. Par exemple, l'expression de certaines caractéristiques intrinsèques des M.O.A. dépend des conditions climatiques (décomposition des molécules solubles et teneur en eau du sol, Bremer *et al.*, 1991).

La décomposition d'une matière organique s'exprime en terme de quantité de carbone minéralisé et de type de molécules présentes dans le sol au cours du temps. Les micro-organismes responsables de la décomposition sont difficiles à étudier d'un point de vue quantitatif, car leur variation est très rapide et les fonctions qui leur sont associées sont très larges (Nannipieri *et al.*, 2003). Au cours de la décomposition, on considère une première phase où une microflore non spécialisée (stratégie r) utilise le carbone facilement minéralisable comme substrat. Des microorganismes plus spécialisés (stratégie K) dans la dégradation de polymères plus complexes se développent lors d'une seconde phase (De Leij *et al.*, 1993). Cependant ces dynamiques microbiennes sont très complexes et difficiles à généraliser (Hu *et al.*, 1999), en tous les cas difficiles à prendre en compte dans une démarche de modélisation.

La décomposition des matières organiques apportées est un phénomène discontinu dans le temps, mais aussi réparti de façon très hétérogène dans l'espace. Les microorganismes responsables de la décomposition occupent généralement moins de 5% de l'ensemble de l'espace disponible dans le sol (Ingham *et al.*, 1985). Ils sont particulièrement présents autour des matières organiques récemment apportées, la résidusphère (Parkin, 1987 ; Petersen *et al.*, 1996) et dans la rhizophère (Lynch, 1990). Gaillard *et al.*, (2003) observaient une activité biologique particulièrement importante dans les quelques millimètres autour d'une paille en début de décomposition. Le volume de sol concerné était d'autant plus important (jusqu'à 6 mm autour de la M.O.A.) que la décomposition était importante. Les différents

microorganismes vivent dans des microhabitats qui se répartissent à l'intérieur de la porosité du sol principalement en fonction de leur taille (Nannipieri *et al.*, 2003). La vitesse de décomposition des produits apportés au sol est différente le long du gradient de porosité (Strong *et al.*, sous presse).

1.4 Dynamique de la stabilité structurale au cours de la décomposition de la matière organique

1.4.1 Caractéristiques des facteurs agrégeants issus de la décomposition des produits organiques

Alors que les modèles d'agrégation décrits ci-dessus (§ 1.3.) pourraient laisser croire à une simple relation entre intensité de l'activité biologique et renforcement de la structure des agrégats, il semble que l'action des matières organiques soit plus complexe. L'amélioration de la stabilité structurale tient en effet à des points particuliers et qualitatifs de la décomposition.

Les polysaccharides ont été depuis longtemps désignés comme un des agents de la stabilité structurale (Acton *et al.*, 1962). De nombreuses revues existent sur leur forme et leur diversité dans les sols (Cheshire et Haynes, 1990). Leur mode d'action pour se lier aux particules de sol sont également bien connus (Chenu, 1989 ; Cheshire *et al.*, 2000). Du point de vue des mécanismes de cohésion des particules et d'opposition à la désagrégation, les polysaccharides agissent comme des liants de résistance faible. Leur action dépend de leur longueur et du nombre de points de contact qu'ils ont avec les particules de sol. Leurs fonctions hydrophiles permettent aussi d'atténuer l'effet du mécanisme d'éclatement entrant dans le sol en absorbant une partie de l'eau entrant dans la porosité de l'agrégat (Chenu, 1989). Cependant, les corrélations polysaccharides – stabilité structurale ne sont pas toujours observées (par exemple Degens et Sparling, 1996). Les polysaccharides extraits à l'eau chaude, correspondant principalement aux polysaccharides extracellulaires des bactéries et des champignons et aux mucilages des racines (Feller *et al.*, 1991 ; Haynes et Francis, 1993) sont généralement mieux corrélés à la stabilité structurale que la teneur en sucres totaux (Haynes *et al.*, 1991 ; Haynes et Francis, 1993). Puget *et al.* (1995) observaient que ces polysaccharides extraits à l'eau chaude présentaient une signature chimique microbienne (ratio des oses constituants).

Les composés humiques participent également à la stabilisation de l'agrégat. Les pas de temps de leur action sont considérés comme plus longs que les polysaccharides (Fortun *et al.*, 1989). Les mécanismes de formation de ces molécules sont complexes et pas encore bien compris aujourd'hui. Plusieurs hypothèses sont proposées dans la littérature (Lichtfouse *et al.*, 1998). Martens (2000b) considérait que ces molécules avaient pour origine les composants les plus récalcitrants de la matière organique végétale, comme la lignine ou les autres composés phénoliques. Dans les modèles existants, la stabilité créée par les composés humiques se rapporte plutôt à l'échelle du micro-agrégat (§ 1.3.). Les composés humiques sont majoritairement hydrophobes, ce qui réduit la vitesse d'humectation des agrégats (Chenu *et al.*, 2000) et sont fortement adsorbés sur les particules minérales par des liaisons hydroxy et métalliques (Schnitzer, 1986).

Les micro-organismes de la décomposition, au-delà de leur fonction de production des molécules agrégeantes, vont aussi avoir un rôle dans la stabilisation des agrégats. Leur action se situe à un autre niveau d'échelle. Les cellules microbiennes s'adsorbent à la surface d'agrégats de sol de taille comparable ou inférieure, reliant ainsi entre eux plusieurs particules (Lynch et Bragg, 1985). Dans les conditions de la résidusphère, des colonies de micro-organismes peuvent se mettre en place et créer un réseau capable de stabiliser l'agrégat à l'échelle du millimètre (DeLeo *et al.*, 1997 ; Stotzky, 1997). A la mort des micro-organismes, les molécules des corps microbiens adsorbées sur la phase minérale continuent à stabiliser la structure (Chantigny *et al.*, 1997).

Les champignons mycéliens constituent un cas particulier. Leurs hyphes sont un facteur agrégeant à part entière, car ils peuvent relier entre eux un grand nombre de particules dans de larges structures arborescentes, désignées par le terme "sticky string bags" par Oades et Water (1991). Degens *et al.* (1996) proposaient deux types de mécanismes d'action de ces arborescences :

i/ le "cross-linking", où les hyphes relient entre elles de grosses particules, grains de sable ou agrégats supérieurs à 250 µm. Dans ce cas, la stabilité de la structure dépend de la résistance à la traction des hyphes de liaison ;

ii/ "le maillage", où les hyphes relient entre elles des micro-agrégats, et dans ce cas la liaison est plus fragile car les mycéliums doivent couvrir plus de surface pour donner une cohérence à l'agrégat.

Les champignons sont souvent majoritaires parmi les micro-organismes de l'horizon labouré. Ils se développent sur un large spectre de substrats. Ils peuvent être dominants lors de la décomposition de la cellulose et la lignine (Hammel, 1997). Tisdall et Oades (1982), considéraient les hyphes fongiques comme des agents agrégeants temporaires. Cependant, une partie des composés des hyphes, comme la chitine ou la glomaline, est particulièrement récalcitrante (Zhu et Miller, 2003). Dans le cas de ces champignons à mycélium, on peut penser que l'effet mécanique des hyphes persiste même lorsque les organismes sont morts.

Les champignons peuvent aussi modifier le comportement du sol vis à vis de l'eau. Monnier (1965) observait deux périodes distinctes au cours de la décomposition : dans une première phase de développement après l'apport de substrat, les échantillons de sol conservaient leur mouillabilité en présence de mycéliums. En revanche, dès l'apparition de spores, l'auteur observait une forte réduction de cette mouillabilité. Cette propriété pourrait réduire l'entrée de l'eau dans l'agrégat et réduire ainsi l'intensité de l'éclatement.

La relation entre ces facteurs agrégeants et la décomposition globale des matières organiques est donc complexe : la stabilité est liée à l'activité biologique globale de la décomposition (décomposition quantitative), mais aussi à l'évolution dans le sol de groupe de molécules et de micro-organismes particuliers (décomposition qualitative). D'autre part, l'effet de chaque facteur est difficile à individualiser, puisque les facteurs sont liés entre eux[11], et à suivre dans le temps, car la persistance de l'effet des différents facteurs dans le système est différente. Une autre difficulté pour établir cette relation vient de l'évaluation de la stabilité structurale elle-même (§ 1.1.3).

Plusieurs auteurs font le lien entre l'évolution de la stabilité structurale et l'évolution d'un de ces facteurs agrégeants (tableau 3). La relation entre stabilité structurale et teneur en polysaccharides (extraits à l'eau ou à l'acide) est observée dans plusieurs études (Metzger *et al.*, 1987 ; Kinsbursky *et al.*, 1989, Adesodun *et al.*, 2001), mais pas toujours vérifiée (Degens *et al.*, 1996). Dans d'autres études (Kinsbursky *et al.*, 1989 ; Degens *et al.*, 1996), la longueur d'hyphes permet d'expliquer en partie l'évolution de la stabilité. Cependant, la plupart des études ne prennent en compte qu'une partie des facteurs agrégeants (tableau 3), sans prendre en compte la dynamique de la décomposition.

[11] Par exemple les champignons sécrètent des polysaccharides et relient les particules entre elles par maillage.

1.4.2 Relations entre les matières organiques, les facteurs agrégeants et la stabilité structurale au cours du temps

Le travail de Monnier (1965) concernant l'action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols se révèle très riche, décisif et, aujourd'hui encore pertinent pour étudier ces relations. Ces expérimentations ont été synthétisées par l'auteur dans un schéma récapitulatif (figure 7).

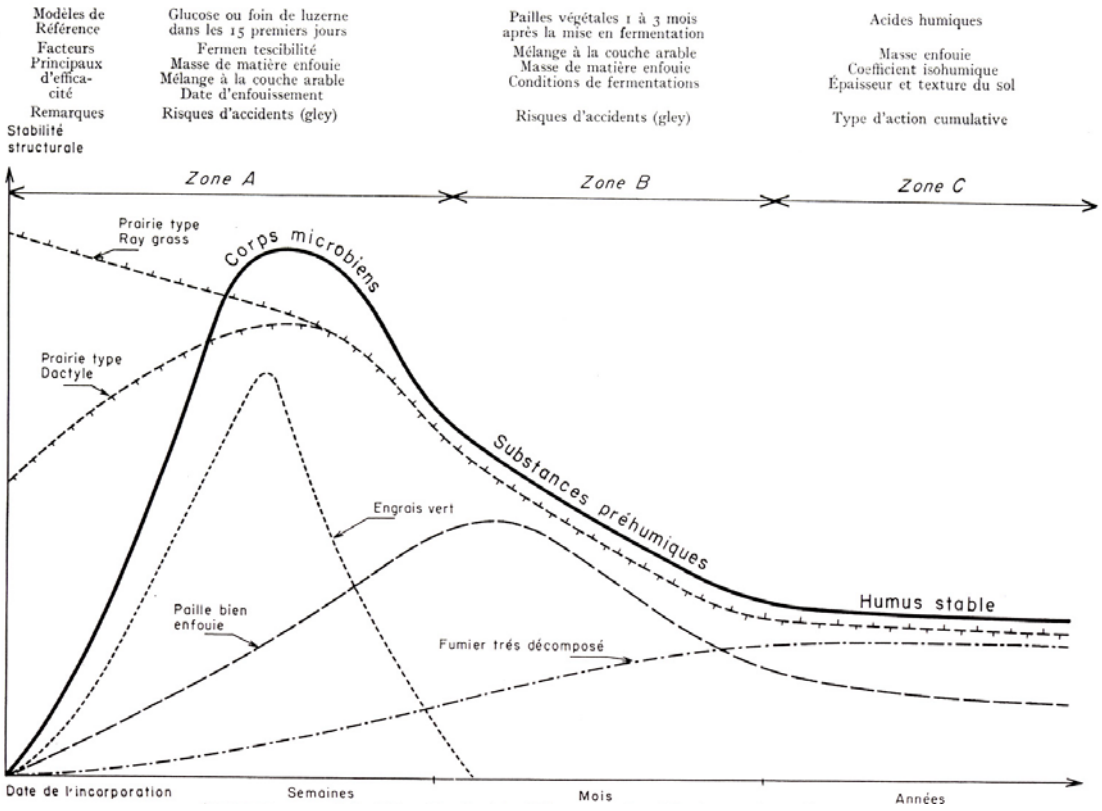


Figure 7 : Présentation schématique des différents types de stabilisation par les matières organiques (Monnier, 1965)

Cette figure décrit les modes d'action de trois produits organiques, un engrais vert, une paille et un fumier très décomposé et de deux types de prairies (résultats non discutés ici) sur une stabilité structurale correspondant à la synthèse de différents tests (test au benzène, test à l'alcool, test à l'eau). Ce schéma théorique est divisé en trois parties, correspondant à la fois à des phases différentes dans la décomposition des matières organiques apportées au sol et dans l'évolution de la stabilité structurale :

i/ **zone A** : une décomposition de matière organique facilement dégradable (engrais vert) et une augmentation conjointe et importante de la stabilité structurale de l'ordre de la semaine après l'apport ;

ii/ **zone B** : une décomposition plus ménagée sur le temps (mois) avec un effet moins marqué mais plus pérenne d'une paille ;

iii/ **zone C** : un effet à long terme (années) d'un fumier évolué avec une stabilisation de la valeur de stabilité structurale au-dessus du niveau initial.

Il est à noter que ce dernier point (action du fumier décomposé) n'a pas réellement été observé de manière expérimentale dans cette étude.

L'auteur met en parallèle à ces évolutions l'action supposée des molécules carbonées induites par l'activité des microorganismes. On peut observer une similitude entre les deux dynamiques, que ce soit à court terme ou à long terme. L'activité biologique du sol et ses conséquences en terme de molécules résiduelles dans le sol semblent donc être là aussi la clef de voûte de l'amélioration de la stabilité structurale à toutes les échelles de temps.

Il existe cependant des limites à ce schéma théorique. Le lien entre les matières organiques et les facteurs agrégeants d'une part et les facteurs agrégeants et l'évolution de la stabilité structurale d'autre part n'est pas clairement établi. Il est donc difficile d'associer aux différentes évolutions des mécanismes d'agrégation et par-là même de permettre une prédiction de l'effet de la matière organique sur la stabilité. D'autre part, comme l'avait observé l'auteur au début de ce travail, il existe des différences d'effets entre types d'apports en fonction du type de test de stabilité structurale considéré. Ce point n'est pas pris en compte dans ce schéma récapitulatif. Enfin, la dénomination d'une matière organique ne suffit pas à prédire sa capacité a être décomposée et son effet sur la stabilité structurale.

D'autres travaux ont été menés pour mettre en évidence les relations entre matières organiques apportées et stabilité structurale. Le tableau 3 résume les principales caractéristiques de quelqu'une entre elles. De façon sélective, on peut établir une correspondance entre les différents types de produits organiques et le modèle proposé par Monnier. Des matières organiques comme le glucose et certains résidus de culture (par exemple les résidus de luzerne dans Martens (2000b) ou les résidus de vesce dans Vandevivere *et al.*, 1990) se comportent en partie comme l'engrais vert du modèle. Selon les cas, la décomposition de la paille peut entraîner des augmentations de stabilité structurale assez importantes et ménagées au cours du temps (Vandevivere *et al.*, 1990 ; Angers *et al.*, 1997 ; Bossuyt *et al.*, 2001) de la même façon que l'on trouve des effets faibles mais significatifs à long terme des produits d'effluents plus ou moins compostés (Aoyama *et al.*, 1999 ; Albiach *et al.*, 2001). Cependant,

compte tenu de la large gamme de produits organiques utilisables, il est très difficile de prédire le devenir des produits organiques et leur effet à priori. En reprenant les trois catégories proposées par Monnier, on peut classer les effets selon les apports :

i/ **Phase d'évolution rapide *(groupe 1)*** : on y retrouve les produits facilement décomposables, de type glucose (Skinner, 1979) et les résidus de culture avec un faible C/N (Angers, 1992 ; Bossuyt *et al.*, 2001). L'augmentation de la stabilité est sensible pendant une période courte (de l'ordre de la semaine ou du mois).

ii/ **Phase d'évolution intermédiaire *(groupe 2)*** : elle regroupe la plupart des produits, d'une large gamme de résidus de culture contenant moins de matière labile que le premier groupe (Martens, 2000b ; Spaccini *et al.*, 2002 ; Spaccini *et al.*, 2004), de paille de différentes catégories (Degens *et al.*, 1996 ; Bossuyt *et al.*, 2001), de diverses boues (Metzger *et al.*, 1987 ; Kinsbursky *et al.*, 1989) et de fumiers.

iii/ **Une phase d'évolution à long terme *(groupe 3)*,** difficile à réellement identifier. Les apports successifs de fumier semblent avoir un effet significatif à long terme (Aoyama *et al.*, 1999 ; Spaccini *et al.*, 2004). Dans ce groupe, on retrouve aussi certains résidus de culture riches en lignine et en composés phénoliques.

A cette typologie peut être rajouté un ***quatrième groupe***, correspondant à un effet nul sur la stabilité structurale, particulièrement à court et moyen terme. C'est le cas de la plupart des composts mûrs (Léon Gonzalez *et al.*, 2000 ; Albiach *et al.*, 2001), de certains effluents (Albiach *et al.*, 2001 ; Spaccini *et al.*, 2002) et des produits très ligneux (N'dayegamiye et Angers, 1993). L'apport de composés humiques isolés et apportés en solution ne donne pas de meilleurs résultats que ces produits (Monnier, 1965 ; Albiach *et al.*, 2001), suggérant que l'effet des composés humiques sur la stabilité structurale est faible lorsqu'ils sont apportés directement dans le sol. Selon les modèles présentés précédemment, leur action est sans doute plus décisive lorsqu'ils sont formés à l'intérieur du sol, en contact avec les particules.

Peu de références existent sur les liens entre caractéristiques initiales des matières organiques apportées et évolution de la stabilité structurale. Bossuyt *et al.*, (2001) n'observaient pas de différences significatives de stabilité structurale entre un sol ayant reçu une paille avec un C/N fort (108) et une paille avec un C/N faible (19.7), après 14 jours d'incubation. Martens (2000b) observait une évolution au cours du temps entre caractéristiques initiales, molécules présentes dans le sol et stabilité structurale. Les résidus de culture naturellement riches en polysaccharides et protéines avaient un effet sur la stabilité

structurale surtout en début d'incubation. Les résidus naturellement riches en composés phénoliques induisaient un effet sur la stabilité structurale important après 84 jours d'incubation, alors que dans le même temps les teneurs en acides phénoliques dans le sol étaient bien corrélées avec la stabilité structurale. Ces composés phénoliques à la base de la lignine sont suspectés de composer les composés humiques dans le sol par l'auteur. Il pose ainsi l'hypothèse que se sont les composés humiques formés à l'occasion de la décomposition de ces molécules qui stabilisent la structure. D'autres études utilisent des produits très riches en un type de molécules pour en connaître l'effet. Sonnleitner *et al.*, (2003) observaient des effets significatifs et équivalents de produits riches respectivement en polysaccharides, protéines et acides gras. Bien que le substrat soit différent, ces différents produits décomposaient assez rapidement et induisaient une augmentation de l'activité biologique.

Dans ces différents travaux, il est très difficile de comparer l'effet quantitatif de l'apport de telle ou telle matière organique. Les doses, les caractéristiques initiales des produits (notamment la taille des particules), les conditions pédo-climatiques de la décomposition, les méthodes d'évaluation de la stabilité structurale sont autant de différences qui ne permettent pas de conclure sur les différents apports. D'autre part, un certain nombre d'éléments viennent s'ajouter à l'effet direct de la décomposition de la matière organique sur la stabilité :

i/ le type de sol, qui peut déterminer l'effet d'un facteur agrégeant. Par exemple, l'effet des champignons est lié à la taille des particules de sol (Degens *et al.*, 1996). La teneur en argile est aussi importante (Kinsbursky *et al.*, 1989).

ii/ l'existence d'autres facteurs biologiques dans les conditions du champ. Les racines sont des agents agrégeants très importants (Angers et Caron, 1998). Leur action est du même type que les hyphes mycéliens, mais à une échelle supérieure (figure 2). Elles ont aussi un effet indirect très important, car les conditions de la rhisosphère sont propices à l'augmentation de la stabilité structurale (sécrétion de polysaccharides, zone favorable à la microflore, développement de mycélium – Amir et Pineau, 1998). Les racines doivent aussi être considérées comme des matières organiques fraîches qui peuvent devenir le noyau d'une activité biologique lorsque la plante est morte. La macro-faune joue aussi un rôle important dans l'évolution de la structure en général et de la stabilité structurale en particulier (Oades, 1993). La macro-faune est responsable de la création de certains macro-agrégats (Bossuyt *et al.*, 2004).

Type de produits	Effet sur la stabilité	Test de stabilité utilisé	Conditions d'obtention de la mesure	Facteurs agrégeants (corrélation avec stabilité)	Références
Luzerne, paille, fumier, lignine, tourbe, caséine et/ou lignine	Luzerne = paille > fumier > tourbe = lignine ; Effet caséine + lignine	Martin et Waksman, 1940	Conditions contrôlées 90 jours (28°C)	Ø	Martin et Waksman, 1941
Différents composts à différents degrés de maturité	Baisse de l'effet avec la maturité du compostage	Martin et Waksman, 1940	Conditions contrôlées 200 jours (28°C, 4 dates)	Ø	Martin, 1942
Luzerne, Brome, paille blé, maïs, paille coton, mousse de tourbe, seigle, seigle et vesce, soja, sucrose, fléole et luzerne, paille de blé noir	Effet pour tous les produits, principalement sucrose, fléole et luzerne, luzerne, soja. Effet important à 1 mois et plus faible à 12 mois	Yoder, 1936	Au champ, échantillons préparés à l'avance et replacé au champ pendant 12 mois	Ø	Browning et Milam, 1943
Paille, dextrose, trèfle à différentes doses	Dextrose > paille > trèfle ; fortes doses > faible	Mc Calla, 1944a	Conditions contrôlées 60 jours (28°C, 6 dates)	Cires, graisses, carbohydrates, hémicellulose, cellulose, lignine (non significatif)	Mc Calla, 1944b
Glucose	Effets significatifs au début, puis diminution	Hénin *et al.*, 1958	En conditions contrôlées pendant 6 semaines	Polysaccharides à l'acide, composés humiques	Gluckert *et al.*, 1975
Glucose et peptone	Significatif et important pour glucose – pas d'effet pour peptone	Skinner, 1979	En conditions contrôlées pendant 14 jours	Ø	Skinner, 1979
Boues et composts à deux doses	Significatif pour doses élevées	Malquori et Cecconi, 1962 ; tamisage à l'eau	Au champ, un et 5 mois après l'apport	Ø	Pagliai *et al.*, 1981
Boues d'eaux usées ; biocides	Effets significatifs	Hénin *et al.*, 1958	En conditions contrôlées pendant 60 jours (25°C)	Champignons (significatif), bactéries (inversement corrélé), polysaccharides à l'eau (significatif) et à l'acide (non significatif)	Metzger *et al.*, 1987
Fumier et composés humiques (2 doses)	Ac. fulviques + humiques > humiques > fumier > contrôle	Hénin *et al.*, 1958	Conditions contrôlées 17 semaines (2 dates)	Ø	Fortun *et al.*, 1989
Boues d'eaux usées	Effet positif au cours du temps	Kinsbursky *et al.*, 1989	En conditions contrôlées pendant 30 jours (25°C, 6 dates), 5 sols	Polysaccharides à l'eau (significatif), champignons (selon les sols), bactéries (non significatif)	Kinsbursky *et al.*, 1989
Vesce et Paille	Vesce > paille > témoin	Hénin *et al.*, 1958	En conditions contrôlées	Ø	Vandevivere *et al.*, 1990

			pendant 60 jours		
Fumier à différentes doses appliqué tous les 2 ans	Pas de différence entre les différentes doses	Fractionnement par taille de particules	Champ pendant 10 ans	Polysaccharides à l'acide	Angers et N'Dayegamiye, 1991
Composés ligneux, différentes doses, 5 apports	Pas d'effet	Kemper et Rosenau, 1986	Au champ, 9 ans après l'apport	Composés humiques	N'dayegamiye et Angers, 1993
Fumier frais, fumier décomposé, tourbe, apport tous les deux ans	Tourbe = fumer décomposé > fumier frais > contrôle	Kemper et Rosenau, 1986	Au champ, après 37 ans	Composés humiques (significatif)	Gerzabek *et al.*, 1995
Paille et glucose	Paille = glucose > contrôle	Degens *et al.*, 1994, tamisage à l'eau et à sec	En conditions contrôlées avec plantes pendant 35 jours (20 – 30 °C)	Polysaccharides à l'eau (pas d'effet), champignons (effet significatif), racines (effet sur champignons)	Degens *et al.*, 1996
Paille	Significatif mais faible	Angers et Mehuys, 1993	Au champ, après 600 jours	Ø	Angers *et al.,* 1997
Fumier et engrais	Effet positif du fumier	Kemper et Rosenau, 1986	Au champ, pendant 18 ans avec apport tous les ans	Ø	Aoyama *et al.*, 1999
Différents fumiers	Effets significatifs variant selon le fumier et le test	Hénin *et al.*, 1958	Prélèvement ponctuel au champ après 3 ans, rotation colza / orge / lin	Ø	Paré *et al.*, 1999
Composts	Pas d'effet	Kemper et Rosenau, 1986	Au champ, 6 mois	Ø	Léon Gonzalez *et al.*, 2000
Prairie, soja, maïs	Prairie > Maïs > Soja	Kemper et Rosenau, 1986	Comparaison de mesures à 6 mois d'intervalle	Composés humiques (significatif), carbohydrates totaux (significatif), protéines totales (significatif)	Martens, 2000a
Maïs, coton, prairie, luzerne, soja, trèfle, colza	Effets significatifs, différents dans le temps et selon les résidus de culture	Kemper et Rosenau, 1986	En conditions contrôlées pendant 84 jours (22°C 4 dates)	Carbohydrates (significatif), protéines (non significatif), acides phénoliques (significatif)	Martens, 2000b
Résidus dans une rotation Riz / Orge	Résidus >> sans résidus	Elliot, 1986, tamisage à l'eau	1 rotation Riz / orge (2 ans)	Biomasse microbienne (régression linéaire)	Kushwaha *et al.*, 2001
Déchets de minoterie (riz), fumier de volaille et mélanges	Différentes évolutions dans le temps, déchets de riz > autres traitements à la fin de l'étude	Kemper et Rosenau, 1986	Au champ, 3, 6 et 12 mois après l'apport	Polysaccharides à l'eau et à l'acide (significatif)	Adesodun *et al.*, 2001

Composts, boues, composés humiques	Effet significatif mais faible	Holz *et al.*, 2000	Au champ, 4 et 5 ans après l'apport	Composés humiques, carbohydrates, polysaccharides à l'eau, biomasse microbienne (significatif)	Albiach *et al.*, 2001
Pailles avec différents C/N (108 et 19.7)	Effets significatifs, différents dans le temps	Cambardella et Elliott, 1993 (tamisage à sec à Hcc)	En conditions contrôlées pendant 14 jours	Effet des champignons, pas d'effet des bactéries	Bossuyt *et al.*, 2001
Maïs, coton, prairie, luzerne, soja, trèfle, colza	Prairie > maïs > coton > trèfle > soja > luzerne = colza	Kemper et Rosenau, 1986	Conditions contrôlées 84 jours (22 °C)	Acides phénoliques (significatif)	Martens, 2002
Résidus de culture, déchets verts, effluents d'élevage	Effets significatifs pour certains résidus de culture	Kemper et Rosenau, 1986	Au champ, 3 mois après l'apport	Polysaccharides à l'acide (significatif)	Spaccini *et al.*, 2002
Paille, huile végétale, petit lait	Paille = huile végétale = petit lait > contrôle	Kemper et Rosenau, 1986	Conditions contrôlées pendant 126 jours (20°C, 2 dates)	Bactéries et champignons (pas significatif)	Sonnleitner *et al.*, 2003
Résidus maïs	Effet positif	Kemper et Rosenau, 1986	Au champ, pendant 5 ans	Polysaccharides à l'eau (significatif) biomasse microbienne (significatif)	Roldan *et al.*, 2003
Fumier de volaille 2 doses, 3 sols ayant subi des incendies	Effet à forte dose	Reid et Goss, 1980, tamisage à l'eau	Sous serre, 2 mois	Biomasse microbienne (significatif)	Villar *et al.*, 2004
Résidus de culture et fumiers, 3 sols	Effet positif des résidus Effet plus faible des fumiers	Kemper et Rosenau, 1986	Au champ, pendant 5 ans avec apport tous les ans	Polysaccharides à l'acide (significatif selon les sols)	Spacccini *et al.*, 2004

Tableau 3 : Effets de divers apports de matières organiques sur la stabilité structurale des sols à travers quelques exemples

1.5 Problématique, hypothèses et démarche adoptée

L'état des connaissances concernant l'effet de l'apport de produits organiques sur la stabilité structurale permet de proposer le schéma suivant (figure 8):

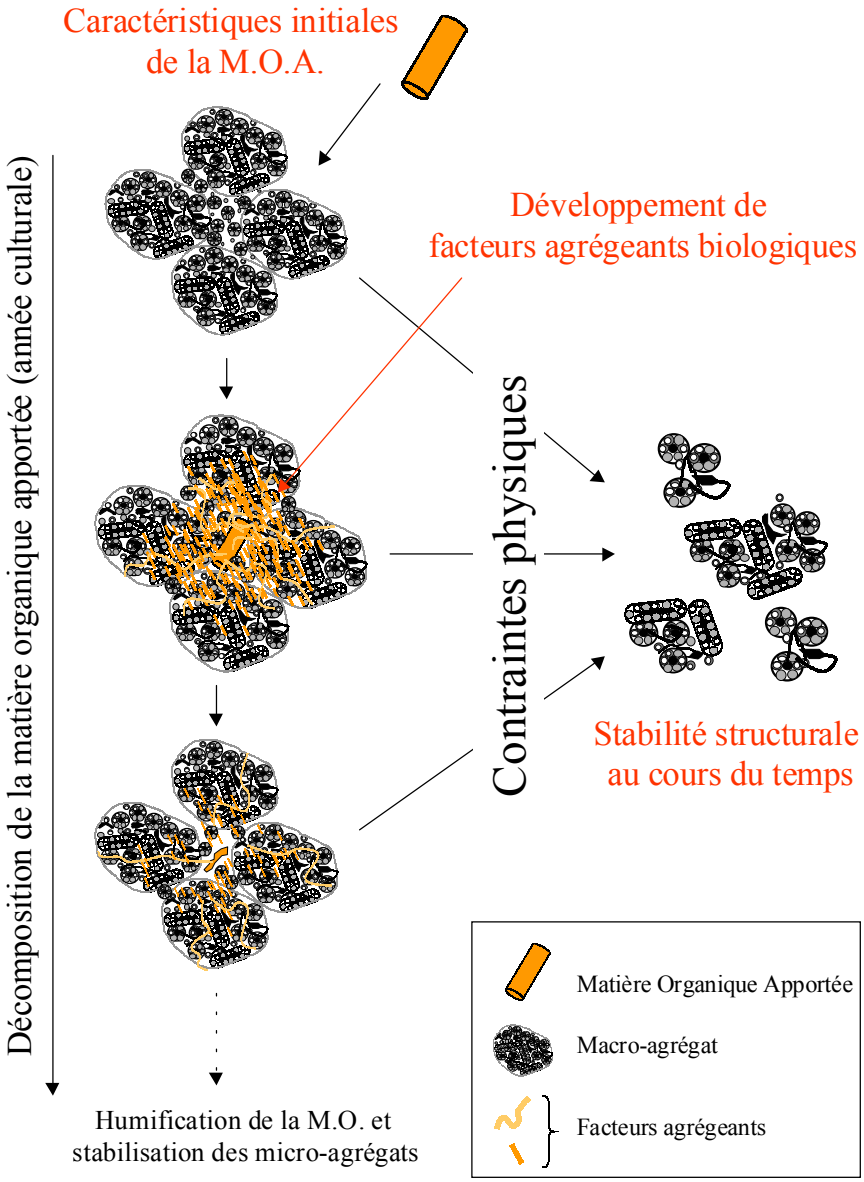


Figure 8 : Synthèse de l'état de l'art et lacunes dans les connaissances

L'apport d'un produit organique va être au centre de la stabilisation des macro-agrégats dans le sol. Le développement de différents facteurs agrégeants à partir du substrat organique va modifier la stabilité structurale dans le temps. L'effet de ce produit organique va être particulièrement important dans les premières étapes de la décomposition, à l'échelle de l'année culturale. D'autre part, la décomposition va être fortement influencée par les

caractéristiques initiales du produit organique, tant en quantité de carbone minéralisé qu'en caractéristiques des molécules et des micro-organismes présentes dans le sol au cours du temps.

En revanche, les relations entre ces différents points ne sont pas clairement établies :

- Quelles sont les caractéristiques initiales du produit influençant l'évolution des facteurs agrégeants ?
- Quelles évolutions des facteurs agrégeants correspondent à quelles évolutions de la stabilité au cours du temps ?
- Quelle est la part de l'effet dû à la décomposition des produits organiques dans les conditions du champ sur la stabilité structurale ?

La problématique de ce travail se situe dans le cadre de ces lacunes dans les connaissances. Elle revient à définir :

Quelles propriétés initiales intrinsèques de la matière organique apportée sont à l'origine de l'évolution de la stabilité structurale dans le temps, après l'apport d'un produit organique dans le sol, via l'évolution des facteurs agrégeants d'origine biologique dans le sol.

Compte tenu de l'état des connaissances sur l'effet de l'apport des produits sur la stabilité structurale, l'hypothèse principale de ce travail est la suivante :

L'effet de l'apport de produits organiques sur la stabilité structurale est d'autant plus important que les propriétés initiales du produit favorisent l'activité biologique.

La démarche adoptée pour cette étude est résumée figure 9. Après la description du matériel et méthodes utilisés dans cette étude (chapitre 2); le chapitre 3 sera consacré à l'étude des relations dans le temps entre stabilité structurale et facteurs agrégeants induits par différents produits organiques, dans des conditions contrôlées. Le chapitre 4 fera le lien entre différentes méthodes de caractérisation des matières organiques apportées et les dynamiques de décomposition des produits, des facteurs agrégeants et de stabilité structurale mises en évidence dans le chapitre 3. Le chapitre 5 sera consacré à une étude de l'effet des produits

organiques dans les conditions d'un essai au champ en sol nu. On cherchera dans un premier temps à observer si la hiérarchie entre les produits est la même qu'au laboratoire, puis si les relations stabilité structurale - facteurs agrégeants sont aussi vérifiées à l'échelle du champ, puis enfin si l'apport des produits organiques modifie aussi un certain nombre d'autres caractéristiques du sol. Enfin, le chapitre 6 proposera une démarche de modélisation prenant en compte les différents résultats expérimentaux. Le modèle proposé permettra de prédire l'évolution de la stabilité structurale dans les conditions du champ (sol nu) après l'apport de matière organique à partir des caractéristiques initiales des produits.

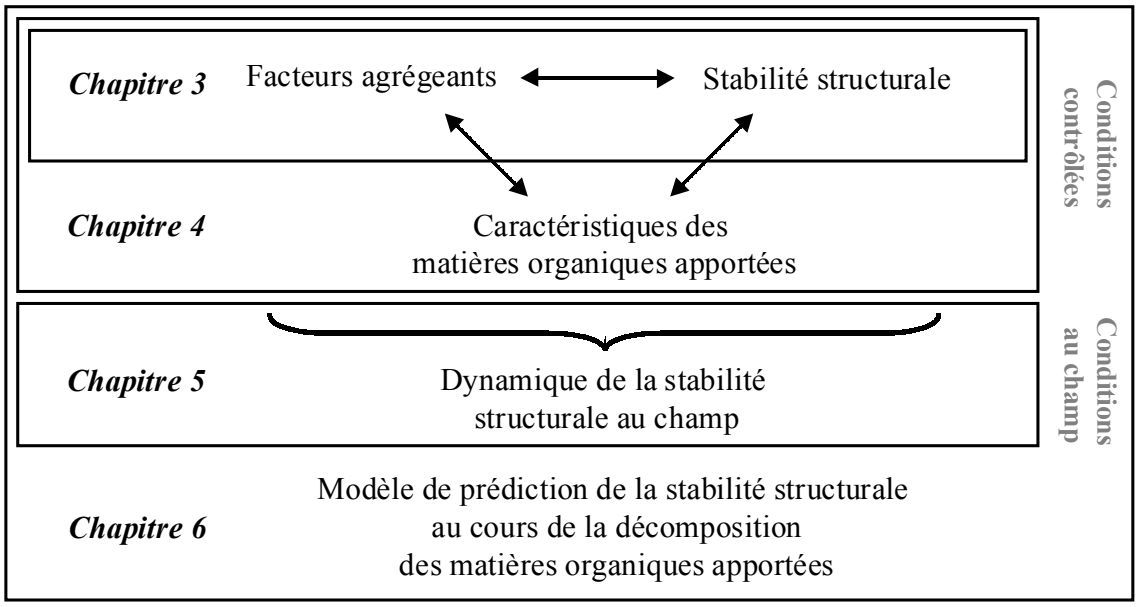


Figure 9 : Démarche adoptée dans cette étude

Chapitre II

2 Matériel et méthodes

2.1 Dispositifs expérimentaux

Deux types de dispositifs ont été utilisés au cours de cette étude : un site expérimental au champ et un dispositif expérimental en conditions contrôlées.

2.1.1 Site expérimental

Le site d'étude au champ est situé sur la station expérimentale de la Rimbaudais, à Saint-Méloir-des-Ondes (Ille-et-Vilaine), dans la zone de production légumières de Saint-Malo.

2.1.1.1 Climat

Le climat de la région d'étude est tempéré océanique. Les précipitations moyennes annuelles sont modérées (pluie : 734 mm ; ETP : 747 mm) et la température moyenne est douce (T min : 7.7 ; T max : 14.7). La figure 10 représente les variations mensuelles de la température, des précipitations et de l'ETP calculée selon la méthode de Penman-Monteith au cours de la période d'étude (mai 2002 à avril 2004 – station météorologique de Dinard, lat : 48°35'24"N, lon : 2°04'24"W, alt : 58 m).

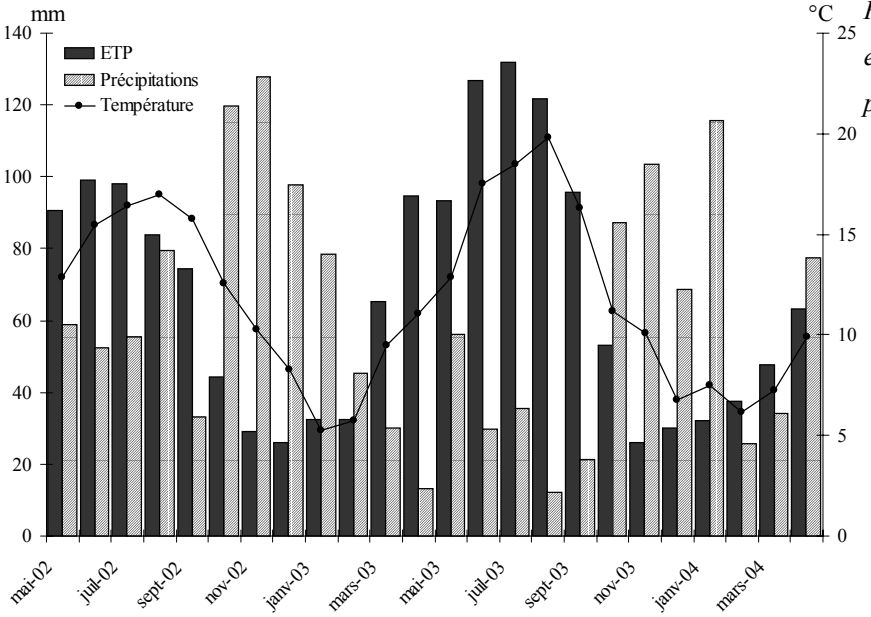


Figure 10 : Température, ETP et précipitations sur le site pendant la période d'étude

2.1.1.2 Couverture pédologique

Le substrat géologique est à rattacher à une formation de gneiss et de micaschiste faisant partie du dôme magmatique de saint Malo.

Un profil de ce sol a été décrit par Walter *et al.*, (2000) à quelques mètres du dispositif expérimental. Le développement du profil est de type L/Sg/Cgx/R. Le sol peut être qualifié de Brunisol rédoxique (Référentiel pédologique - Baize, 1995)[12]. Le tableau 4 présente les principales caractéristiques analytiques du sol. L'horizon labouré (0-30 cm) est un horizon brun de texture limono-sableuse et de structure grumeleuse fine (< 0,5 cm de diamètre) présentant une faible teneur en cailloux et graviers.

% argile	**% limon**	**% Sable**	**pH**	**$CaCO_3$ total** ($g.kg^{-1}$)	**CEC Metson** ($cmol.kg^{-1}$)	**CEC cobhex** (**(**$cmol.kg^{-1}$)
9.5	51.8	38.7	7.7	3	7.0	8.3
Corg ($g.kg^{-1}$)	**Norg** ($g.kg^{-1}$)	**P_2O_5** ($g.kg^{-1}$)	**Ca** ($g.kg^{-1}$)	**Mg** ($g.kg^{-1}$)	**K** ($g.kg^{-1}$)	**Fe EDTA** ($g.kg^{-1}$)
10.85	1.02	0.54	1.96	0.096	0.183	171.4

Tableau 4 : Caractéristiques granulométriques et chimiques du sol étudié

Le chaulage est une pratique courante en culture légumière de plein champ, car des pH supérieurs à 7 protègent les plantes de certaines maladies. Ceci explique la valeur de pH et la teneur en $CaCO_3$ mesurées

A l'état initial, la densité apparente du sol était de 1.1. La teneur en azote minéral (NH_4^+ et NO_3^-) était de 16 $mg.kg^{-1}$ sol sec. Les humidités caractéristiques ont été mesurées par De Lavaissière (2002) (humidité pondérale) : Humidité au point de flétrissement permanent = 7.41 % ; Humidité à la capacité au champ = 18.32 % ; Humidité à saturation = 53.78 %. Ces humidités ont été mesurées sur des échantillons remaniés.

[12] Sol Brun (C.P.C.S., 1967), F4C3 (Rivière et al., 1992)

2.1.1.3 Description du dispositif

2.1.1.3.1 Localisation de l'essai

Le dispositif a été mis en place dans le cadre de cette étude. La topographie générale de la parcelle est peu marquée et orientée de l'ouest vers l'est dans le sens de la pente. Une première zone de 85 sur 50 mètres a été prédéfinie sur les indications des techniciens de la station expérimentale, évitant ainsi une zone de faible profondeur de sol en haut de la parcelle et une zone hétérogène en bas de parcelle. Dans cette zone, 50 mesures de pH régulièrement réparties dans l'espace ont permis de délimiter quatre zones homogènes de 16 x 10 mètres correspondant aux quatre blocs du dispositif.

Le tableau 5 récapitule les précédents culturaux sur cette parcelle. Un mois et demi avant la mise en place de l'essai, l'orge de printemps préalablement installée a été détruite par un désherbant total. La biomasse végétale totale de cette céréale au moment de sa destruction a été évaluée à une quantité de carbone de l'ordre de 0.1 g $C.kg^{-1}$ de sol sec.

1996	1997	1998	1999	2000	2001
Ray Grass Italien	Pommes de terre	Maïs	Pommes de terre	Choux-fleurs puis poireaux	Choux-fleurs

Tableau 5 : Successions culturales sur la parcelle de l'étude

2.1.1.3.2 Organisation de l'essai

La figure 11 présente l'organisation générale du dispositif. Il s'agit d'un dispositif en blocs (Petersen, 1994), composé de 4 blocs et 8 modalités. Les modalités correspondent à 7 types de matières organiques différentes et à une modalité contrôle restée en sol nu sans apport pendant toute la durée de l'expérience. Chaque micro-parcelle mesure 1.5 x 7 mètres et est espacée de 2 mètres de la micro-parcelle voisine. La disposition des modalités a été assignée au hasard pour chaque bloc.

Un premier apport a été effectué le 12 juin 2002. En mai 2003, toutes les parcelles ont été divisées en deux dans le sens de la largeur. Le 22 mai 2003, un second apport de la même matière organique a été effectuée sur la partie inférieure (est) de chaque micro-parcelle. La partie supérieure (ouest) n'a pas reçu de nouvel apport.

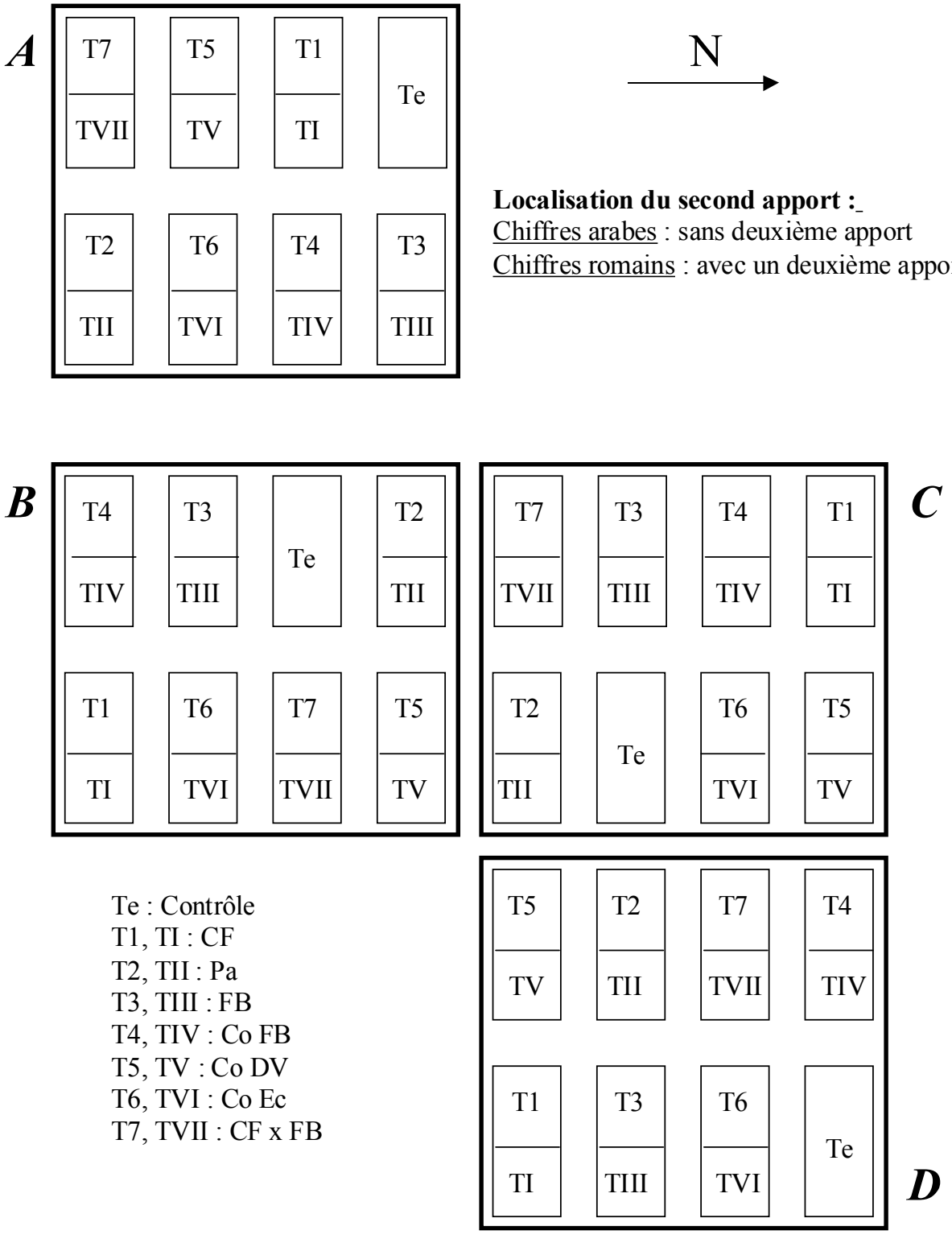


Figure 11 : Organisation du dispositif expérimental

2.1.1.3.3 Produits organiques utilisés et modalité de l'apport

6 types de matières organiques et un mélange de deux de ces produits ont été apportées au sol :

- Des résidus de choux-fleurs (modalité T1 - **CF**), composés des parties aériennes (feuilles et tronc) de plantes juste après récolte (matériel végétal vert). Les résidus de choux-fleurs ont été prélevés quelques jours avant l'apport chez des agriculteurs du Finistère pour les deux années.
- De la paille de blé (modalité T2 - **Pa**), provenant du domaine expérimental INRA de Méjussaume.
- Un fumier de Bovin (modalité T3 - **FB**), provenant du domaine expérimental INRA de Méjussaume. Il s'agit d'un fumier de génisses en stalle prélevé 3 semaines avant l'apport.
- Un compost de fumier de Bovin (modalité T4 – **Co FB**), provenant du domaine expérimental INRA de Méjussaume. La maturation du compost s'est effectuée en extérieur 4 mois après la sortie de stalle. Il n'a pas subi de retournement.
- Un compost de déchets verts et de fientes de volailles (modalité T5 – **Co DV**), provenant de la plate-forme de compostage du CAT des Quatre Vaux (Ille-et-Vilaine).
- Un compost d'écorces de peuplier et de fientes de volailles (modalité T6 – **Co Ec**), provenant de la plate-forme de compostage du CAT des Quatre Vaux (Ille-et-Vilaine).
- La modalité T7 correspond à un mélange des résidus de choux-fleurs et du fumier de Bovin dans une proportion de 1/1 de quantité de carbone (**CF x FB**).

Les produits CF, Pa, FB et Co Ec correspondent respectivement aux quatre groupes de produits définis page 33. Les résidus de chou-fleur se décomposent très rapidement et ont un C/N faible (Akkal *et al.*, en préparation) Ils correspondent au groupe 1. La paille de blé représente le groupe 2 (pailles et résidus de culture moins labiles). Le fumier de bovin correspond au groupe 3 et le compost d'écorce de peuplier et de fientes de volailles au groupe 4 (compost mûr et débris de bois à priori riche en lignine (Tissaux, 1996)). Ces quatre produits correspondent à des matières organiques aux caractéristiques initiales et aux

comportements au cours de la décomposition supposés très différents par hypothèse (figure 12). Les autres produits (Co DV, Co FB, CF x FB et CF x Pa[13]) correspondent à des situations intermédiaires entre ces situations caractéristiques. Ces produits sont aussi des matières organiques qui sont actuellement utilisées ou qui étaient utilisées dans les systèmes de culture légumiers (CF, FB, Co FB) ou qui pourraient être utilisés, car existant proches des bassins de production (Pa, Co Ec, Co DV).

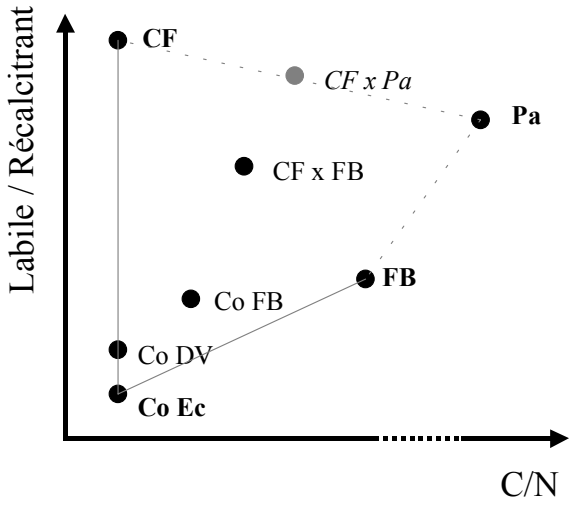


Figure 12 : Hypothèses pour la classification des produits

Une quantité de produit équivalente à 4 g $C.kg^{-1}$ de sol sec de chaque produit a été apportée sur chaque micro-parcelle. Le tableau 6 donne la correspondance en tonne par hectare de la dose des produits utilisés. Cette dose correspond environ à 3 fois la dose agronomique utilisée pour un fumier de bovin et de 3 à 7 fois la quantité de résidus de chou-fleur présents en culture. Avant leur apport, les produits ont été broyés à 5 cm pour homogénéiser les tailles des particules. Ce broyage n'a pas été possible pour la paille (brins de 10 à 20 cm).

CF	Pa	FB	Co FB	Co DV	Co Ec
225 (31)	35 (29)	85 (34)	110 (33)	120 (83)	50 (42)

Tableau 6 : Equivalence en tonnes de matière fraîche par hectare correspondant à 4 g $C.kg^{-1}$ sol sec pour les différents produits (matière sèche entre parenthèses)

[13] La modalité CF x Pa est étudiée au laboratoire.

Les matières organiques ont été incorporées par un travail du sol au rotavator sur les 18 premiers centimètres. Le même volume de sol a été retravaillé lors du premier et du second apport (même dilution de la matière organique). La seconde année d'étude, la partie des micro-parcelles n'ayant pas reçu de second apport a été retravaillée de la même façon que la partie ayant reçu un second apport. Le sol est resté nu pendant les deux années d'étude (contrôle des adventices par désherbage chimique).

Un désherbant chimique total a été utilisé régulièrement pour conserver nu le sol au cours des deux années d'étude.

2.1.1.3.4 Dates et modalités de prélèvement des échantillons

Des échantillons de sols ont été collectés à 6 dates au cours des deux années d'étude : un état initial avant le travail du sol (12 juin 2002) ; un mois après l'apport (10 juillet 2002) ; cinq mois après l'apport (13 novembre 2002) ; un an après l'apport (14 mai 2003) ; un mois et demi après le second apport (15 juillet 2003) ; un an après le second apport (10 mai 2004 – Etat final). A chaque date, deux types d'échantillons ont été prélevés : un échantillon composite d'une dizaine de carottes de terre prélevées sur chaque micro-parcelle à la tarière sur la profondeur du travail du sol et un prélèvement à la bêche pour la mesure de la stabilité structurale dans les conditions préconisées et décrites par Le Bissonnais et Souder (1995). Pour les 6 campagnes de prélèvement, l'humidité du sol était proche de l'humidité à la capacité au champ (figure 69).

2.1.2 Dispositif expérimental en conditions contrôlées

Le dispositif expérimental en conditions contrôlées correspond à des incubations d'un mélange de sol et de produits organiques. Compte tenu du volume de travail expérimental à chaque prélèvement, le dispositif a été divisé en deux séries d'incubation.

2.1.2.1 Conditions d'incubation

Le sol utilisé dans les deux expériences a été prélevé sur le site expérimental au champ (le 11 juin 2002 pour la première série et le 27 février 2004 pour la seconde série). Les échantillons ont été conservés à 4°C avant leur utilisation. Le sol a été tamisé 3 – 5 mm puis pré-incubé à 20°C une semaine avant le début des expériences. La fraction 3 – 5 mm

correspond à la taille des agrégats utilisés dans le test de stabilité structurale proposé par Le Bissonnais (1996a). Des expériences préliminaires ont montré que, dans nos conditions expérimentales et avec ce sol, la minéralisation du carbone des produits apportés n'était pas significativement différente dans cette fraction de sol par rapport à un sol tamisé < 2mm (résultats non montrés).

L'humidité des échantillons a été ajustée à 19 % d'humidité pondérale (proche de l'humidité à la capacité au champ). La teneur en azote minéral dans le sol a été ajustée à 76 mg N. kg^{-1} sol sec (première expérience) et 44 mg N. kg^{-1} sol sec (seconde expérience[14]) par une solution de KNO_3 pour permettre une décomposition non limitée par la disponibilité de l'azote minéral (Recous *et al.*, 1995).

Les produits organiques ont été préalablement séchés à 40 °C et broyés à 1 mm. L'équivalent de 4 g C. kg^{-1} sol sec de produit organique a été mélangé de façon homogène à 105 g de sol frais et placé dans des récipients en plastique. Une modalité sans apport (contrôle) a aussi été préparée. Les échantillons ont été incubés à température constante (25°C), dans l'obscurité, dans des bocaux de 2 litres hermétiquement fermés. L'atmosphère dans les bocaux a été régulièrement renouvelée, afin de maintenir le sol dans des conditions d'aérobie. A chaque traitement correspond 3 répétitions. La plupart des échantillonnages étant destructif, des échantillons correspondant aux différentes dates de prélèvement sont préparés à l'avance : 0, 2, 5, 10, 17, 25, 33, 61, 89 et 124 jours pour la première série et 0, 2, 7, 14, 21, 30, 42, 65, 100 jours pour la seconde série.

2.1.2.2 Les modalités traitées

Première série :

- Un sol sans apport – contrôle
- Résidus de choux-fleurs [**CF**] (tiges et feuilles dans des répartitions respectivement de 25 et 75 % de la masse correspondant à la répartition au champ ; Akkal, com. pers.)
- Paille de blé [**Pa**]
- Fumier de Bovin [**FB**]

[14] L'analyse de la teneur initiale en azote minéral dans le sol lors du second prélèvement ayant été faite à posteriori, la quantité d'azote apportée a été calculée par rapport aux dynamiques de minéralisation des différents produits au cours de la première expérience et en particulier par rapport à la dynamique d'immobilisation de la paille

Seconde série :

- Un sol sans apport – contrôle
- Un compost d'écorces de peuplier et de fientes de volailles [**Co Ec**]
- Un mélange de résidus de choux-fleurs et de fumier de bovin [**CF x FB**] (50 % / 50 % de la quantité de C)
- Un mélange de résidus de choux-fleurs et de paille [**CF x Pa**] (50 % / 50 % de la quantité de C)
- Un mélange de résidus de choux-fleurs et de paille [**CF x Pa fcide**] (50 % / 50 % de la quantité de C) dans un sol préalablement traité avec un fongicide : le mancozèbe (fongicide spécifique des sols, 4 $g.m^{-2}$; Monfort, com. pers.)
- Un mélange de résidus de choux-fleurs et de paille [**CF x Pa bcide**] (50 % / 50 % de la quantité de C) dans un sol préalablement traité avec un bactéricide : oxytetracycline (bactéricide non spécifique des sols, eq. 40 $g.m^{-2}$; Bossuyt *et al.*, 2001, Bailey *et al.*, 2002)

Pour ces expériences, les produits organiques sont les mêmes que ceux utilisés dans le cadre de l'essai au champ. CF, Pa, FB et Co Ec correspondent à la typologie proposée précédemment. CF x Pa et CF x FB correspondent à la fois à des mélanges possibles et aussi à des produits aux caractéristiques intermédiaires, permettant de valider les observations réalisées avec les produits types (figure 12). L'utilisation des biocides a pour objectif de regarder l'effet propre lié à chaque type de microorganismes.

2.2 Méthodes de suivi de l'évolution de la décomposition des matières organiques et des paramètres physiques, biologiques et chimiques du sol

2.2.1 Mesure de la stabilité structurale

La mesure de la stabilité structurale a été réalisée en suivant la méthode proposée par Le Bissonnais et Souder (1995). L'objectif de cette méthode est de donner une description réaliste du comportement du matériau "sol" soumis à des contraintes physiques existant en conditions naturelles (particulièrement la pluie). Ce test s'articule autour de trois pré-traitements différents correspondant à différents mécanismes de désagrégation : i/ l'humectation rapide par immersion (humectation brutale de type pluie intense), ii/ la désagrégation mécanique par agitation après réhumectation (cohésion des agrégats indépendamment des phénomènes d'éclatement), iii/ l'humectation lente par capillarité (humectation lente correspondant à des pluies modérées). La méthode se déroule en 4 phases : i/ sélection et préparation des agrégats, ii/ application des 3 types de contraintes, iii/ tamisage des échantillons, iv/ pesée des fractions et calcul de l'indice de stabilité structurale.

2.2.1.1 Préparation des échantillons

Après échantillonnage du sol dans des conditions d'humidité modérées, des agrégats compris entre 3 et 5 mm sont sélectionnés par tamisage et sont mis à l'étuve pendant 24 heures (40°C). 5 g sont pesés pour chaque pré-traitement. Dans nos expériences, les mesures ont été effectuées sur trois répétitions.

2.2.1.2 Description des pré-traitements

Humectation Rapide (HL) : Les agrégats sont versés dans un bécher contenant 50 ml d'eau déminéralisée. Après 10 mn au cours desquelles la désagrégation a lieu, l'excès d'eau est évacué par pipetage et l'échantillon est transféré sur un tamis de 50 µm grâce à une pipette d'éthanol.

Désagrégation Mécanique (DM) : Les agrégats sont immergés dans l'éthanol pendant 30 mn. L'excès d'éthanol est ensuite évacué et l'échantillon est transféré dans un erlenmeyer

contenant 50 ml d'eau déminéralisée. L'erlenmeyer est agité manuellement en effectuant 10 retournements successifs. L'échantillon est laissé à décanter pendant 30 mn puis l'excès d'eau est évacué. L'échantillon est transféré sur un tamis à 50 µm de la même façon que pour le pré-traitement à l'humectation rapide.

Humectation Lente (HL) : Les agrégats sont placés sur un papier filtre posé sur une mousse préalablement humidifiée. Les échantillons sont laissés à réhumecter par capillarité pendant 30 mn, puis sont transférés sur un tamis de 50 µm comme précédemment.

2.2.1.3 Mesure de la distribution de la taille des particules et expression des résultats

Le tamis contenant l'échantillon est tout d'abord placé sur l'appareil de Hénin. Un mouvement hélicoïdal est appliqué à 5 reprises sur le tamis qui se trouve ainsi immergé dans un bain d'éthanol. Ceci permet une première séparation granulométrique des éléments inférieurs à 50 µm. La fraction restée dans le tamis est récupérée et séchée à 40 °C pendant 24 h. Elle est ensuite passée dans une colonne de 6 tamis de tailles décroissantes : 2000 µm, 1000 µm, 500 µm, 200 µm, 100 µm et 50 µm. La masse de sol restant sur chacun des tamis est mesurée et exprimée en fonction de la masse initiale. La fraction inférieure à 50 µm est déduite de la masse initiale.

La mesure de la stabilité structurale est exprimée soit directement par classe de particules, soit sous la forme du Diamètre Pondéral Moyen (ou Mean Weight Diameter MWD) exprimé en mm tel que :

$$MWD = \Sigma \text{ (diamètre moyen d'une fraction x masse pour cette fraction)} \qquad (2)$$

2.2.2 Mesures des facteurs agrégeants

2.2.2.1 Polysaccharides extractibles à l'eau

La procédure d'extraction adoptée est celle de Puget *et al.*, (1999). 20 ml d'eau distillée sont ajoutés à 1g de sol sec et broyé dans des tubes "falcons" de 40 ml. Les échantillons sont placés au bain-marie à 80°C pendant 24 h. Les échantillons sont agités et centrifugés à 20000 g pendant 25 mn.

La concentration en polysaccharides est mesurée par la méthode de Dubois *et al.*, (1956). 1 ml de la solution est prélevé et mélangé à 1 ml d'une solution de phénol à 5% et 5 ml de H_2SO_4 72 M dans un tube à essai. Les tubes sont placés dans un bac d'eau à température ambiante pendant 10 mn. La densité optique de la coloration orange est mesurée par spectro-colorimètre à la longueur d'onde de 490 nm. La concentration en polysaccharides de l'échantillon est exprimée par rapport à une courbe étalon réalisée à partir de solutions de glucose en mg polysaccharides.g^{-1} sol sec.

Une caractérisation des polysaccharides a aussi été réalisée pour certains échantillons. Le protocole correspond au dosage des oses neutres par la méthode des acétates d'alditols dans les produits alimentaires (Englyst et Cummings, 1984). Les composés sont hydrolysés et extraits au TFA (Amelung *et al.*, 1996). Les oses libres sont ensuite réduits par $NaBH_4$ en aldiols puis acétylés par l'anhydride acétique en présence de N-méthylimidazole (Dérivatisation). Les quantités des 8 principaux oses du sol (Rhamnose, Fucose, Ribose, Arabinose, Xylose, Mannose, Galactose et Glucose) sont mesurées par CPG et calculées par comparaison à une solution standard et à un standard interne (Inositol).

2.2.2.2 Biomasse microbienne

La biomasse microbienne du sol est estimée par la méthode de fumigation-extraction (Vance *et al.*, 1997). Elle est mesurée par différence entre un échantillon fumigé par du chloroforme, sous vide pendant 24 h et un échantillon non fumigé. Le C présent dans les deux échantillons est extrait par une solution de K_2SO_4 0,025 M et mesuré par un analyseur élémentaire en solution (Bioritech OI-analytical 1010). Le C de la biomasse microbienne (C_{BM}) est calculé de la façon suivante :

$$C_{BM} = (C_f - C_{nf}) \qquad (3)$$

Où : C_f et C_{nf} sont les quantités de carbone extraites respectivement dans les échantillons fumigés et non fumigés. La biomasse microbienne est exprimée en mg $C_{microbien.}$ g^{-1} sol sec.

2.2.2.3 Longueur des hyphes mycéliens

La longueur des hyphes mycéliens a été mesurée par la méthode développée par Frey *et al.* (1999). Cette méthode permet de mesurer à la fois les hyphes vivants et morts. 10 g du sol frais échantillonné et 90 ml d'eau déminéralisée sont agités pendant 1 mn à vitesse élevée

dans un blender. La suspension sédimente pendant 30 s et 10 ml du surnageant sont prélevés pour préparer des dilutions à 1:50. 10 µl de la dilution sont pipetés sur des lames de microbiologie "à puits" de 6 mm de diamètre. Les frottis sont séchés à l'air libre et colorés par du calcifluor M2R, colorant spécifique des hyphes mycéliens. L'observation est réalisée à un agrandissement de 200 et dans une bande passante de 340 –380 nm. 32 photos par répétition sont réalisées et analysées à l'aide du logiciel Optimas®. Les résultats sont exprimés en m d'hyphes par g de sol sec.

2.2.3 Mesures de la minéralisation de la matière organique apportée

La minéralisation du carbone sous forme de CO_2 au laboratoire et la quantité d'azote minérale au laboratoire et au champ ont été suivies au cours du temps.

La minéralisation du C est mesurée par piégeage de CO_2 dans la soude (Freijer et Bouten, 1991). Des tubes contenant 20 ml de NaOH 1M sont placés dans les bocaux d'incubation. Les tubes sont prélevés à date régulière et renouvelés avec de la soude fraîche. La soude ayant réagi avec le CO_2 précipite en présence de 5 ml de $BaCl_2$. La soude restante est titrée avec du HCL 0,1M jusqu'à virage d'un indicateur coloré (tymolphtaleine). La minéralisation du C est exprimée par différence à la minéralisation d'un sol n'ayant pas reçu d'apport (contrôle) et en pourcentage de la quantité de carbone apportée.

La mesure de l'azote minéral est réalisée par extraction au KCl 1M de 30 g de sol frais (agitation de 30 minutes à 52 tours.min^{-1}, rapport sol/solution : 1/1). Les concentrations en NH_4^+ et NO_3^- dans la solution KCl sont analysées par colorimétrie en flux continu (Skalar). La minéralisation des matières organiques est calculée par différence entre l'échantillon avec le produit organique et le témoin, en faisant l'hypothèse que la minéralisation du carbone du sol n'est pas modifiée par l'apport de résidu (pas de *priming effect*) ou tout au moins que cet effet est du même ordre de grandeur pour les différents produits. La minéralisation nette d'azote est calculée en soustrayant à chaque date la quantité d'azote minéral du sol témoin. Elle est exprimée en mg N min. kg^{-1} sol sec.

Des mesures de C et de N ont été réalisées dans le sol des différentes modalités du dispositif au champ (analyseur élémentaire CN, Flash EA 1112, Thermofinningan, Milan, Italy).

2.2.4 Mesures spécifiques au dispositif au champ

2.2.4.1 Evolution des états de surface

Les états de surface ont été suivis immédiatement après le second apport en juin et juillet 2003. Différents paramètres de cet état de surface ont été observés dont particulièrement le faciès. Les faciès sont caractérisés de la façon suivante (Papy et Boiffin, 1988) :

- F0 : faciès après travail du sol
- F11 : mottes de terre encore individualisées
- F12 : Faciès altéré par la pluie et début de fermeture du sol
- F2 : formation d'une croûte de battance

2.2.4.2 Conductivité hydraulique en conditions proches de la saturation

La conductivité hydraulique a été estimée à partir de flux en régime permanent réalisés avec un infiltromètre à disque à succion contrôlée TRIMS (Triple Rings Infiltrometer at Multiple Suctions – Coquet *et al.*, 2000) aux potentiels - 0,6 kPa; - 0,2 kPa et – 0,05 kPa. Des mesures sur toutes les modalités du dispositif au champ ont été réalisées en mai 2003 avant le second apport. Pour réaliser ces mesures, le premier centimètre du sol a été retiré (croûte de battance), de sorte que l'infiltromètre repose sur une surface plane et que la mesure concerne l'intérieur de l'horizon travaillé.

2.2.4.3 Communautés lombriciennes

Les lombriciens sont extraits suivant la méthode au formol décrite par Bouché (1972) et adaptée au contexte d'étude (Cluzeau *et al.,*1999). Cette méthode se base sur le comportement de fuite adopté par les lombriciens au contact du formol : sur une surface de 1 m², trois épandages d'une solution formolée sont réalisés (0.25% pour les deux premiers et 0.4% pour le dernier) ; les épandages sont espacés de 15 minutes pendant lesquelles, les vers migrant en surface sont récupérés ; une dernière phase de 5 minutes consiste à gratter superficiellement la surface du sol (1 à 2 cm) afin de récupérer les vers dissimulés par la végétation. Au laboratoire, les espèces lombriciennes sont déterminées suivant une clé de détermination mise au point par Cluzeau (non publiée), basée sur les travaux de Bouché

(1972). Les communautés lombriciennes sont caractérisées en termes d'abondance (nombre d'individus par m²), de biomasse (g/m²), de structure écologique (basée sur la proportions des différentes catégories écologiques : épigés; anéciques endogés, Bouché 1972 ; Lavelle, 1983) et de structure spécifique.

Dans le cadre de notre étude, les prélèvements lombriciens ont été réalisés en avril 2004, sur 5 modalités : double apport du contrôle (Te), des résidus de choux-fleurs (TI), de la paille (TII), du fumier de Bovin (TIII), du compost "écorces de peuplier et fientes de volaille" (TVI) et du mélange "fumier de bovin et résidus de chou-fleur" (TVII). Un prélèvement a été fait dans les 4 blocs de l'essai (figure 11).

2.2.5 Caractéristiques initiales des produits organiques

Les produits organiques utilisés dans cette étude ont été caractérisés par différentes méthodes.

Les concentrations en **C et N total** ont été mesurées sur des produits séchés à 40°C par un analyseur élémentaire CN (NA 1500, Carlo Erba, Milan, Italie). La valeur pour chaque produit correspond à la moyenne de 3 répétitions.

Le **carbone soluble** a été obtenu par extraction dans l'eau à 20°C (Christiensen, 1984). Trois répétitions de 1 g du produit séché à 40°C ont été agitées pendant 30 minutes (42 tours/mn) puis filtrées sur Whatman n°42. Le carbone soluble correspond à la perte de masse.

L'analyse proximale a été réalisée sur 1 g de produit broyé à 1 mm : l'extraction de la fraction soluble a été obtenue à l'eau chaude (100 °C) pendant 30 minutes, suivie par une extraction au détergent neutre (NDS) à 100°C pendant 60 min (Linères et Djakovitch, 1993). Les hémicelluloses (fraction ADS), cellulose (fraction ADL) et lignine (fraction équivalent-lignine) ont été déterminées par la méthode de Van Soest (Van Soest, 1963 ; Van Soest et Wine, 1967). La dernière étape d'extraction correspond à une attaque à l'acide sulfurique concentré pendant 3 heures. La composition des détergents est détaillée en annexe 1. Après extraction, les fractions restantes sont pesées et la part de chaque compartiment est exprimée en pourcentage de la masse sèche initiale.

La **cellulose "brute"** a été mesurée par la méthode de Weende (Weende, 1859 – AFNOR, 1993) qui consiste en une double hydrolyse acide (H_2SO_4, 0.13 $mol.l^{-1}$) et basique

(KOH, 0.23 mol.l^{-1}) des tissus. Le résultat est exprimé par le pourcentage de masse sèche insoluble.

Les **polysaccharides extraits à l'eau** (sucres solubles) ont été mesurés en appliquant la méthode de la mesure des sucres dans le sol (modification de Puget *et al.*, 1999). Les sucres ont été extraits d'1g de matière organique pendant 24 h à 80°C dans 20 ml d'eau distillée. Les polysaccharides sont mesurés dans l'extrait par la méthode phénol-sulfurique (Dubois *et al.*, 1956).

Une analyse des 6 produits organiques a été réalisée par **pyrolyse GC-MS**. 0.5–1 mg d'échantillon a été placé dans un cylindre ferromagnétique, chauffé par induction à 650°C en 0,15 seconde. Les produits de la pyrolyse ont été séparés par GC (SolGelWax - SGE, 0.32 mm i.d., film thickness 0.5 µm, gaz vecteur helium) et identifiés par leur spectre de masse, leur temps de rétention dans la colonne et par comparaison avec une bibliothèque de spectres de masse (Dignac *et al.*, soumis). Une description de cette méthode est présentée en annexe 1.

Dans le cadre de ce travail, une nouvelle méthode de caractérisation des produits organiques par **attaque enzymatique** a été proposée. La méthode consiste en une attaque de la cellulose par des cellulases, puis par la mesure de la concentration en glucose induit par la décomposition de la cellulose. Elle est inspirée de différentes méthodes utilisées en technologie agroalimentaire et alimentation animale (Aufrère et Michaelet-Doreau, 1988 ; Bonnin *et al.*, 1997). Différents protocoles et notamment différents mélanges d'enzymes ont été testés (Le Duault, 2004). Le protocole optimal est résumé annexe 1.

La méthode a tout d'abord été testée sur de la cellulose pure (Fluka Chemika 22181), puis sur la paille, enfin sur les différents produits organiques.

Les résultats de ces différentes méthodes d'analyses sont résumés dans les tableaux 7 et 8. Ils seront discutés dans le chapitre 4 de ce mémoire.

				VAN SOEST (% MO)							
	% C	%N	C/N	Soluble NDF	Hémicellulose	Cellulose	éq lignine	Minéraux	% MS	Sucres solubles (% C/Ctotal)	Cellulose Weende (% MS)
CF	46.2	3.62	12.8	61.5	15.2	15.4	7.8	1.2	14.0	10.5	14.81
Pa	49.0	0.36	136.1	17.3	32.6	43.7	6.4	2.2	83.9	2.7	41.68
FB	43.5	2.37	18.4	48.7	20.4	18.2	12.7	8.8	39.6	5.2	17.07
Co FB	43.7	2.71	16.1	54.0	15.2	9.7	21.1	11.9	30.2	6.3	10.51
Co Ec	37.2	2.21	16.8	41.5	12.6	26.1	19.8	9.1	82.9	2.1	24.39
Co DV	17.6	1.26	14.0	73.5	8.0	9.0	9.5	38.1	69.1	3.7	8.51

Tableau 7 : Composition des différents produits en fonction de leur teneur C et N, du fractionnement Van Soest, de leur teneur en sucres solubles et cellulose Weende

	PYROLYSE									
	Lip	Prot	PS	Lig	Divers	Lig / PS	Prot / PS	Acide acétique / Pyrrole	Furancarboxaldehyde / Pyrrole	Hydroxypropanone / furanmethanol
CF	5.4	18.5	29.5	8.0	38.5	0.27	0.63	2.07	1.14	2.05
Pa	3.9	1.0	38.7	19.2	37.3	0.50	0.03	17.52	6.42	8.01
FB	6.6	9.8	23.2	27.5	32.9	1.18	0.42	2.63	0.44	2.41
Co FB	5.0	14.2	17.6	30.2	33.0	1.71	0.81	3.04	0.35	2.31
Co Ec	4.3	6.7	19.6	28.4	41.0	1.45	0.34	2.77	0.74	4.74
Co Dv	5.2	10.4	16.4	25.5	42.5	1.55	0.64	Nc	nc	4.67

Tableau 8 : Composition des différents produits par pyrolyse GC/MS

2.2.6 Traitements statistiques des données

Les analyses de variance, tests de Newman-Keuls (NK) et de plus petite différence significative (p.p.d.s.) ont été calculés à partir d'un modèle linéaire global (glm), et réalisés sous l'environnement SAS. Les analyses factorielles et notamment les analyses en composantes principales ont été réalisées sous le logiciel SPAD v. 5.5.

Puisqu'il s'agit ici d'observer l'effet particulier d'un apport de matière organique, la plupart des résultats sont présentés par différence entre le traitement amendé et le traitement contrôle. Ceci permet aussi de comparer des traitements qui n'ont pas été expérimentés au même moment et de tenir compte de l'effet propre au produit. Pour exprimer la variabilité des traitements et leur différence avec le contrôle, les écart-types propres à chaque traitement et les écart-types des contrôles sont présentés sur les figures. Les écart-types des contrôles sont placés sur l'axe des abscisses à chaque date.

Les mesures présentées représentent la moyenne des répétitions et les barres d'erreur les écart-types. Au laboratoire, ces valeurs sont calculées sur 3 répétitions. Au champ, 3 répétitions ont été effectuées sur 4 blocs (moyenne des 12 mesures).

Dans le chapitre consacré à la modélisation, la validation des résultats se fait par comparaison des valeurs simulées et des valeurs mesurées. D'autre part, la racine carrée moyenne de l'erreur standard (Root Mean Square Error, RMSE) a été utilisée comme estimateur statistique des erreurs. Ce calcul correspond à la mesure de la déviation des valeurs simulées par rapport aux valeurs mesurées sur la base d'une valeur moyenne observée (4).

$$RMSE = ((\sum_{i=1}^{N} (Y_i - X_i)^2 / N))^{0.5} \times (100/m)) \qquad (4)$$

Où :

N : le nombre d'observations et m la moyenne des valeurs mesurées

Chapitre III

3 Mécanismes de stabilisation de l'agrégat au cours de la décomposition des matières organiques en conditions contrôlées

L'objectif de ce chapitre est de mettre en relation les évolutions des agents biologiques agrégeants et des trois tests de stabilité structurale induits par l'apport de produits organiques dans des conditions contrôlées et au cours du temps (figure 13). Une première partie est consacrée à l'étude des 4 produits type correspondant à la typologie définie dans le chapitre 1. Dans un second temps, le comportement de produits composés sera étudié : i/ des produits mélange de différents produits type ; ii/ des mélanges de produits + biocide. L'objectif de ce chapitre est de conclure à un modèle conceptuel de stabilisation d'un agrégat existant après l'apport de matière organique à partir de l'évolution particulière des facteurs agrégeants.

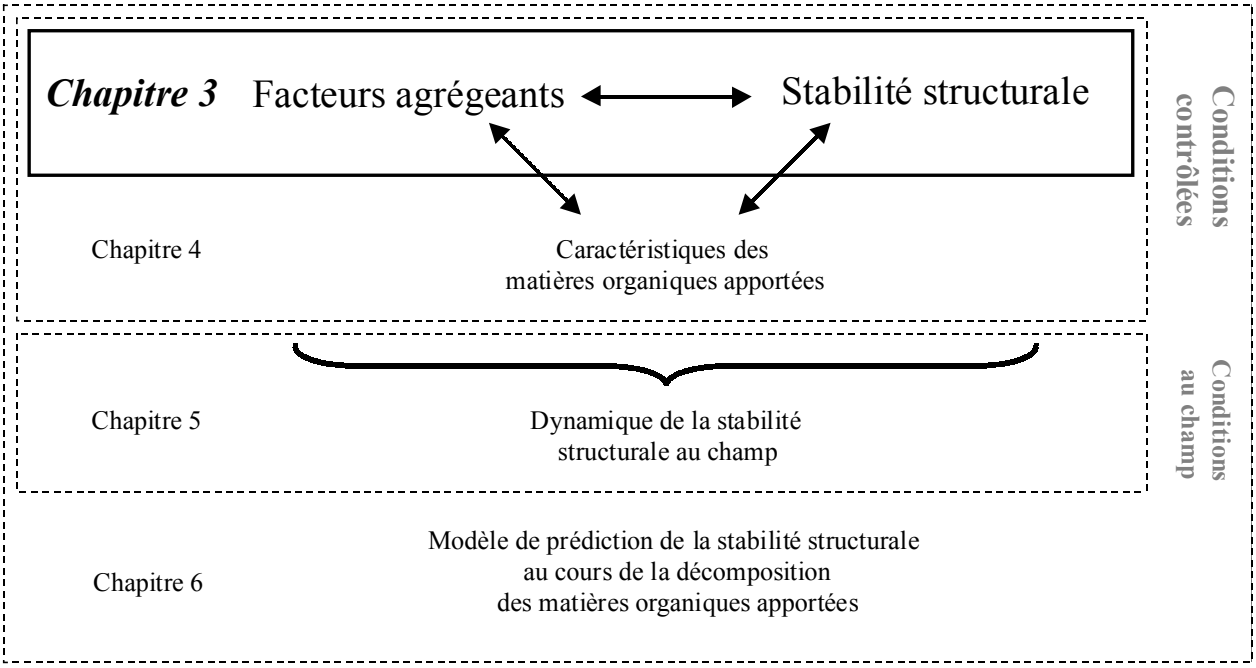


Figure 13 : Démarche de l'étude, chapitre 3

3.1 Evolution de la stabilité structurale et des facteurs agrégeants des traitements sans apport de M.O.A.

Une modalité "contrôle" a été suivie dans les deux séries d'incubation. Les différentes mesures réalisées sur ces sols sans amendement sont comparées dans ce chapitre.

3.1.1 Evolution des stabilités structurales

Les traitements contrôle sans apport de matières organiques ont évolué au cours des deux expériences (tableau 9).

		Valeur initiale	Moyenne	Ecart-type (Coefficient de variation %)	Min. / Max.
Première série	*H.R.*[15]	0.55	0.49	0.07 (14.5)	0.41 / 0.59
	D.M.	1.01	0.99	0.12 (12.2)	0.76 / 1.11
	H.L.	0.62	0.64	0.06 (9.9)	0.57 / 0.77
Seconde série	*H.R.*	0.39	0.48	0.08 (16.2)	0.39 / 0.52
	D.M.	1.05	0.99	0.13 (13.2)	0.85 / 1.23
	H.L.	0.69	0.63	0.05 (8.7)	0.53 / 0.69

Tableau 9 : Caractéristiques des sols non-amendés au cours du temps

Les différences entre les deux séries d'expériences ne sont significatives pour aucun des trois tests (test NK). Néanmoins, les différents types de stabilité structurale évoluent au cours du temps. Les dynamiques ne suivent aucune tendance précise ou structurée et ne semblent pas correspondre à des dates particulières de l'expérimentation (réajustement de l'humidité du sol par exemple). Les variations sont plus importantes pour les tests à l'humectation rapide et à la désagrégation mécanique. Dans la classification établie par Le Bissonnais et Souder (1995), ce sol correspond à la classe de stabilité "instable", associée à des dispositions à la battance très fréquente et à des risques fréquents de ruissellement.

3.1.2 Evolution des facteurs agrégeants

La minéralisation basale du carbone du sol n'est pas significativement différente entre les deux séries (test NK). Elle est de l'ordre de 6 mg C. $kg^{-1}.j^{-1}$.

[15] HR : Humectation rapide ; DM : Désagrégation Mécanique ; HL : Humectation Lente

La concentration en polysaccharides pour le contrôle de la série 1 (CF, Pa, FB) était significativement supérieure au contrôle de la série 2 (Co Ec). Ceci est particulièrement dû à des valeurs initiales différentes (respectivement 0.46 et 0.41 mg eq-glucose.g^{-1} sol sec). Les traitements amendés étaient significativement différents de leur contrôle respectif.

La biomasse microbienne a été mesurée pour les dates 6, 10, 17, 61 et 125 jours pour l'expérience 1 et à toutes les dates pour l'expérience 2. La biomasse initiale était de 16 mg $C.g^{-1}$ sol. Les dynamiques des deux contrôles n'étaient pas significativement différentes (test NK). Elle est relativement faible pour des sols cultivés (Houot et Chaussot, 1995).

La longueur d'hyphes des deux contrôles étaient significativement différentes, principalement en fin de cinétique (le contrôle de l'expérience 1 augmentant progressivement alors que l'on n'observait pas d'évolution particulière pour le contrôle 2). Aucune hypothèse ne permet d'expliquer cette différence d'évolution sur la fin de l'étude. Les valeurs initiales étaient égales (80 et 74.6 m.g^{-1} respectivement). Elles correspondent à des valeurs présentes dans la littérature pour des sols cultivés (Frey *et al.*,1999 ; Kinsbursky *et al.*, 1989).

Dans la suite de l'étude, les résultats sont exprimés par différence avec le contrôle. On suppose que les différences observées sur le contrôle sont du même ordre ou inférieures pour les différentes modalités et qu'il n'y a pas d'interaction entre les valeurs initiales du sol et les évolutions dues aux produits.

3.2 Evolution de la stabilité structurale, de la minéralisation du C et des facteurs agrégeants pour les traitements avec apport de M.O.A. type

Quatre produits ont été choisis dans cette première étude :

- Les résidus de chou-fleur **CF**
- La paille de blé **Pa**
- Le Fumier de Bovin **FB**

} 1ère série

- Le compost d'écorce de peuplier et de fientes de volailles **Co Ec** — 2nde série

Ils correspondent aux produits caractéristiques des quatre groupes repérés dans la littérature pour leur comportement sur la stabilité structurale (figure 12).

3.2.1 Evolution des stabilités structurales

La stabilité structurale varie de façon très différente i/ selon le test utilisé ; ii/ le type matière organique ; iii/ au cours du temps (figure 14).

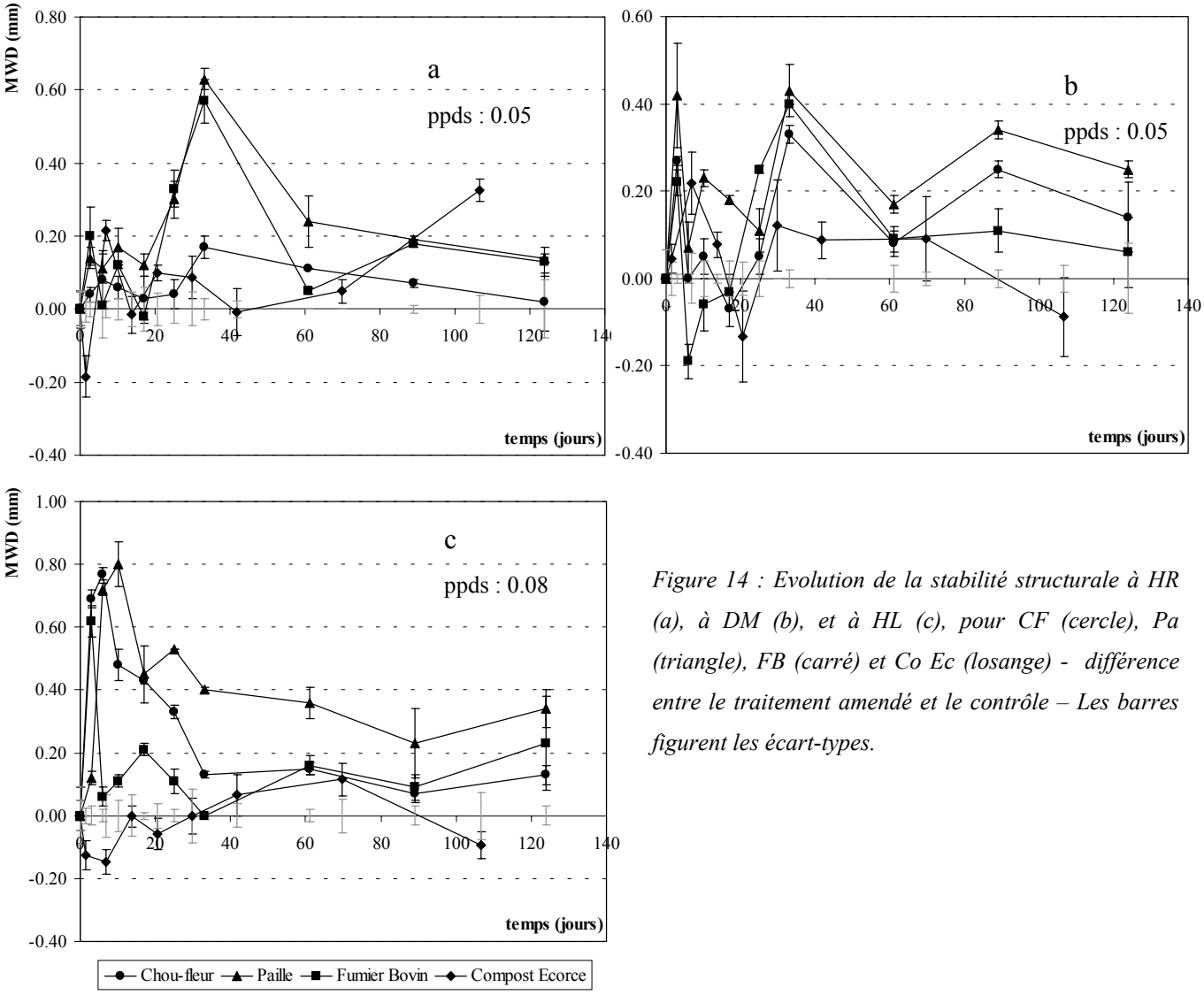


Figure 14 : Evolution de la stabilité structurale à HR (a), à DM (b), et à HL (c), pour CF (cercle), Pa (triangle), FB (carré) et Co Ec (losange) - différence entre le traitement amendé et le contrôle – Les barres figurent les écart-types.

On peut définir trois grandes phases :

- **De 0 à 20 jours** (phase 1): une évolution relativement faible pour le test HR, parfois importante mais transitoire pour le test DM (retour à des valeurs proche du contrôle vers 20 jours) et importante pour le test HL. Pour ce dernier test, les variations les plus importantes sont observées au cours de cette période (+0.8 mm).
- **De 20 à 60 jours** (phase 2) : les variations les plus importantes sont observées au cours de cette période pour les tests HR et DM (+0.6 et + 0.4 mm, respectivement). Ces variations restent transitoires et les valeurs observées après 60 jours sont

globalement comparables à celles observées après 20 jours. Les valeurs mesurées par le test HL diminuent pour tous les traitements pendant cette période.

- **De 60 à 125 jours** (phase 3) : Les évolutions sont globalement faibles pour le test HR, le traitement Co Ec excepté. Les valeurs de stabilité augmentent une nouvelle fois pour le test DM, mais dans une proportion moindre que lors de la deuxième phase. Cette évolution est elle aussi transitoire. Au cours de cette période, les valeurs observées pour le test HL restent relativement constantes (les évolutions ne sont pas significativement différentes).

La stabilité structurale à l'HL est la plus sensible à l'apport de M.O.A. (tableau 8). L'effet est aussi très net pour le test HR et moins significatif pour le test DM (maximum + 0.4 mm avec une ppds de 0.05 mm). La variabilité de la mesure sur ce test est d'ailleurs globalement plus élevée. Dans le cas du test HL, la stabilité est modifiée dès le départ de la décomposition et globalement pendant toute la durée de l'expérience, alors que dans le cas des tests HR et DM, les variations importantes sont plus ponctuelles et plus transitoires. Elles n'interviennent en particulier qu'à partir du vingtième jour.

Chaque produit a aussi un effet propre caractéristique :

- **Les résidus de chou-fleur (CF)** permettent d'augmenter la stabilité structurale à l'HL. Cette augmentation est très rapide (+0.7 mm après 2 jours) mais dure peu dans le temps (les valeurs mesurées redeviennent proche du contrôle après 34 jours). L'effet sur le test DM est significatif mais moins important que pour d'autres produits. Cet amendement n'a pratiquement pas d'effet sur le test HR.
- **La paille (Pa)** offre la plus large gamme de variation parmi les produits : son effet est supérieur à celui de CF pour le test HL, bien que ce maximum soit décalé dans le temps (+0.8 mm à 6 jours) ; son effet est aussi supérieur à celui des autres produits pour les deux autres tests. Ce traitement présente l'effet le plus persistant dans le temps.

- **Le fumier de bovin (FB)** a un comportement opposé à celui du chou-fleur : peu de variation pour le test HL[16] et des variations plus importantes pour les tests HR et DM.
- **Le compost d'écorce de peuplier et de fientes de volailles (Co Ec)** est le produit ayant le moins d'effet sur la stabilité. Son effet n'est globalement pas significatif par rapport au contrôle (test NK) pour les tests DM et HL. Il arrive même qu'il soit significativement négatif à certaines dates (HR à 2 jours, HL à 2 et 6 jours). Son action est particulièrement positive au cours de la troisième phase pour le test HR.

A la fin de l'expérience, l'effet induit par les produits est pour la plupart des cas significativement différent du contrôle (tableau 10). Les cas où l'effet n'est pas significatif concernent CF pour HR, FB et le Co Ec pour DM et Co Ec pour HL. Hormis la valeur élevée obtenue pour le Co Ec pour le test HR, la valeur finale mesurée n'est pas la valeur maximale de la dynamique quel que soit le produit ou les tests et la tendance générale est plutôt à la stabilisation des valeurs.

	Phase 1 0 à 20 jours				**Phase 2** 20 à 60 jours				**Phase 3** 60 à 125 jours			
Produits organiques	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***
Humectation Rapide	0	(+)	0	(+)	(+)	+++	+++	0	0	+	+	++
Désagrégation Mécanique	0	+	0	0	++	++	++	+	+	++	0	0
Humectation Lente	+++	+++	+	0	+	++	0	0	+	++	++	0

Tableau 10 : Synthèse des différentes évolutions de la stabilité structurale, par test, par phase et par produit – le signe + désigne un effet positif du produit sur le test de stabilité au cours de la phase. Le nombre de signes + donne une idée qualitative de l'intensité de l'effet.

[16] hormis après 2 jours d'incubation – il pourrait s'agir dans ce cas d'un phénomène abiotique non persistant – et à la fin de l'incubation où l'effet devient significatif.

3.2.2 Minéralisation du carbone et évolution des facteurs agrégeants

3.2.2.1 Minéralisation du carbone

La figure 15 présente la minéralisation du carbone sous forme de CO_2 pour les quatre produits types.

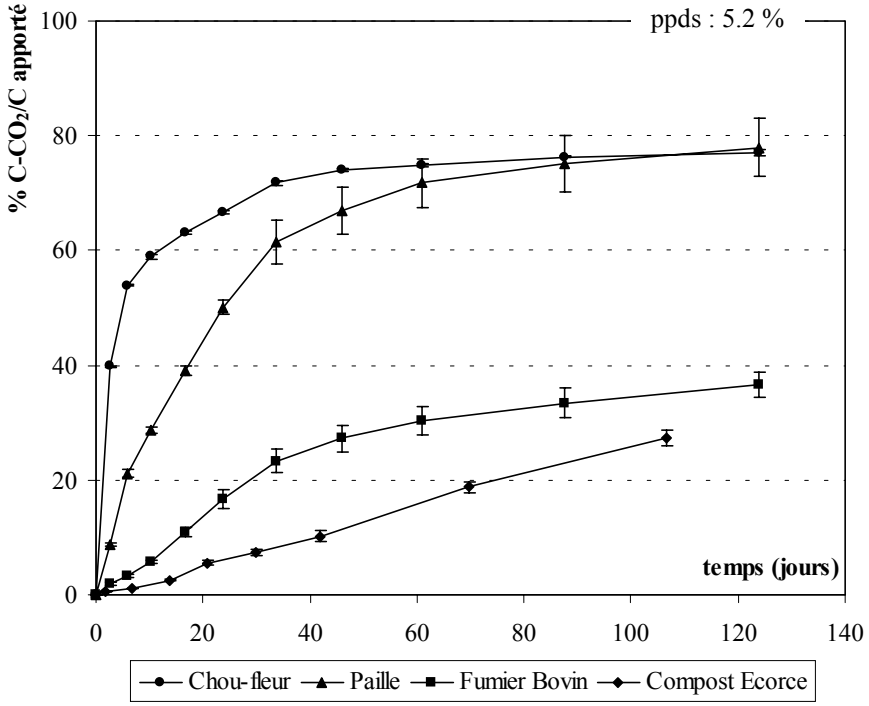


Figure 15 : Minéralisation du carbone pour les quatre produits type : CF (cercle), Pa (triangle), FB (carré) et Co Ec (losange) - % de l'apport initial

Les minéralisations observées des quatre produits sont très différentes en dynamique de décomposition et en quantité totale de carbone minéralisé au cours du temps. CF décompose très rapidement (60 % de C minéralisé après 10 jours), puis plus lentement par la suite. A la fin de l'expérience (125 jours), 77 % du carbone apporté est minéralisé. Pa atteint le même niveau de décomposition finale (78 %), mais avec une dynamique très différente : la décomposition est plus lente au début de l'expérience et plus importante entre 10 et 60 jours. FB se décompose moins que les deux résidus de culture : la décomposition est faible dès le début de l'expérience, puis plus importante entre 10 et 34 jours. 37 % du carbone apporté ont été minéralisés à la fin de l'expérience. La minéralisation du Co Ec est la plus faible des

différents produits. Elle est particulièrement faible en début d'expérience, puis elle devient plus importante à partir de 42 jours, pour atteindre 27 % du C apporté 107 jours après l'apport.

Les minéralisations de ces quatre produits couvrent donc une large gamme de situations du points de vue des dynamiques de minéralisation, c'est à dire d'activité biologique au cours du temps et des quantités de carbone mises en jeu au cours de l'expérience (tableau 11). Ces résultats correspondent à l'hypothèse formulée sur le comportement des différents produits types (figure 10).

3.2.2.2 Evolution de la concentration en polysaccharides extraits à l'eau

L'évolution de la concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude est présentée figure 16.

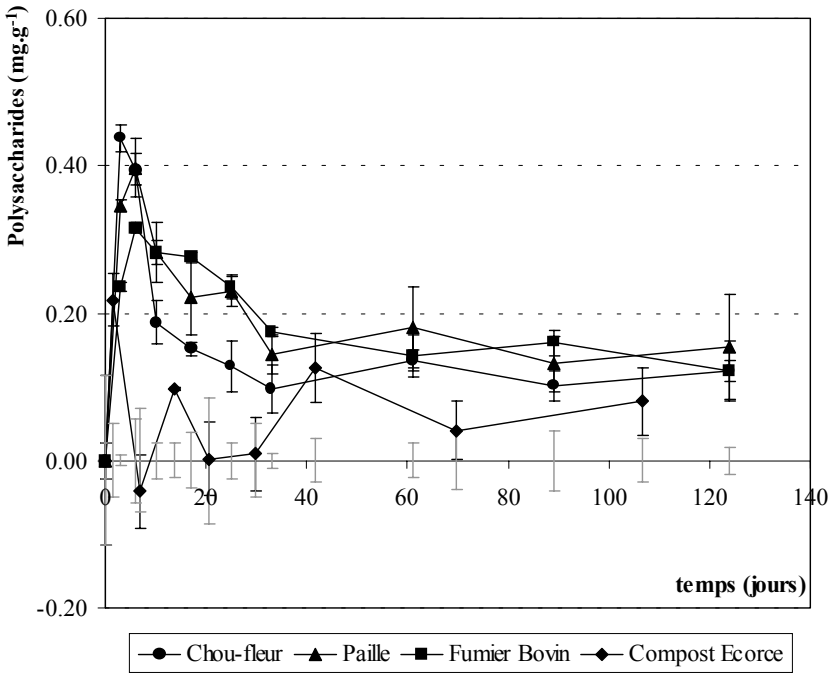


Figure 16 : Evolution de la concentration en polysaccharides extraits à l'eau – différence entre le traitement et le contrôle exprimée en mg équivalent glucose.g^{-1} sol sec (ppds = 0.04 mg polysaccharides.g^{-1} sol sec)

La concentration en polysaccharides évolue dans le temps et en fonction des produits. La phase 1 (0-20 jours) est caractérisée par une augmentation importante des concentrations en polysaccharides (3ème et 6ème jours), puis d'une diminution plus ou moins rapide selon les produits. La phase 2 (20 – 60 jours) correspond à une diminution plus lente des

concentrations, jusqu'à une valeur stable propre à chaque traitement. Cette concentration reste stable jusqu'à la fin de l'expérience (phase 3).

La concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude du sol amendé par **CF** augmente très rapidement (+0.44 $mg.g^{-1}$ sol sec après 3 jours) mais diminue aussi très rapidement (+0.19 $mg.g^{-1}$ sol sec après 10 jours). L'augmentation de concentration se stabilise autour de + 0.12 $mg.g^{-1}$ sol sec à partir du $25^{ème}$ jour.

L'augmentation initiale est de même amplitude pour le traitement **Pa**, bien que décalée dans le temps (+0.40 $mg.g^{-1}$ sol sec après 6 jours). De la même façon que pour CF, l'effet positif diminue par la suite, mais de façon moins rapide entre 6 et 33 jours. La concentration n'est pas significativement différente de celle de CF jusqu'à la fin de l'expérience.

L'augmentation de la concentration en polysaccharides dans le sol amendé avec **FB** est inférieure à celle observée pour les résidus de culture au début de la décomposition (+0.32 $mg.g^{-1}$ sol sec après 6 jours). Sur la période 6 – 33 jours, la concentration est équivalente à celle de Pa et à Pa et CF entre 33 et 125 jours.

Le sol traité avec **Co Ec** ne suit pas la même dynamique que les trois produits précédents. L'effet varie sans tendance particulière autour du contrôle pendant les premiers jours (de 0 à 30 jours) puis reste légèrement positif par la suite.

A la fin de l'expérience, les concentrations de CF, Pa et FB sont égales entre elles et significativement différentes du contrôle (+ 0.12 $mg.g^{-1}$ sol sec). La différence est faible pour le compost d'écorce. Les principales évolutions ont lieu entre 0 et 30 jours (tableau 9).

3.2.2.3 Evolution de la biomasse microbienne

Les dynamiques de la biomasse microbienne au cours du temps et en fonction des produits sont présentées figure 17. La biomasse microbienne a été mesurée pour les dates 6, 10, 17, 61 et 125 jours pour la série 1 et à toutes les dates pour la série 2.

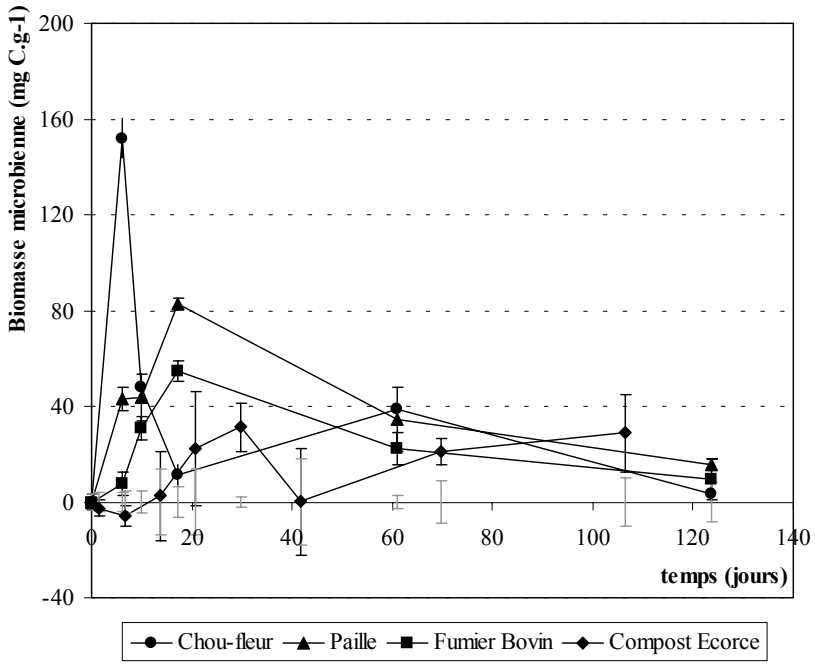


Figure 17 : Evolution de la biomasse microbienne – différence entre le traitement et le contrôle exprimée en mg C. g^{-1} sol sec (ppds = 13.3 mg C. g^{-1} sol sec)

Les différentes phases observées précédemment sont moins marquées pour la biomasse microbienne. La phase 1 correspond à une augmentation importante des valeurs, plus ou moins rapidement après l'apport. Les évolutions sont moins importantes pendant les phases 2 et 3, mais les tendances sont différentes en fonction des produits.

L'effet le plus important est obtenu avec le traitement **CF** après 6 jours (+ 151.8 mg $C.g^{-1}$ sol). La biomasse mesurée après 17 jours n'est pas significativement différente du contrôle pour ce traitement. A 60 jours, on observe un effet à nouveau positif, mais dans des proportions moindres que la première fois (+38.7 mg $C.g^{-1}$ sol). La biomasse n'est pas significativement différente du contrôle à la fin de l'incubation. Les modalités **Pa** et **FB** suivent les même dynamiques : une augmentation progressive jusqu'au 17ème jour (respectivement +82.8 et 54.5 mg $C.g^{-1}$ sol), puis une diminution de l'effet jusqu'à la fin de l'expérience. L'évolution de la biomasse est plus faible pour **Co Ec**. Elle n'est significative qu'après 30 jours (+ 31.3 mg $C.g^{-1}$ sol) et qu'après 70 jours (maximum de + 28.7 mg $C.g^{-1}$ sol

après 107 jours). Pour les trois premiers produits, l'état final après 125 jours est proche de celui du contrôle (34.5 mg $C.g^{-1}$ sol).

3.2.2.4 Evolution de la longueur des hyphes mycéliens

L'évolution de la longueur des hyphes mycéliens pour les quatre produits types est présentée figure 18. Les longueurs d'hyphes ont été mesurées aux dates 6, 17, 34, 61 et 125 pour l'expérience 1 et toutes les dates pour l'expérience 2.

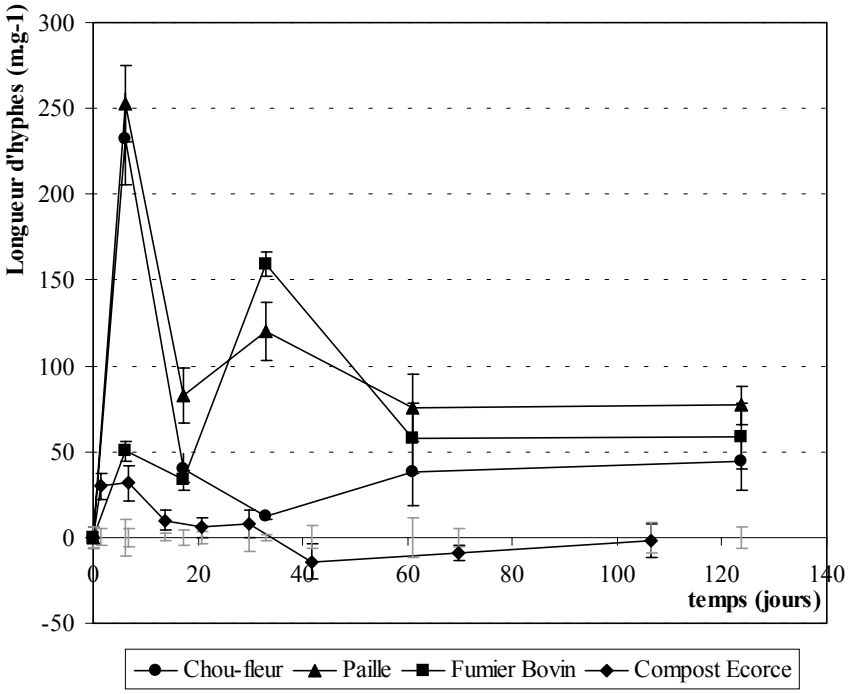


Figure 18 : Evolution de la longueur d'hyphes – différence entre le traitement et le contrôle exprimée en m. g^{-1} sol sec (ppds = 24.7 m.g^{-1})

La phase 1 correspond à une augmentation importante de la longueur des hyphes pour 2 des 4 traitements. A la fin de cette phase, les valeurs reviennent à des niveaux plus faibles. Une seconde augmentation est mesurée au cours de la phase 2. Les longueurs d'hyphes restent stables par la suite (phase 3).

Les variations les plus importantes sont observées pour **Pa**. L'augmentation est très importante dans un premier temps (+ 252.9 m.g^{-1} après 6 jours). Puis, on observe une seconde augmentation, moins nette cette fois, de l'effet à 34 jours (+120 m.g^{-1}). L'effet se stabilise par la suite (+77 m.g^{-1} après 125 jours). On observe la même évolution initiale pour le sol amendé avec **CF** (+232.6 m.g^{-1} après 6 jours). Puis l'effet positif se stabilise autour de + 40 m.g^{-1}

jusqu'à la fin de l'expérience. Le traitement **FB** augmente principalement 34 jours après l'apport (+ 159.2 $m.g^{-1}$). Les variations dues à l'apport du **Co Ec** ne sont significatives qu'en début de dynamique et restent très faibles (maximum + 31.7 $m.g^{-1}$).

	Phase 1 0 à 20 jours				**Phase 2** 20 à 60 jours				**Phase 3** 60 à 125 jours			
Produits organiques	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***
Polysaccharides	+++	+++	++	0	+	++	++	+	++	++	++	+
Biomasse microbienne	+++	++	+	0	+	+	+	+	0	0	0	+
Longueur d'hyphes	+++	+++	(+)	(+)	0	++	+++	+	+	+	+	0
Vitesse de minéralisation	+++	++	+	(+)	+	++	++	+	+	+	+	++

Tableau 11 : Synthèse des différentes évolutions des facteurs agrégeants par phase et par produit

3.2.2.5 Relations entre facteurs agrégeants et minéralisation du carbone

Bien que les mécanismes de stabilisation des agrégats qu'ils induisent puissent être différents, il existe des relations fortes entre les différents facteurs agrégeants. Les hyphes mycéliens vivants sont à priori pris en compte dans la biomasse microbienne mesurée par la méthode de fumigation-extraction (Vance *et al.*, 1987). De la même façon, les polysaccharides du sol extraits à l'eau chaude correspondent aux molécules extracellulaires produits par les bactéries et les champignons (Haynes et Francis, 1993). La mesure de la minéralisation du carbone des produits organiques permet quant à elle d'observer l'activité des microorganismes au cours d'une période. Elle complète ainsi les mesures particulières de biomasse microbienne et d'hyphes mycéliens, qui sont des mesures ponctuelles au moment du prélèvement.

L'évolution des concentrations en polysaccharides suit assez bien la dynamique de minéralisation des produits. On observe une bonne corrélation entre la concentration en polysaccharides et la vitesse de minéralisation (% de $C\text{-}CO_2.jour^{-1}$) pour la paille ($R^2 = 0.75$), pour le fumier de bovin ($R^2 = 0.7$) et dans une moindre mesure pour le chou-fleur ($R^2 = 0.53$). Il n'y pas de corrélation pour le compost d'écorce ($R^2 = 0.1$). Cette relation observée pour 3 des 4 produits nous renseigne sur deux points : i/ la quantité de polysaccharides dans le sol dépend de l'activité biologique générée par le produit dans le temps ; ii/ le turn-over du

compartiment polysaccharide extrait à l'eau chaude est très rapide. Il augmente lorsque l'activité biologique est importante, mais diminue dès que celle ci baisse. Nous proposons l'hypothèse que ce compartiment est rapidement utilisé comme substrat carboné lorsque les micro-organismes ont décomposé les molécules les plus labiles. On peut cependant remarquer que les concentrations observées en fin d'expérience et le long de la phase 3 sont significativement supérieures au contrôle. Une partie importante des polysaccharides serait donc devenue inaccessible aux micro-organismes, soit par stabilisation chimique (Cheshire *et al.*, 2000), soit par protection physique (Jastrow et Miller, 1998). Ces polysaccharides pourraient jouer un rôle sur l'agrégation à long terme.

La dynamique globale de la biomasse microbienne correspond dans les grandes lignes à la dynamique de minéralisation des produits. Cependant, les corrélations entre biomasse microbienne et vitesse de minéralisation sont assez mauvaises. La mesure de la biomasse microbienne est une mesure ponctuelle qui peut varier rapidement et de façon importante (Kachaka *et al.*, 1993 ; Burket et Dick, 1997 ; Wu *et al.*, 1993), alors que la minéralisation du C est un cumul de CO_2 entre deux points et donc prend en compte l'ensemble des variations au cours d'une période. La mesure de biomasse microbienne permet de bien observer le flush microbien dans le cas de CF, mais les dynamiques sans doute plus étalées pour le traitement Pa n'apparaissent pas très clairement. Ces différences entre activité microbienne et biomasse microbienne pour les différents produits sont sans doute liées à des différences de décomposabilité des substrats.

Les dynamiques d'évolution des hyphes mycéliens sont assez différentes de la dynamique de la décomposition, sauf pour le traitement CF (R^2 = 0.73 entre longueur d'hyphes et vitesse de minéralisation). Il n'y a pas de corrélation entre la biomasse microbienne et les longueurs d'hyphes (sauf pour CF). La méthode de mesure des longueurs d'hyphes prend en compte à la fois les hyphes vivantes et mortes, alors que la méthode de fumigation extrait le C microbien vivant.

Il est possible d'exprimer la longueur des hyphes en quantité de C par g de sol sec. Compte tenu des hypothèses importantes à prendre en compte pour passer d'une longueur d'hyphes à une concentration en carbone (notamment sur les coefficients à prendre en compte) et du manque de connaissances sur le type de champignons présents dans ce sol, la comparaison entre biomasse fongique et biomasse microbienne totale n'a pas été effectuée.

3.2.3 Relations entre facteurs agrégeants et stabilité structurale

Le tableau 12 synthétise les principales évolutions des trois types de stabilité et des facteurs agrégeants au cours du temps et pour les quatre produits type. Les signes + désignent les évolutions principales tous produits confondus et le degré d'intensité de ces évolutions.

	Phase 1 0 à 20 jours				**Phase 2** 20 à 60 jours				**Phase 3** 60 à 125 jours			
Produits organiques	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***	***CF***	***Pa***	***FB***	***Co***
Humectation Rapide	0	(+)	0	(+)	(+)	+++	+++	0	0	+	+	++
Désagrégation Mécanique	0	+	0	0	++	++	++	+	+	++	0	0
Humectation Lente	+++	+++	+	0	+	++	0	0	+	++	++	0
Polysaccharides	+++	+++	++	0	+	++	++	+	++	++	++	+
Biomasse microbienne	+++	++	+	0	+	+	+	+	0	0	0	+
Longueur d'hyphes	+++	+++	(+)	(+)	0	++	+++	+	+	+	+	0
Vitesse de minéralisation	+++	++	+	(+)	+	++	++	+	+	+	+	++

Tableau 12 : Evolution des trois tests de stabilité et des facteurs agrégeants en fonction du temps et en fonction des produits organiques : résidus de Chou-Fleur (CF), Paille (Pa), Fumier de Bovin (FB) et compost d'écorce de peuplier et de fientes de volailles (Co).

Au cours de la phase 1, phase plus intensive de la décomposition, seule la stabilité mesurée par le test HL évolue réellement, notamment pour les traitements CF et Pa. Pour ces deux traitements, l'activité biologique est importante et l'ensemble des facteurs agrégeants augmente. Par rapport à l'ensemble des produits, la concentration en polysaccharides correspond assez bien aux variations de stabilité.

Au cours de la phase 2, la stabilité structurale HR et dans une moindre mesure au test DM augmente, particulièrement pour Pa et FB. Pour ces deux produits, l'augmentation de la stabilité intervient en même temps que l'augmentation de la longueur des hyphes mycéliens. Au cours de cette même phase, la stabilité au test HL décroît de la même façon que la concentration en polysaccharides pour les différents produits : la diminution est rapide pour CF et plus lente pour Pa.

La phase 3 correspond à une stabilisation globale des valeurs de stabilité et des facteurs agrégeants, à des niveaux supérieurs aux témoins pour HL, sauf pour Co Ec. Pour ce produit, la stabilité HR augmente particulièrement sans que l'évolution d'un des facteurs agrégeants n'y soit associée.

La figure 19 présente les corrélations entre les variations de concentrations en polysaccharides dans le sol par rapport aux évolutions de stabilité structurale mesurée par le test HL (différences aux contrôles). On observe une corrélation très forte entre l'amélioration de cette stabilité et l'évolution de la concentration en polysaccharides pour les deux résidus de culture (R^2 = 0.90 et 0.76[17]). Ce sont aussi les produits organiques qui se décomposent le plus rapidement et de la façon la plus importante. On n'observe pas de corrélation pour FB et Co Ec, principalement parce que la stabilité structurale n'évolue presque pas pendant l'expérience. En revanche, on mesure dans les deux cas une production de polysaccharides, particulièrement pour FB (+0.32 mg polysaccharides.g^{-1} sol sec au maximum).

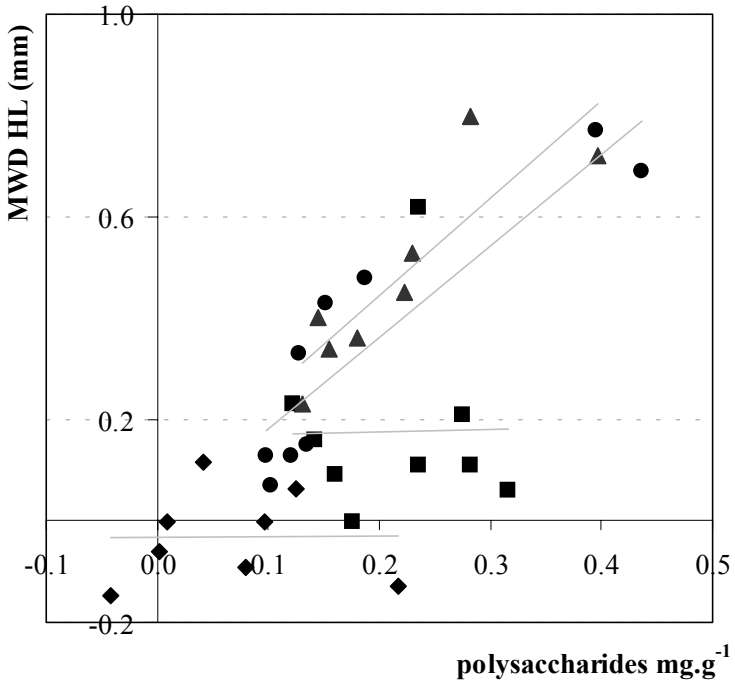


Figure 19 : Corrélations entre l'évolution des teneurs en polysaccharides et l'évolution de la stabilités structurale mesurée par le test HL : CF (cercle – R^2=0.90), Pa (triangle – R^2 = 0.76 ; donnée à 2 jours manquante), FB (carré – R^2 = 0.00) et Co Ec (losange – R^2 = 0.25)

[17] Pour cette corrélation, les données mesurées à la date 3 ont été retirées du jeu de données.

Il n'existe pas de corrélations entre la stabilité à HL et la biomasse microbienne ou la longueur d'hyphes. Si les dynamiques peuvent sembler proches, les mesures aux même dates ne traduisent pas cette tendance (résultats non montrés).

Les stabilités HR et DM sont bien corrélées avec l'augmentation de la longueur des hyphes pour FB (R^2 de 0.78 pour HR et 0.98 pour DM) et pour les phases 2 et 3 des dynamiques de Pa (R^2 de 0.88 pour les deux tests) (Figures 20 et 21). Pour les traitements CF et Co Ec, les variations de la stabilité sont plus faibles et donc difficiles à associer avec l'un ou l'autre des facteurs. L'évolution de la biomasse microbienne ne permet pas d'observer de corrélations significatives avec l'un ou l'autre des tests de stabilité structurale.

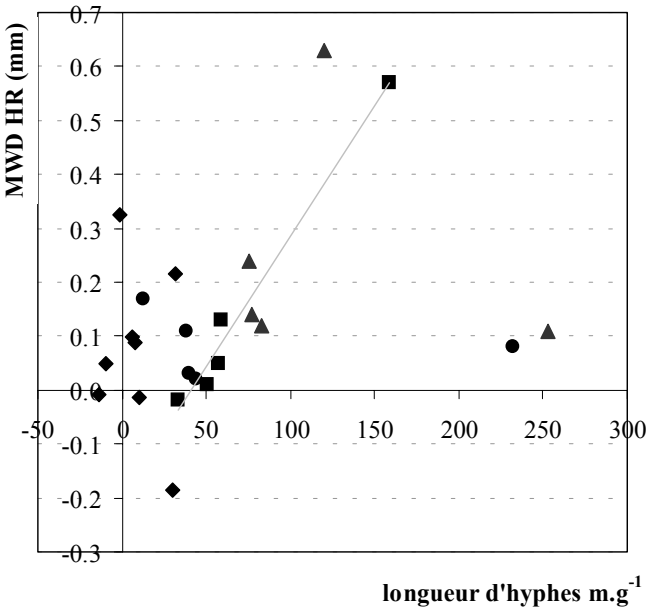


Figure 20 : Corrélations entre l'évolution des longueur d'hyphes et l'évolution de la stabilités structurale mesurée par le test HR : CF (cercle – R^2 = 0.02), Pa (triangle – R^2 = 0.01 ; 0.88 pour les phases 2 et 3), FB (carré – R^2 = 0.98) et Co Ec (losange – R^2 = 0.02)

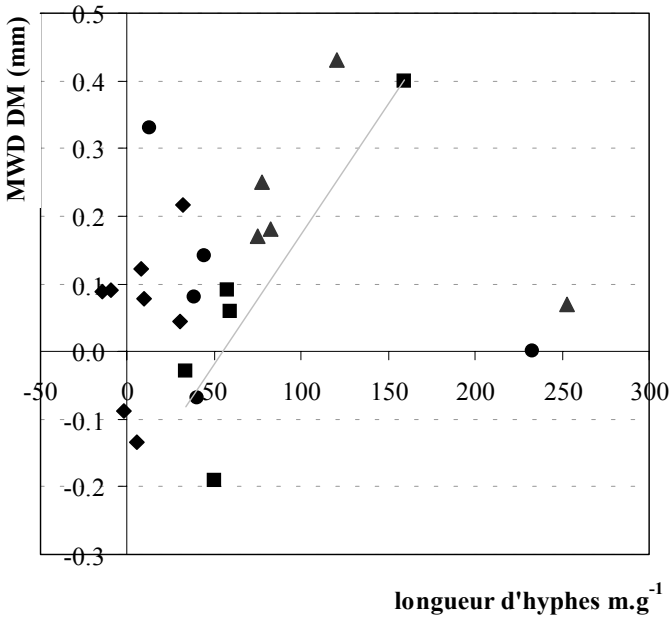


Figure 21 : Corrélations entre l'évolution des longueur d'hyphes et l'évolution de la stabilités structurale mesurée par le test DM : CF (cercle – R^2 = 0.20), Pa (triangle – R^2 = 0.17 ; 0.88 pour les phases 2 et 3), FB (carré – R^2 = 0.78) et Co Ec (losange – R^2 = 0.10)

L'Analyse en Composantes Principales de ces mesures résume ces différentes interactions (figure 22). Dans cette analyse factorielle, les facteurs agrégeants sont les variables actives produisant les axes factoriels et les tests de stabilité sont superposés en variables illustratives (ne participant pas à la construction des axes) pour toute la période

d'étude. Même si la projection des valeurs illustratives est relative sur ces axes[18], on observe que les projections des tests de stabilité HR et DM sont colinéaires à la projection des valeurs des hyphes mycéliens. Le test HL est plutôt relié aux concentrations en polysaccharides. La vitesse de minéralisation est colinéaire au facteur biomasse microbienne. Les facteurs biomasse microbienne et longueur d'hyphes sont orthogonaux et donc indépendants. Les différences entre facteurs agrégeants s'expriment presque uniquement sur l'axe 2 (29.53 % d'inertie).

L'axe 1, qui représente 54.21 % de l'inertie de l'analyse, oppose très nettement les individus présentant des évolutions importantes (valeurs positives) aux individus évoluant très peu, comme le traitement Co Ec et une partie des dates de FB (valeurs négatives) (résultats non montrés). Cet axe 1 peut être interprété comme l'axe opposant les échantillons avec une activité biologique faible (valeurs négatives) et les échantillons avec une activité biologique forte (valeurs positives).

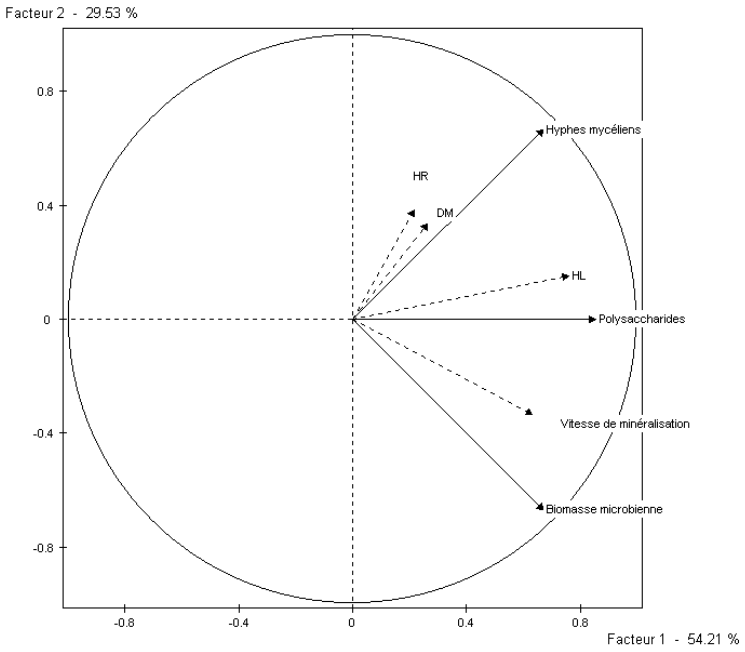


Figure 22 : Analyse en Composantes Principales - Représentation superposée des facteurs agrégeants (variables actives - traits pleins), de la vitesse de minéralisation et des tests de stabilité structurale (variables illustratives – pointillés) projetés sur le plan factoriel 1 (54.21 %) et 2 (29.53%)

[18] Les variations observées pour les facteurs agrégeants sont beaucoup plus importantes (parfois 3 ou 4 fois l'état initial) que les variations de stabilité structurale. Ceci explique la représentation relative des tests de stabilité sur les axes projetés.

L'analyse des relations entre facteurs agrégeants et tests de stabilité structurale, par les corrélations ou l'analyse factorielle, permet de proposer les hypothèses suivantes :

i/ Les augmentations de la stabilité structurale sont liées à une activité biologique importante. Cette activité peut être quantitative (phase 1) ou qualitative (longueur d'hyphes lors de la phase 2).

ii/ Selon le test considéré (le test choisi pour estimer la stabilité structurale), le facteur agrégeant le plus important est différent : les polysaccharides extraits à l'eau chaude pour HL ; les longueurs d'hyphes pour DM et HR

3.2.4 Discussion

L'observation conjointe des différents tests de stabilités structurales et de facteurs agrégeants biologiques au cours de la décomposition des produits organiques conduit à observer des différences importantes au cours du temps : i/ en fonction des tests utilisés pour mesurer la stabilité structurale ; ii/ en fonction des produits organiques.

3.2.4.1 Différences d'évolution de la stabilité structurale en fonction des tests utilisés

Les observations réalisées lors de cette première expérience mettent en évidence un comportement de la stabilité des agrégats très variable en fonction du test pris en compte. L'apport de produits organiques a donc une action sur différents mécanismes de résistance à la désagrégation. Ce constat avait déjà été réalisé par Monnier (1965) sur des échantillons modèles et de manière ponctuelle. Nos observations en dynamique et pour des produits organiques "réels" montrent que cette action change de nature (différence entre les tests HR et HL) et d'intensité (effet significatif lors de la phase 2 pour DM et HR et de la phase 1 pour HL) au cours du temps.

L'effet des polysaccharides extraits à l'eau chaude est ici associé au test à l'humectation lente, correspondant aux mécanismes de micro-fissuration, de gonflement différentiel et d'éclatement partiel (Le Bissonnais, 1996a). Compte tenu de la faible concentration en argile du sol (9.5 %), les mécanismes de gonflement différentiel sont sans doute moins importants ici que dans d'autres sols. L'éclatement partiel et la micro-fissuration correspondent en revanche bien aux contraintes que peuvent exercer une pluie fine ou une infiltration d'eau à

l'intérieur du profil. L'énergie appliquée dans ce cas est faible. Cela correspond bien avec le mode de stabilisation des agrégats par les polysaccharides. La résistance exercée par les polysaccharides est aussi plutôt de faible intensité à l'échelle du macro-agrégat (Cheshire, 1992). Elle dépend du nombre de liaisons polysaccharides - particules de sol. Une relation quantitative de la concentration en polysaccharides et de la stabilité structurale pour une faible contrainte est donc possible et envisageable.

L'effet des champignons est ici associé aux tests à l'humectation rapide et à la désagrégation mécanique. Ces tests correspondent aux mécanismes d'éclatement et de désagrégation mécanique d'un matériau humide, respectivement (Le Bissonnais, 1996a). Ces deux tests supposent des niveaux d'énergie supérieurs au précédent[19]. Les particules en résultant sont aussi plus petites que pour le test HL (tableau 1). Les champignons pourraient résister à ce genre de contraintes par les mécanismes proposés dans la littérature (Oades et Water, 1991 ; Degens *et al.*, 1996) (§ 1.4.1). Les hyphes formeraient un maillage autour des micro-agrégats conservant ainsi sa cohérence à une partie du macro-agrégat. Cette partie de l'agrégat serait donc très stable et résisterait aux contraintes physiques importantes. Cette partie stable augmenterait la stabilité structurale moyenne de l'échantillon.

Ce mécanisme de stabilisation dépendrait alors de la capacité du réseau mycélien à rester structuré (la "durée de vie efficace" des champignons) et à retenir le maximum de particules. Dans notre étude, la durée de vie efficace des champignons est assez courte (lors de la phase 2 entre 20 et 60 jours). Le nombre de particules retenues dépend à la fois de la longueur des hyphes et de la surface à couvrir autour des particules pour conserver l'arrangement de l'agrégat. Cette surface dépend du type de sol et pourrait expliquer la différence d'efficacité des champignons selon les cas (Kinsbursky *et al.*, 1989 ; Bossuyt *et al.*, 2001 ; Sonnleitner *et al.*, 2003). Caesar Ton That *et al.*, (2001) montraient aussi que les effets sur l'agrégation étaient très différents selon les différents types de champignons.

Les mécanismes de résistance à la désagrégation associés aux agents agrégeants biologiques semblent donc correspondre aux mécanismes de désagrégation représentés par les tests de stabilité structurale :

[19] Les valeurs associées au test DM sont cependant supérieures, car les conditions initiales sont différentes entre les tests (agrégats secs ou humides)

- Les polysaccharides extraits à l'eau chaude résistent aux contraintes de faible intensité
- Les hyphes mycéliens résistent aux contraintes de forte intensité

Ces deux mécanismes vont se dérouler à des échelles différentes. L'action des polysaccharides est efficace dans la porosité, entre les particules (Kay, 1990). Les champignons vont être efficaces à l'échelle de groupes de particules (Tisdall et Oades, 1982). Les champignons permettent de conserver certains macro-agrégats stables à l'éclatement et à la désagrégation (qualitatif) et les polysaccharides augmentent le nombre de macro-agrégats stables à la micro-agrégation et à l'éclatement partiel (quantitatif). Ceci correspond aux tailles des particules résultant de la désagrégation par les différents mécanismes (tableau 1) et explique pourquoi les hyphes mycéliens ne semblent pas avoir un effet direct sur la stabilité structurale HL.

Le caractère quantitatif de la relation polysaccharides – stabilité HL ainsi que la bonne corrélation avec les dynamiques de décomposition signifie que ce phénomène est continu dans le temps et peut donc être prédit. L'évolution ponctuelle et transitoire des deux autres stabilités structurales semble plus difficile à modéliser.

3.2.4.2 Différences d'évolution de la stabilité structurale en fonction des produits organiques

Les quatre produits type choisis présentent des effets très différents sur la stabilité structurale. Ils correspondent bien à la typologie proposée précédemment : effet à court terme de CF, effet court et moyen terme de Pa, effet moyen terme de FB, peu d'effet de Co Ec. Cette expérience précise d'ailleurs cette typologie. CF et Pa ont un effet à court terme sur la stabilité à l'humectation lente. Pa et FB ont un effet à moyen terme sur les stabilités structurales DM et HR. Co Ec correspond aux différents composts déjà observés dans la littérature, pour lesquels l'effet sur la stabilité était d'autant plus faible que le compost était "mûr" (Martin, 1942 ; Léon-Gonzalez *et al.*, 2000 ; Albiach *et al.*, 2001). Au contraire, l'activité biologique induite par l'apport du produit semble être la caractéristique principale d'augmentation de la stabilité structurale à cette échelle de temps. A ce titre, la minéralisation du carbone apporté est un bon indicateur de l'effet sur la stabilité structurale. Par rapport aux observations rapportées dans la littérature, les résidus de culture se situent dans la classe supérieure de décomposition observée pour ce type de produits et les effluents d'élevage dans la moyenne des mesures (Ajwa et Tabatabai, 1994 ; Thuriès *et al.*, 2001 ; Trinsoutrot *et al.*, 2000, Nicolardot *et al.*, 2003).

En conditions d'azote non limitant, la paille apparaît comme le produit le plus favorable à l'amélioration des différents types de stabilité structurale. La disponibilité en azote est un paramètre important contrôlant la décomposition (Recous *et al.*, 1995 ; Mary *et al.*, 1996). Dans d'autres conditions, la décomposition de la paille pourrait être affectée.

La concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude est bien corrélée avec la vitesse de minéralisation des produits. Ceci correspond bien à l'hypothèse que ce compartiment correspond aux exopolysaccharides des micro-organismes (Feller *et al.*, 1991 ; Haynes et Francis, 1993 ; Jastrow et Miller, 1998) et que sa pérennité est transitoire (Tisdall et Oades, 1982 ; Kay, 1997). Cependant, la relation entre stabilité structurale HL et concentration en polysaccharides dépend du produit apporté. Une bonne corrélation est observée pour CF et Pa. Dans ce cas, la relation quantitative polysaccharides – stabilité structurale HL proposée plus haut peut être correcte. Pour FB et dans une moindre mesure pour Co Ec, en revanche, la production de polysaccharides ne correspond pas à une augmentation de la stabilité structurale. Trois hypothèses peuvent être alors formulées : l'efficacité des polysaccharides excrétés dépend : (i) de leur nature, (ii) de possibles interactions avec d'autres molécules ou (iii) de leur localisation.

i/ Il est possible que les polysaccharides produits lors de la décomposition de produits issus d'une digestion animale soient d'une nature différente des polysaccharides issus de la décomposition de végétaux. Plus précisément, la flore microbienne décomposant ce type de produit n'excréteraient pas le même type de polysaccharides. Dans ce cas, la capacité à agréger les particules de ces polysaccharides seraient plus faibles. La figure 23 présente la distribution de monomères de polysaccharides extraits au TFA pour les traitements CF, Pa et FB (différence avec le contrôle) aux dates 6, 17 et 124. Les polysaccharides des sols amendés avec Pa et FB ont des caractéristiques communes et différentes des sols amendés avec CF, notamment en ce qui concerne le glucose, le xylose et le galactose, qui sont les sucres les plus présents dans la fraction extraite à l'eau chaude (Puget *et al.*, 1999). Même, s'il est difficile de conclure, car la méthode d'extraction est très différente de la méthode à l'eau chaude[20], cela n'explique pas les différences de comportements entre les produits.

[20] L'extraction au TFA est bien plus large que l'extraction à l'eau chaude et notamment attaque sans doute une partie de la matière organique particulaire, dont les produits organiques en cours de décomposition.

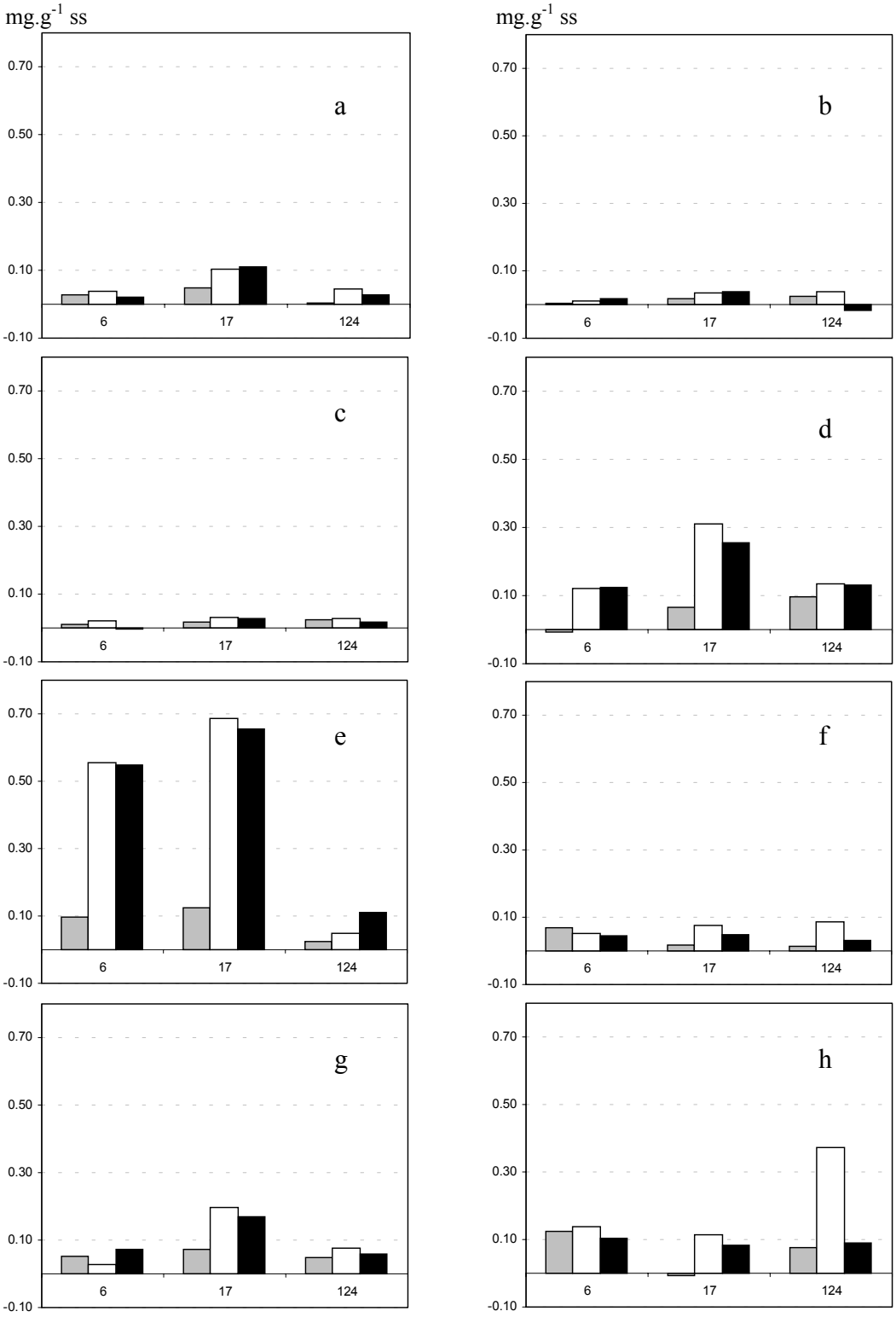


Figure 23 : Distribution des monosaccharides extraits au TFA pour les dates 6, 17 et 124 pour les traitements CF (gris), Pa (blanc) et FB (noir) : rhamnose (a), fucose (b), ribose (c), arabinose (d), xylose (e), mannose (f), galactose (g) et glucose (h) – différence avec le contrôle

ii/ Les polysaccharides issus de la décomposition de FB et Co Ec pourraient aussi être rendus inactifs par interaction avec d'autres molécules présentes dans le produit initial. Plusieurs auteurs ont observé les interactions complexes des polysaccharides avec différents métaux (Cheshire et Hayes, 1990) ou avec les composés humiques (Cheshire *et al.*, 2000). Ces composés humiques sont présents en nombre important dans les effluents d'élevage et les composts (Francou, 2003) et pourraient bloquer les polysaccharides.

iii/ Gaillard *et al.* (2003) ont montré que les caractéristiques de la décomposition des produits organiques influençaient l'hétérogénéité spatiale de l'activité biologique autour du produit, notamment les flux de carbone venant du produit organique vers le sol adjacent et la distance de diffusion de ces flux. A une décomposition plus importante est associé un flux de carbone vers le sol adjacent plus important et à un volume de sol plus étendu (résidusphère). Appliqué à l'évolution des concentrations en polysaccharides, il est possible que, selon l'importance de la minéralisation, la répartition des molécules couvre plus ou moins bien l'ensemble de l'agrégat. Ainsi, la production de polysaccharides ne serait pas suffisante en tant que telle, mais devrait se produire dans des conditions d'activités biologiques importantes. Cette organisation en noyau de décomposition et de production de polysaccharides correspond bien avec le modèle de dynamique des agrégats proposé par Six *et al.* (2000). Sans le démontrer, nos observations vont plutôt dans le sens de cette dernière hypothèse.

L'effet particulier des hyphes mycéliens dépend lui aussi du produit considéré. L'augmentation de la longueur des hyphes pour Pa et CF lors de la phase 1 n'entraîne pas d'effet sur les stabilités DM et HL. En revanche, l'effet est important lors de la phase 2 pour Pa et FB. Comme nous l'avons observé précédemment, l'action des champignons est efficace ponctuellement et de façon transitoire. L'hypothèse proposée ici est que les hyphes efficaces se développent sur des substrats particuliers nécessitent un temps de décomposition plus long. Pendant cette période, le réseau mycélien reste en place et maintient l'agrégation des particules entre elles.

Les champignons sont présents dans les différentes phases de la décomposition des produits organiques. Beare *et al.*, (1990) observaient une prédominance des champignons au début de la décomposition de résidus de culture (stratèges r, § 1.3.). Ils sont aussi particulièrement présents pour la décomposition de molécules complexes, comme la cellulose ou la lignine (Wardle et Lavelle, 1997 ; Hammel, 1997 ; stratèges K, § 1.3.). Cette seconde

phase de la décomposition peut correspondre avec le développement de réseaux de champignons capables d'avoir une action sur la stabilité des agrégats.

3.2.5 Conclusion

Ces premières observations ont permis d'associer un facteur agrégeant principal aux différents tests de mesure de la stabilité structurale, d'observer le comportement particulier de produits organiques aux dynamiques de décomposition bien contrastées et de formuler des hypothèses pour expliquer les mécanismes responsables de ces évolutions. Les polysaccharides interviennent dans les évolutions de la stabilité structurale mesurée par HL (énergie faible), dans les conditions d'une activité biologique importante, alors que les champignons favoriseraient ponctuellement la stabilité mesurée par les tests HR et DM (énergie importante).

Plusieurs points restent cependant en suspens :

i. Peut on combiner des effets positifs différents associés à des produits organiques différents ?

ii. Quel est le rôle précis des champignons par rapport aux bactéries dans les trois tests de stabilité ?

iii. Dans quelles conditions d'activité biologique la production de polysaccharides devient elle efficace sur la stabilité structurale ?

Pour répondre à ces questions, nous avons mis en place une seconde expérience dans les mêmes conditions que celle ci, avec des produits organiques composés. Dans un premier temps, nous avons suivi les dynamiques d'évolution de mélanges Chou-Fleur x Paille (CF x Pa) et Chou-Fleur x Fumier de Bovin (CF x FB). Puis, nous avons comparé les évolutions du mélange CF x Pa à un produit CF x Pa + fongicide et à un produit CF x Pa + bactéricide.

3.3 Evolution de la stabilité structurale et des facteurs agrégeants des traitements avec apport des produits organiques composés

3.3.1 Evolution de la stabilité structurale, de la minéralisation du C et des facteurs agrégeants pour des mélanges de produits type

3.3.1.1 Evolution de la minéralisation du carbone et de l'azote

La minéralisation du carbone des mélanges et des moyennes théoriques calculées par rapport aux dynamiques des produits type est présentée figure 24. Les moyennes théoriques correspondent à la moyenne 1/1 des mesures réalisées pour les produits types dans le § 3.2. Dans les deux cas, la minéralisation observée est inférieure à la minéralisation estimée. A la fin de l'expérimentation (107 jours), 66.3 % du C apporté était minéralisé pour le mélange CF x Pa et 43.4 % pour le mélange CF x FB, soit respectivement 13.4 et 22.4 % de moins que la prévision. L'essentiel du retard à la décomposition est pris entre le jour 21 et le jour 40. Les vitesses de minéralisation à la fin de la dynamique sont supérieures pour les mesures, indiquant que le plateau de minéralisation n'est sans doute pas encore atteint (environ 0.15 % $C\text{-}CO_2$ par jour contre 0.05 % $C\text{-}CO_2$ pour les moyennes théoriques).

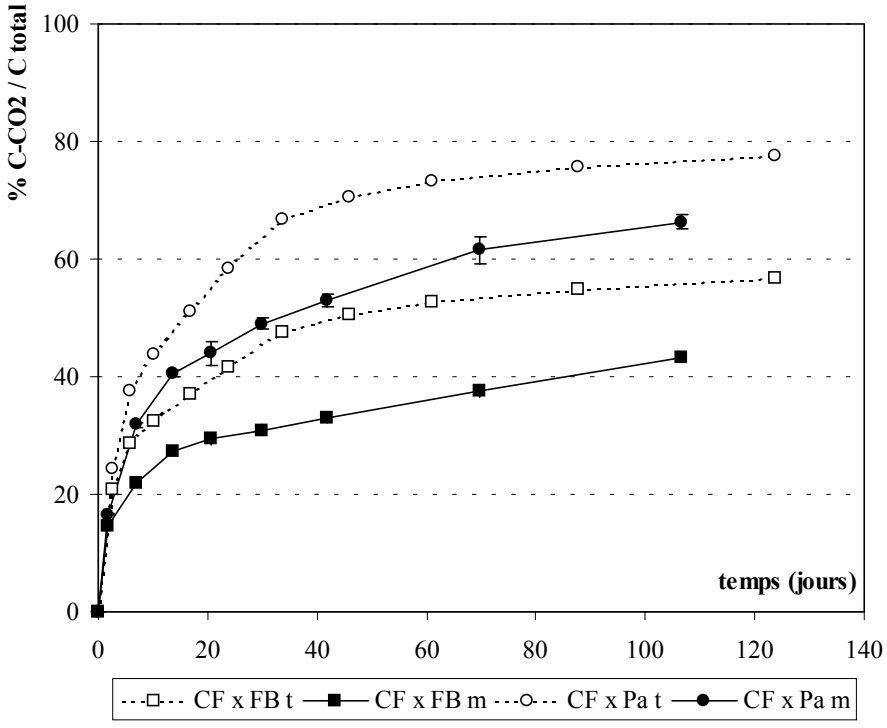


Figure 24 : Minéralisation du C des mélanges de produits types mesurée (m) et moyenne théorique (t) – exprimé en pourcentage de C minéralisé / C apporté

La figure 25 présente l'évolution de la minéralisation nette de l'azote en fonction de la quantité de carbone minéralisée. Cette présentation est adoptée pour permettre des comparaisons entre traitement à niveau de décomposition équivalent. La minéralisation de l'azote est mesurée ici pour observer s'il est possible d'utiliser Pa avec un autre produit qui lui fournirait la quantité d'azote nécessaire à sa décomposition, ici CF. Les deux mélanges ont des comportements distincts. CF x FB a une dynamique très proche de la prévision. La minéralisation nette est positive dès le début de la décomposition et atteint 64 mg N min. kg^{-1} sol sec quand 37 % C apporté est minéralisé. CF x Pa organise plus d'azote que la prédiction pendant une grande partie de la décomposition. La minéralisation nette devient positive quand 50 % du C est minéralisé. L'azote n'a pas été limitant au cours de l'expérience (concentration initiale de 44 mg N min. kg^{-1} sol sec)

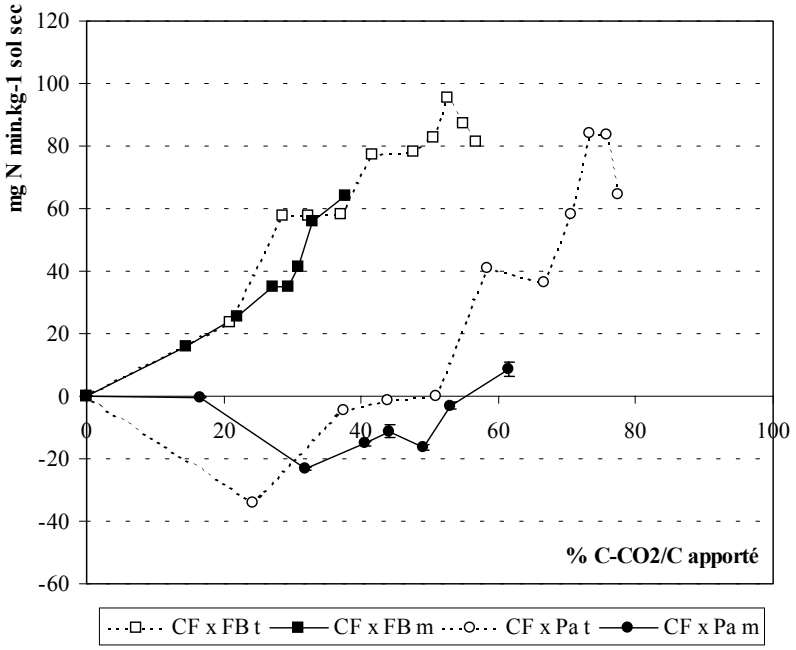


Figure 25 : Minéralisation nette de N des mélanges de produits types mesurée (m) et moyenne théorique (t) – exprimé en mg N. g^{-1} sol sec en fonction du pourcentage de C minéralisé / C apporté

3.3.1.2 Evolution des facteurs agrégeants biologiques

La dynamique de la biomasse microbienne mesurée pour les mélanges est différente de la prévision calculée par la moyenne théorique (figure 26). Le mélange CF x Pa présente une augmentation initiale importante et supérieure au calcul théorique, du même ordre que le traitement CF après six jours (+ 169.5 mg $C.g^{-1}$ sol sec). Cependant l'augmentation est relativement faible après 3 jours (+ 56.3 mg $C.g^{-1}$ sol sec), c'est à dire pendant le flush microbien. Par la suite, la biomasse microbienne se comporte comme prévu par le mélange théorique. Pour le mélange CF x FB, l'effet de l'apport est plus faible que prévu par la moyenne théorique pendant presque toute la dynamique. On n'observe pas d'augmentation de la biomasse microbienne au début de décomposition.

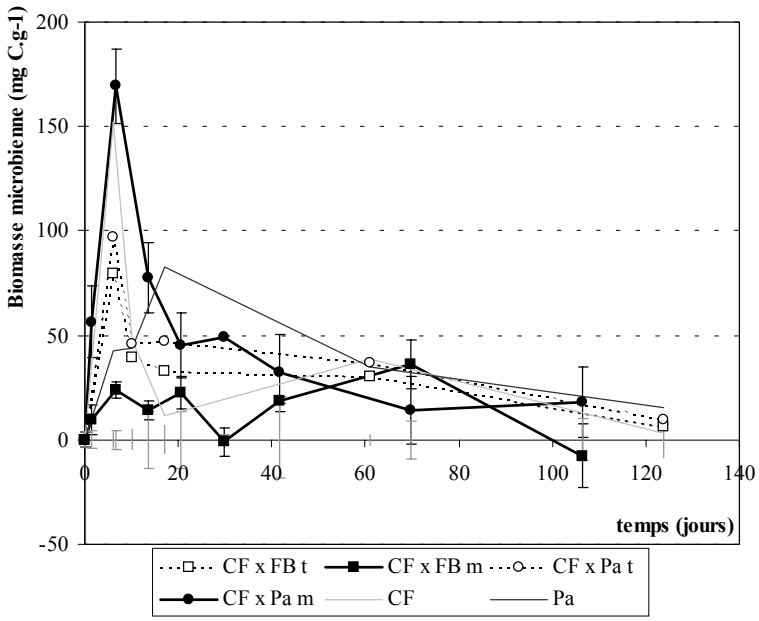


Figure 26 : Dynamique de la biomasse microbienne (mg C.g^{-1}) des mélanges de produits types mesurée (m), des moyennes théoriques (t) et des produits types

L'évolution de la longueur des hyphes mycéliens est elle aussi différente de la prédiction (figure 27). L'augmentation initiale pour le mélange CF x Pa est importante (+299.5 m.g^{-1} après 3 jours). Cependant, à date comparable (6 jours), l'effet est beaucoup moins important que pour le mélange théorique (+ 97.4 et 242.7 m.g^{-1}, respectivement). A partir du 21ème jour, l'effet de l'apport devient pratiquement nul et n'évolue plus jusqu'à la fin de l'expérience. Cette dynamique est plus marquée encore pour le mélange CF x FB. L'augmentation initiale est assez faible (+ 142.3 m.g^{-1}) et, de la même façon que pour l'autre mélange, les valeurs sont comparables avec celles du sol sans amendement à partir du 20ème jour (phase 2).

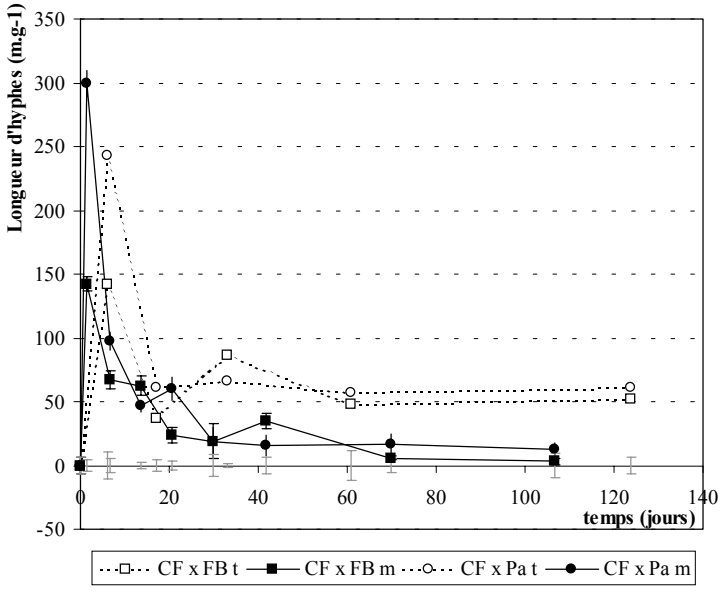


Figure 27 : Evolution de la longueur d'hyphes (m.g^{-1}) des mélanges de produits types mesurée (m) et des moyennes théoriques (t)

Ces mesures sur les décomposeurs confirment les différences observées sur la minéralisation du C. Le mélange des produits induit une diminution moyenne de la décomposition et de l'activité biologique, particulièrement sur les phases suivant le flush initial (à partir du 6ème jour). La différenciation se fait surtout sur les champignons, que le mélange semble particulièrement affecter. Les différences sont surtout importantes au cours des phases 2 et 3.

Ces différences d'activité des micro-organismes impliquent aussi une différence significative d'évolution des concentrations en polysaccharides extraits à l'eau chaude du sol (figure 28). Globalement, la quantité de polysaccharides est inférieure à celle attendue. C'est particulièrement le cas pour les deux mélanges au début et à la fin de la dynamique. Dans les deux cas, les concentrations en polysaccharides atteignent leur maximum à 14 jours (+ 0.3 $mg.g^{-1}$ pour CF x Pa et +0.21 $mg.g^{-1}$ pour CF x FB).

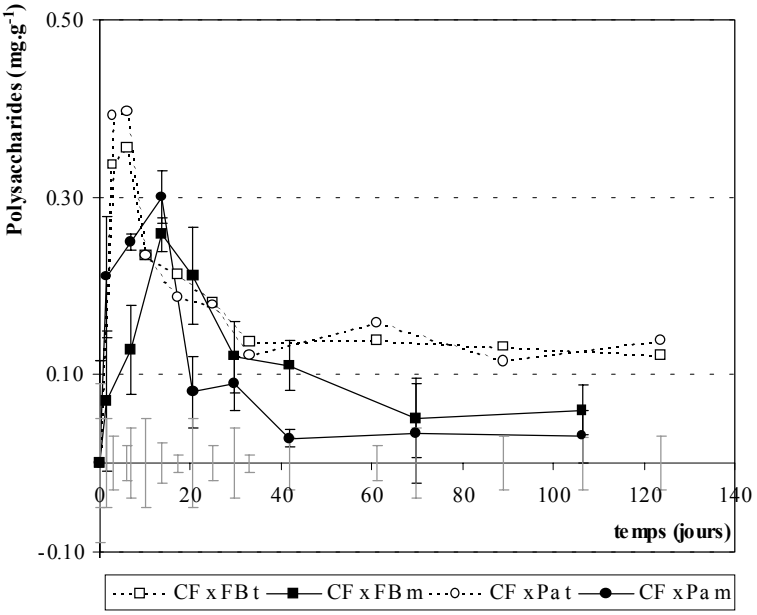


Figure 28 : Evolution de la teneur en polysaccharides ($mg.g^{-1}$) des mélanges de produits types mesurée (m) et des moyennes théoriques (t)

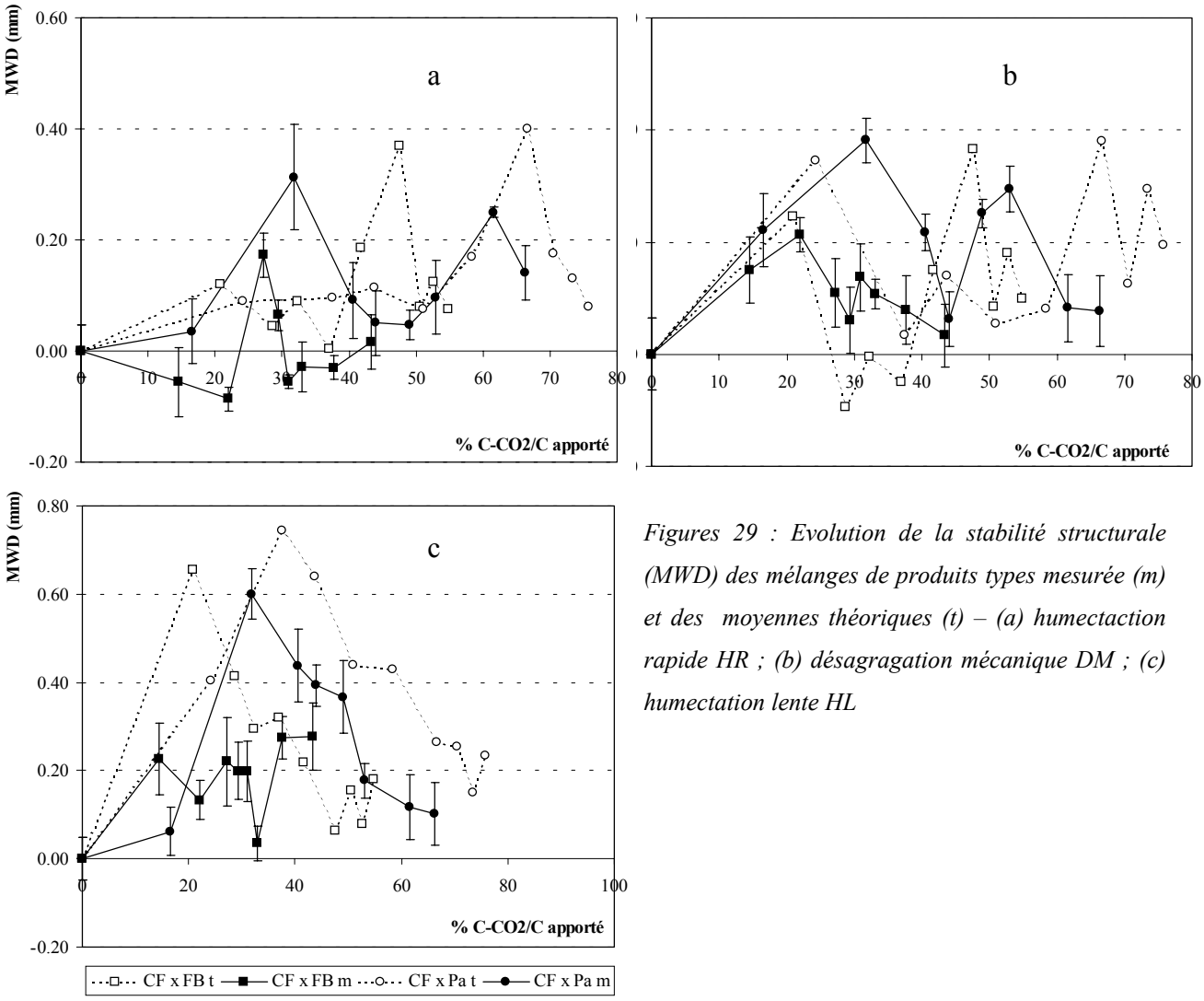
3.3.1.3 Evolution de la stabilité structurale

Les évolutions de la stabilité structurale aux tro

(1996a) sont présentées figure 29. L'effet des produits est présenté en fonction du niveau de décomposition des produits organiques, pour prendre en compte le décalage de décomposition observé précédemment entre les mesures et les moyennes théoriques des produits type. L'effet des deux mélanges sur la stabilité structurale est atténué par rapport à la prévision. Pour le test HR, hormis une augmentation forte mais ponctuelle, à 27 % de décomposition pour CF x FB (+0.17 mm) et à 32 % pour CF x Pa (+0.31 mm), la stabilité structurale observée est inférieure

à la moyenne théorique. Dans le cas du mélange CF x FB, la décomposition n'atteint pas le niveau où les variations principales avaient été observées auparavant (phase 2). Ce niveau est à peine observé pour le mélange CF x Pa. L'effet semble alors significatif mais plus faible qu'attendu (+ 0.25 mm à 62 % C minéralisé). La mesure de la stabilité HL permet d'observer les mêmes effets que le test HR. Les dynamiques sont particulièrement atténuées pour le mélange CF x FB (pas d'augmentation significative au début de la cinétique comme observée pour les produits type). Dans le cas du mélange CF x Pa, la dynamique de l'évolution est tout de même importante (+0.6 mm à 32 % C minéralisé) mais reste inférieure à la moyenne des deux produits. L'évolution au cours de la décomposition suit la même tendance que les résidus de culture dans l'étude des produits type.

La stabilité structurale DM est moins affectée par la diminution de l'activité biologique. L'effet des mélanges est du même ordre que celui attendu. Cependant, les évolutions restent faibles pour le mélange CF x FB.



Figures 29 : Evolution de la stabilité structurale (MWD) des mélanges de produits types mesurée (m) et des moyennes théoriques (t) – (a) humectaction rapide HR ; (b) désagragation mécanique DM ; (c) humectation lente HL

3.3.1.4 Discussion

Les deux mélanges réalisés dans cette étude modifient l'intensité de la décomposition, la dynamique des décomposeurs et l'évolution de concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude dans le sol.

La plus faible minéralisation du carbone est un résultat surprenant, mais qui permet de constater l'importance de l'intensité de la décomposition sur l'évolution de la stabilité structurale. Collins *et al.*, (1990) observaient une minéralisation du carbone 1.25 fois plus importante lorsqu'ils mélangeaient différents organes de résidus de blé, comparée à la moyenne des décompositions des organes mesurées séparément. Quemada et Cabrera (1995) mesuraient une minéralisation plus élevée de 12 % pour un mélange de feuilles et tiges de coton par rapport aux organes considérés à part. Ils n'observaient aucune différence significative entre 3 autres mélanges et les moyennes théoriques associées. Dans ces deux cas, les produits en mélange avaient des caractéristiques proches, ce qui n'est pas le cas des produits utilisés dans cette étude.

L'additivité de la minéralisation de l'azote a été plus souvent investiguée dans la littérature. Handayanto *et al.* (1997) observaient des cas où l'additivité était confirmée pour des mélanges de résidus de taille. Quemada et Cabrera (1995) observaient eux aussi une minéralisation de l'azote des mélanges proche de l'addition des résidus pris séparément. Sakala *et al.* (2000), en incubant des feuilles de pois (minéralisation nette importante) en mélange avec des résidus de maïs (organisation nette importante), obtenaient pour leur part une forte organisation de l'azote minéral présent dans le sol, dans des proportions proches de celle des résidus de maïs. Palm et Rowland, (1997) considéraient que l'additivité était respectée dans la plupart des cas, et pouvait donc permettre de prédire la dynamique de l'azote minéral d'un mélange à partir des dynamiques des produits isolés. Les auteurs évoquaient deux types de situations où cette additivité n'était pas respectée :

i. dans les cas où l'un des produits contient peu d'azote et une quantité de carbone disponible importante, dans ce cas l'immobilisation peut être très importante

ii. Lorsque l'un des produits contient des molécules limitant la décomposition de l'autre, comme des polyphénols par exemple.

Ces deux hypothèses sont aussi valables pour expliquer les différences observées pour la minéralisation du carbone.

Dans notre étude, la disponibilité en azote minéral n'est pas un facteur limitant. En revanche, la seconde hypothèse peut être une explication à nos observations. Des travaux sur le contrôle des pathogènes du sol ont mis en avant l'effet de la décomposition de tissus des plantes du genre *Brassicae* sur l'activité microbiologique du sol (Gamliel *et al.*, 2000 ; Zasada et Ferris, 2004). De nombreux composés volatiles soufrés et des précurseurs ont été détectés dans des feuilles de plusieurs espèces de crucifères (Mayton *et al.*, 1996). La toxicité des isothiocyanates sur les micro-organismes est connue et utilisée comme fumigants du sol (la methyllisothiocyanate, par exemple). Cette toxicité semble particulièrement dirigée à l'endroit des champignons (Mayton *et al.*, 1996) et s'exprime au cours de l'hydrolyse de précurseurs de composés soufrés, comme les glucosinolates qui libèrent dans le sol des composés biocides (Ramirez-Villapudua et Munnecke, 1988).

Ces phénomènes correspondent à nos observations. On peut penser que le début de la décomposition des mélanges correspond principalement à la décomposition des résidus de chou-fleur, comme le laisse à penser la dynamique de la biomasse microbienne. La production de ces molécules soufrées empêcherait par la suite la prolifération des champignons, qui jouent un rôle particulier dans la décomposition à la fois du fumier et de la paille (§ 3.2.). La longueur d'hyphes observée pour les mélanges est d'ailleurs plus faible que celle attendue par la moyenne des produits type.

Cette activité biologique plus faible se traduit par un effet atténué sur la stabilité structurale. Les relations observées précédemment entre stabilité mesurée par le test HR et champignons ne sont pas vérifiées ici, principalement parce qu'il y a peu d'évolution de la stabilité et peu d'évolution de la longueur d'hyphes après le flush. La corrélation stabilité au test HL et concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude est vérifiée pour le traitement CF x Pa (r^2=0.68). Il n'y a pas de corrélation pour le traitement CF x FB (r^2=0.02).

La combinaison de deux produits aux dynamiques de décomposabilité différentes donne donc des résultats mitigés. Pour ce qui est du mélange CF x Pa, l'effet sur la stabilité est inférieur à celui escompté sur le test HL. Il reste cependant assez important, par rapport à la gamme des produits étudiés. Son effet sur les deux autres tests reste difficile à expliquer. Les champignons semblent en tous les cas jouer un rôle moins important. Du point de vue de

l'azote, le mélange 1/1 %C apporté ne permet pas de mesurer une minéralisation nette rapidement dans le sol. Par conséquent, il faudrait augmenter la part du chou-fleur dans le mélange pour donner au produit composite une valeur fertilisante et pour empêcher que la décomposition soit limitée par la disponibilité en N.

Le mélange CF x FB ne permet pas d'observer très nettement un cumul d'effets sur les stabilités. Sur les tests HR et HL, le mélange a un effet très faible. Seul le test DM montre des résultats plus significatifs. Le mélange de ces deux produits a atténué l'effet positif du CF sur le test HL et l'effet positif du fumier sur le test HR.

Cette expérience montre **qu'il n'y a pas d'additivité des effets des différents produits sur la stabilité structurale**. Elle ne permet pas de conclure sur le rôle joué par les champignons, mais elle montre que leur absence est préjudiciable à l'évolution de la stabilité. En revanche, elle confirme l'importance des polysaccharides dans la mise en place d'une stabilité à l'humectation lente, en relation avec l'activité biologique générale autour de la décomposition. Ces deux produits "mélange" correspondent bien à des produits intermédiaires entre les situations précédemment définies par les produits type.

3.3.2 Evolution de la stabilité structurale, de la minéralisation du C et des facteurs agrégeants pour les produits avec biocides

L'utilisation des biocides a été réalisée pour mettre en avant le rôle particulier des bactéries et champignons sur les évolutions de stabilité structurale. Cette modification des conditions de décomposition a été étudiée sur le produit composé CF x Pa, qui était à priori le produit le plus efficace sur les différentes stabilités structurales au vu des résultats de la première série d'expérience.

3.3.2.1 Effets des traitements sur l'activité des décomposeurs

La figure 30 présente la minéralisation du C pour les trois traitements. L'apport des biocides ne semble pas avoir modifié fortement la dynamique de minéralisation du mélange. Des différences plus significatives sont observées à partir du jour 21. La minéralisation du mélange CF x Pa + bactéricide (58 % à 107 jours) est alors moins importante que le traitement avec fongicide (62.9 %) et sans biocide (66.3 %). Cependant, les niveaux de décomposition sont très proches les uns des autres.

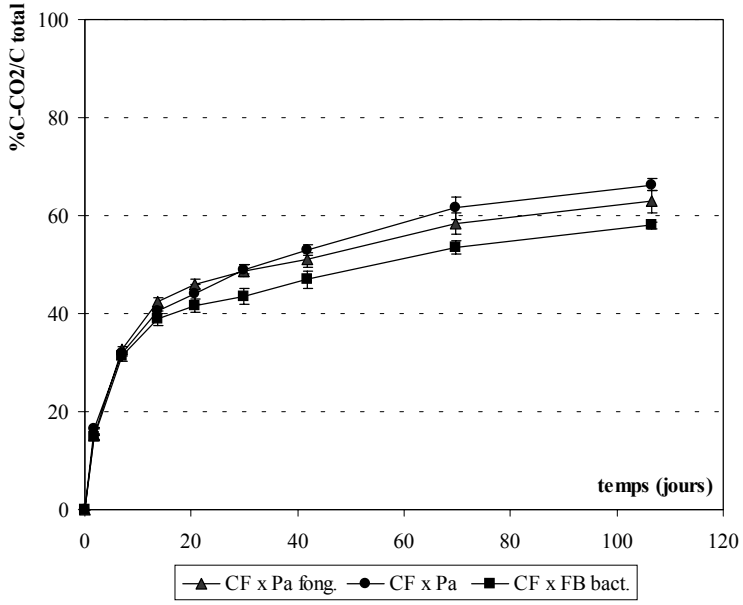


Figure 30 : Minéralisation du C apporté pour CF x Pa (cercle), CF x Pa fongicide (triangle) et CF x Pa bactéricide (carré) – exprimé en pourcentage de C minéralisé / C apporté

Pourtant, les traitements ont eu un impact sur les décomposeurs (figures 31) pendant la phase de décomposition la plus active. La biomasse microbienne est inférieure pour les deux traitements biocidales au début de la décomposition. Par la suite, les différences ne sont plus significatives. De la même façon, le traitement au fongicide diminue bien les longueurs d'hyphes mycéliens au début de la décomposition. On peut aussi observer que le traitement bactéricide favorise les champignons à la fois au début et au bout de 42 jours de décomposition. Cependant, il est difficile de voir des différences très importantes, car le traitement CF x Pa sans biocide présente déjà en lui-même une activité biologique réduite. Le traitement fongicide semble plus efficace que le traitement bactéricide. Le fongicide utilisé était un produit adapté à l'usage dans les sols.

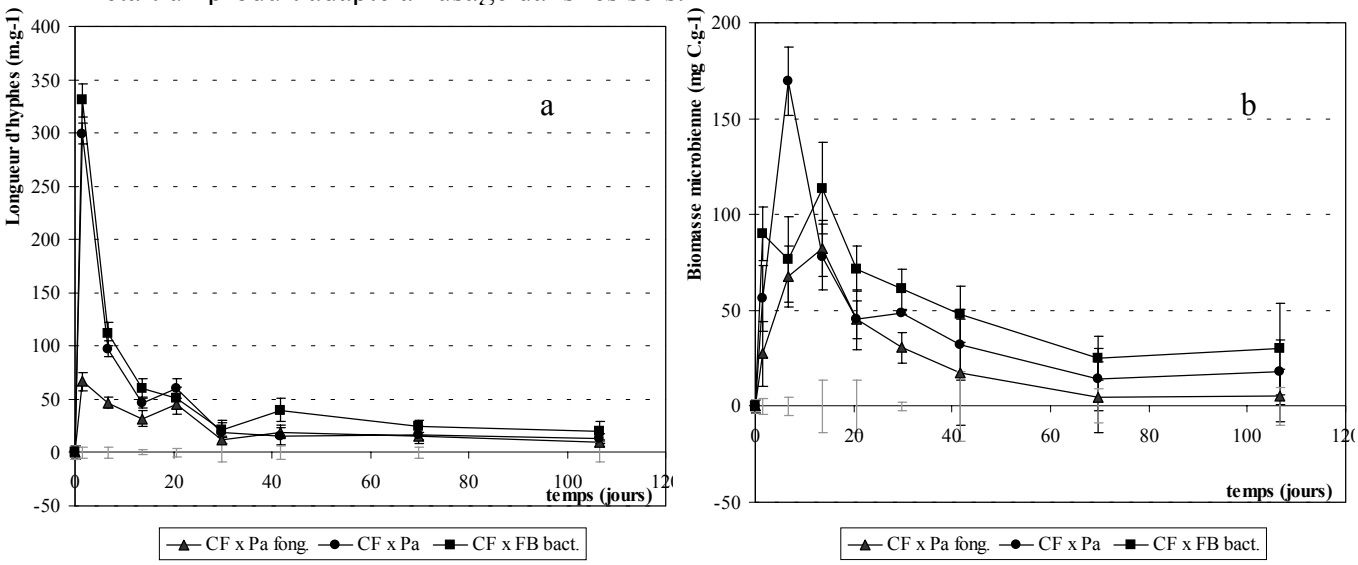


Figure 31 : Evolution de la longueur des hyphes (a) et de la biomasse microbienne (b) pour CF x Pa (cercle), CF x Pa fongicide (triangle) et CF x Pa bactéricide (carré)

3.3.2.2 Evolution des concentrations en polysaccharides et de la stabilité structurale

Les dynamiques des concentrations en polysaccharides sont légèrement modifiées par les effets des substances biocidales (figure 32). Les concentrations sont plus fortes pour le traitement avec bactéricide en début de décomposition (jusqu'au jour 14 ; + 45 mg polysaccharides.g^{-1}), puis sont du même ordre que le traitement sans biocide par la suite. Le traitement avec fongicide est proche de celui du traitement sans biocide au début de décomposition. Il est supérieur à 40 jours, puis revient au niveau des autres traitements par la suite.

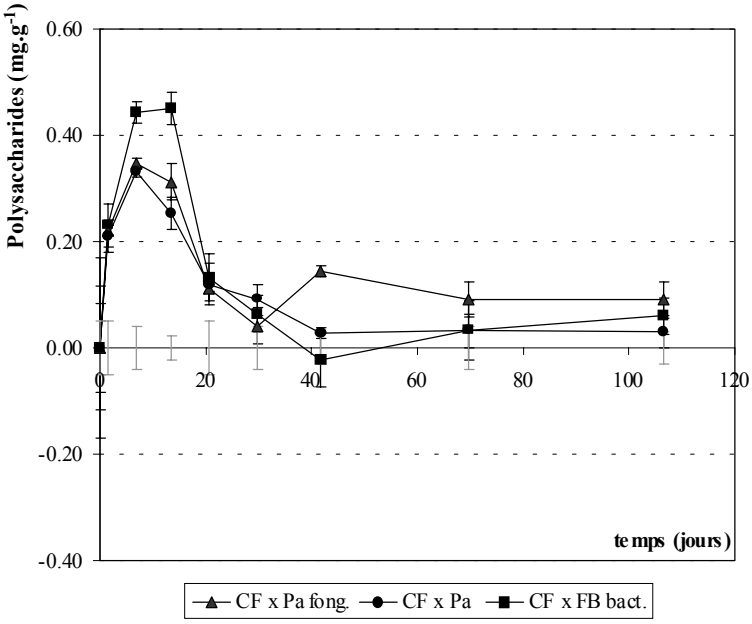


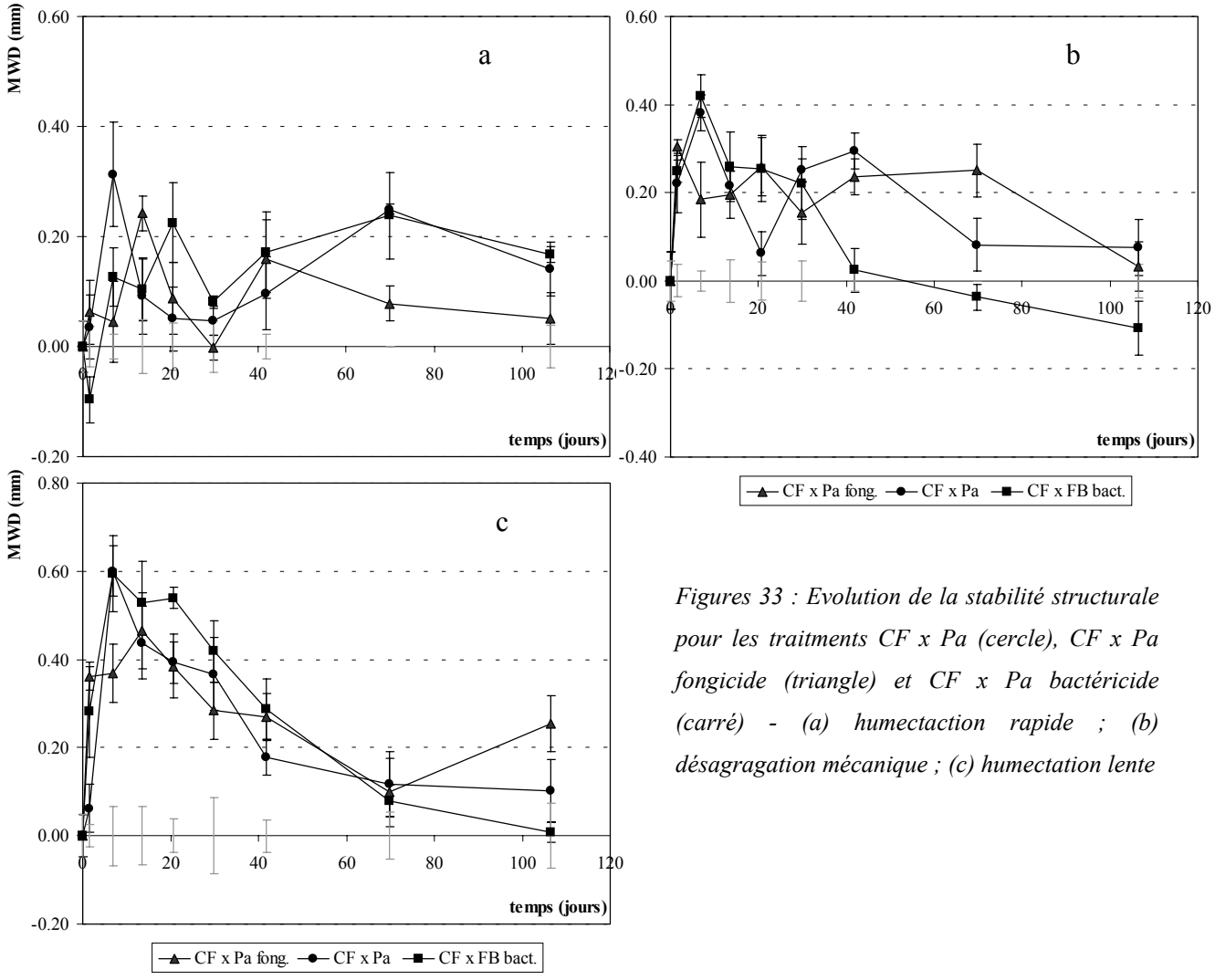
Figure 32 : Evolution de la concentration en polysaccharides pour les traitments CF x Pa (cercle), CF x Pa fongicide (triangle) et CF x Pa bactéricide (carré)

La décomposition du mélange sans biocide, plus faible que prévue, cache une partie des effets des traitements sur la stabilité structurale (figures 33). Cependant, on peut observer des différences intéressantes entre les traitements. Les traitements biocidales entraînent un retard et une atténuation de la première augmentation de la **stabilité HR** (jour 7, +0.31 mm pour CF x Pa ; jour 14, +0.24 mm pour CF x Pa fongicide ; jour 21, + 0.23 mm pour CF x Pa bactéricide). Par la suite, le traitement avec le fongicide affecte la stabilité structurale, notamment à 34, 70 et 107 jours.

Pendant la phase 1 (0 à 20 jours), l'effet sur la **stabilité DM** est plus important pour le traitement avec bactéricide (+ 0.42 mm à 7 jours) et suit le traitement sans biocide. Sur cette même période, le traitement fongicide atténue l'effet de l'amendement. Après 30 jours, les tendances s'inversent : la stabilité est plus importante avec le traitement fongicide. Le

traitement bactéricide induit même des stabilités structurales inférieures au témoin après 40 jours.

L'effet des amendements sur le **test HL** correspond aux tendances observées sur la concentration en polysaccharides sur le sol. L'effet est plus important avec le produit + bactéricide au début de la décomposition et plus faible avec le produit + fongicide. Les différences ne sont pas significativement différentes après 30 jours. Il n'y a pas d'hypothèse pour expliquer l'augmentation de la stabilité pour le traitement avec fongicide au jour 107.



Figures 33 : Evolution de la stabilité structurale pour les traitments CF x Pa (cercle), CF x Pa fongicide (triangle) et CF x Pa bactéricide (carré) - (a) humectaction rapide ; (b) désagragation mécanique ; (c) humectation lente

3.3.2.3 Discussion

L'utilisation de biocides pose un certain nombre de problèmes d'ordre expérimental. Il est difficile de savoir comment les différents groupes écologiques de la microflore ont été sélectionnés par les apports de bactéricides et fongicides. Les biocides ne sont pas toujours très spécifiques à leurs cibles et peuvent aussi atteindre des populations proches (Ingham et Coleman, 1984). Ils peuvent s'adsorber sur les colloïdes du sol ou être utilisés comme source de carbone par les microorganismes survivants (Badalucco *et al.*, 1994). Dans notre étude, le mancozèbe est un fongicide utilisé dans les sols et nous pouvons donc supposer qu'il présente une bonne activité dans ce milieu. Le bactéricide Oxytetracycline a peu d'effet sur les champignons (Anderson et Domsch, 1973) et inhibe une large gamme de bactéries (Beare *et al.*, 1992). Cependant, l'action des biocides n'a pas été totale. Il est difficile de savoir si l'apport de produit n'a pas favorisé artificiellement des micro-organismes. Par hypothèse, on considérera que les biocides ont bien joué leur rôle de sélection des microorganismes.

L'effet des biocides n'a pas fondamentalement modifié la dynamique de la décomposition et la quantité de carbone minéralisé à la fin de l'expérience. Cela signifie qu'une partie des micro-organismes survivants ont remplacé les bactéries et champignons sélectionnés par les biocides. En revanche, on observe bien des différences dans les populations microbiennes en début d'expérience. Si elles ne sont pas totales, ces inhibitions permettent tout de même de différencier les effets liés à chacune des microflores.

Même si l'effet du traitement n'est pas très marqué, on observe que la concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude est supérieure lorsque les champignons sont favorisés. Ceci induit une meilleure stabilité structurale HL au début de la décomposition. Ce résultat confirme les travaux de différents auteurs qui avaient déjà observé que les champignons produisaient plus de polysaccharides (Kinsbursky *et al.*, 1989) ou que les champignons et les polysaccharides extraits à l'eau étaient bien corrélés (Metzger *et al.*, 1987). Ce résultat concorde aussi avec les dynamiques de polysaccharides et de champignons observées lors de la phase 1 pour l'étude des produits type. Il est possible d'autre part que les polysaccharides issus des champignons aient des caractéristiques chimiques différentes les rendant plus récalcitrants et plus agrégeants.

L'influence respective des bactéries et des champignons est plus difficile à analyser. L'utilisation du bactéricide, favorisant le développement de la biomasse fongique a permis

d'améliorer la stabilité HR en phase 2. Les longueurs d'hyphes mycéliens étaient plus importantes pour ce traitement au cours de la phase 1, et de façon moins marquée lors de la phase 2. L'effet des champignons sur la stabilité HR n'est donc pas quantitatif. L'effet sur le test DM est différent. Les champignons semblent être importants lors de la phase 1, puis ce sont les bactéries qui auraient un rôle prépondérant lors des phases 2 et 3. Ce test à la désagrégation mécanique est dans l'ensemble plus difficile à associer à des agents agrégeants que les deux tests à l'humectation.

L'utilisation de mélange de produits avec les biocides nous permet donc de conclure les points suivants :

- Les champignons produisent plus de polysaccharides extractibles à l'eau chaude que les bactéries ;
- Les champignons ont un effet qualitatif sur la stabilité structurale à l'humectation rapide ;
- Les deux types de microorganismes peuvent améliorer la stabilité à la désagrégation mécanique à des moments différents.

3.4 Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre, nous avons utilisé différents types de produits organiques afin d'induire des effets contrastés sur la stabilité structurale des agrégats. Ces différentes expériences nous permettent de proposer **un modèle conceptuel** de stabilisation des agrégats par les différents agents agrégeants biologiques au cours de la décomposition de produits organiques (figure 34).

3.4.1 Proposition d'un modèle conceptuel

Nous proposons d'articuler ce modèle autour des trois phases définies au cours des expériences. La **première phase** correspond à la période suivant l'apport de la matière organique. L'activité biologique est très importante et peu spécialisée (stratège r). Lors de la **deuxième phase**, l'activité biologique est moins importante. Des organismes plus spécialisés se développent (stratèges K). Le phénomène de décomposition se stabilise lors de la **phase 3**. Cette période peut se prolonger au-delà de la durée de nos observations. Ces trois phases sont

considérées ici comme concomitantes quel que soit le produit. Il est cependant possible que ces phases soient décalées dans le temps pour des produits différents.

Lors de la **première phase**, l'activité biologique induite par les différents produits va générer des agents agrégeants autour du produit. La quantité de facteurs agrégeants et le volume de sol concerné vont être plus importants lorsque l'activité biologique est forte. Les polysaccharides issus de cette activité biologique permettent de renforcer la résistance de l'agrégat à une désagrégation d'intensité faible. Les champignons se développant lors de cette première phase sont particulièrement efficaces pour produire ces polysaccharides. Leur durée de vie et/ou leur emplacement ne permet cependant pas de conserver une stabilité pour une contrainte forte.

La **phase 2** correspond au développement d'hyphes mycéliens sur des substrats particuliers comme la cellulose. Le turn-over de la microflore est moins rapide que lors de la phase 1 et les hyphes restent en place plus longtemps. Ces champignons créent un maillage qui rendent stables des particules vis à vis de l'application de contraintes fortes. Les polysaccharides extraits à l'eau chaude sont en partie minéralisés par les micro-organismes. Les polysaccharides toujours présents dans le sol ou récemment excrétés stabilisent les agrégats sous des contraintes d'intensité faible.

La **phase 3** correspond à la stabilisation des concentrations en agents agrégeants et du nombre des agrégats stables. La décomposition des produits organiques ne produit plus de quantités importantes de nouveaux facteurs agrégeants. Les polysaccharides et les hyphes mycéliens restants sont protégés de la décomposition et continuent d'améliorer la cohérence des agrégats aux contraintes d'intensité faible et forte. Du nombre et de l'efficacité de ces facteurs agrégeants récalcitrants dépendent l'état final de la stabilité après l'apport. La fin de cette phase 3 correspond à l'état final de nos expérimentations. Il se caractérise en fonction de l'évolution précédente des facteurs agrégeants et de la stabilité.

Ce modèle est en accord avec plusieurs modèles de formation et de stabilisation de l'agrégat dans le sol. Six *et al.* (2000) proposaient une formation des agrégats autour de matières organiques fraîches. Différents auteurs observaient aussi une forte hétérogénéité spatiale des décomposeurs autour de matières organiques apportées (Parkin, 1987 ; Petersen *et al.*, 1996 ; Nannipieri *et al.*, 2003). Gaillard *et al.* (2003) ont montré que l'échelle où se déroulait la décomposition correspondait à l'échelle des macro-agrégats (quelques

millimètres) et que le volume de sol exploré dépendait de l'activité biologique induite par le produit organique. Ce modèle est aussi en accord avec les concepts proposés par Guckert *et al.* (1975) et Golchin *et al.* (1994) sur la stabilisation des agrégats au cours de la décomposition.

Ce modèle permet aussi d'expliquer en grande partie le comportement des différents groupes de la typologie proposée précédemment. Dans ce modèle, l'évolution de la stabilité structurale dépend de l'activité biologique induite par le produit par phase successive. Ainsi, des produits décomposant rapidement ont une action rapide mais transitoire (**groupe 1** - CF). Les produits moins labiles qui décomposent plus lentement ont une action plus faible mais plus pérenne (**groupe 2** - Pa). Les produits des **groupes 3** (FB) **et 4** (Co Ec) se décomposent moins et plus lentement, suscitent moins d'activité biologique et ont moins d'effet. Dans ce modèle, les caractéristiques initiales du produit sont importantes car leur décomposabilité induit le niveau d'activité biologique et les types de micro-organismes qui vont se développer. Ceci correspond à différentes observations où, pour des substrats différents mais labiles, on observe des effets proches (Martens, 2000b ; Bossuyt *et al.*, 2001 ; Martens, 2002 ; Sonnleitner *et al.*, 2003).

Les résultats expérimentaux montrent que les champignons jouent un rôle important en tant que facteur agrégeant direct par leurs hyphes et en tant que producteur de polysaccharides. L'importance de ces deux effets sont également en accord avec la littérature (Kinsbursky *et al.*, 1989 ; Oades et Water, 1991). Dans ce modèle, nous proposons que les deux mécanismes n'agissent pas en même temps et pas sur le même plan. Les champignons impliqués dans la première phase de décomposition (stratèges r, Beare *et al.*, 1990) auraient un effet en tant que producteurs de polysaccharides. Les hyphes se développant sur des macro-molécules auraient plus d'importance par la suite.

Ce modèle met aussi en avant deux types de phénomènes au cours du temps : i/ un phénomène continu et quantitatif (effet sur la stabilité structurale à faible énergie) ; ii/ un phénomène ponctuel, transitoire et qualitatif (effet pour une contrainte de forte énergie). Le premier point peut à priori faire l'objet d'une prédiction. Le deuxième mécanisme est plus difficile à prévoir.

3.4.2 Limites du modèle

Ce modèle et l'exploitation des résultats expérimentaux dont il est issu sont cependant limités sur certains points.

Tout d'abord, la relation entre les **mécanismes de désagrégation et les tests de stabilité structurale** n'est pas directe. Les tests de stabilité structurale proposés par Le Bissonnais (1996a) illustrent des phénomènes que l'on peut associer majoritairement à un mécanisme. Ils restent cependant des indicateurs plus que des mesures avec des niveaux d'énergie précis.

Le *test à l'humectation rapide* décrit sans doute la stabilité structurale qui correspond le plus à un mécanisme précis, l'éclatement. La force de désagrégation y est forte et le type d'agrégation pouvant y résister se doit d'être particulièrement résistant. Cependant, Legout *et al.* (2004) ont montré que ce test était trop agressif par rapport à des pluies battantes d'intensité classique (30 $mm.h^{-1}$ dans cette étude). L'éclatement généré par le test de Le Bissonnais (1996a) et plus généralement par l'ensemble des tests où les agrégats sont immergés dans l'eau (Yoder, 1936 ; Hénin *et al.*, 1958 ; Kemper et Rosenau, 1986) intervient trop rapidement au cours de la pluie pour être observé (figure 3). D'autre part, ce mécanisme est valable lorsque les gouttes de pluie sont d'une taille équivalente aux agrégats (immersion complète de l'agrégat dans l'eau – Legout *et al.*, 2004).

Les mécanismes décris par le *test à l'humectation lente* sont moins bien identifiés. Ils dépendent de la teneur en argile des agrégats (Chan et Mullins, 1994). Si la teneur en argile est importante, le gonflement préférentiel va être prédominant. Si la teneur en argile est faible, le mécanisme d'éclatement partiel (ou micro-fissuration) va prendre plus d'importance (Legout *et al.*, 2004). Dans ce cas, l'intensité de la désagrégation va dépendre de l'humidité de l'échantillon et de la taille de la porosité interne de l'agrégat (Le Bissonnais, 1988). L'intensité du test va donc varier d'un échantillon à l'autre et par conséquent, la capacité des polysaccharides à conserver l'arrangement dans l'agrégat va aussi varier selon les conditions. Les corrélations que nous observons dans nos conditions sont donc sans doute difficilement transposables en l'état pour d'autres situations. Il n'empêche que le mode de stabilisation par les polysaccharides reste une hypothèse valide.

Le test de stabilité structurale à la *désagrégation mécanique* est celui dont les relations avec les facteurs agrégeants sont les moins nettes. Il est difficile de connaître précisément l'énergie mise en jeu dans ce test. Les valeurs de stabilité structurale ne sont pas directement comparables avec les deux autres tests, car l'état initial des agrégats est différent (porosité vide / pleine). L'énergie appliquée sur les échantillons est tout de même importante. Une partie des résultats expérimentaux propose que les hyphes mycéliens soient le mécanisme principal de l'agrégation. L'utilisation des biocides montrent que la relation évolue dans le temps et que d'autres agents agrégeants peuvent avoir leur importance. D'autre part, ce test est celui dont les tendances d'évolution sont les moins nettes. Il pourrait être fortement influencé par l'évolution de l'agrégation dans les zones de fracture de l'agrégat. Ces zones de fracture sont des points faibles de la matrice de l'agrégat où la désagrégation va se faire dès l'application d'une contrainte physique (Kay, 1997). Les hyphes mycéliens et les racines fines sont particulièrement impliqués dans la consolidation de ces zones de fracture à l'échelle du macro-agrégat (Tisdall et Oades, 1979 ; Miller et Jastrow, 1990). Lorsque ces zones de fracture expliquent la désagrégation, l'effet des facteurs agrégeants est ponctuel et sans doute variable.

Le modèle ne prend pas non plus en compte tous les **facteurs agrégeants** de la littérature. Pour plusieurs auteurs, les *composés humiques* jouent un rôle important dans la stabilisation des agrégats. Martens (2000a et 2000b) considérait les composés humiques et les acides phénoliques comme les facteurs agrégeants principaux issus de la décomposition des matières organiques. Après 84 jours à 22°C, les acides phénoliques étaient bien corrélés avec la stabilité structurale. Au même pas de temps et pour des conditions proches, nous n'observons pas d'évolution de la stabilité structurale pouvant correspondre à un effet lié aux composés humiques. La plupart des autres études propose un effet de ces composés humiques à des pas de temps plus longs que ceux mesurés (Gerzabek *et al.*, 1995).

D'autre part, le modèle ne prend pas non plus en compte le *comportement des échantillons vis à vis de l'eau*. Monnier (1965) observait des évolutions de la mouillabilité des échantillons en fonction du stade physiologique des champignons (hydrophobicité liée aux spores). D'autres études observaient une augmentation de l'hydrophobicité de composés d'origine fongique comme la glomaline au cours du temps (Wright et Upadhyaya, 1998 ; Bronick et Lal, 2004). La capacité du sol à retenir l'eau évolue aussi au cours de la décomposition (Sonnleitner *et al.*, 2003). L'hydrophobicité et l'hydrophilie sont des

caractéristiques importantes de la résistance à des contraintes induites par l'eau (Le Bissonnais, 1988 ; Chenu, 1989 ; Chenu *et al.*, 2000). Elles n'ont pas été mesurées dans ces expériences et n'apparaissent pas non plus dans le modèle.

Ce modèle est établi à partir de nos conditions expérimentales. Les pas de temps et les effets des différents produits seraient sans doute sensiblement différents dans d'autres conditions. L'effet des facteurs agrégeants peut être différent selon le type de sol (Degens *et al.*, 1996), la température (Metzger *et al.*, 1987) ou la teneur initiale en M.O. (Molope *et al.*, 1987). Ce modèle serait donc à confirmer pour des états initiaux différents.

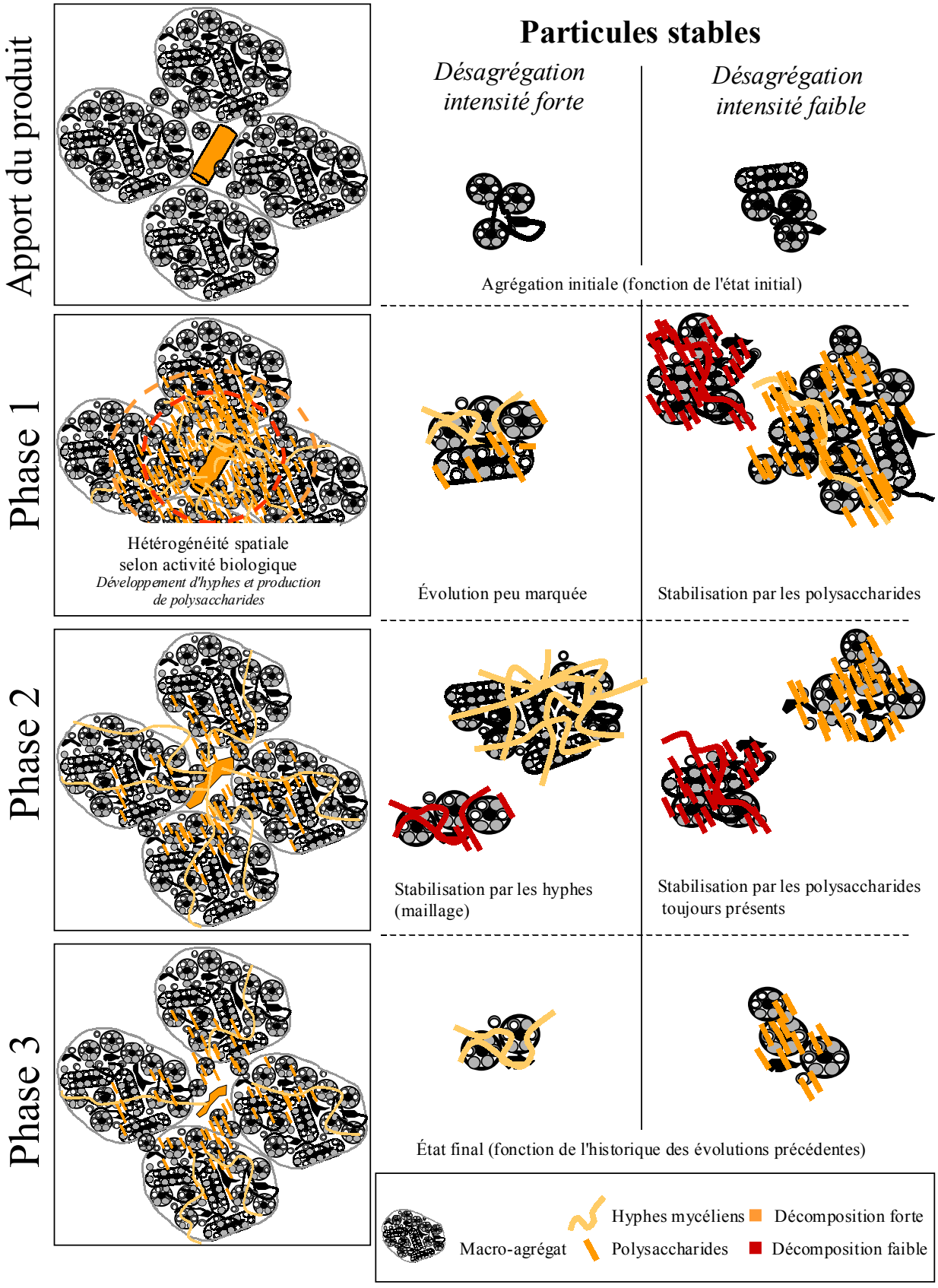


Figure 34 : modèle conceptuel de stabilisation des agrégats par les agents biologiques au cours de la décomposition

Chapitre IV

4 Caractérisation des matières organiques apportées et relation avec les évolutions de la stabilité structurale

L'objectif de ce chapitre est de mettre en relation les caractéristiques des produits organiques avec les évolutions de stabilité structurale et des différents facteurs agrégeants (figure 35). Les différentes caractérisations des produits sont tout d'abord présentées et discutées. Puis, les dynamiques d'évolution des produits au laboratoire seront utilisées pour poser des hypothèses quant aux relations entre qualité des produits et stabilité structurale.

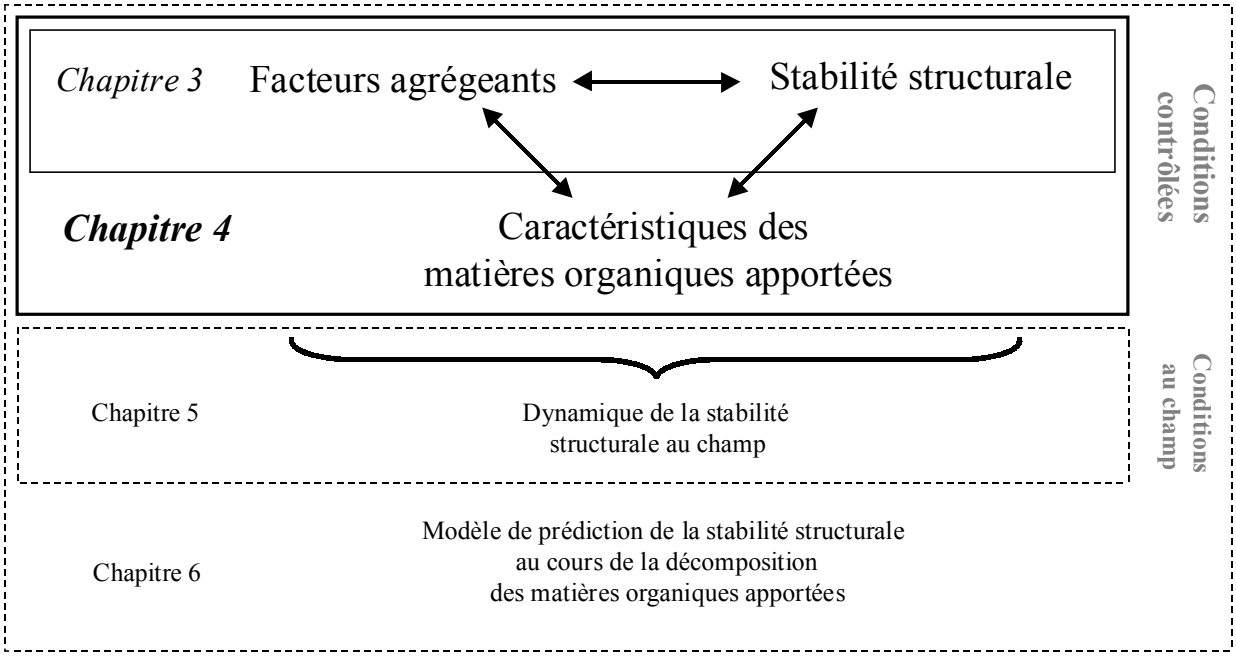


Figure 35 : Démarche de l'étude, chapitre 4

4.1 Caractérisation de la qualité des produits

Les différents produits ont été caractérisés par une analyse quantitative classique (fractionnement Van Soest et une analyse qualitative (Pyrolyse GC/MS). Le fractionnement Van Soest est couramment utilisé. Cependant différents auteurs en ont observé les limites (Martens, 2000 ; Aufrère *et al.*, 1992), notamment le caractère non spécifique des différentes fractions. L'analyse par pyrolyse GC/MS est utilisée pour préciser la composition chimique des produits. Elle permet d'identifier des familles moléculaires précises alors que la méthode Van Soest considère quatre fractions globales. Les produits utilisés dans cette étude proviennent de familles différentes : résidus de culture, fumier, composts. Un lisier de bovin (LB) a été rajouté à la gamme de produits pour caractériser les différences entre paille + lisier, fumier de bovin et compost de fumier de bovin et mieux comprendre la composition de ces produits. Il fait partie des produits utilisés dans le travail de Morvan (1999).

4.1.1 Analyse quantitative

Les valeurs mesurées par les différentes analyses décrivent une large gamme de produits[21] (tableau 13). CF est caractérisé par un C/N faible et une teneur en soluble NDF élevée. Pa contient peu d'azote et peu de soluble NDF. En revanche, les teneurs en hémicellulose et cellulose sont importantes. FB présente des valeurs intermédiaires pour toutes les caractéristiques par rapport à l'ensemble de la gamme. Les composts sont particulièrement riches en équivalent lignine.

Dans la littérature, les caractéristiques Van Soest mesurées pour les effluents d'élevage varient dans une gamme large. Nos valeurs de fractions solubles sont supérieures à ce que mesuraient Robin (1997) ou Thuriès *et al.* (2001) pour des gammes de produits équivalentes. En revanche, elles correspondent bien à ce qu'observaient Nicolardot *et al.* (2003) pour le Co FB et sont un peu supérieures à ce qui était observé pour le fumier de bovin (figure 36). On observe une teneur en soluble NDF plus importante dans le Co FB que dans le FB et parallèlement des fractions hémicellulose + cellulose plus faibles.

[21] Les valeurs mesurées pour Co DV sont cependant moins précises, car la fraction minérale y est très importante (38.1 % MS) et diminue la part de MO dans l'échantillon. Elles ne seront pas prises en compte dans la suite de l'étude.

Les teneurs en fractions équivalent lignine sont plutôt plus faibles que dans la littérature. Ces différences peuvent s'expliquer, d'une part par la variabilité qu'il peut exister dans la même "classe" de produit (fumier, compost), d'où la difficulté de définir un produit par ces dénominations, d'autre part par les différences qu'il peut exister selon les techniques utilisées pour mesurer ces différentes fractions. Les techniques par sacs comme nous avons utilisé ici ont tendance à estimer des valeurs de soluble NDF plus importantes qu'avec la procédure classique Van Soest (Contreras Lara *et al.*, 1999). Les valeurs observées pour les résidus de culture correspondent à des caractérisations existant dans la littérature (par exemple Aufrère et Michalet-Doreau, 1988, Jarrige *et al.*, 1995, Trinsoutrot *et al.*, 2000). La fraction soluble NDF de CF fait partie des valeurs hautes.

Les teneurs en sucres soluble varient entre 2.1 (Co Ec) et 10.5 % (CF). Les valeurs sont assez élevées dans le FB (5.2%) et le Co FB (6.3 %). Il existe une relation entre Soluble NDF et sucres solubles ($R^2 = 0.59$). Les teneurs en cellulose Weende sont très proches des valeurs mesurées par la méthode Van Soest. Francou (2003) observait le même genre de relations. Cette valeur de cellulose est utilisée dans certains calculs d'estimation de la décomposabilité des produits (§4.2)

La teneur en matière sèche est elle aussi très différente entre les différents traitements. Elle est particulièrement importante pour Pa (83.7 %) et Co Ec (82.9 %) et beaucoup plus faible pour CF (14 %). FB et Co FB sont assez humides (respectivement 39.6 et 30.2 % MS). Cette différence n'existe pas au laboratoire, puisque les produits ont été séchés, mais peut avoir son importance au champ. Les teneurs en minéraux varient entre 1.2 (CF) et 11.9 % (Co FB). Les différentes analyses ont été réalisées sur des produits séchés. Il peut y avoir des différences importantes entre produits frais et produits séchés (Collignon, 2004).

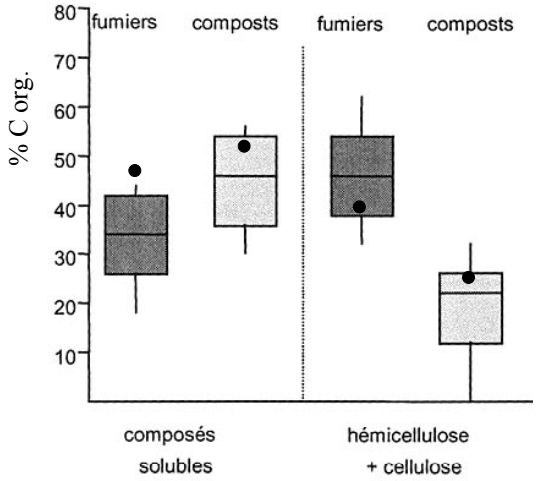


Figure 36 : Variabilité des compositions en composés solubles et en polyosides des composts et fumiers (Nicolardot et al.,2003). Les points noirs figurent les valeurs de FB et Co FB

				VAN SOEST (% MO)							
	% C	**%N**	**C/N**	**Soluble NDF**	**Hémicellulose**	**Cellulose**	**éq lignine**	**Minéraux**	**% MS**	**Sucres solubles (% C/Ctotal)**	**Cellulose Weende (% MS)**
CF	46.2	3.62	12.8	61.5	15.2	15.4	7.8	1.2	14.0	10.5	14.81
Pa	49.0	0.36	136.1	17.3	32.6	43.7	6.4	2.2	83.9	2.7	41.68
FB	43.5	2.37	18.4	48.7	20.4	18.2	12.7	8.8	39.6	5.2	17.07
Co FB	43.7	2.71	16.1	54.0	15.2	9.7	21.1	11.9	30.2	6.3	10.51
Co Ec	37.2	2.21	16.8	41.5	12.6	26.1	19.8	9.1	82.9	2.1	24.39
Co DV	*17.6*	*1.26*	*14.0*	*73.5*	*8.0*	*9.0*	*9.5*	*38.1*	*69.1*	*3.7*	*8.51*
LB	45.0	2.28	19.7	40.6	32.7	13.2	13.5	?	?	2.6	12.1

Tableau 13 : Composition des différents produits

	PYROLYSE									
	Lip	**Prot**	**PS**	**Lig**	**Divers**	**Lig / PS**	**Prot / PS**	**Acide acétique / Pyrrole**	**Furancarboxaldehyde / Pyrrole**	**Hydroxypropanone / furanmethanol**
CF	5.4	18.5	29.5	8.0	38.5	0.27	0.63	2.07	1.14	2.05
Pa	3.9	1.0	38.7	19.2	37.3	0.50	0.03	17.52	6.42	8.01
FB	6.6	9.8	23.2	27.5	32.9	1.18	0.42	2.63	0.44	2.41
Co FB	5.0	14.2	17.6	30.2	33.0	1.71	0.81	3.04	0.35	2.31
Co Ec	4.3	6.7	19.6	28.4	41.0	1.45	0.34	2.77	0.74	4.74
Co Dv	5.2	10.4	16.4	25.5	42.5	1.55	0.64	Nc	nc	4.67
LB	11.7	2.7	17.5	15.2	53.0	0.87	0.15	10.63	0.86	5.99

Tableau 14 : Composition des différents produits par pyrolyse GC/MS

4.1.2 Analyse qualitative par Pyrolyse GC-MS

Quatre types de composés ont été identifiés sur les pyrogrammes à partir d'une base de données compilant différents résultats de la littérature (Dignac, com. Pers.) : les composés correspondant à la pyrolyse de polysaccharides (PS), des protéines (Prot), des lignines (Lig) et des lipides (Lip). Les composés qui n'ont pas de sources biochimiques distinctes sont considérés comme non-spécifiques (Divers). Le principe de la mesure est détaillé annexe 1. Le tableau 14 présente le pourcentage de la somme des aires correspondant à ces différents groupes, ainsi que différents calculs de ratios utilisés dans la littérature permettant de comparer les produits entre eux. Les pyrogrammes sont présentés en annexe 2.

La part de produits non spécifiques (divers) est assez importante pour tous les produits. Les valeurs correspondent à ce qui peut être observé habituellement pour des produits organiques complexes (Dignac, 1998). CF est caractérisé par une teneur en protéines importante (18.5 %) et une faible teneur en lignine (8.0 %). Pa contient beaucoup de polysaccharides (38.7 %) et de lignine (19.2 %). FB et les composts contiennent beaucoup de lignine (entre 27.5 et 30.2 %). Les lipides sont particulièrement présents dans le LB (11.7 %). Les composés issus de la pyrolyse des polysaccharides et des lignines sont les plus représentés parmi les différents produits .

Les différents ratios permettent de comparer les produits entre eux. Le ratio Lig / PS permet de séparer les résidus de culture du FB et des composts. Ce ratio est un bon indicateur de la décomposabilité des produits au début de la décomposition (Dignac *et al.*, soumis). Une valeur élevée indique que la fraction récalcitrante du produit est supérieure à la partie décomposable. Il correspond à ce que nous avons mesuré au laboratoire (CF>Pa>FB>Co Ec). Le ratio Prot / PS permet de rendre compte des produits azotés disponibles au cours de la décomposition des polysaccharides. Ils sont particulièrement présents dans le CF (0.63), dans le Co FB (0.81) et dans le Co DV (0.64). Ce ratio est faible pour Pa (0.03) et de façon plus étonnante dans LB (0.15). Cette faible teneur en protéines peut être expliquée par la présence importante dans ce genre de produit d'azote minéral comme l'ammonium (Morvan, 1999). La richesse en protéines des FB et Co FB proviendrait de l'immobilisation de cet azote minéral par les micro-organismes au cours de l'évolution du produit. Cet azote n'est d'ailleurs pas forcement facilement disponible, il peut être en partie bloqué dans des structures humifiées.

Les ratios Acide acétique / Pyrrole (Garcia *et al.*, 1993) et Furancarboxaldehyde / Pyrole (Ceccanti *et al.*, 1986) permettent de juger de l'état d'humification du produit. L'acide acétique provient de la pyrolyse de produits dégradables, le furancarboxaldehyde est un produit issu de la pyrolyse de polysaccharides et le pyrole correspond à des composés azotés, de cellules microbiennes et de la matière organique humifiée. Ces deux indicateurs ne donnent pas des réponses similaires. Les valeurs du ratio Acide acétique / Pyrrole sont particulièrement importantes pour Pa et LB, alors que CF a une valeur proche des autres effluents d'élevage. Le ratio Furancarboxaldehyde / Pyrole est plus conforme avec les analyses précédentes. Les deux résidus de culture ont un ratio supérieur à 1 et les effluents d'élevage un ratio inférieur à 1. Le ratio du Co FB est particulièrement bas (0.35) et correspond au ratio Lig / PS élevé.

Le ratio hydroxypropanone / furanmethanol est utilisé comme indicateur de la composition des polysaccharides. L'hydroxypropanone se forme à partir de la pyrolyse de la cellulose alors que le furanmethanol a pour origine les hémicelluloses (Helleur *et al.*, 1985 ; Pouwels *et al.*, 1987). La Paille a un ratio particulièrement élevé (8.01), tout comme le LB (5.99), Co Ec (4.74) et Co Dv (4.67). La cellulose est proportionnellement moins importante dans le CF, FB et Co FB.

4.1.3 Discussion

Comparaison des deux méthodes

L'utilisation de deux types d'approches (Van Soest et Pyrolyse GC/MS) pour caractériser les produits organiques permet de mettre en évidence des points communs entre les analyses mais aussi des différences importantes. La pyrolyse GC/MS étant une méthode plutôt qualitative par rapport au fractionnement proximal Van Soest, nous nous intéresserons surtout à la hiérarchie entre produits et les différences d'évaluation entre les méthodes.

La **teneur en N** total correspond assez bien avec l'N sous forme protéique. La hiérarchie entre les produits est assez bien respectée, mis à part LB. Dans ce produit, la teneur N est élevée alors que l'on trouve peu de composés d'origine protéique. Cette différence pourrait s'expliquer par la présence d'azote minéral, mesuré par l'analyse par combustion totale.

En revanche, la somme des surfaces de pics identifiés comme **polysaccharides** est beaucoup plus faible que la somme hémicellulose + cellulose + sucres solubles. Les différences d'évaluation de ces compartiments sont très différentes d'un produit à un autre. Plus 70 % des polysaccharides mesurés par le fractionnement Van Soest sont retrouvés par la pyrolyse GC/MS pour CF (72%) et pour le Co DV (79 %). Ce rapport est proche de 50 % pour les autres produits : Pa (49 %), FB (53 %), Co FB (56 %) et Co Ec (48 %). Le ratio est plus faible pour LB (36 %). Les comparaisons entre les ratios hydroxypropanone / furanmethanol et cellulose / hémicellulose mesurées par la méthode Van Soest sont eux aussi assez différents. L'indicateur issu de l'analyse de la pyrolyse considère que la part cellulosique des polysaccharides est particulièrement importante dans la paille, les composts DV et Ec et dans le lisier. Les valeurs mesurées par le fractionnement Van Soest pour ces deux derniers produits sont plutôt plus faibles par rapport à l'ensemble de la gamme.

La situation inverse est observée pour la teneur en **lignine**. Les valeurs mesurées par la pyrolyse GC/MS sont plus fortes que la teneur en équivalent lignine mesurée par Van Soest. La comparaison entre les deux méthodes est là aussi très différente : on trouve 3 fois plus de lignine dans la paille avec la pyrolyse et environ la même teneur pour CF.

L'application de ces deux méthodes aux effluents d'élevage apporte des informations supplémentaires. La comparaison entre Pa, LB, Pa x LB, FB et Co FB est présentée figure 37 [22]. Les caractéristiques de FB sont très différentes de Pa, LB et du mélange Pa x LB : plus de soluble NDF, moins de cellulose, d'hémicellulose (Van Soest) et de polysaccharides (Pyrolyse GC/MS) et plus de lignine (Pyrolyse). On observe les même évolutions entre le FB et Co FB.

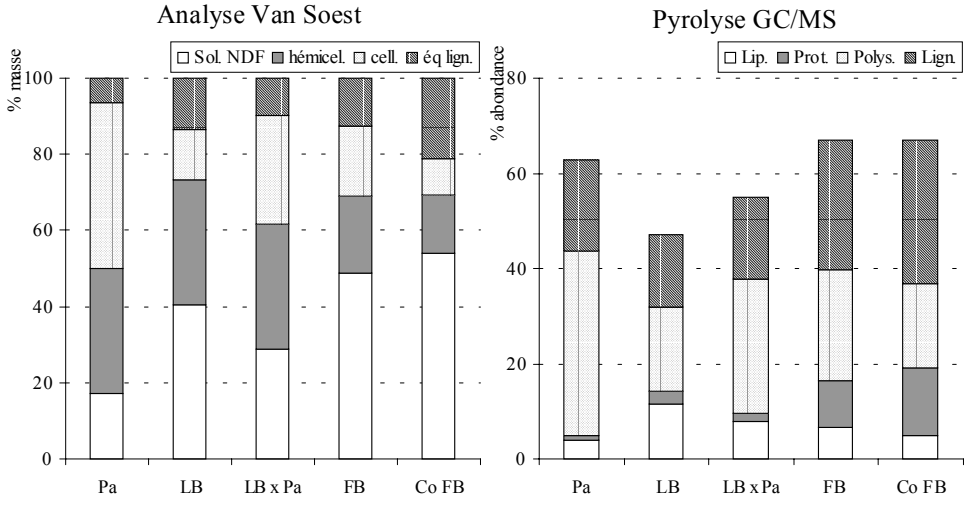


Figure 37 : Composition de Pa, LB, Pa x LB, FB et Co FB

[22] Pa x LB correspond à la moyenne 1/1 des deux produits. Nous ne disposons pas d'informations sur le ratio effluent d'élevage / paille dans le fumier et le compost.

L'évolution des différentes caractéristiques correspond à une maturation des produits : décomposition des polysaccharides pariétaux et augmentation de la fraction soluble NDF (figure 36) et augmentation de la fraction équivalent lignine Van Soest et lignine de la pyrolyse. Les différences sont plus importantes entre Pa x LB et FB qu'entre FB et Co FB.

Ces résultats correspondent avec des travaux précédemment réalisés sur d'autres types d'effluents d'élevage (Nicolardot *et al.*, 2003 ; Morvan et Nicolardot, 2003 ; Abdelkader, 2004 ; Paillat *et al.*, 2004). On observe dans le même temps que plus le produit est mature, plus sa décomposabilité est faible (Morvan *et al.*, 2004). C'est le cas ici pour la minéralisation de FB et Co Ec. Ces résultats vont à l'encontre de l'idée communément admise que le soluble NDF correspond à une fraction plus labile des produits.

Différences et limites des deux méthodes

Les différences entre ces deux méthodes ont sans doute plusieurs origines. Tout d'abord, **l'estimation des fractions par la méthode la pyrolyse GC/MS** est assez difficile, puisque l'on ne peut pas déterminer l'origine d'une partie des composés. Il est aussi possible qu'il existe des différences entre la surface des pics et les masses des composés correspondant. Cependant, la pyrolyse permet d'identifier directement les composés chimiques, alors que le fractionnement proximal est une extraction successive de groupe de composés.

Les **limites du fractionnement par** extraction successive par **la méthode Van Soest** ont déjà été mises en avant par différents auteurs (Martens, 2000 ; Aufrère *et al.*, 1992). Cette méthode, mise au point pour la digestibilité des fourrages par les ruminants, est pourtant largement utilisée dans la littérature pour décrire les produits (Robin, 1997 ; Trinsourtot *et al.*, 2000 ; Jensen *et al.*, 2002) mais aussi pour prédire leur minéralisation comme entrée dans les modèles (Garnier *et al.* 2001 ; Thuriès *et al.*, 2002).

Le domaine d'application de cette méthode n'est pas clairement défini. Du point de vue de la méthode elle-même, l'utilisation de la solution de NDF correspond à l'extraction de la partie soluble intracellulaire du fourrage (Riquet, 1979 ; Jarrige *et al.*, 1995), puis les différentes attaques acides correspondent à des attaques ménagées des parois cellulaires des tissus végétaux. L'équivalent lignine, à l'intérieur de laquelle plusieurs auteurs associent lignine et cutine (par exemple Linières et Djakovitch, 1993), correspond au reliquat de MO de toute l'extraction.

L'application de cette méthode à des produits transformés tels que des fumiers ou des composts et même à des tissus végétaux comme la paille pose un certain nombre de problèmes. La partie soluble, supposée facilement digestible ou décomposable par les micro-organismes, est en fait assez résistante dans les effluents d'élevage (Morvan et Nicolardot, 2003). L'extraction par le NDF ne correspond pas ici à une fraction intra cellulaire mais doit solubiliser une partie importante de composés qui ne sont pas labiles. Riquet (1979) observait que le NDF ne solubilisait pas en totalité les composés azotés et polyphénoliques. Ces composés se retrouvent donc dans les fractions suivantes, hémicellulose ou cellulose. Selon la nature de l'échantillon, le détergent NDF pouvait en revanche extraire des quantités variables de polyosides de structure et de lignine. L'estimation de ces fractions par la suite de l'extraction est donc altérée. La fraction soluble à 20°C est d'ailleurs souvent mieux corrélée avec le début de la décomposition, même pour les végétaux (Trinsoutrot *et al.*, 2000).

Au final, entre les molécules extraites trop tôt ou trop tard par rapport à leur nature chimique, la méthode surestime globalement les fractions hémicellulose et cellulose (Riquet, 1979). La solution ADF ne solubilise pas toutes les hémicelluloses et particulièrement les hémicelluloses composées de xylose. D'autre part, on mesure des teneurs en azote assez importantes dans ces fractions que ce soit dans des végétaux (Thuriès *et al.*, 2002) ou les produits transformés (Thuriès *et al.*, 2002 ; Morvan, com. Pers.). Or, ces fractions composées de polysaccharides [$(C_6H_{12}O_6)_n$] ne devraient pas contenir d'azote. Quant à la lignine, les teneurs sont plutôt inférieures à celles mesurées par d'autres méthodes, comme la méthode Klason par exemple (Jarrige *et al.*, 1995). Les teneurs sont plus particulièrement importantes dans le cas des racines, où l'on suppose que d'autres substances comme la subérine sont présentes en fin d'extraction (Abiven *et al.*, soumis) et dans les produits d'élevage et de compostage (Francou, 2003). Dans ce dernier cas, deux hypothèses peuvent expliquer ces teneurs élevées :

i. La décomposition qui a lieu au cours du compostage concentre les composés les plus récalcitrants, comme la lignine, et la proportion relative de cette famille chimique augmente ;

ii. Les produits de la décomposition, comme les composés humiques présents en quantités importantes dans les composts, sont à priori assez résistants aux

attaques acides utilisées dans la méthode Van Soest. Ils se retrouvent donc dans la fraction équivalent lignine.

La première hypothèse correspond d'avantage avec les résultats de la caractérisation par pyrolyse GC/MS sur les effluents d'élevage (LB x Pa, FB, Co FB). Dans ce cas, une partie importante des composés humiques pourraient se trouver dans la fraction soluble NDF.

L'utilisation des caractéristiques initiales des produits organiques pour prédire la décomposition pose un ensemble de problèmes méthodologiques (Vanlauwe *et al.*, 1997), particulièrement si l'on s'intéresse comme ici à une large gamme de produits organiques. Pour pouvoir interpréter les caractéristiques initiales des produits et en attribuer des fonctions sur le sol, comme par exemple sur la stabilité structurale, il serait intéressant de pouvoir connaître précisément la teneur "vraie" de grands compartiments assez homogènes des produits organiques, comme la cellulose ou la lignine, pour pouvoir d'une part préciser la prédiction de leur vitesse de décomposition pour ce compartiment précis et d'autre part pour pouvoir identifier les composés qui diffèrent d'un type de produit à un autre.

Nous proposons une nouvelle méthode de caractérisation de la teneur en cellulose des produits organiques, basée sur l'estimation par attaque enzymatique de la cellulose (Annexe 1). Le protocole optimisé permet de retrouver 83 % de la cellulose pure initiale, avec un plateau atteint après environ 300 heures. Ce résultat est à comparer avec l'efficacité des attaques acides sur la cellulose pure. Martens et Loeffelmann (2002) comparaient différentes procédures de détermination de la cellulose sur de la cellulose purifiée. Avec de l'acide sulfurique 18 M, le pourcentage de recouvrement de la cellulose initiale variait entre 45 et 97 %, selon le temps de solubilisation (de 5 à 30 mn), le temps de chauffage (30 ou 60 mn à 121°C) et la concentration de l'hydrolyse (0.5 à 2 M). Dans le cas de la détermination de la cellulose selon la procédure Van Soest, le temps de solubilisation est plus important (3 h) mais l'hydrolyse se déroule à froid et dans des concentrations plus faibles. On peut donc penser que le taux de 83 % est une bonne estimation de la teneur en cellulose.

Avec le même protocole, on estime à 31,7 % la teneur en cellulose dans la paille, soit environ 75 % de la teneur estimée par le protocole Van Soest ou Weende. Pour les autres produits, la mesure n'a pas été prise en compte, car nous avons observé une augmentation puis une diminution de la teneur en glucose dans le milieu réactionnel.

Le pourcentage de sous-estimation de la cellulose par rapport à la méthode Van Soest (75 %) correspond avec l'erreur classique que les auteurs (Riquet, 1979 ; Jarrige *et al.*, 1995) attribuent à la méthode Van Soest (+ 20%). Cette valeur est aussi proche de celle mesurée par une technique proche utilisant des cellulases (Trinsoutrot *et al.*, 2004).

Ceci constitue une première étape d'une nouvelle méthode permettant de mesurer la teneur en cellulose dans les produits organiques. L'attaque enzymatique est une méthode prometteuse qui peut permettre de déterminer de façon précise et simple des compartiments importants des produits organiques. Par la suite, cette méthode pourrait d'une part être appliquée sur les produits organiques et dans le continuum produit organique + sol en cours de décomposition et d'autre part être étendue à d'autres caractéristiques comme la teneur en hémicellulose, en lignine ou d'autres composés.

4.2 Relations entre la qualité initiale des produits organiques et l'évolution de la minéralisation, des facteurs agrégeants et de la stabilité structurale au cours de la décomposition

Comme nous l'avons observé au cours des expériences en conditions contrôlées (chapitre 3), l'évolution de l'effet des produits sur la stabilité structurale est fortement liée à l'activité biologique qu'ils génèrent. La minéralisation du carbone apporté est un bon indicateur de cette activité biologique. Il permet en première approximation de classer les produits dans les différentes classes de la typologie proposée. Nous mettrons en relation :

- la caractérisation initiale des produits et la minéralisation observée ;
- la caractérisation initiale des produits et l'évolution des facteurs agrégeants ;
- la caractérisation initiale des produits et l'évolution de la stabilité structurale.

4.2.1 Relation entre qualité initiale des produits organiques et la minéralisation du carbone apporté

Il existe plusieurs régressions linéaires dans la littérature qui permettent de prédire la minéralisation du carbone après l'apport d'un produit organique à partir des caractéristiques initiales des produits. Les équations suivantes permettent de définir des pourcentages de carbone minéralisé à partir des caractéristiques initiales mesurées dans cette étude.

Tr = (0.3221 x % Soluble NDF) – (0.7155 x % hémicellulose) + (0.6717 x % cellulose) + (1.8919 x % Lignine) + (0.0271 * % Mat. Minérales). Tr : Proportion de C restant dans le sol à long terme [Robin, 1997] (5)

% C min = 72.37 – 4.77 (Lignine / %N), 140 jours à 25°C [Kachaka *et al.*, 1993] (6)

% C min = -14.09 + 1.1 Cellulose + 0.68 Soluble NDF + 0.25 Soluble 20°C, 168 jours à 15°C [Trinsoutrot *et al.*, 2000] (7)

ISB = 2.112 – 0.02009 x Soluble NDF – 0.02378 x Hémicellulose + 0.00840 x Lignine – 0.02216 x Cellulose Weende, Indice de Stabilité Biologique, [Linères et Djakovitch, 1993] (8)

Le tableau 15 présente les différentes évaluations de la minéralisation des produits en fonction de ces différentes équations. Les résultats sont comparés avec la minéralisation du carbone à la fin de l'incubation (plateau de minéralisation prédit par les différentes équations) ou au nombre de jours équivalent.

	100-Tr	**Kachaka *et al.***	**Trinsoutrot *et al.***	**(1-ISB)%**	**% C (61j - 70 j/ fin incub.)**
CF	65.9	62.1	50.6	75	75.0 / 77.0
Pa	76.3	-12.4	47.2	88	71.7 / 77.7
FB	62.4	46.8	40.8	62	30.3 / 36.6
Co FB	46.8	35.2	34.4	39	-
Co Ec	40.3	29.6	44.7	39	18.8 / 27.3
Co DV	57.1	36.6	47.4	66	-
LB	75.9	44.1	28.0	39	-
CF x Pa	71.1	24.9	48.9	82	61.5 / 66.3
CF x FB	64.2	54.5	45.7	70	37.7 / 43.3

Tableau 15 : Prédiction de la minéralisation du carbone – les valeurs ont été recalculées pour correspondre à un pourcentage de minéralisation en % C-CO_2 . C apporté$^{-1}$

Aucune des équations ne permet de prédire l'évolution de l'ensemble de la gamme des produits organiques. L'indice proposé par Robin (1997) permet de bien estimer le niveau de décomposition de la paille, mais sous estime la minéralisation du chou-fleur et surestime la minéralisation du FB et Co Ec. Pourtant, des effluents d'élevage et différents produits transformés faisaient partie de l'échantillonnage utilisé. Les équations de Kachaka *et al.* (1993) étaient calculées à partir de résidus de coupes d'arbustes. La régression ne correspond

pas du tout à la minéralisation observée pour les résidus de culture et le fumier de bovin, en revanche, elle permet de bien prédire le comportement du Co Ec, composé en partie d'écorces de peuplier. L'équation proposée par Trinsoutrot *et al.*, (2000) correspond à la minéralisation à 56 jours dans nos conditions d'incubation (normalisation des températures par la loi de Vant'Hoff). Elle sous estime la décomposition des résidus de culture, alors qu'elle était calculée pour ce genre de produit. L'indice ISB surestime la décomposabilité de tous les produits, sauf de CF qu'il prédit très bien.

Ces équations semblent difficiles à utiliser pour prédire l'évolution finale d'un produit. Il semble en particulier qu'il soit difficile d'extrapoler au-delà de la gamme des produits utilisés, et que, même lorsque l'échantillonnage est large, la diversité des produits soit difficile à envisager. Ces différences sont aussi certainement liées à la difficulté de caractériser l'ensemble de la gamme des produits organiques disponibles en tant qu'amendement avec les méthodes classiques de description de la qualité.

Une autre façon d'appréhender la relation entre qualité initiale et minéralisation est d'utiliser des modèles dynamiques prenant en compte les mécanismes de décomposition de la MO via les micro-organismes du sol. Les résultats de simulation de la minéralisation du carbone avec le module de décomposition de la matière organique du modèle STICS (Nicolardot *et al.*, 2001) sont présentés en annexe 3. Ce modèle inclus trois compartiments : le produit organique, la biomasse microbienne et la matière organique humifiée. Le paramétrage utilisé ici est le même que celui utilisé dans Nicolardot *et al.*, (2001). La qualité initiale de la MO est considérée par le C/N du produit organique. Ce modèle a été paramétré pour des résidus de culture. On observe que le modèle a des difficultés à prédire la décomposition de l'ensemble de la gamme. Le C/N ne suffit donc pas pour prédire la minéralisation, même en prenant en compte des mécanismes plus précis de la décomposition.

Le lien entre caractéristiques initiales et minéralisation du carbone est donc difficile à réaliser. D'autres méthodes de caractérisation sont sans doute nécessaires pour améliorer la prédiction de la décomposition.

4.2.2 Relations entre qualité initiale des produits organiques et les dynamiques des facteurs agrégeants biologiques

La teneur en polysaccharides extraits à l'eau chaude dans le sol au cours des incubations ne semble pas être particulièrement liée à la teneur initiale en polysaccharides ou en sucres solubles dans les produits initiaux. Les évolutions des teneurs dans les sols amendés avec le CF et Pa sont assez proches au début de la décomposition alors que les caractéristiques initiales de ces deux produits sont très différentes. Haynes et Francis (1993) proposaient que la majorité des polysaccharides extraits à l'eau provenaient des composés extracellulaires microbiens. Le modèle conceptuel proposé dans le chapitre 3 correspond aussi à cette hypothèse. Martens et Frankenberger (1992 a et b) suggéraient que l'apport de glucose seul stimulait l'activité microbienne, mais pas la synthèse de polysaccharides ayant un rôle agrégeant. Comme proposé précédemment, les polysaccharides actifs sur l'agrégation dépendent plutôt de la décomposabilité des substrats et de l'activité biologique qu'ils génèrent plutôt que de groupes de molécules précis.

La biomasse fongique est à la fois présente dans les groupes de micro-organismes à stratégies –r et –K (Hu *et al.*, 1999). Ceci explique pourquoi on observe des évolutions de la longueur des hyphes à la fois au début de la décomposition, mais aussi plus tard dans le temps. Les champignons sont principalement responsables de la décomposition de la cellulose (Swift *et al.*, 1979 ; Paul, 1992). Plusieurs auteurs ont constaté l'augmentation de la biomasse fongique suite à l'application de paille dans le sol (Allison et Killham, 1988 ; Sonnleitner *et al.*, 2003). C'est aussi le cas dans notre étude. L'augmentation de la biomasse fongique observée pour le traitement FB que nous avons associé à l'augmentation de stabilité structurale peut aussi être liée à la présence de cellulose de paille dans l'effluent d'élevage. La lignine est aussi un substrat favorisant les champignons (Harvey *et al.*, 1987 ; Hammel, 1997). Caesar-Thon That et Cochran (2000) observaient une production de sucres insolubles agrégeants par des champignons décomposant de la lignine. Nous n'observons pas ce genre d'effet avec le Co Ec (riche en équivalent lignine et lignine mesurée par pyrolyse).

4.2.3 Relation entre caractérisation initiale des produits organiques et les évolutions de la stabilité structurale

Les relation entre les caractéristiques des produits et les dynamiques de stabilité structurale sont en partie liées aux relations avec l'évolution des facteurs agrégeants précédemment décrites. En ce qui concerne les tests à l'humectation rapide et à la désagrégation mécanique, les évolutions sont transitoires et difficilement prévisibles. La teneur en cellulose peut être un indicateur de l'évolution des champignons, mais le moment et l'amplitude des effets sur la stabilité semble difficile à prédire.

Concernant la dynamique de la stabilité structurale à l'humectation lente, les effets sont directement en relation avec les dynamiques de décomposition. Il est donc envisageable de décrire de façon plus précise les relations entre stabilité structurale et caractéristiques initiales des produits organiques.

Les différentes dynamiques d'évolution de la stabilité structurale HL ont été estimées par ajustement d'une fonction de type Weibull (distribution lognormale) :

$$F(t) = A\, e^{\left[-0.5 \left(\frac{\mathrm{Ln}\,(t/C)}{B} \right)^2 \right]} \qquad (9)$$

Où :

t est le nombre de jours ; A : un paramètre d'amplitude ; B : un paramètre d'échelle ; C : un paramètre de forme

Cette fonction permet de bien retranscrire le type d'évolution observée pour la stabilité structurale à humectation lente avec trois paramètres. La figure 38 représente de façon schématique l'effet des différents paramètres sur la forme de l'évolution de la fonction (9). B est un paramètre qui décrit particulièrement l'augmentation initiale de l'effet. C correspond à la durée de l'effet. A traduit l'amplitude de variation par rapport à un contrôle.

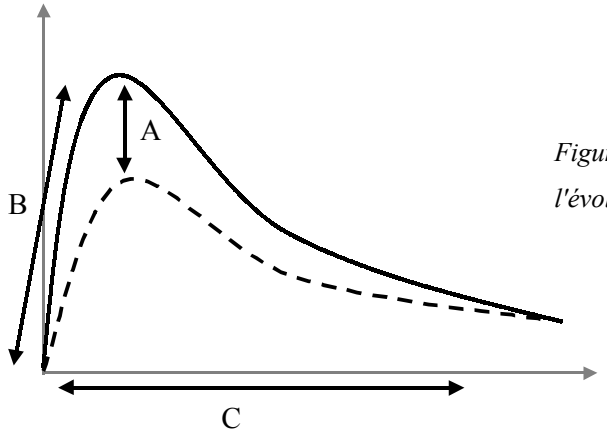


Figure 38 : Ajustement mathématique de l'évolution de la stablité structurale HL

La figure 39 présente les ajustements réalisés pour les traitements CF, Pa, FB et Co Ec. Les paramètres ajustés et la RMSE par rapport aux données mesurées sont présentées dans le tableau 16. La fonction (9) permet globalement de bien retranscrire les dynamiques d'évolution et les valeurs finales de la stabilité pour l'ensemble des produits utilisés. Dans le détail, un certain nombre de dates ne sont pas bien simulées. Le modèle surestime l'effet de FB et sous estime l'effet de Pa au début de la cinétique.

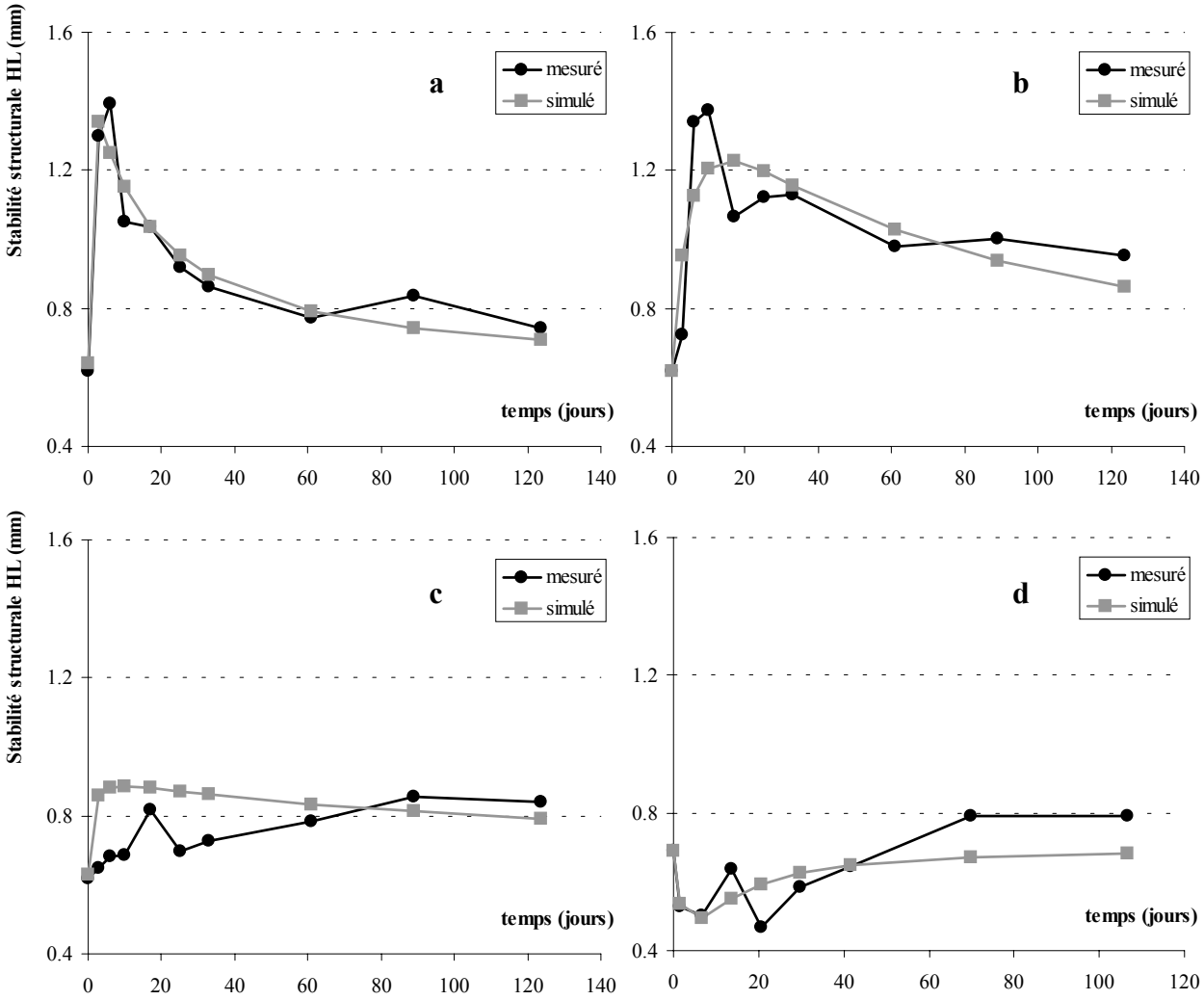


Figure 39 : Ajustement des mesures de stabilité structurale HL par la fonction lognormale pour les traitements CF (a), Pa (b), FB (c) et Co Ec (d)

	CF	Pa	FB	Co Ec
A	0.73	0.61	0.27	-0.21
B	2.00	1.54	2.72	1.26
C	2.06	15.30	10.00	4.27
RMSE %	7	13	18	12

Tableau 16 : Paramètres ajustés pour les différents produits

Une Analyse en Composantes Principales a été réalisée à partir des caractéristiques initiales des différents produits organiques (figure 40). Le plan factoriel (1,2) explique près de 100 % de la distribution des données. Ce résultat s'explique par le faible nombre de produits pris en compte dans cette analyse. Il est nécessaire de valider ce résultat avec un plus grand nombre de produits dont on connaît les caractéristiques biochimiques initiales et les effets sur l'évolution de la stabilité structurale dans le temps.

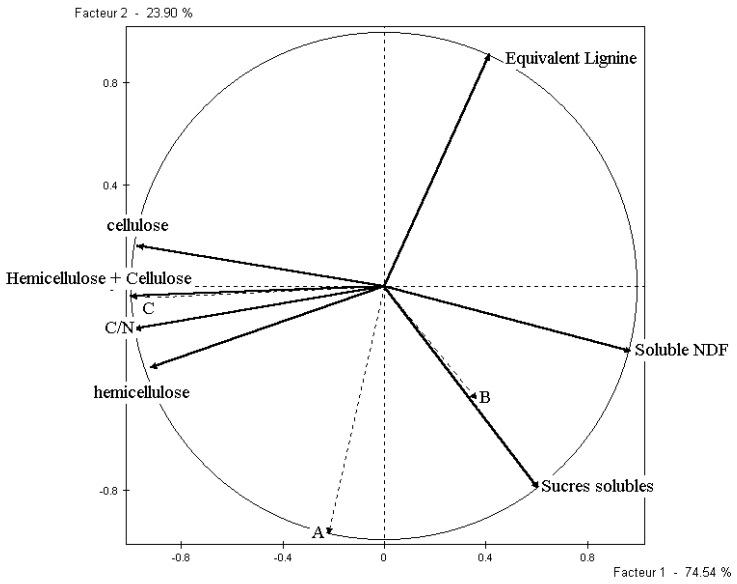


Figure 40 : ACP des caractéristiques initiales des produits et des paramètres ajustés de la stabilité structurale HL

Les différents paramètres obtenus par l'ajustement (A, B, C) ont été projetés comme variables illustratives dans le repère défini par les caractéristiques biochimiques des produits organiques. On observe que chaque paramètre correspond à une caractéristique biochimique initiale particulière :

A : opposé de l'équivalent lignine Van Soest

B : teneur en sucres solubles

C : somme de l'hémicellulose + cellulose Van Soest

Ces relations correspondent aux observations réalisées précédemment. Les trois caractéristiques biochimiques associées aux paramètres traduisent des points particuliers de la dynamique de décomposition et l'on peut poser des hypothèses de correspondance entre les caractéristiques et la signification des paramètres sur l'évolution de la stabilité.

La **teneur en sucres solubles** correspond bien à la décomposition des produits dans les tous premiers jours après l'apport. Le paramètre B correspondrait alors à l'augmentation initiale de la stabilité structurale, dans nos expérimentations la phase 1 (flush microbien et la production importante de polysaccharides).

Le paramètre C est bien corrélé avec la somme des deux compartiments des **polyosides pariétaux** des végétaux. Ce compartiment de la matière organique est décomposé lors de la phase 2, par des micro-organismes plus spécialisés que lors de la première phase (stratèges –K). L'activité biologique générée par ces substrats explique la persistance de l'effet des produits dans la phase qui suit la décomposition intensive des composés les plus solubles que pourrait représenter le paramètre C.

Le paramètre A pourrait prendre en compte l'activité biologique générale induite par l'apport de matière organique et donc l'amplitude de l'évolution de la stabilité. Ce paramètre est bien corrélé avec l'**opposé de la teneur en équivalent lignine**, qui correspond à la fraction la plus récalcitrante des produits. Il est assez logique que l'opposé de cette fraction décrive l'importance des phénomènes de décomposition autour du produit.

Nos résultats sont différents de ceux de Martens (2000), qui expliquait l'évolution de la stabilité structurale mesurée selon Kemper et Rosenau (1986) par la teneur en acides phénoliques. L'auteur suggérait que ces composés formaient les acides humiques qui pouvaient être responsables de la stabilisation des agrégats. Ces différences de résultats peuvent être expliquées par des différences de tests de stabilité structurale utilisés dans les deux études ou de conditions pédo-climatiques différentes. En revanche, nos résultats vont dans le sens du modèle proposé par Tisdall et Oades (1982) et précisent la dynamique d'évolution des facteurs agrégeants dans le temps et leur effet propre. Dans une étude précédente dans les mêmes sols et les mêmes systèmes de culture (Rouan, 2001), nous avions observé une relation inverse entre la part de composés humiques dans le carbone organique du sol et la stabilité structurale (figure 41).

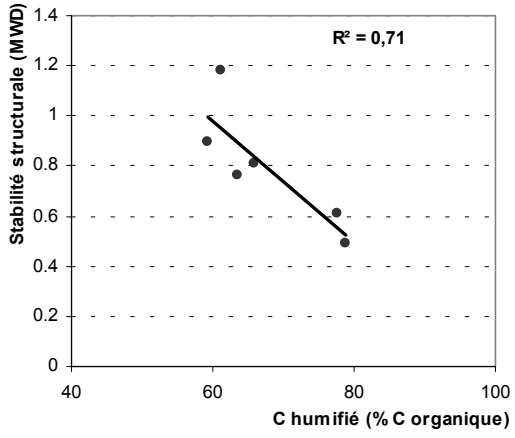


Figure 41 : Corrélation entre la stabilité structurale et la teneur en carbone humifié (Rouan, 2001)

La prise en compte des caractéristiques biochimiques initiales des produits organiques permet de reproduire correctement les évolutions de la stabilité structurale. Les résultats de l'ajustement correspondent aux résultats expérimentaux discutés dans le chapitre 3.

4.3 Conclusion du chapitre

La caractérisation des matières organiques apportées par différentes méthodes et l'assimilation des évolutions de la stabilité structurale HL à une fonction adaptée nous permettent de mettre en relation ces deux paramètres. En prenant en compte différentes méthodes biochimiques, il a été possible de choisir les caractéristiques les plus adaptées à notre étude. L'utilisation d'une fonction de type Weibull permet de définir des paramètres descriptifs de la stabilité structurale adaptée à notre caractérisation. La relation obtenue - **stabilité structurale HL = fct (sucres solubles, polysaccharides pariétaux VS, équivalent lignine VS)** – est cohérente avec les résultats expérimentaux et le modèle conceptuel proposé dans le chapitre 3.

Ces résultats encouragent la poursuite d'acquisition d'autres données expérimentales nécessaires à la validation de la fonction (8). Notre gamme de produit étant assez large, on peut cependant penser que la relation que nous observons n'est pas réduite à quelques cas. D'autre part, nous avons observé que les méthodes de caractérisation utilisées laissent un certain nombre d'incertitudes quant à la composition de compartiments biochimiques. Il est en particulier difficile de prédire la minéralisation du carbone. Pourtant, cette minéralisation du carbone est un bon indicateur de l'activité biologique. Dans des conditions contrôlées, elle peut aussi être une méthode intégrée de caractérisation de la qualité du produit (Campell *et al.*, 1991). Cette utilisation des données mesurées au laboratoire sera proposée comme une des modalités de la prise en compte des caractéristiques initiales des produits pour prédire la stabilité structurale dans le chapitre 6 et en annexe 5.

La relation entre caractérisation des produits et les facteurs agrégeants est aussi difficile à quantifier. Nous n'avons pas mis en évidence de substrats particuliers qui induisent une production de polysaccharides dans le sol. L'augmentation de la longueur d'hyphes peut être prévisible d'une façon qualitative (teneur en cellulose), mais pas de façon quantitative. La description de la qualité des produits par la méthode Van Soest ne suffit pas pour prévoir les évolutions ponctuelles des stabilités à l'humectation rapide et à la désagrégation mécanique, telles que nous les avons observées au laboratoire.

Chapitre V

5 Evolution de la stabilité structurale et de propriétés associées au cours de la décomposition de la matière organique dans les conditions d'un essai *in situ* en sol nu

Ce chapitre a pour objet d'étudier la stabilité structurale après l'apport de produits organiques dans les conditions du champ (figure 42). *In situ*, d'autres facteurs, comme le climat ou l'action de la macro-faune interviennent à la fois sur la décomposition des matières organiques et sur la structure du sol. Les produits organiques utilisés sont les mêmes que ceux utilisés précédemment en conditions contrôlées auxquels s'ajoutent le compost de fumier de bovin (Co FB) et le compost de déchets verts + fientes de volailles (Co DV) qui n'ont pas été étudiés en incubation. Rappelons que tous les produits ont été apportés une première fois à la mise en place de l'essai en juin 2002, puis une seconde fois sur une moitié de chaque micro-parcelle au début de la seconde année (mai 2003). Au début de cette seconde année, l'ensemble des micro-parcelles avait été retravaillé.

Nous présenterons tout d'abord l'évolution de la stabilité structurale pour les différentes modalités (produits organiques et nombre d'apports) sur les deux années d'étude. Puis, nous présenterons les résultats obtenus pour les facteurs agrégeants. Les polysaccharides ont été suivis au cours de la première année et à l'état final. Compte tenu des résultats précédents au laboratoire, nous avons particulièrement étudié ce facteur. La biomasse microbienne et la longueur d'hyphes ont été mesurées à l'état final. Nous avons aussi mesuré la biomasse lombricienne présente à l'état final de l'essai. Enfin, nous présenterons les résultats obtenus pour d'autres propriétés physiques du sol liées à la structure, la conductivité hydraulique à la fin de la première année et l'évolution de l'état de surface après le second apport.

Dans cet essai en conditions de plein champ, il s'agit de vérifier si la classification entre les différents produits est la même dans les conditions *in situ* et en conditions contrôlées, au laboratoire. Nous nous intéresserons aussi à l'effet cumulé des

apports sur deux années culturales et aux arrières effets du premier apport sur la stabilité structurale. Cet essai nous permettra aussi de définir l'importance relative du phénomène de décomposition par rapport aux autres facteurs qui s'exercent au champ. Nous considérerons enfin les relations entre facteurs agrégeants et stabilité structurale au champ, puis les relations entre stabilité structurale et les différentes propriétés physiques fonctionnelles.

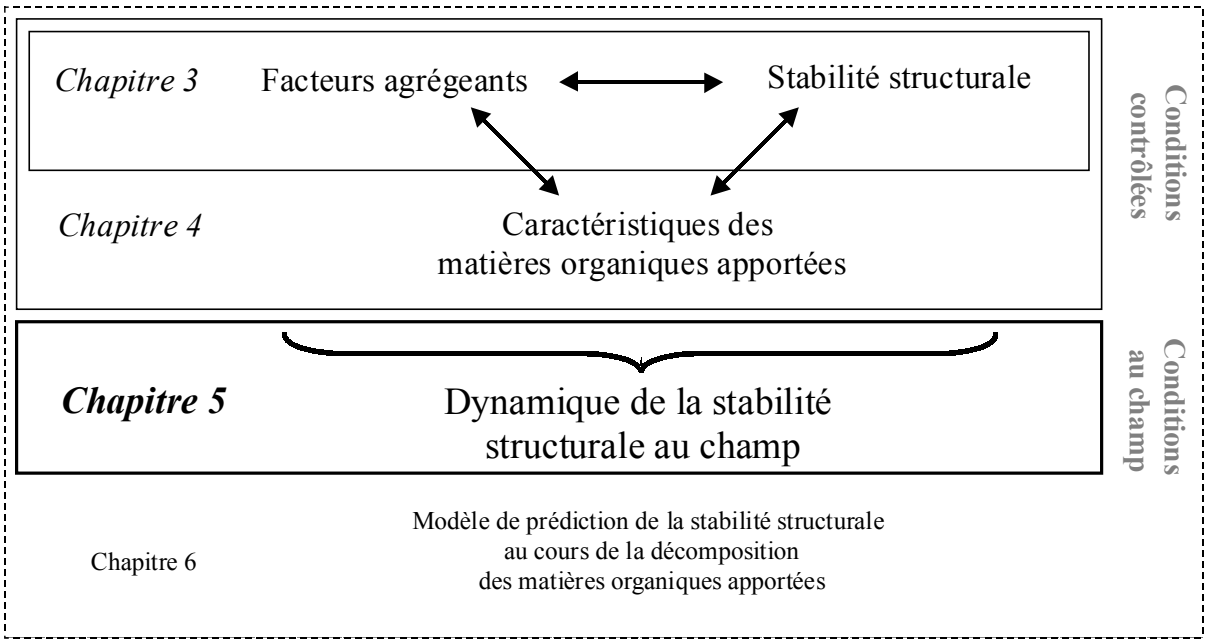


Figure 42 : Démarche de l'étude, chapitre 5

5.1 Effets de l'apport des produits organiques sur la stabilité structurale

5.1.1 Evolution de la stabilité structurale au cours de la première année d'étude

Les prélèvements ont été effectués 1 mois (16 juillet 02), 5 mois (13 novembre) et 12 mois (10 juin) après le premier apport de matière organique (12 juin). Ces dates de prélèvement correspondent aux phases 1, 2 et 3 de l'étude en conditions contrôlées, en jours normalisés (chapitre 6), respectivement. Les traitements sont significativement différents pour une date donnée lorsque la lettre au-dessus de l'histogramme est différente (test NK). Une analyse de variance a permis de montrer qu'il n'y avait pas d'effet "bloc" pour l'ensemble des mesures réalisées.

5.1.1.1 Evolution de la stabilité structurale HR

La stabilité structurale HR évolue peu au cours de cette première année et en fonction des produits (figure 43). La seule variation significative est observée pour CF après 1 mois (0.92 mm) et après 5 mois (0.99 mm). Des tendances se dégagent cependant. L'effet de Pa est plus important au bout de 5 mois. Co DV, Co Ec et FB x CF ont tendance à avoir un effet négatif au bout de 5 mois et un effet positif au bout de 12 mois. FB et Co FB n'ont pas d'effets sur cette stabilité. Ces tendances ne sont pas significatives principalement à cause de la forte variabilité de la mesure (LSD = 0.11 mm).

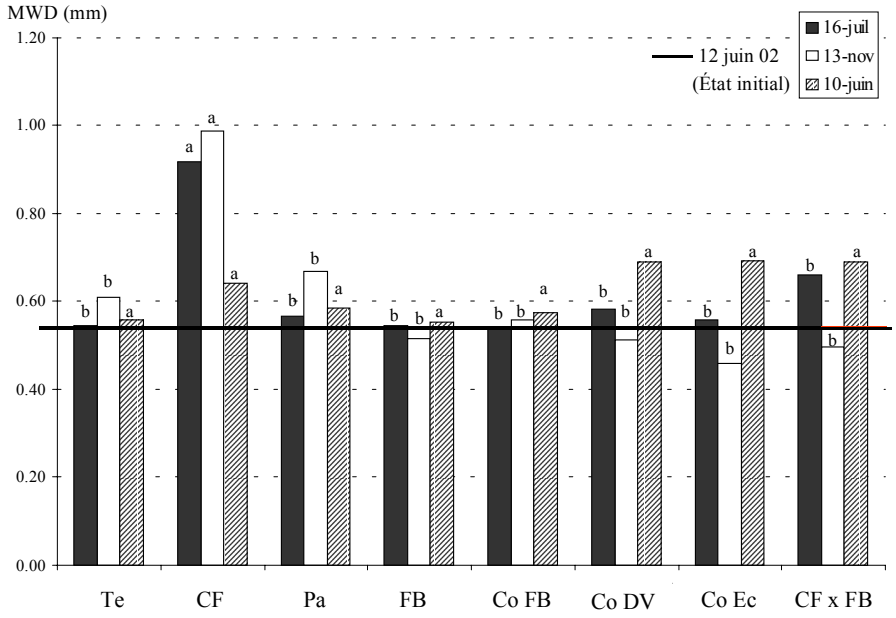


Figure 43 : Evolution de la stabilité structurale HR après le premier apport – Les traitements sont significativement différents pour une date donnée lorsque leurs lettres sont différentes

Ces résultats sont assez différents de ceux obtenus en conditions contrôlées. CF ne présentait pas d'effet particulier sur ce test de stabilité. En revanche, Pa et FB, dont l'effet était important, n'ont ici pratiquement pas d'action. Le mélange CF x FB semble avoir un effet positif juste après l'apport, comme au laboratoire. La valeur plus élevée au douzième mois n'était pas observé au laboratoire. Co Ec est le produit dont la dynamique correspond le plus au champ et au laboratoire, avec un effet surtout visible en fin de dynamique. L'ensemble des dynamiques est très atténué par rapport aux observations au laboratoire.

5.1.1.2 Evolution de la stabilité structurale DM

L'évolution de la stabilité DM est présentée figure 44. La stabilité structurale du témoin (sol nu) a diminué au cours du temps, de 0.96 mm à 0.82 mm en un an. Plusieurs produits, Pa, Co FB, Co DV et Co Ec, ont un effet négatif sur la stabilité structurale par rapport à l'état initial un mois après l'apport. CF a un effet positif mais faible sur cette stabilité un mois après l'apport. FB et CF x FB ont une valeur proche du contrôle. Après 5 mois, Pa est le produit qui présente la stabilité structurale la plus importante (+ 1.24 mm). CF a aussi un effet significativement positif. Co Ec, Co DV et le mélange CF x FB présentent les valeurs inférieures à 0.8 mm, les plus faibles pour toute la période d'étude. La stabilité pour ces trois produits augmente au 12ème mois. Elle n'est pas significativement différente des autres produits et de l'état initial. Les produits permettent donc d'enrayer ou de diminuer la stabilité structurale observée sur la parcelle témoin.

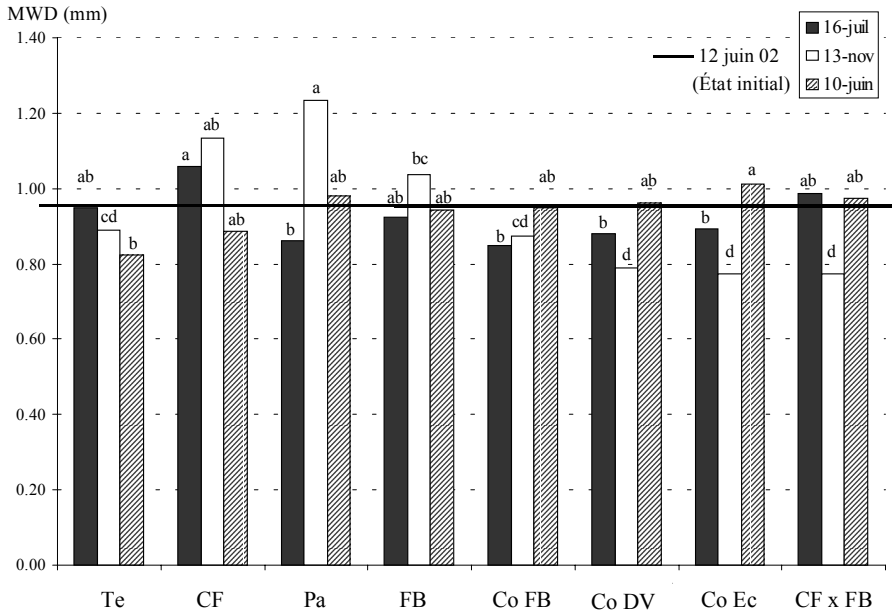


Figure 44 : Evolution de la stabilité structurale DM après le premier apport - Les traitements sont significativement différents pour une date donnée lorsque leurs lettres sont différentes

Les évolutions de la stabilité structurale DM sont proches de celles observées au laboratoire. Les effets positifs observés lors de la phase 2 (5ème mois) se retrouvent ici pour les CF, Pa et FB. Co Ec est sans effet particulier sur ce test. Le mélange CFx FB a un effet positif sur la stabilité structurale par rapport aux composts au début de décomposition. Il a ensuite un comportement comparable à ceux ci.

5.1.1.3 Evolution de la stabilité structurale HL

Le test de stabilité HL était celui qui présentait les variations les plus importantes au laboratoire (figure 45). L'effet est ici moins important. On peut remarquer qu'après 1 mois, toutes les valeurs sont supérieures à l'état initial. C'est en particulier le cas pour le témoin. L'effet le plus important est obtenu pour le traitement CF (1.33 mm). Pa et CF x FB ont aussi un effet significatif sur la stabilité. Cinq mois après l'apport, la stabilité est moins élevée dans tous les cas, sauf pour la paille et le compost de fumier de bovin. Les valeurs de stabilité évoluent peu entre le 5ème et 12ème mois pour l'ensemble des produits, sauf pour Co Ec dont la valeur augmente. La valeur du témoin baisse au cours de l'année. A la fin de l'année d'étude, l'effet de tous les produits était équivalent entre eux et supérieur à la fois au témoin et à l'état initial.

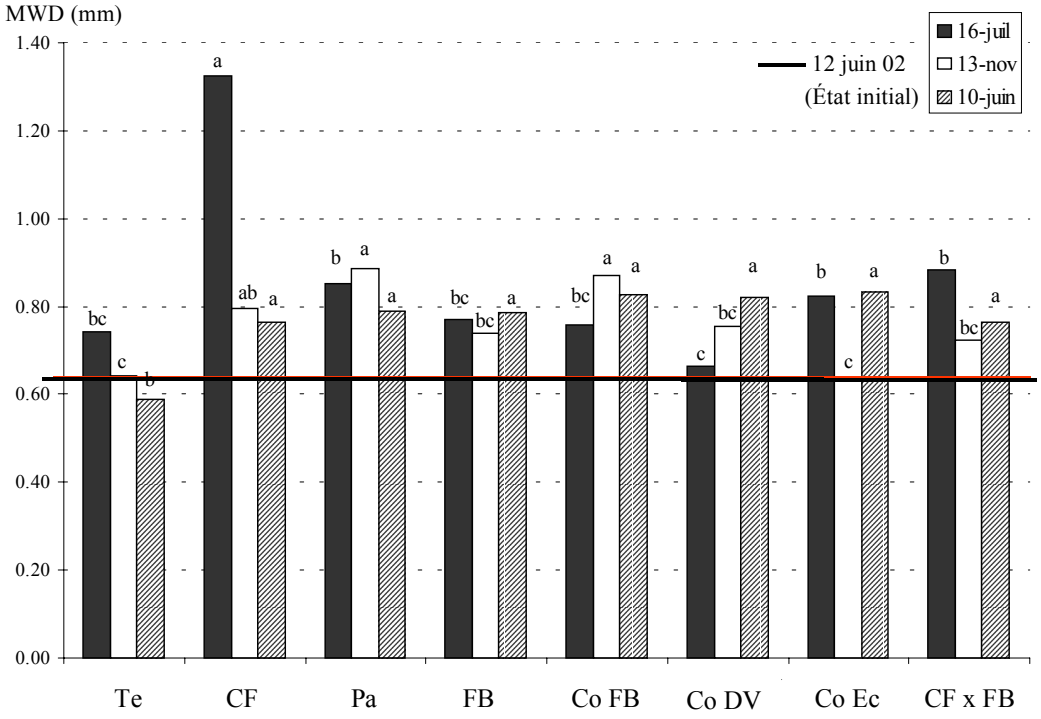


Figure 45 : Evolution de la stabilité structurale HL après le premier apport - Les traitements sont significativement différents pour une date donnée lorsque leurs lettres sont différentes

5.1.2 Stabilité structurale un mois après le second apport

Le prolongement de l'étude au champ pour une seconde année permet d'observer à la fois l'effet d'un second apport sur les moitiés de parcelle et les arrières effets du premier apport. Le traitement Co DV n'a pas été conservé dans le jeu de données car les valeurs étaient proches de Co Ec.

Les figures 46, 47 et 48 présentent les valeurs de stabilité structurale mesurées un mois (15 juillet) après le second apport sur les demi-parcelles et le travail du sol sur l'ensemble des parcelles. Les points rappellent la valeur mesurée pour les différentes parcelles juste avant le second apport.

Ce second apport et le travail du sol modifient de façon importante les différentes stabilités structurales mesurées après le premier apport (figures 46). Les valeurs mesurées par le test HR indiquent une augmentation des stabilités structurales par rapport à la fin de la première année, à l'exception de Co Ec. Pour chaque produit, il n'y a pas de différence significative entre simple apport et double apport. Contrairement à ce qui avait été observé un mois après le premier apport, ce sont les traitements Pa, FB et Co FB pour lesquels on observe le plus d'effet. La modalité CF x FB correspond à une valeur proche de la fin de la première année (environ 0.78 mm). La stabilité structurale HR du contrôle ne semble pas affectée par le travail du sol. Dans la hiérarchie entre les produits, cette seconde année correspond plus à ce qui avait été observé en incubation.

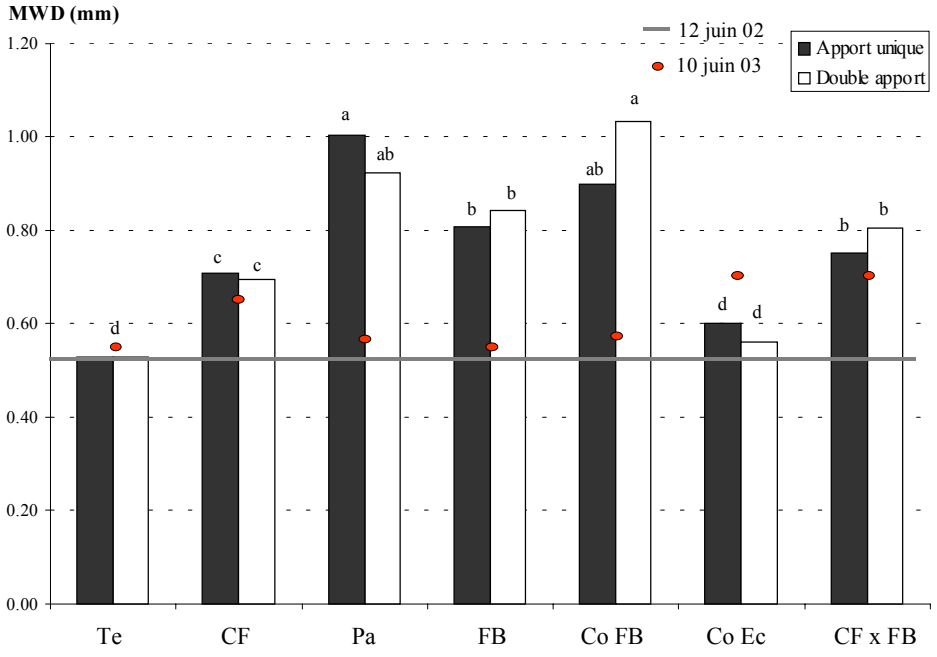


Figure 46 : Evolution de la stabilité structurale HR le 1er mois de la seconde année - Les traitements sont significativement différents pour une date donnée lorsque leurs lettres sont différentes

Le test de stabilité structurale DM est celui qui permet de différencier de la façon la plus nette l'effet du second apport par rapport aux parcelles n'ayant reçu qu'un apport unique (figure 47). La stabilité structurale des sols n'ayant eu qu'un seul apport diminue après le travail du sol, sauf pour la modalité Pa. Les traitements CF, FB, Co Ec et CF x FB présentent des valeurs inférieures aux valeurs du contrôle. A l'opposé, les parcelles ayant reçu un second apport voient leur stabilité structurale à ce test augmenter significativement. Les stabilités ne sont pas significativement différentes entre les produits, mais l'augmentation est particulièrement importante pour Pa (1.23 mm), FB (1.21 mm) et Co FB (1.18 mm). Les valeurs des sol ayant reçu un second apport sont toutes dans la catégorie "moyennement stable" proposé par Le Bissonnais et Souder (1995) alors que les sols n'ayant reçu qu'un apport sont considérés dans ce même tableau comme "instable". Selon le nombre d'apports et le choix du produit organique, on peut observer pour cette date et pour ce test des valeurs comprises entre 0.60 mm (Compost Ec – apport unique) et 1.21 mm (paille – double apport).

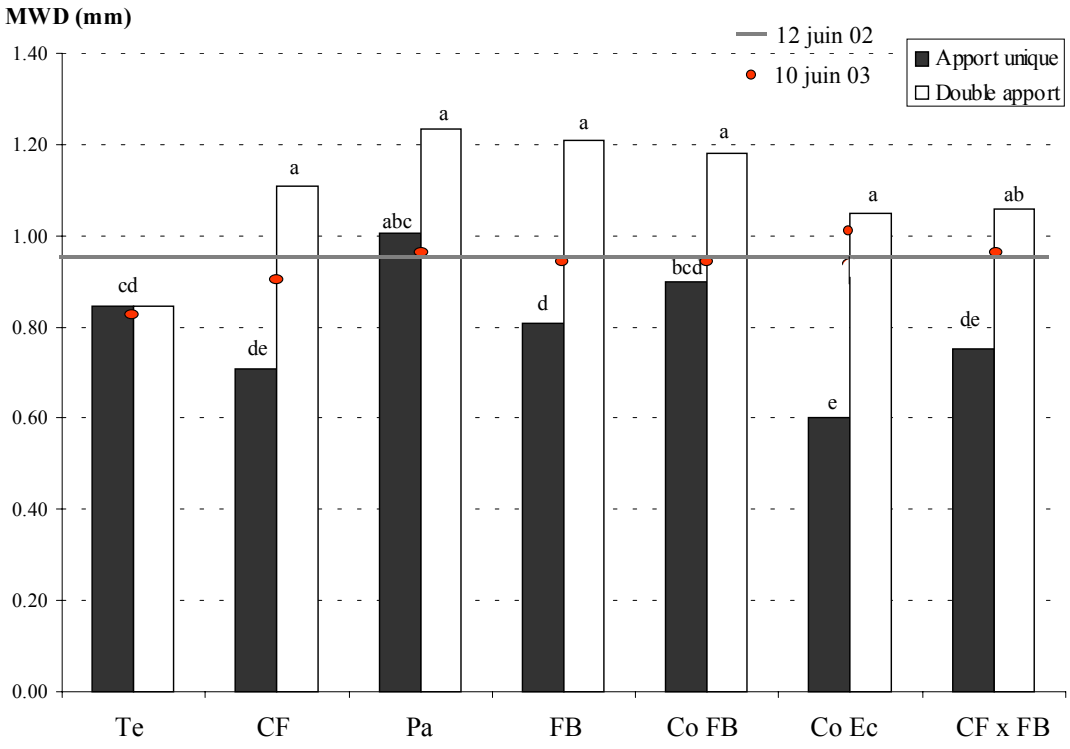


Figure 47 : Evolution de la stabilité structurale DM le 1er mois de la seconde année - Les traitements sont significativement différents pour une date donnée lorsque leurs lettres sont différentes

Les stabilités structurales mesurées par le test HL (figure 48) évoluent d'une façon différente des deux autres tests. La valeur du témoin est supérieure à la valeur mesurée avant l'apport (0.92 mm contre 0.59 mm). D'autre part, les valeurs de stabilité HL des sols n'ayant reçu qu'un seul apport sont très supérieures à celles observées avant le travail du sol, et même, dans certains cas, supérieures aux parcelles ayant reçu deux apports. C'est en particulier le cas pour Pa (1.67 / 1.49 mm), FB (1.23 / 0.84 mm), Co FB (1.71 / 1.56 mm) et CF x FB (1.59 / 1.32 mm). La valeur observée la plus importante est celle du traitement CF – double apport (1.84 mm). Ces stabilités mesurées sont particulièrement importantes. Elles correspondent à des valeurs de sols "stables" dans la classification établie par Le Bissonnais et Souder (1995). Certaines d'entre elles représentent une augmentation comprise entre 200 et 300 % de la valeur mesurée à l'état initial.

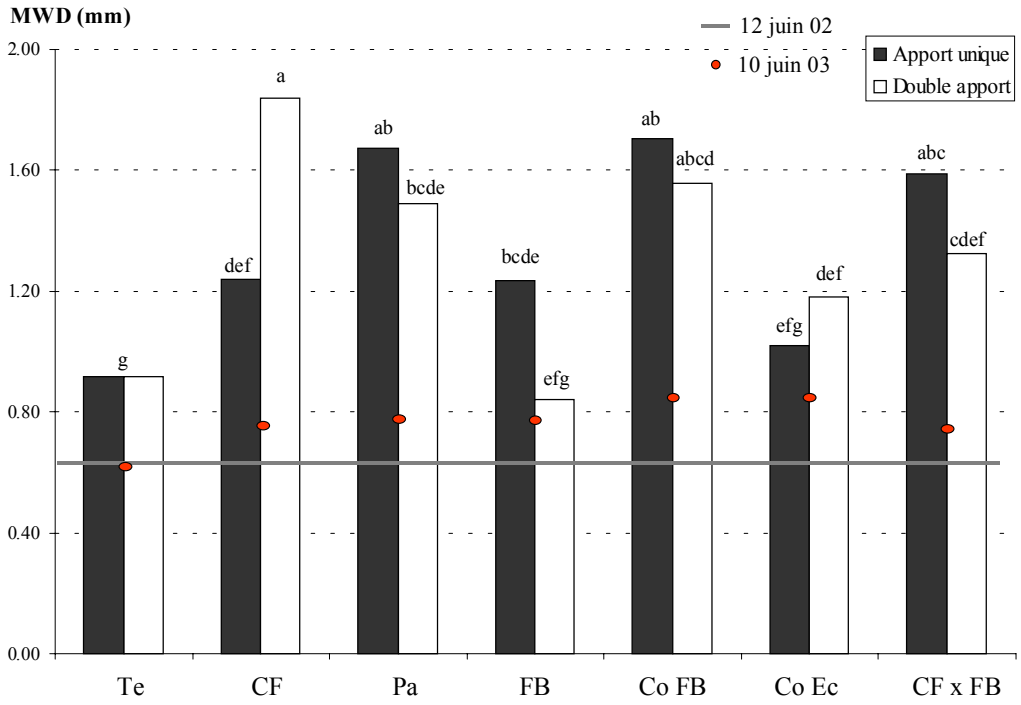


Figure 48 : Evolution de la stabilité structurale HL le 1er mois de la seconde année - Les traitements sont significativement différents pour une date donnée lorsque leurs lettres sont différentes

Les variations observées après un mois pour cette seconde année sont particulièrement importantes. Les effets des produits sont très importants par rapport à ce que nous avions observé lors de la première année. Elles sont parfois très importantes pour les modalités où il n'y a eu qu'un simple apport. On peut donc penser que ces évolutions particulières sont liées au travail du sol.

5.1.3 Stabilité structurale à l'état final de l'étude

Les figures 49 présentent les valeurs de stabilité structurale après 2 ans d'étude pour les différents produits organiques et les modalités avec et sans second apport. Globalement, les variations très importantes observées un mois après l'apport sont ici fortement atténuées et les valeurs finales sont plutôt à comparer avec la valeur initiale mesurée sur l'essai deux ans auparavant.

Pour les trois tests, on observe tout d'abord une dégradation de la stabilité structurale du sol sans apport de matière organique après 2 ans. Les tests HR (0.44 mm) et HL (0.56 mm) présentent des stabilités inférieures à celles de l'état initial (respectivement 0.53 et 0.62 mm). Même si cette dégradation est faible, elle correspond à l'effet conjugué du travail du sol et des conditions pédo-climatiques. Dans le cas de la stabilité structurale HR, les valeurs se rapprochent de la classe "très instable" (inférieures à 0.4 mm) proposé par Le Bissonnais et Souder (1995).

Les trois tests de stabilité structurale permettent de classer de la même façon les différentes modalités à cette date. Tout d'abord, la stabilité structurale est plus faible avec un apport unique qu'avec un double apport. Elle est aussi plus faible que la valeur initiale mesurée au début de l'expérience. Seule la valeur HR du traitement Co FB (0.57 mm) est supérieure à la valeur de l'état initial lorsqu'il y a un apport unique. Les valeurs de Co Ec et CF x FB sont particulièrement faibles (respectivement 0.42 et 0.44 mm). Pour le test DM, les valeurs de CF (0.86 mm), de Pa (0.84 mm) et de FB (0.80 mm) avec un apport unique sont elles aussi inférieures à l'état initial (0.96 mm). Pour ce test, le mélange CF x FB apport unique a une valeur supérieure au double apport (non significatif). Les traitements avec apport unique présentent aussi une stabilité inférieure à l'humectation lente, mais sont plus proches de l'état initial que pour les autres tests. Les valeurs ne sont pas significativement différentes entre elles.

Pour les modalités avec double apport, l'effet des amendements est moins significatif que ce qui avait pu être observé un mois après le travail du sol. Pour le test HR, seul le traitement CF présente une stabilité significativement supérieure (0.70 mm) aux autres produits. Le traitement Co Ec est la modalité présentant la stabilité HR la plus faible (0.45 mm), inférieure à la valeur initiale. Pour le test DM, les traitement CF (1.19 mm), Pa (1.09 mm), FB (1.22 mm) et Co FB (1.16 mm) sont significativement supérieurs au contrôle et à

l'état initial. Ces mêmes traitements présentent des stabilités significativement différentes pour le test HL. Pour ce test, les valeurs de FB (0.94 mm) et de Co FB (0.94 mm) sont particulièrement élevées.

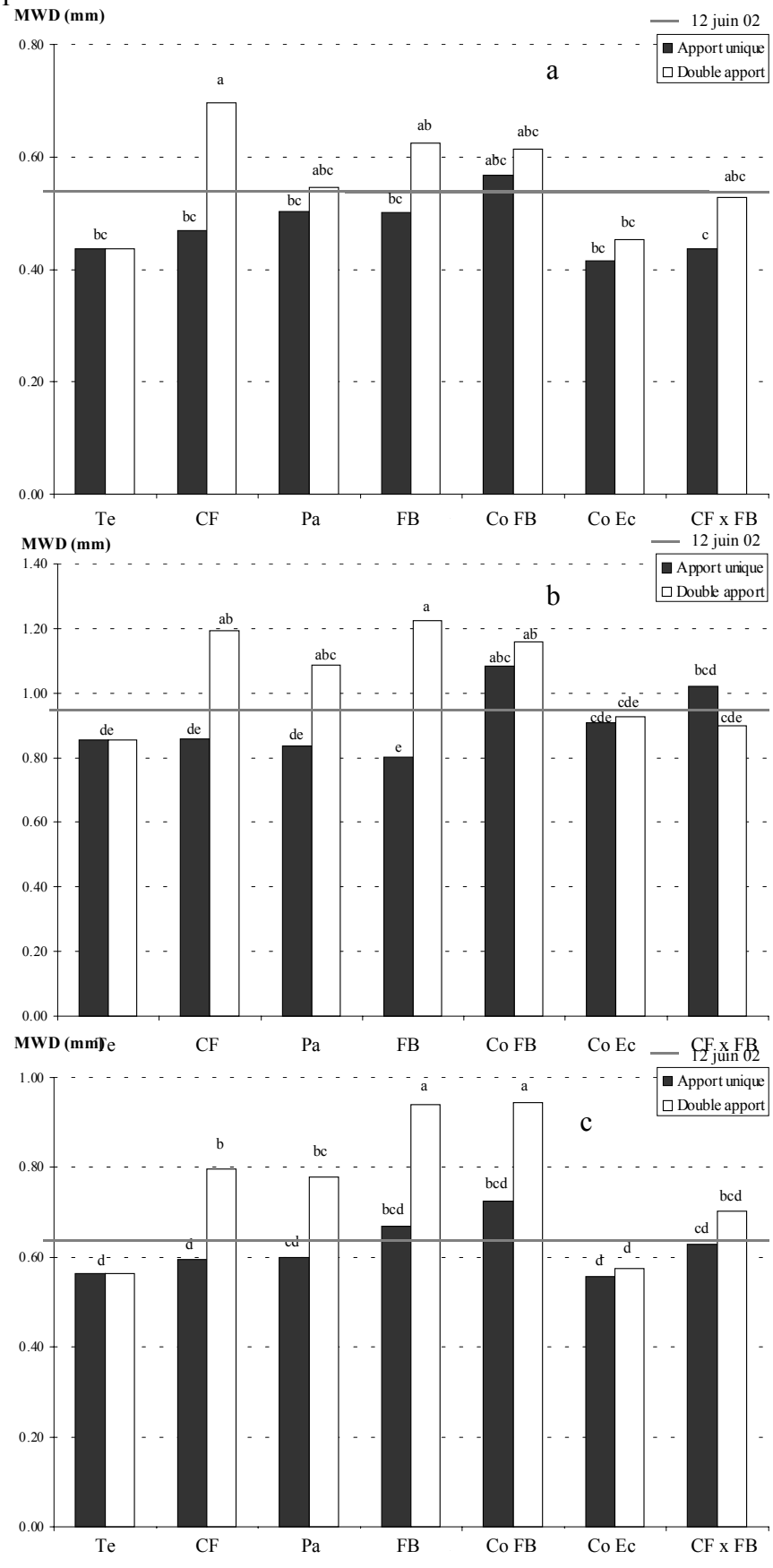


Figure 49 : Evolution des stabilités structurales HR (a), DM (b) et HL (c) le 12ème mois de la seconde année - Les traitements sont significativement différents pour une date donnée lorsque leurs lettres sont différentes

La hiérarchie des produits établie à la fin de l'étude pour les deux modalités d'apport est la suivante :

FB et Co FB > CF et Pa > CF x FB > Co Ec

On peut remarquer que les deux composts ont des comportements complètement différents. Co Ec est le seul produit à présenter des stabilités structurales inférieures à l'état initial avec ou sans second apport. Le compost FB est le seul traitement a présenter des valeurs supérieures à l'état initial avec l'apport unique. Les effets sont plus discriminants entre les produits en fin de seconde année qu'en fin de première année (modalités simple et double apport). Par rapport aux états finaux observés au laboratoire, on retrouve en partie les mêmes hiérarchies entre produits. Elle correspond aussi à la typologie établie à partir de la littérature et au schéma proposé par Monnier (1965). Les principales différences sont observées pour CF et Pa. L'effet des résidus de CF reste particulièrement important en fin de seconde année, quel que soit le test de stabilité structurale utilisé. L'effet de Pa est quant à lui plus faible par rapport à l'effet observé au laboratoire, sans doute à cause d'une décomposition plus faible. Comme nous l'avions observé au laboratoire, le mélange CF x FB a un effet inférieur à CF et FB pris individuellement. Un résultat analogue avait été observé dans les mêmes conditions du champ avec une paille et un fumier par Adesodun *et al.*, (2001).

5.2 Evolution des facteurs agrégeants biologiques

5.2.1 Evolution de la concentration en polysaccharides au cours de l'étude

5.2.1.1 Concentration des polysaccharides au cours de la première année d'étude

La teneur en polysaccharides extraits à l'eau chaude aux trois dates de prélèvement évolue de façon très différente selon les produits (figure 50). Co FB est le traitement pour lequel on retrouve le plus de polysaccharides dans le sol (5ème mois). A cette date et à la date suivante (10 juin), Co DV, et dans une moindre mesure Co Ec et CF x FB présentent aussi des valeurs importantes. Les valeurs observées pour CF, Pa et FB sont plus faibles. Tous les produits ont un effet supérieur au témoin et l'état initial. La variabilité reste importante pour l'ensemble des mesures (LSD = 0.09 $mg.g^{-1}$). Dans tous les cas, les concentrations au bout de 12 mois étaient significativement supérieures au témoin et à l'état initial.

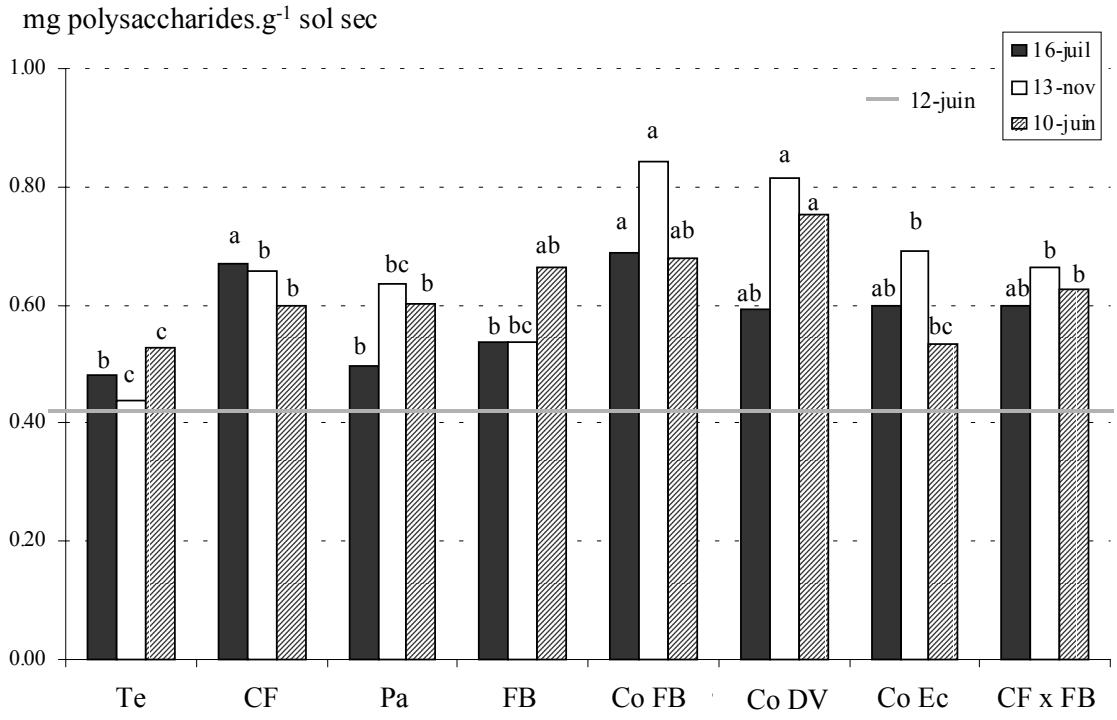


Figure 50 : Evolution de la concentration en polysaccharides extraits à l'eau chaude du sol au trois dates de prélèvement

Ces résultats sont complètement différents des dynamiques observées au laboratoire. Le comportement des composts est en particulier très différent. L'augmentation des concentrations entre le 1er et le 5ème mois semble indiquer une activité biologique sans doute relativement importante pour ces produits à cette période. Les évolutions pour les résidus de

culture et pour le fumier correspondent mieux à ce qui avait été observé en incubation. Les dynamiques sont cependant atténuées, particulièrement pour la paille. La persistance de l'effet pour la plupart des produits est du même ordre que celui observé au laboratoire (entre + 0.10 et + 0.15 $mg.g^{-1}$).

5.2.1.2 Concentration en polysaccharides à l'état final

La concentration en polysaccharides présente des différences importantes entre simple et double apport (figure 51). La concentration pour les traitements simple apport est de l'ordre de 0.42 $mg.g^{-1}$, soit légèrement supérieur au contrôle. Seule la valeur de Co FB est significativement supérieure. Les concentrations pour les doubles apports s'échelonnent entre 0.47 et 0.68 $mg.g^{-1}$. Les valeurs sont particulièrement élevées pour CF, FB et Co FB. Les autres traitements ont aussi des valeurs supérieures au contrôle et aux modalités simple apport.

Les relations entre ces différents facteurs sont sans doute plus complexes que ce que ce que nous avons observé au laboratoire. En particulier, les évolutions de chacun de ces facteurs dépendent des conditions climatiques et sont sans doute plus irrégulières qu'au laboratoire. Il est donc difficile de conclure aux mêmes relations facteurs agrégeants – stabilité structurale qu'au laboratoire.

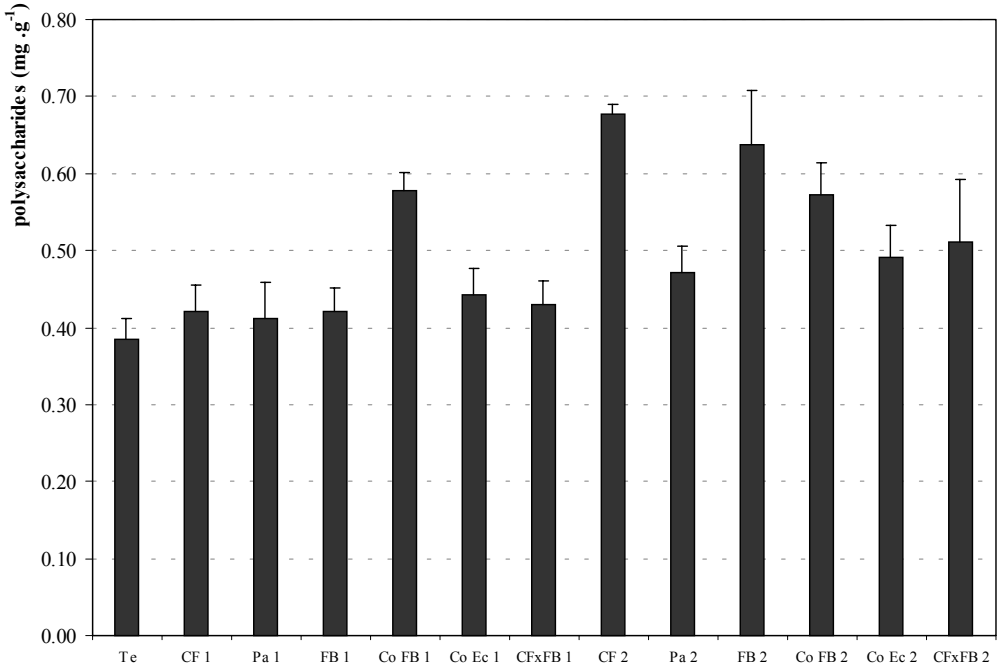


Figure 51 : Concentration en polysaccharides à l'état final de l'étude pour les modalités simple apport (1) et double apport (2)

5.2.2 Biomasse microbienne et longueur d'hyphes à l'état final de l'étude

Les mesures de biomasse microbienne et de longueur d'hyphes ont été réalisées sur le bloc B pour les différentes modalités à la fin de la seconde année. La variabilité entre les différentes valeurs de biomasse microbienne et de longueur d'hyphes est importante (figure 52). Les valeurs de biomasse microbienne varient entre 14.4 ± 4.1 mg $C.g^{-1}$ pour le témoin et 69 ± 8.9 mg $C.g^{-1}$ pour le traitement FB double apport. La valeur initiale de la biomasse microbienne était de 16 mg $C.g^{-1}$. Les biomasses microbiennes observées sont du même ordre de grandeur pour les modalités simple apport et double apport. La biomasse microbienne pour le traitement CF est plus importante avec un apport unique comparée à un double apport. On observe le phénomène inverse pour FB. Les différents traitements ont donc sans doute durablement modifié la communauté microbienne. De la même façon, les mesures d'hyphes mycéliens montrent des différences importantes entre les modalités, sans qu'une tendance particulière se dégage pour un produit. Les valeurs s'échelonnent entre 46.1 ± 10.2 $m.g^{-1}$ et 106.0 ± 10.2 $m.g^{-1}$. La valeur mesurée à l'état initiale était de 80.0 ± 5.3 $m.g^{-1}$. La variabilité est plus importante et les valeurs plus faibles qu'au laboratoire. La valeur du traitement CF double apport est particulièrement élevée. Étonnamment, les produits riches en cellulose et en lignine n'induisent pas des longueurs d'hyphes importantes. C'est le cas de Pa, par exemple. Il n'y as pas de relation particulière entre biomasse microbienne et longueur d'hyphes.

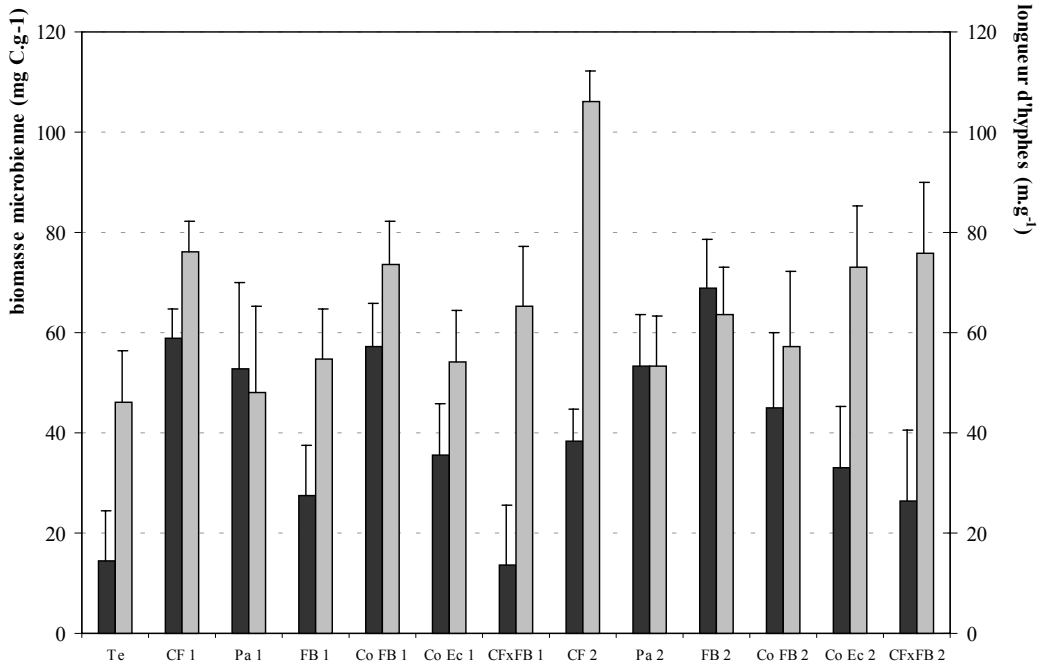


Figure 52 : Biomasse microbienne (noir) et longueur d'hyphes (gris) à l'état final de l'étude pour les modalités simple apport (1) et double apport (2)

5.2.3 Communauté lombricienne à l'état final de l'étude

La figure 53 présente les caractéristiques des communautés lombriciennes (abondance et catégories écologiques) prélevées sur les 4 blocs de l'essai en avril 04 sur la modalité double apport pour Te, CF, Pa, FB et Co Ec. La date de prélèvement correspond à la fin de la seconde année d'étude (1 mois et demi avant l'état final). Les traitements CF, FB et Pa présentent en moyenne plus d'individus que les traitements Te et Co Ec : 40, 37 et 28 individus par m² ont respectivement été prélevés sur les traitements CF FB et Pa. La variabilité était plus importante sur le traitement CF (74 individus sur le bloc B et 15 sur le bloc D). On retrouve moins d'individus pour les traitements Te et Co Ec (respectivement 13 et 12 individus par m² en moyenne). La variabilité entre les différents traitements est importante et seul le traitement FB est significativement supérieur à Te et Co Ec.

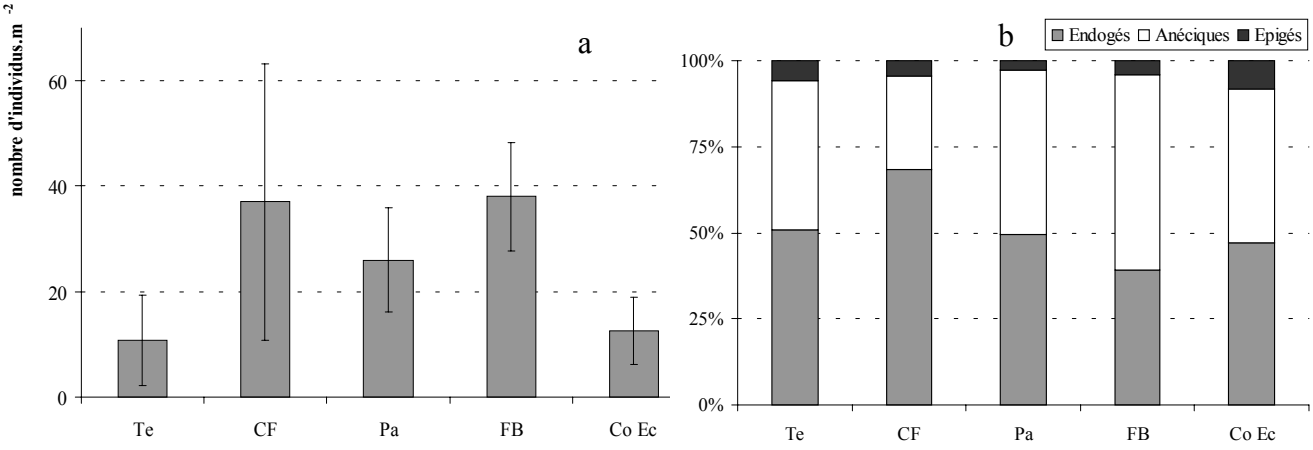


Figure 53 : Abondance lombricienne (a) et diversité écologique (b) mesurées sur la modalité double apport des traitements Te, CF, Pa, FB et Co Ec. Les barres représentent les écart-types.

En ce qui concerne les catégories écologiques (figure 53b), on peut observer que les trois catégories (épigés, anéciques et endogés) sont observées sur l'ensemble des traitements étudiés. La présence des épigés, rares dans la plupart des systèmes cultivés (Pérès, 2003) peut s'expliquer dans le système légumier par la présence de résidus de culture en surface après les récoltes. D'une manière générale, les différents traitements permettent le développement de communautés lombriciennes majoritairement dominées (en termes d'abondance) par les endogés. Cependant, deux traitements se distinguent : le traitement FB présente un nombre relatif plus important d'anéciques et le traitement CF présente une communauté très fortement dominée par des endogés. Ces deux traitements semblent donc avoir un impact spécifique sur le développement des communautés lombriciennes et ces différences pourraient être liées aux différences de régimes alimentaires des catégories écologiques. Il est possible que les

endogés, qui sont géophages, soient plus nombreux sur CF car la décomposition est plus importante et le carbone plus à l'intérieur des agrégats, alors que les anéciques, saprophages, sont plutôt favorisés lorsque le carbone est à l'exterieur de l'agrégat, sous forme particulaire.

5.2.4 Teneur en carbone et C/N à l'état final de l'étude

Les concentrations en carbone et en azote totaux ont été mesurées à la fin de l'étude (figure 54). Les valeurs des traitements avec un apport unique sont proches de la valeur du témoin et de la valeur à l'état initial (1.18 %). Le Co FB et le mélange CF x FB présentent des concentrations supérieures (1.38 et 1.50 %). Les modalités double apport ont des concentrations en carbone plus importantes : de 1.32 % (CF) à 1.72 (Co FB). On observe des C/N plus élevés pour les modalités CF x FB 1, Pa 2, Co FB 2. On n'observe pas de corrélation particulière entre la concentration en C total et les tests de stabilité. Cette relation est surtout observée pour des conditions contrastées, ce qui n'est sans doute pas suffisamment le cas ici. Aucun des facteurs agrégeants précédents ne sont non plus liés à la concentration en C ou au C/N.

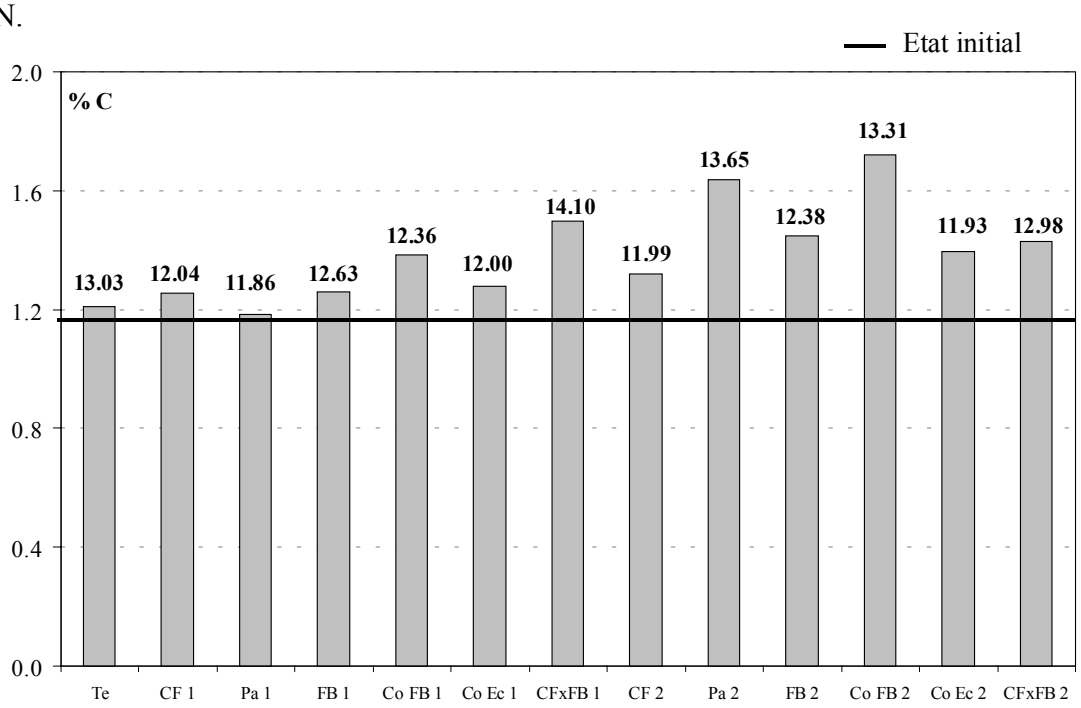


Figure 54 : Concentration en carbone (histogramme) et C/N (nombre) dans les sols pour les différentes modalités à l'état final de l'étude

Ces mesures correspondent à des résultats attendus. Compte tenu du mode d'échantillonnage, la part de la matière organique particulaire doit être importante dans le pourcentage de carbone mesuré. Les modalités double apport ont donc des valeurs plus élevées, sauf CF qui s'est à priori décomposé de façon importante. D'autre part, l'hétérogénéité

spatiale est sans doute importante, ce qui explique une hiérarchie difficile à définir entre les produits. Même si les doses de C apportées sont importantes (2/3 du Corg du sol initial pour la modalité double apport), il est difficile de tirer des conclusions en terme de stockage de carbone sur des dynamiques de 2 années.

5.3 Modifications des autres propriétés du sol

5.3.1 Conductivité hydraulique à la fin de la première année d'étude

La conductivité hydraulique a été mesurée sur les différents traitements et sur les quatre blocs à la fin de la première année (figure 55). Ces mesures correspondent à la conductivité sous la surface du sol, dans l'horizon labouré (ces mesures ne prennent pas en compte la croûte de battance). Les valeurs se répartissent entre 0.8 $mm.h^{-1}$ (FB) et 4.3 $mm.h^{-1}$ (Te), pour le potentiel –0.6 kPa, entre 3.0 $mm.h^{-1}$ (FB) et 17.5 $mm.h^{-1}$ (Te) pour le potentiel – 0.2 kPa et entre 30.0 $mm.h^{-1}$ (Co Ec) et 71.7 $mm.h^{-1}$ (Co FB) pour le potentiel –0.05 kPa. Ces valeurs sont globalement plutôt élevées par rapport à des types de sols comparables (Walter *et al.*, 2002). Elles correspondent à des mesures observées sous maïs dans des sols limoneux acides. L'analyse de variance ne montre pas d'effet bloc, mais la variabilité est tout de même importante entre les différentes répétitions. Les différences les plus importantes sont observées pour le traitement Te à – 0.6 et – 0.2 kPa, pour le traitement FB à – 0.2 kPa et pour le Co FB à – 0.05 kPa. Les autres différences ne sont pas significativement différentes entre elles. Le contrôle présente pour les deux premiers potentiels des conductivités hydrauliques plus élevées que les autres traitements. Le fumier de bovin présente les valeurs les plus faibles. La hiérarchie entre les modalités n'est pas la même en fonction des potentiels.

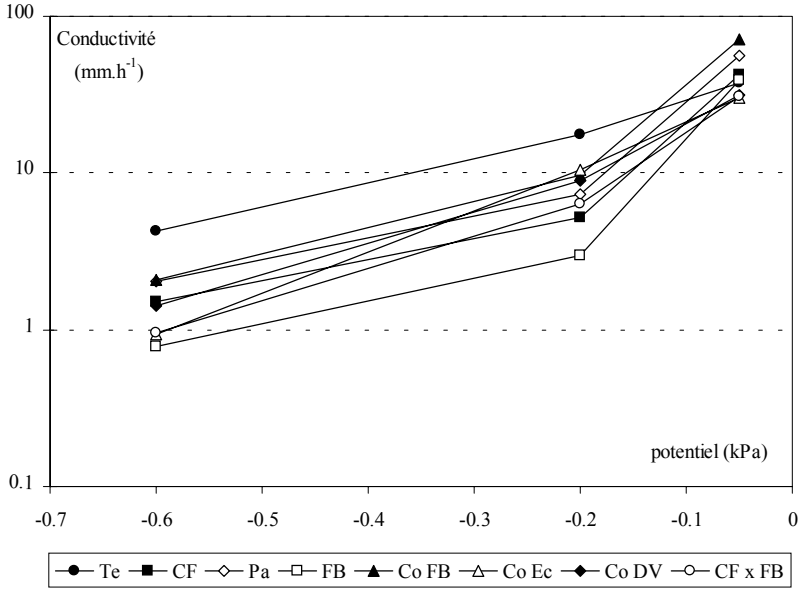


Figure 55 : Conductivité hydraulique ($mm.h^{-1}$) pour les huit modalités aux potentiels – 60 kPa (ppds = 1.8 $mm.h^{-1}$), – 20 kPa (ppds = 6.6 $mm.h^{-1}$) et – 0.05 kPa (ppds = 32.4 $mm.h^{-1}$)

Lamandé (2003) comparait les pentes entre les différents potentiels : plus la pente est importante, plus la macroporosité fonctionnelle entre les deux potentiels augmente (diamètres de pores équivalents de 0.49, 1.5 et 5.9 mm pour les potentiels – 0.6, – 0.2 et – 0.05 kPa, respectivement). Les pentes sont particulièrement différentes entre le témoin et les traitements avec apport de MO entre – 0.2 et – 0.6 kPa. Les modalités FB, CF, Pa et Co FB présentent des pentes particulièrement fortes entre ces deux potentiels. Entre – 0.05 et – 0.2 kPa, la pente observée pour la modalité Co Ec est particulièrement différente des autres traitements.

5.3.2 Evolution de l'état de surface après le second apport

Les états de surface des différentes modalités ont été suivis pendant un mois après le second apport (figure 56). Les résultats sont exprimés en % de faciès représentés (F0 : faciès après travail du sol, F11 : mottes de terre encore individualisées, F12 : Faciès altéré par la pluie et début de fermeture du sol, F2 : formation d'une croûte de battance) en fonction du cumul de précipitations mesurées (a – 25 mm , b – 30.6, c – 68.2 mm de pluie). La dernière observation correspond à la date de prélèvement des mesures de stabilité structurale du 15 juillet 03. Les différents traitements présentent le même état de dégradation de l'état de surface après 25 mm de pluie. Le début de fermeture de la surface (F12) n'est observé que ponctuellement. La différenciation entre traitement se fait surtout à partir de 30.6 mm. A cette date, les différences sont nettes entre les traitements Te, CF1 et CoEc 1. Ils présentent près de 50 % de leur surface en F2. Les modalités les moins dégradées sont les traitements Pa 1, FB 1, Co FB 1, CF x FB 1, CF 2 et Co FB 2 (moins de 20 % de la surface en F2), soient principalement des modalités ayant reçu un apport unique. A part la modalité Pa 1, on retrouve ces mêmes modalités après 68.2 mm de pluie. A ce cumul de pluie, les surfaces des traitements Te, CF 1, Co Ec 1, CF 2, Co Ec 2 et CF x FB 2 sont pratiquement fermées. Les surfaces des sols des traitements FB 1, Co FB 1, FB x FB 1, Pa 2, FB 2 et Co FB 2 résistent le mieux à la dégradation des pluies. Les 37.6 mm entre les deux observations correspondent à des pluies d'orage.

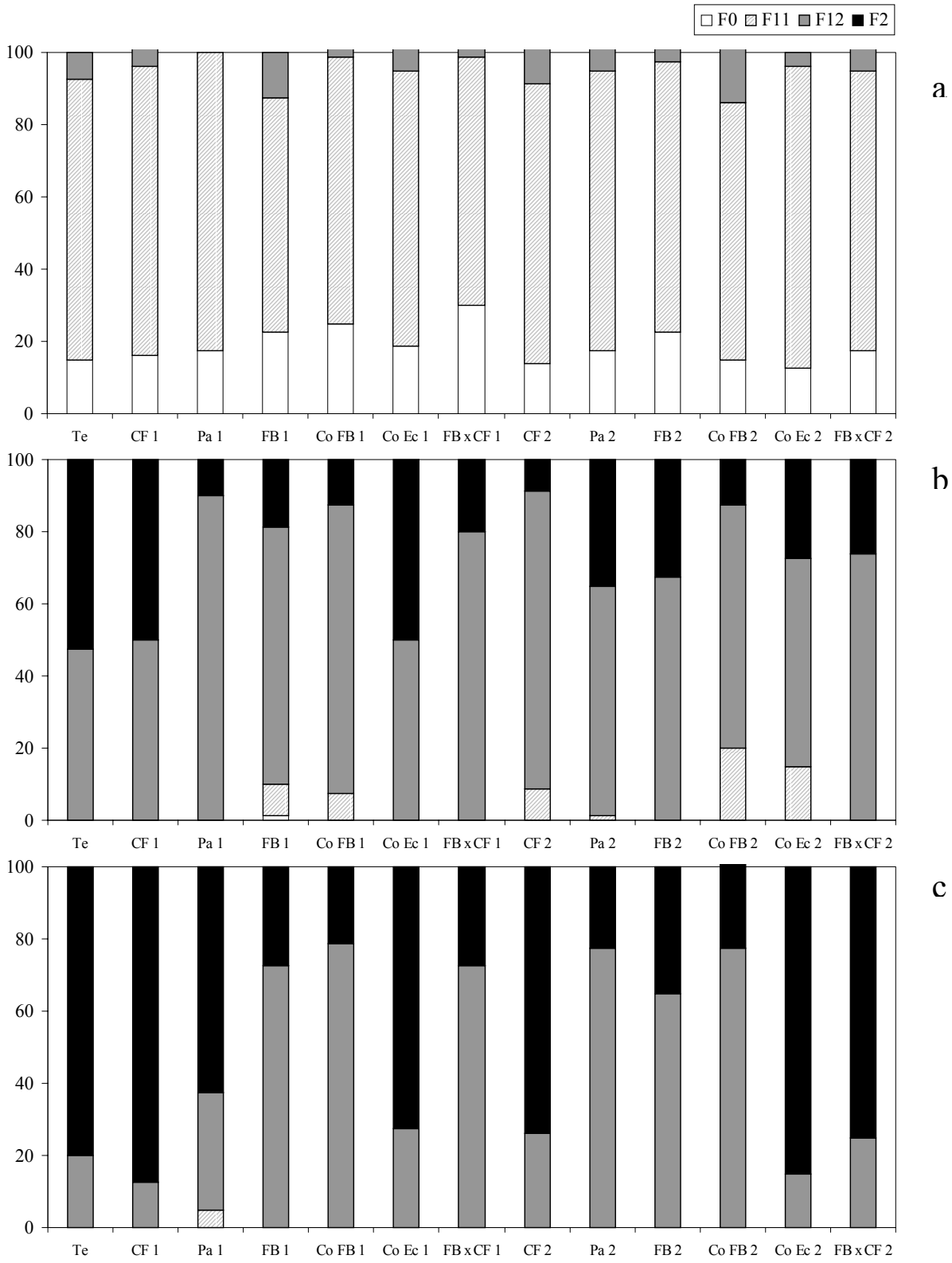


Figure 56 : Evolution des états de surface après 25 (a), 30.6 (b) et 68.2 (c) mm de pluie. Les traitements notés 1 sont les modalités avec un apport unique et 2 les modalités avec double apport

5.4 Discussion

Les dynamiques observées au champ montrent que l'apport de matières organiques exogènes permet d'améliorer significativement la stabilité structurale quelle que soit la méthode de mesure utilisée. Comme dans le cas des conditions contrôlées, cet effet dépend du produit et de la date de prélèvement considérés.

Conditions de décomposition au champ

Les évolutions observées sont moins importantes qu'au laboratoire. Les conditions de décomposition au champ sont, en règle générale, moins bonnes par rapport aux conditions optimisées du laboratoire, notamment parce que l'aléas climatique perturbent les décomposeurs.

La concentration en azote minéral dans le sol est aussi un facteur limitant de la décomposition de la matière organique exogène dans le sol (Recous *et al.*, 1995). C'est en particulier le cas pour la paille, qui présentait une immobilisation au laboratoire (jusqu'à – 96.4 mg N min.kg^{-1} sol sec)[23] au début de la décomposition. La figure 57 présente la concentration en azote minéral dans le sol au moment du premier prélèvement. La concentration est plus faible pour le traitement paille (5.9 mg N min.kg^{-1}) et inférieure au témoin, limitant ainsi la décomposition de la paille dès le début de la décomposition. Pour les autres produits, cette limitation peut survenir en cas de lessivage de l'azote minéral dans le sol.

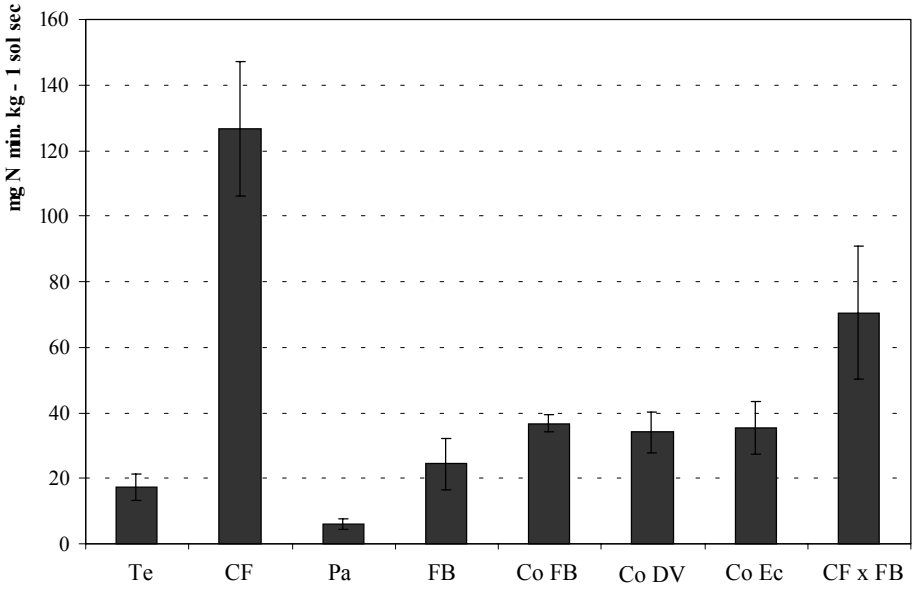


Figure 57 : Teneur en azote minéral dans le sol en juillet 2002 (premier prélèvement)

[23] Les autres produits incubés et présents au champ avaient une minéralisation nette globalement positive.

Les caractéristiques physiques initiales des produits organiques étaient elles aussi différentes entre le laboratoire et le champ. Les différents produits avaient été broyés à 10 cm, sauf Pa (20 cm environ). Angers et Recous (1997) ont montré qu'il existait une relation entre niveau de décomposition et taille de la particule organique. La surface de contact entre les produits et le sol est supérieure lorsque les particules sont broyées plus finement. Au laboratoire, les produits organiques étaient broyés à 1 cm.

L'humidité initiale est aussi une autre caractéristique physique différente entre le champ et le laboratoire. Pour l'incubation, les produits présentaient des humidités égales (séchage à 40°C). Au champ, les teneurs en matière sèche variaient de 14 % (CF) à 83.9 % (Pa). Les conditions hydriques autour des produits organiques, notamment les flux de composés solubles, devaient être différentes entre les différents traitements, ce qui peut avoir un effet sur les dynamiques de décomposition.

Comparaison de la hiérarchie des produits entre le laboratoire et le champ

Lors de la **première année d'étude**, correspondant directement avec l'étude au laboratoire, la hiérarchie entre les produits est plus ou moins respectée. **L'effet sur les stabilités DM et HR** est faible pour tous les produits. Au laboratoire, les effets sur ces stabilités étaient ponctuels et transitoires. Leur observation eut été fortuite sur un des trois prélèvements. L'effet positif de CF est un résultat inattendu. Par rapport aux autres produits, la décomposition de cette matière organique est plutôt privilégiée (azote minéral, taille des particules, teneur en eau).

Pour le **test HL**, la hiérarchie est proche de celle observée au laboratoire. On retrouve les grandes tendances par groupe de produits : une augmentation forte mais transitoire juste après l'apport pour CF ; un effet moins important et plus tard dans le temps pour FB (et Co FB) ; un effet à la fin des 12 mois pour les deux composts Ec et DV. Le mélange se comporte aussi comme en incubation. Il ne reproduit pas un effet équivalent à la moyenne théorique (0.88 mm au lieu de 1.05 mm à la première date, 0.72 mm au lieu de 0.77 mm au cinquième mois et 0.76 mm au lieu de 0.78 mm à la fin de l'année étudiée). Seul l'effet de Pa est différent du laboratoire. L'effet observé au champ est plus faible. La paille est sans doute le produit dont la décomposition est la plus affectée : taille des particules, teneur en eau et sans doute particulièrement une disponibilité en azote minéral insuffisante.

Dans tous les cas, l'effet de l'apport de produit organique est positif ou nul sur les trois tests de stabilité structurale en fin d'année. Il est également positif ou nul par rapport à la situation avant l'apport (état initial). Alors que la stabilité structurale DM et HL se dégrade pour le sol n'ayant pas reçu d'amendement, l'apport de produit assure au minimum le *statu quo* par rapport à la situation initiale. Dans le cas de l'humectation lente, tous les produits permettent d'observer un effet de l'ordre de + 0.2 mm sur la stabilité, ce qui permettrait de changer de classe de sensibilité à la battance et à l'érosion sur le tableau proposée par Le Bissonnais et Souder (1995), et de passer à un sol moyennement stable.

Effet du double apport

L'effet d'un second apport de produit organique modifie singulièrement les évolutions de stabilité structurale observées après une année d'apport. Il permet tout d'abord d'observer que le choix du produit et la fréquence de l'apport conduit à des différences très importantes sur la stabilité structurale du sol en deux années. Cette gestion de l'amendement peut amener à des effets positifs, mais aussi à des effets négatifs, c'est à dire à des cas où le produit ne permet pas de maintenir la stabilité structurale en place.

L'effet positif du mode de gestion de la MO se traduit aussi par des effets significatifs à la fin de la seconde année, pour les parcelles ayant reçu deux apports. Cet effet se retrouve dans la littérature, mais pour des conditions différentes. Aoyama *et al.* (1999) observaient un effet positif du fumier, mais au bout de 12 ans avec un apport chaque année. Spacinni *et al.* (2004) observaient aussi un effet positif pour des résidus de culture et plus faible pour le fumier, mais au bout de 5 ans avec un apport tous les ans.

Effet du travail du sol

Les effets diffèrent aussi en fonction du travail du sol. Les variations mesurées les plus importantes interviennent un mois après l'apport. La comparaison des différents tests permet de proposer des hypothèses quant à l'effet couplé des produits et du travail du sol. Le test DM et les tests HL et HR ont des comportements différents des modalités simple et double apports. Pour les modalités simple apport, la stabilité DM diminue et les stabilités HL et HR augmentent. Le test DM correspond mécanisme de désagrégation mécanique qui pourrait bien correspondre à l'effet produit par une pièce d'outil de travail du sol. Le travail du sol peut aussi produire des conditions favorables à l'activité biologique en redistribuant la structure et

en oxygénant l'horizon étudié. Cette activité biologique pourrait expliquer l'augmentation de stabilité juste après l'apport. Le double apport accentuerait alors ces effets dans le cas des tests HL et HR et contrebalancerait l'effet du travail du sol sur la stabilité DM.

Cet "arrière effet" du produit pourrait dépendre de l'état de minéralisation du produit. La décomposition serait d'autant plus importante après le travail du sol que le produit se serait peu décomposé précédemment. Ce serait par exemple le cas de Pa. Cet "arrière effet" est significatif dans tous les cas, même dans le cas de CF dont la décomposition est présumée plus complète. La stabilité mesurée pour le traitement CF "double apport" (1.84 mm) est égale à l'effet de l'apport au bout d'un mois en première année (+0.58 mm) plus l'arrière effet observé sur le traitement apport unique (1.24 mm). L'additivité des effets d'une année à l'autre est plus difficile à observer sur les autres traitements, car les évolutions la première année étaient plus faibles et les arrière effets importants.

Les évolutions observées à l'occasion de cette deuxième année d'étude sont très importantes par rapport à la première année et aux travaux de la littérature (Gerzabek *et al.*, 1995 ; Aoyama *et al.*, 1999 ; Léon Gonzalez *et al.*, 2000 ; Adesodun *et al.*, 2001). La dose de l'apport est une différence importante avec ces références bibliographiques. Dans notre cas, la dose apportée était plus importante, ce qui expliquerait que l'effet soit plus rapidement significatif. Les doses apportées au sol sont largement supérieures à ce qui peut être pratiqué par les agriculteurs. Les équivalences en matière sèche sont différentes selon les produits apportés, puisque l'essai était basé sur des teneurs en C apporté égales. Ces doses importantes peuvent modifier les conditions de décomposition des produits. Jenkinson (1977) observait que la minéralisation du carbone de feuilles et racines de ray-grass était proportionnelle à la quantité apportée, que ce soit au laboratoire et au champ. D'autres études (par exemple Broadbent et Bartholomew, 1948) montraient que de petites quantités décomposaient plus vite que de grandes quantités. L'apport de quantités différentes de MO modifie les conditions d'incubations, notamment en modifiant la structure de la communauté microbienne. Griffiths *et al.* (1999) montraient que des doses importantes de substrats favorisaient la population fongique. Des expériences préliminaires au laboratoire ont montré que la décomposition n'était pas proportionnelle à la dose (figure 58), et la hiérarchie entre les différents traitements ne suivait pas non plus les quantités apportées. Après trente jours d'incubation, la proportionnalité des effets entre les différentes doses de carbone (1.8, 4, 9 g C. kg^{-1} sol) dépendait du test pris en compte et du produit considéré (figures 59). Il est donc difficile de

conclure sur la possibilité de passer d'une dose à l'autre par une simple règle de proportionnalité.

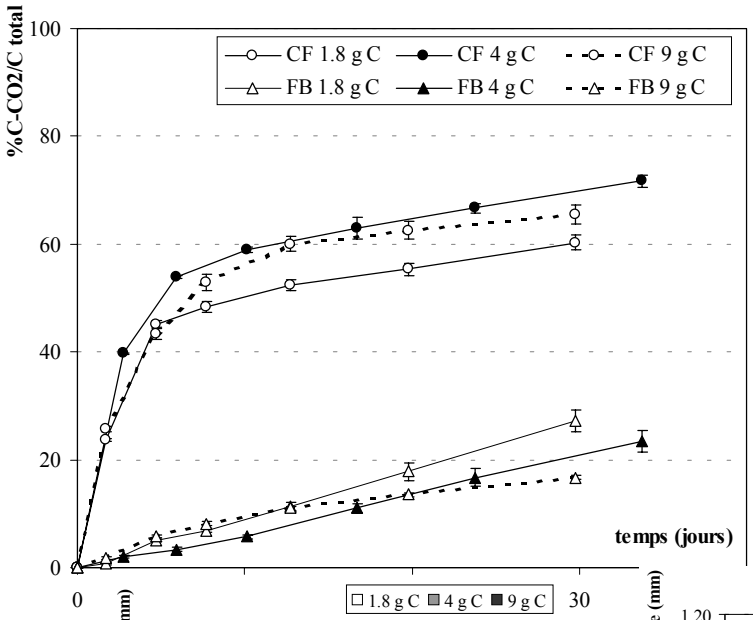


Figure 58 : Minéralisation du carbone pour FB (triangle) et CF (cercle) à trois doses : 1.8, 4 et 9 g C.kg^{-1} sol sec

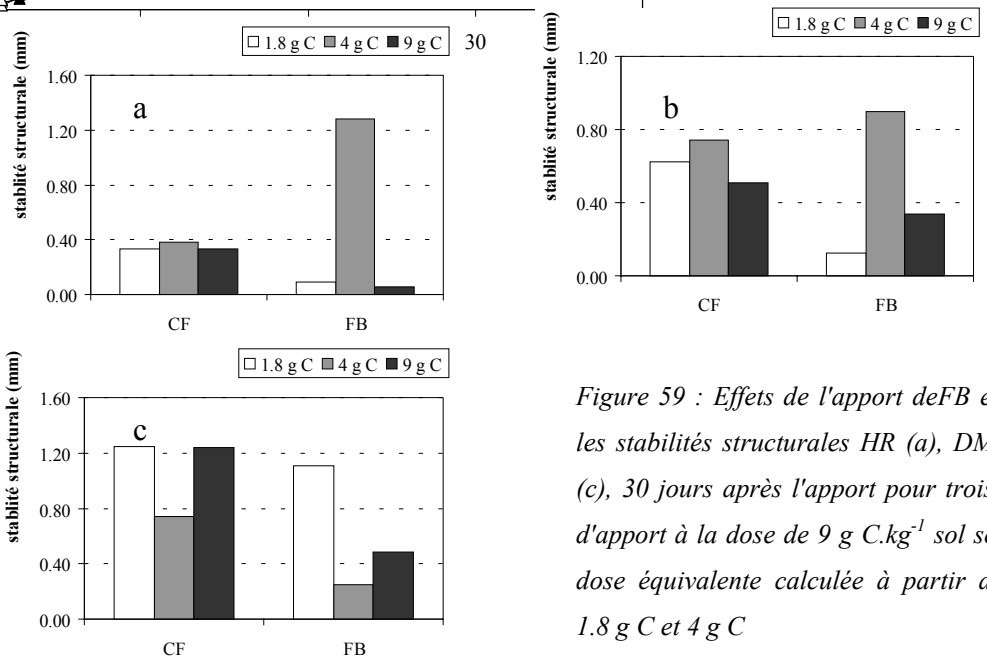


Figure 59 : Effets de l'apport deFB et CF sur les stabilités structurales HR (a), DM (b), HL (c), 30 jours après l'apport pour trois niveaux d'apport à la dose de 9 g C.kg^{-1} sol sec et à la dose équivalente calculée à partir des doses 1.8 g C et 4 g C

Comme le montrent les analyses de variance pour les différents tests, on observe une variabilité importante sur les mesures de stabilité structurale entre les différents prélèvements. Bien qu'aucun effet bloc n'ait été mis en évidence, il existe des hétérogénéités importantes entre les mêmes modalités. Cette variabilité peut s'expliquer par la variabilité spatiale de la décomposition dans le sol. La décomposition des produits organiques est un processus très localisé, qui se déroule à l'échelle de quelques millimètres (Gaillard *et al.*, 1999). Cette échelle est à la fois petite par rapport à l'échantillonnage prévu pour la stabilité structurale

(environ 200 cm^3) mais importante vis à vis de la taille des agrégats sur lesquels la mesure est effectuée. La variabilité est aussi particulièrement importante un mois après le travail du sol. La redistribution des tailles de particules après le passage de l'engin doit aussi augmenter cette variabilité.

Variabilité des mesures et échantillonnage

Une autre source importante de différence possible entre le laboratoire et le champ concerne l'échantillonnage des agrégats sur lesquels ont été réalisés le test. Au laboratoire, l'incubation des produits a été réalisée dans des agrégats tamisés entre 3 et 5mm. Les produits de la décomposition servaient donc à améliorer la stabilisation des agrégats déjà formés. Dans le cas du champ, le processus de stabilisation des agrégats déjà présents était associé aux processus opposés d'agrégation et de désagrégation des particules entre elles. On peut donc supposer que la population des agrégats prélevés à chaque date correspond à la fois aux agrégats compris entre 3 et 5 mm à la date précédente, plus de nouveaux agrégats formés par agrégation ou désagrégation d'autres particules respectivement inférieures ou supérieures (Figure 60).

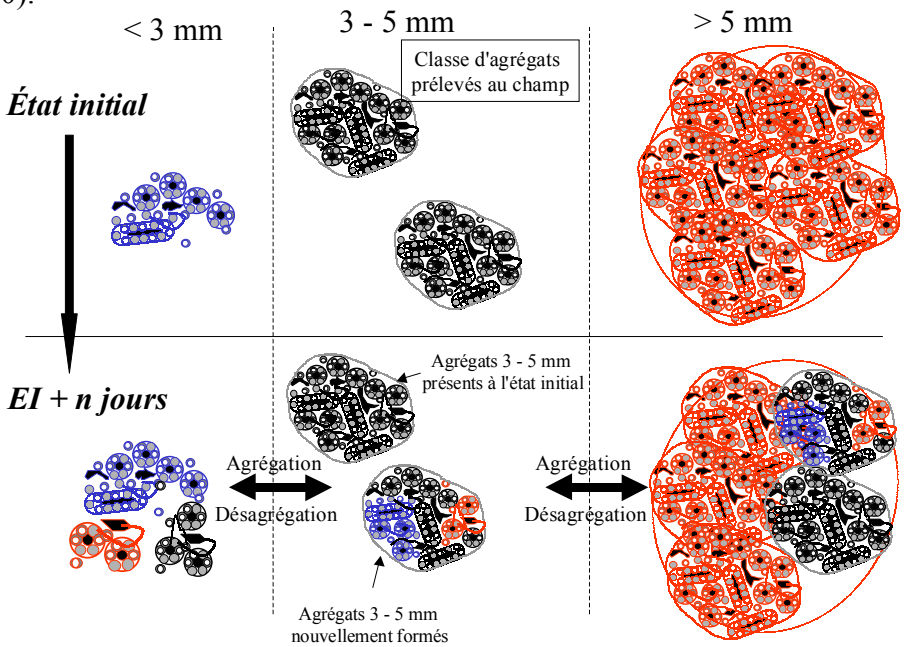


Figure 60 : Evolution possible du spectre de taille des particules de sol au cours du temps

Au cours d'une expérience complémentaire au laboratoire (résultats non montrés), des produits organiques (Co Ec, mélange CF x FB et CF x Pa) ont été mis à décomposer dans un sol composé à 50 % d'agrégats de 3 à 5 mm et 50 % de particules de terre inférieures à 3 mm. Au bout de 107 jours après l'apport, aucune différence entre les produits et aucune évolution

significative du ratio 3-5 / > 3 mm n'ont été observées[24]. La minéralisation du carbone apporté était aussi égale quelle que soit la taille des particules. A notre échelle de temps, l'agrégation de petites particules formant des agrégats utilisés dans nos mesures ne semble pas être un mécanisme majeur.

En revanche, il est difficile d'estimer la part des agrégats issus de la désagrégation des particules > 5 mm. Legout *et al.* (2004) observaient une désagrégation progressive d'agrégats de taille de 10 à 20 mm en agrégats de tailles inférieures (selon le modèle hiérarchique définit dans le chapitre 1) sous l'action des mécanismes de désagrégation mécanique et de micro-fissuration (figure 61). Le mécanisme d'éclatement désagrégeait l'ensemble de l'agrégat en particules < 250 mm. Boiffin (1984) a montré l'importance de l'histoire hydrique du sol sur la stabilité structurale. Cet historique pourrait être en partie relié à cette désagrégation et à l'échantillonnage qui s'en suit.

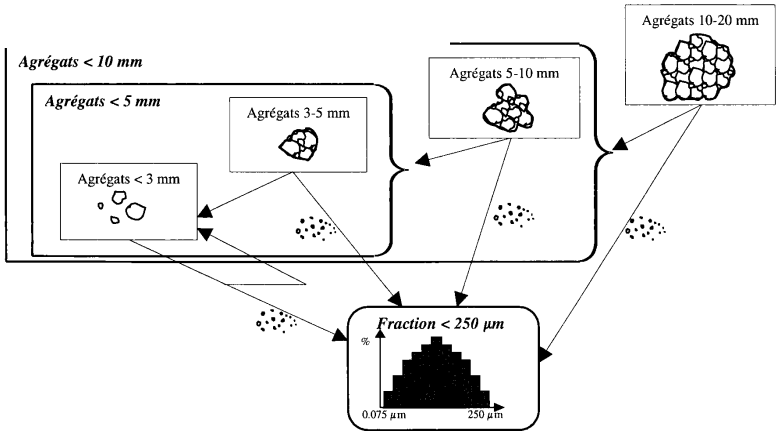


Figure 61 : Schéma explicatif des distributions granulométriques obtenues à partir d'agrégat de 10 – 20 mm sous pluie simulée (Legout et al., 2004)

D'autres aspects peuvent être aussi importants. Les cycles de dessiccation et de réhumectation sont aussi une source de modification de la stabilité structurale (Kay, 1990). En conditions contrôlées, Denef *et al.*, (2001) observaient des valeurs de stabilité structurale plus faibles après les deux premiers cycles de dessiccation / réhumectation, puis des valeurs de stabilité comparables avec et sans cycle. Boiffin (1976) et Caron *et al.*, (1992) observaient que le séchage du sol augmentait localement la stabilité structurale. Plus généralement, l'état hydrique du sol est un facteur important de l'établissement de la stabilité (Le Bissonnais *et al.*,

[24] La variabilité des répétitions pour cette expérience était importante, principalement pour des questions

1995). La macrofaune peut aussi redistribuer une partie du spectre des tailles de particules (Bossuyt *et al.*, 2004).

Si tous ces phénomènes présents au champ sont minimisés par la méthode de mesure proposée par Le Bissonnais (1996a) afin de permettre une mesure plus significative, l'historique des contraintes physiques, de l'état hydrique et de l'ensemble des évolutions de la structure vont tout de même être très importants car ils déterminent la composition de l'échantillon prélevé. Les mesures de stabilité structurale que nous avons réalisées au champ doivent donc s'envisager, à chaque date, comme **la résultante de l'historique des contraintes de l'état initial** jusqu'à cette date. La modélisation permettant de passer des résultats au laboratoire au champ est une des solutions qui peut nous permettre de savoir si l'historique du sol a un effet supérieur à l'effet de la décomposition des produits organiques. Ce résultat sera discuté dans le chapitre 6.

Relation entre la stabilité structurale et les facteurs agrégeants

Aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre la stabilité structurale et la concentration en polysaccharides au cours de la première année d'étude (figure 62). Contrairement au laboratoire, les concentrations en polysaccharides pour les résidus de culture ne coïncident pas avec les évolutions de la stabilité structurale à l'humectation lente. Aucune tendance ne semble lier ces deux mesures. La hiérarchie entre traitement sur la concentration en polysaccharides est par ailleurs complètement différente à celle observée au laboratoire. A ce même constat réalisé dans des conditions au champ, Spaccini *et al.* (2002) proposaient que l'effet des carbohydrates[25] dans le temps était important lorsqu'ils étaient associés aux composés humiques. Dans notre étude, les produits à priori riches en composés humiques, les composts, présentent bien des concentrations en polysaccharides plus importantes, mais avec pas ou peu d'action sur la stabilité structurale. D'autres études observent des corrélations dans les conditions du champ (Martens, 2000a ; Adesodun *et al.*, 2001).

De la même façon, il n'y a pas de corrélation entre l'une des stabilités structurales et l'un des facteurs agrégeants mesurés au laboratoire à la fin de l'étude (tableau 17). Il semble

---

d'humidité des échantillons.

[25] Dans cette étude, il s'agissait des polysaccharides extraits à l'acide.

en tous les cas que les relations facteurs agrégeants et stabilités structurales observées au laboratoire soient plus complexes au champ.

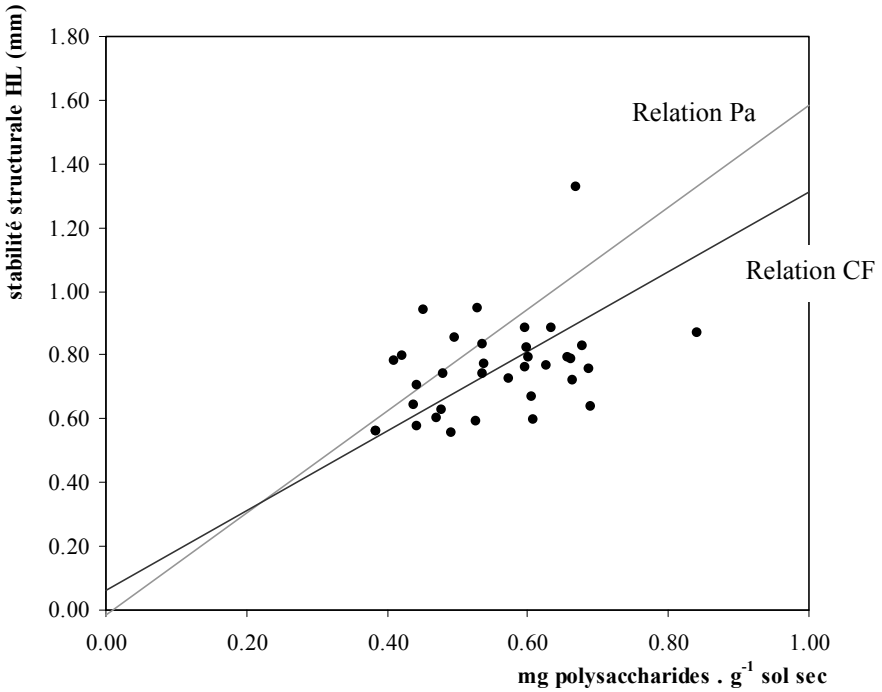


Figure 62 : Relation entre concentration en polysaccharides et stabilité structurale HL au champ. Corrélation observée pour CF (trait noir) et Pa (trait gris) au laboratoire

	Biomasse microbienne	Longueur d'hyphes	Polysaccharides
Test HR	0.18	0.01	0.01
Test DM	0.02	0.00	0.06
Test HL	0.08	0.00	0.00

Tableau 17 : Coefficient de corrélation entre les tests et les facteurs agrégeants à la fin de l'étude

Importance des vers de terre sur la structure du sol et la décomposition

La biomasse lombricienne ne présente pas non plus de relation directe avec la stabilité structurale mesurée. Cependant, son action peut être de différentes natures.

L'influence directe des vers de terre sur la structure du sol et particulièrement sur la macro-porosité a été montrée précédemment (Pérès, 2003). Ces organismes ont aussi une action sur les propriétés de la matrice du sol. Bossuyt *et al.* (2004) ont observé une augmentation importante de la macro-agrégation en présence de vers de terre et Lamandé (2003) a précisé la relation existant entre les différentes catégories écologiques et cette porosité d'agrégation. Martin (1991) a montré la capacité des vers de terre à incorporer la

matière organique libre dans les macro-agrégats. Les déjections des lombriciens contiennent aussi plus d'agrégats stables à l'eau que le sol les environnant (Marinissen, 1994). Ces effets sur la stabilité des agrégats dépendent de l'âge, des comportements écologiques et des régimes alimentaires des lombrics (Shipitalo et Protz, 1988).

Les vers de terre interviennent aussi sur la décomposition de la matière organique apportée. Leur contribution à ce phénomène est très différente selon les conditions du sol, comme par exemple l'humidité (Wachendorf *et al.*, 1997), ou selon la qualité de la matière organique. Tian *et al.* (1997) proposaient que la contribution des vers de terre à la décomposition était relativement plus importante pour des produits organiques de C/N forts ou difficilement décomposables, car leur présence stimulait l'activité microbienne. Leurs effets étaient plus faibles pour les résidus de culture plus labiles. Wardle et Lavelle (1997) considéraient que l'activité de décomposition de la macro-faune intervenait particulièrement lors d'une seconde phase après les micro-organismes, dans une relation de prédation.

Les mesures réalisées sur l'essai montrent que les lombriciens semblent avoir une préférence pour les substrats présentant des dynamiques de décomposition importante (CF) ou moyenne (FB). Les substrats récalcitrants (Co Ec) ou avec un C/N fort (Pa) induisent la présence d'une population moins importante. Le phénomène de prédation des micro-organismes décomposeurs pourrait ainsi expliquer ces différences. Les décompositions rapides de CF et dans une moindre mesure de FB sont réalisées par des micro-organismes qui peuvent devenir par la suite les proies des nématodes, elles même source trophique de la macro-faune, un peu plus tard dans le temps.

Même s'il est difficile à juger, un effet de cette macro-faune sur la stabilité structurale est envisageable. Cet effet doit dépendre fortement de la nature de la biomasse lombricienne, comme par exemple l'âge ou des groupes écologiques présents dans cette population. Compte tenu des tailles des populations selon les traitements, on peut cependant penser que cet effet est plus important pour les produits présentant une activité de décomposition plus forte, car ils induisent une population lombricenne plus importante. Cet effet irait donc dans le même sens que l'effet induit par les produits organiques sur l'activité biologique des microorganismes que nous avons observés précédemment.

L'ensemble de ces différentes propriétés sont liées entre elles plus ou moins directement. Nous n'observons pas de relations évidentes dans cette étude. Les causes de cette

différence entre laboratoire et champ peuvent être multiples. Les variations climatiques affectent particulièrement l'activité des microorganismes. La température et l'humidité du sol sont des facteurs déterminant leur activité au cours de l'année (Swift *et al.*, 1979 ; Paul, 1992). Des évènements plus ponctuels, comme les alternances de dessiccation / humectation influencent aussi la structure de la communauté microbienne (Griffin, 1972 ; Holland et Coleman, 1987 ; Bailey *et al.*, 2002). On peut aussi penser que l'effet des facteurs agrégeants est dilué par rapport au laboratoire, car le spectre de particules du sol est plus large que la simple fraction 3-5mm qui a été incubée. Les quantités de polysaccharides et d'hyphes mycéliens produites vont se répartir entre les fractions < 3, 3-5 et > 5 mm.

Relations la stabilité structurale et les autres propriétés physiques mesurées

La mesure de la conductivité hydraulique à la fin de la première année peut être considérée comme un indicateur des modifications de l'organisation de la structure de l'horizon labouré suite à l'apport des produits, intégrant ainsi les modifications ayant eu lieu tout au long de l'année. L'apport de MO semble diminuer significativement la conductivité hydraulique, quel que soit le type d'amendement, pour les faibles potentiels. En se rapprochant de la saturation, certains produits améliorent la vitesse d'infiltration. Martens et Frankenberger (1992) observaient une augmentation du taux d'infiltration à saturation avec l'apport de produits organiques, bien corrélée avec la stabilité structurale[26]. Lamandé (2003) observait aussi des conductivités hydrauliques plus importantes pour des parcelles ayant reçu des apports de matières organiques (lisier). Obi et Ebo (1994) observaient un effet positif de l'apport de fumier de volaille sur la conductivité proche de la saturation par rapport à un témoin. Zelek *et al.* (2004) constataient des valeurs de conductivité moins importantes pour un traitement avec des résidus de culture + engrais comparé à un témoin, trois ans après l'apport. Selon les auteurs, l'amendement créent des conditions d'hydrophobie qui amèneraient à sous-estimer la conductivité. Dans notre étude, les résultats sont contradictoires. Des effets positifs des produits sont observés au potentiel – 0.05 kPa, mais la variabilité y est aussi plus importante. Les mesures de conductivité plus faibles aux autres potentiels sont significatives par rapport au témoin, mais peu importantes.

L'amendement semble aussi modifier de façon importante le spectre de la macroporosité fonctionnelle, principalement entre 1.5 et 5.9 mm. Lamandé (2003) et Pérès

[26] Mesures réalisées en prenant en compte les premiers centimètres de sol

(2003) observaient une bonne relation entre ce type de modification et la présence de lombrics. L'effet de cette macro-faune sur la macro-porosité fonctionnelle variait en fonction de la taille, de l'âge et de la structure écologique des vers de terre présents.

La hiérarchie entre les produits est difficile à expliquer à partir des mesures de stabilités structurales réalisées au cours de l'année. Le comportement des traitements CF et Pa, traitements dont les stabilités évoluaient le plus pendant l'année, n'est pas particulièrement différent de celui des autres produits. Les produits ayant peu d'effet ou un effet négatif sur la stabilité structurale (cas des composts DV et Ec et du mélange à 5 mois) présentent des conductivités hydrauliques à – 0.05 kPa plus faibles que les autres traitements et plutôt plus élevées à – 0.2 kPa. L'influence de la stabilité structurale sur la conductivité hydraulique pourrait être importante aux périodes où le sol est soumis à des stress physiques, comme l'humectation en hiver. Suivant le principe d'exclusion énoncé par Dexter (1988), à une structure de sol caractérisée par des agrégats de grande taille correspond une porosité de grande taille. La résistance des agrégats à cette période hivernale favorise la présence d'une porosité de plus grande taille, alors qu'une désagrégation va réduire cette taille de la porosité. Les observations vont dans ce sens, bien que les différences ne soient pas significatives. Il est aussi possible que les variations de conductivité les plus significatives ne soient pas directement le fait d'une désagrégation aux moments où la stabilité est faible, mais plutôt l'action conjointe de la stabilité et de la résilience structurale (par la biomasse lombricienne, par exemple) et de la succession de stress physiques sur le sol au cours de l'année. L'effet d'une stabilité structurale forte sur les flux d'eau va aussi être important pour maintenir la macroporosité mise en place (Elliot et Colleman, 1988). L'action des produits organiques pourrait être effective dans un deuxième temps en suscitant l'activité des lombriciens.

Concernant l'évolution des états de surface, on observe une bonne corrélation entre le test de stabilité structurale à HR et le % faciès F2 (R^2=0.64) au 15 juillet (figure 63). Les corrélations avec les autres tests sont moins bien établies. Ceci rejoint les caractéristiques associées au test à l'humectation rapide (Le Bissonnais, 1996a). Il reproduit les pluies d'été sous forme d'orage, lorsque le sol est sec, dans des conditions où le processus d'éclatement est favorisé. Plusieurs auteurs ont mis en évidence les relations entre ce genre de tests de stabilité et la formation de la battance (De Ploey et Poesen, 1985 ; Bradford *et al.*, 1987 ; Le Bissonnais *et al.*, 1993). Bresson et Boiffin (1990) considéraient que c'était plutôt la

désagrégation mécanique qui induisait la battance. Legout *et al.* (2004) proposaient que ce mécanisme était le premier à s'exercer sur le sol au cours d'un événement pluvieux.

Dans notre étude, l'humectation rapide est aussi le test pour lequel la stabilité structurale est la plus faible et pour lequel l'impact des apports est le moins marqué. Comme nous l'avons observé au laboratoire pour des conditions contrôlées, l'amélioration de cette stabilité est ponctuelle et transitoire et donc difficile à prédire. Cela semble pourtant être un point particulièrement important à prendre en compte pour les questions d'érosion et d'infiltrabilité de l'eau qui posent problème pour ces sols.

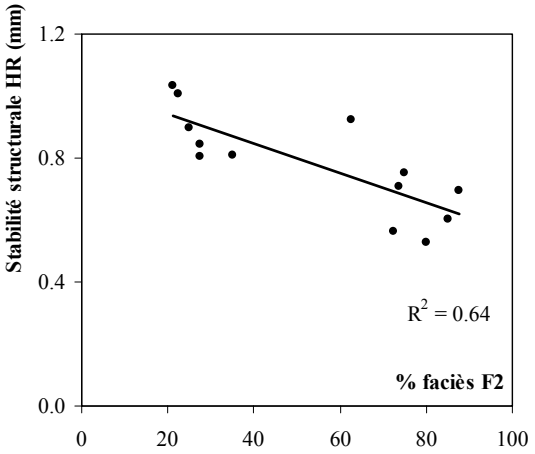


Figure 63 : Relation entre stabilité structurale à l'humectation rapide et % faciès F2, un mois après le second apport

En revanche, on peut observer que la hiérarchie des produits ayant un effet bénéfique sur la stabilité structurale est aussi à peu près la même pour ces autres propriétés. Co FB, FB et dans une moindre mesure CF et Pa (à la fin de l'année 1 et de l'année 2) permettent d'améliorer les caractéristiques physico-chimiques et biologiques que nous avons mesuré. Les composts les plus mûrs et le mélange de produits ont des effets plus limités. L'activité biologique générée par les produits à court terme (CF et Pa) et à moyen terme (FB et Co FB) est donc un bon indicateur de l'influence des produits organiques sur les propriétés du sol à cette échelle de temps.

Signification des tests de stabilité structurale

A partir des différentes observations de stabilité structurale, de facteurs agrégeants et des propriétés physiques du sol, nous proposons ici de donner une signification des tests de stabilité structurale tels que nous les avons mesurés. Les tests de stabilité structurale correspondent chacun à des conditions particulières du sol et peuvent correspondre à des périodes précises. **Le test HR** correspond à une pluie battante sur un sol sec. Il pourrait correspondre à une pluie d'orage sur un sol sec en été (Le Bissonnais et Souder, 1995). La

bonne corrélation entre état de surface F2 et ce test 1 mois après le second apport au mois de juillet correspond à ces conditions.

Le **test DM** correspond au comportement d'un matériau humide sous une contrainte mécanique. Ce test correspond à l'arrachement des particules sous l'énergie cinétique des pluies en surface d'un sol humide. Il pourrait correspondre aussi à l'action d'un outil de travail du sol à l'intérieur du profil. Dans ce cas, l'énergie appliquée ne dépend pas de la pression exercée par l'eau dans la porosité. Les observations réalisées le premier mois de la seconde année avec ce test vont dans ce sens.

Le **test HL** correspond à d'autres situations. Le Bissonnais et Souder (1995) proposaient que ce test correspond à des pluies modérées sur sol sec, où la pression exercée par l'eau n'était pas importante. Ce mécanisme concerne là aussi particulièrement la surface du sol. Ce test peut aussi illustrer le comportement d'agrégats soumis à un éclatement dont l'effet serait atténué par la teneur en eau de l'agrégat (état de la porosité interne de l'agrégat). Dans ce cas, ce test peut aussi expliquer l'évolution de stabilité structurale dans le profil de sol lorsque le sol est humide et que de l'eau entre dans le sol (au cours d'une réhumectation). Si ces hypothèse sont correctes, le test HL va être particulièrement important, car il va permettre de décrire l'évolution de la structure du profil sous la surface lorsque les conditions sont humides. D'autre part, ce test est celui qui permet le mieux de discriminer les situations où la stabilité structurale du sol est faible (Le Bissonnais, 1996a), comme c'est le cas ici dans un sol limoneux à faible teneur en M.O.

Le tableau 18 résume les différentes hypothèses sur la représentation de différentes situations par les tests de stabilité structurale. Il propose aussi une correspondance avec les conséquences agronomiques et environnementaux.

Tests	*Humectation rapide*	*Désagrégation mécanique*	*Humectation lente*
Conditions	Pluie battante et sol sec en surface (en profondeur)	- sol humide en surface - travail du sol	- Pluie modérée et sol sec en surface - sol modérément humide et entrée d'eau en profondeur
Conséquences	Battance – levée des plantules	Erosion	Tassement, enracinement

Tableau 18 : Proposition de domaines de pertinence des tests selon les conditions.

De la prise en compte de l'historique des contraintes appliquées d'une part et du choix du test de stabilité structurale pertinent selon les conditions d'autre part dépend l'utilisation de ces données et du raisonnement de la gestion de l'apport de matière organique à l'échelle du système de culture (Papy et Boiffin, 1988). Dans cette étude, on observe que la surface du sol se ferme dans les premières semaines après l'apport sous l'effet de pluies d'été. Les conditions pour déclencher l'érosion sont donc très rapidement atteinte dans l'année culturale. Les principales évolutions de la structure vont sans doute se dérouler principalement à l'intérieur du profil par la suite. L'effet des produits sur la stabilité structurale à l'humectation lente va être à ce moment particulièrement importante et va concerner une grande partie de la période hivernale. Dans les conditions de notre essai, c'est à dire avec un état initial en juin, l'effet du produit organique optimal serait un effet rapide sur la stabilité structurale à l'HR dès les premières semaines où il y a risque d'orage, puis un effet plus pérenne sur la stabilité DM pour éviter l'érosion et sur la stabilité HL pour éviter la dégradation de la surface du sol et dans le profil par les pluies d'automne et d'hiver. Aucun des produits étudiés ne correspond réellement à cet effet optimal. Si l'état initial avait été en octobre, il aurait sans doute mieux valu favoriser la stabilité HL dès le début de la période considérée.

5.5 Conclusion du chapitre

L'objectif de cette étude était dans un premier temps de comparer les résultats obtenus au laboratoire et les résultats de cet essai au champ. La hiérarchie entre les produits est assez bien respectée, à quelques exceptions notables. Ces exceptions ont été attribuées à des limitations de la décomposition par des facteurs climatiques (T° et humidité) ou par la disponibilité en azote minéral. C'est l'hypothèse proposée pour expliquer l'effet plus faible de Pa par rapport au laboratoire. Ces limitations dans la décomposition seront étudiées et prises en compte dans le modèle (chapitre 6).

Nous avons observé des effets importants entre les modalités apport unique et double apport. Les arrières effets des produits ont un effet important sur la stabilité. Le cumul d'effet est aussi important. Le travail du sol a particulièrement modifié la stabilité structurale après le second apport. Les relations entre stabilité structurale et facteurs agrégeants observées au laboratoire n'ont pas été retrouvées au champ. Globalement, lorsque l'on observe un effet positif d'un produit sur la stabilité structurale, on observe aussi un effet positif sur les autres propriétés physiques du sol.

Chapitre VI

6 Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale après apport d'une matière organique

L'objectif finalisé de cette étude est d'établir un outil de prédiction de l'évolution de la stabilité structurale à partir des caractéristiques des matières organiques apportées. Nous proposons dans ce chapitre une démarche de modélisation permettant d'atteindre cet objectif (figure 64), à partir des résultats expérimentaux obtenus et présentés dans les chapitres 3, 4 et 5 et que nous rappelons ici :

- L'effet du produit organique apporté dépend de l'activité biologique qu'il génère dans le temps.
- La stabilité structurale HL peut être exprimée en fonction des teneurs en sucres solubles, polysaccharides pariétaux Van Soest et équivalent lignine Van Soest
- La comparaison entre dynamique au laboratoire et au champ dépend de deux facteurs : les conditions de la décomposition et l'historique de l'agrégation/désagrégation des agrégats prélevés. La signification des mesure de la stabilité structurale au champ dépend de ces deux facteurs.

Nous avons considéré ici la stabilité structurale HL. Nous avons vu que sa dynamique était en relation avec la décomposition des matières organiques apportées. Elle correspond aussi, avec le test DM, à des conditions climatiques proches de celles observées au champ.

Dans un premier temps, ce chapitre sera consacré à la construction du modèle que nous avons nommé Pouloud[27]. Puis, nous simulerons avec ce modèle les valeurs observées lors de l'essai au champ. Enfin, il sera utilisé pour simuler différents scénarios de matières organiques.

[27] Agrégat, conglomérat de matières (Breton)

A travers cette démarche de modélisation, nous souhaitons également répondre aux questions suivantes :

- Quelle est la part relative de contribution à l'évolution de la stabilité structurale HL des conditions de la décomposition et de l'historique de l'agrégation / désagrégation ?
- La fonction de prédiction de la stabilité structurale à partir de la description de la matière organique proposée dans le chapitre 4 est elle suffisante pour simuler les mesures au champ ?
- Le modèle peut il prédire l'évolution de produits dont on ne connaît pas le comportement au laboratoire ?
- Quelle est l'importance des conditions climatiques sur l'évolution de la stabilité structurale au champ ?

Compte tenu du nombre restreint de données, le modèle doit être considéré autant comme une démarche de modélisation basée sur les résultats expérimentaux de cette étude, que comme un modèle de prédiction proprement dit.

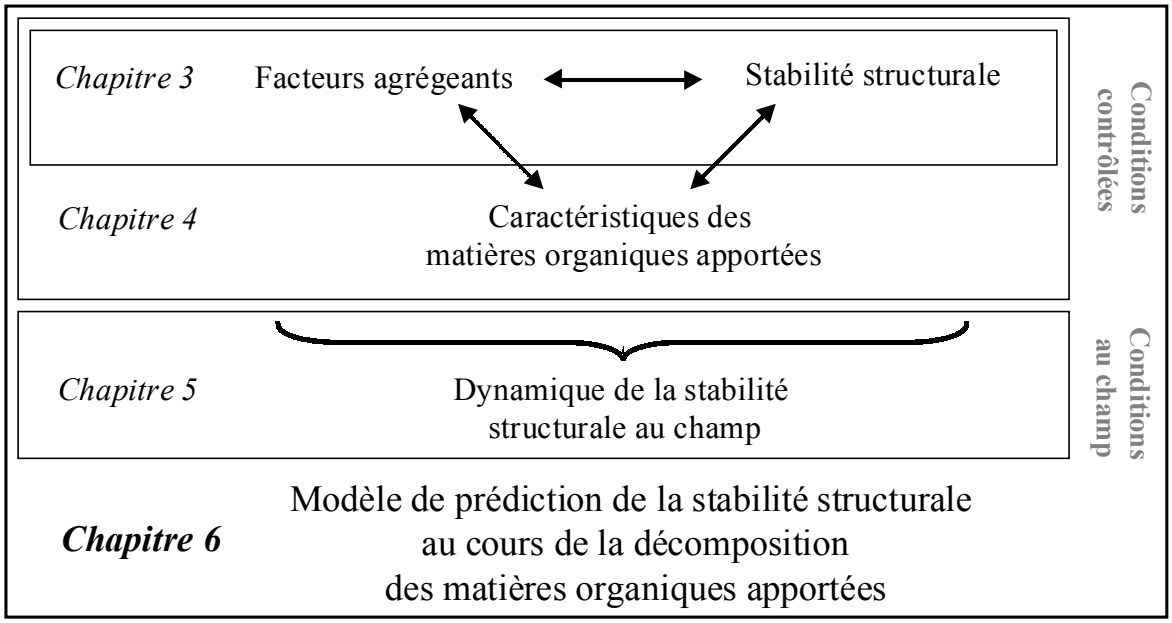


Figure 64 : Démarche de l'étude, chapitre 6

6.1 Description du modèle POULOUD

Le modèle POULOUD est structuré en 3 parties (figure 65) :

A/ Relation entre les caractéristiques initiales des matières organiques apportées, la stabilité structurale (A.1.), la minéralisation du carbone (A.2.) et la minéralisation de l'azote (A.3.) en conditions contrôlées ;

B/ Prise en compte de l'effet des conditions climatiques sur la décomposition des produits par des fonctions température et humidité. Calcul de la disponibilité en azote minéral dans le sol ;

C/ Comparaison des données simulées avec les mesures réalisées au champ.

Les calculs sont réalisés à un pas de temps journalier. La profondeur de sol considérée est de 18 centimètres (profondeur du travail du sol pour l'essai au champ) discrétisée par tranche de 1 cm.

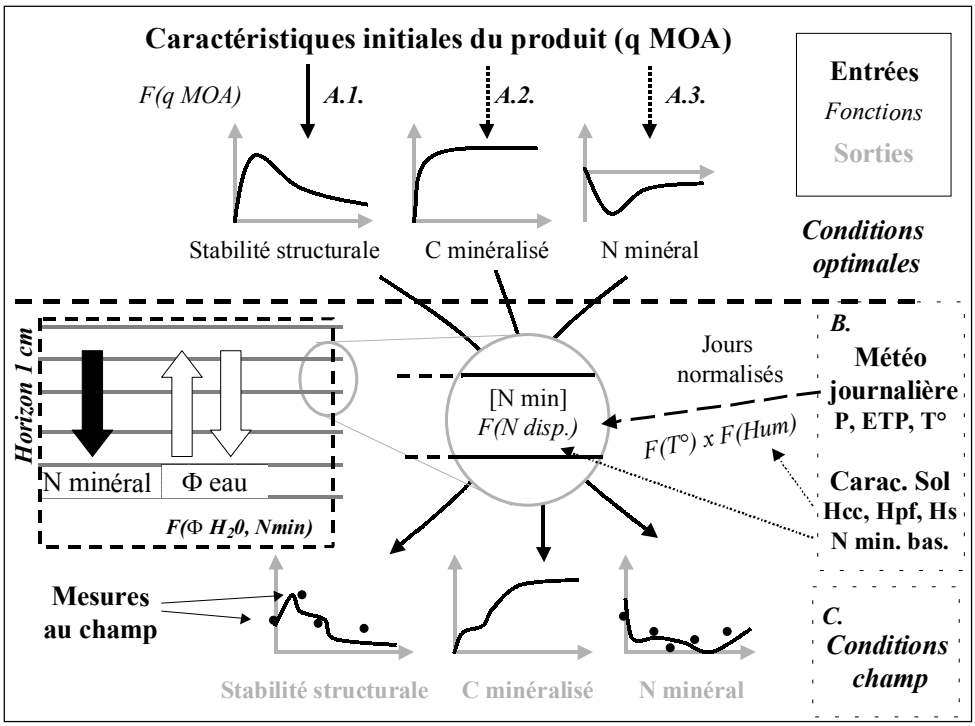


Figure 65 : Structure du modèle Pouloud

6.1.1 Equations utilisées

La dynamique de la stabilité structurale en conditions potentielles est décrite selon la fonction développée dans le chapitre 4. A partir de l'ACP, des régressions linéaires ont été établies entre ***A*** et la teneur en équivalent lignine (10), ***B*** et la teneur en sucres soluble (11) et ***C*** et la teneur en hémicellulose + cellulose (12).

$$\boldsymbol{A} = -0.0679\ \text{Lig.} + 1.1428 \qquad R^2 = 0.96 \qquad (10)$$

$$\boldsymbol{B} = 0.0768\ \text{suc. sol.} + 1.4862 \qquad R^2 = 0.90 \qquad (11)$$

$$\boldsymbol{C} = 0.289\ (\text{cell.} + \text{hémi}) - 6.947 \qquad R^2 = 0.90 \qquad (12)$$

Cette équation constitue la fonction F(q M.O.A.) (A.1.).

Les dynamiques de minéralisation du carbone et de l'azote mesurées au laboratoire ont été ajustées sur les données mesurées par une fonction réciproque (13) et lognormale (14), respectivement.

$$\%C\ (t) = I \times \exp\ (-J/t) \qquad (13)$$

où

% C (t) : le pourcentage de C-CO2 minéralisé par rapport au C apporté au temps t

I et J : les coefficients ajustés selon les produits ; %C = j est l'asymptote à la fonction

$$N_{mo}(t) = K^{\left[-0.5 \left(\frac{\text{Ln}\ (t/M)}{L} \right)^2 \right]} \qquad (14)$$

où

N (t) : La quantité d'azote minéral dans le sol induite par le produit organique au temps t

K, L, M: les coefficients ajustés selon les produits

Il existe de nombreux modèles de simulation de la dynamique du carbone et de l'azote après l'apport d'un produit organique (Mc Gechan et Wu, 2001 ; Ma et Shaffer, 2001). Cependant, peu d'entre eux permettent de prendre en compte une large gamme de produits, des résidus de culture aux composts correspondant au jeu de données dont nous disposons. D'autre part, l'objectif ici est plus de prendre en compte les dynamiques générales de chaque produit indépendamment des dynamiques propres de la biomasse microbienne ou de la matière organique native. Ces dynamiques pourraient être prises en compte ultérieurement.

Les dynamiques de minéralisation de l'azote et du carbone sont importantes à décrire car elles interviennent dans la fonction de disponibilité en azote minéral du le sol.

Les différentes fonctions permettant de prendre en compte les conditions pédo-climatiques ont été choisies dans la littérature (Rodrigo *et al.*, 1997 ; Mc Gechan et Wu, 2001). Ces fonctions permettent de calculer pour chaque jour une équivalence avec un jour normalisé correspondant à une température de 25°C, une humidité à la capacité au champ et une disponibilité en azote non limitante.

Les flux d'eau et d'azote minéral lessivé dans le sol sont calculés à partir du modèle de Burns (1974). Dans ce modèle, un déficit en eau est associé à chaque horizon. Lorsque le déficit est nul, l'eau supplémentaire percole dans l'horizon inférieur. Si ce déficit est supérieur à la quantité d'eau dans l'horizon, l'horizon est sec et le déficit d'eau restant est soustrait à la quantité d'eau de l'horizon inférieur. La différence pluie – ETP (négatif ou positif) est apportée sur l'horizon de surface chaque jour. La concentration en azote minéral est homogène dans chaque horizon. L'azote lessive avec la percolation. Les remontées capillaires ou de la saturation du sol par la nappe ne sont pas prises en compte dans ce modèle. Le sol est divisé en 18 horizons de un centimètre de hauteur.

La réserve utile (RU) correspond à la différence entre l'humidité à la capacité au champ et l'humidité au point de flétrissement permanent. La densité apparente a été considérée comme n'évoluant pas dans le temps (Da = 1.1). Un seuil mulch a été prévu pour prendre en compte l'effet mulch lié à la dégradation de la surface pour un sol nu. Il a été ajusté en fonction des mesures d'humidité réalisées au champ sur la modalité sans apport à l'occasion des prélèvements.

La fonction de prise en compte de l'humidité est la suivante (Rodrigo *et al.*, 1997) :

$$Fh = a + (1-a)(H-Hpf)/(Hcc-Hpf) \qquad (15)$$

Où

a : 0.2

H : l'humidité du sol

Hpf : Humidité au point de flétrissement permanent

Hcc : Humidité à la capacité au champ

La température prise en compte correspond à la température de l'air. Elle n'a pas été distribuée en fonction de la profondeur du sol.

La fonction de prise en compte de la température est la suivante (Recous, 1994) :

$$Ft= (p+q * e^{(r*(T-Tref)})^s \qquad (16)$$

p : -0.566

q : 0.62

r : 0.9125

s : 1.026

Tref : température de référence 25°C (température de l'incubation)

Les fonctions température et humidité ont été multipliées pour que les deux conditions soient agrégées dans le temps (Recous, 1994 ; Rodriguo *et al.*, 1997).

La disponibilité en azote minéral dans le sol est prise en compte de la façon suivante. La teneur en azote minéral (mg N min) est calculée dans chaque horizon comme suit :

$$\mathbf{Nhz_{ht} = Nhz_{ht-1} + Nless_{h-1t-1} - N\ less_{h+1t-1} + Nmb + Nmo_t} \quad (17)$$

Où :

Nhz_{ht} est l'azote minéral dans l'horizon h le jour t

N_{ht-1} l'azote minéral présent dans l'horizon h le jour t-1

$Nless_{h-1t-1}$ azote minéral lessivé de l'horizon h-1 au jour t-1

N mb Minéralisation basale du sol (estimé à partir des résultats d'incubation)

Nmo_t la minéralisation nette du produit organique au jour t

Lorsque Nhzht calculé est faible, les dynamiques de carbone minéralisé et de stabilité structurale sont affectées par la diminution de disponibilité en azote minéral dans le sol. Elle correspond à la diminution d'activité biologique et de décomposition observées en conditions d'azote limitant par rapport à un optimal en conditions non limitantes (Recous *et al.*, 1995). Ce phénomène est difficile à modéliser, car les interactions M.O.A. - biomasse microbienne - N disponible dans le sol sont complexes (Mary *et al.*, 1996). Le calcul de cette fonction de disponibilité en azote minéral est basé sur le calcul du coefficient µN utilisé dans le modèle NCsoil pour prendre en compte ce phénomène (Molina *et al.*, 1983). Le coefficient µN a été

obtenu à partir de mesures de laboratoire réalisées par ces auteurs. Il varie de 0.2 à 1 en fonction du C potentiellement disponible par jour / N disponible (figure 66). Lorsque le ratio C/N est inférieur à 10, le coefficient est égal à 1. Cette relation a été calibrée par une fonction réciproque telle que :

$$\mu N\,(C_p/N_d) = 0.2 + 1.26 \times \exp\,(-0.05 \times (C_p/N_d)) \qquad (18)$$

où

$\mu N(C_p/N_d)$: Le facteur de réduction de la décomposition

C_p : Le C potentiellement décomposable par jour (mg $C.kg^{-1}$ sol sec)

N_d : L'azote disponible (mg N $min.kg^{-1}$ sol sec)

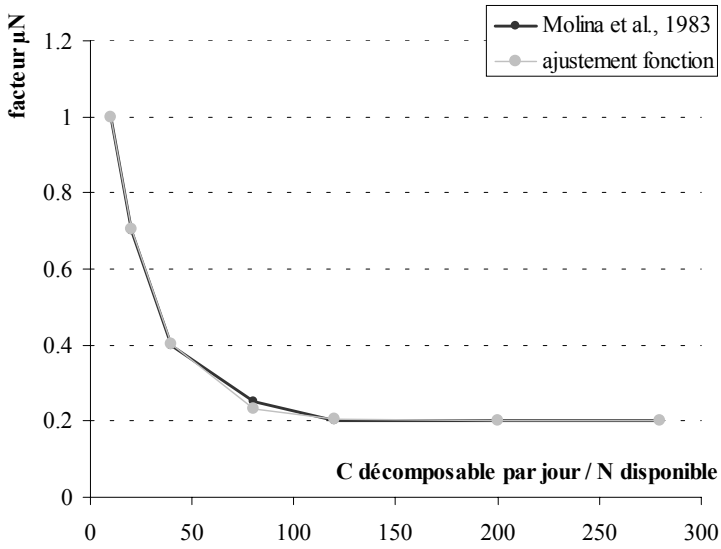


Figure 66 : Ajustement de la fonction de détermination du facteur µN à partir des données expérimentales de Molina et al., (1983)

L'hypothèse centrale de l'effet de la disponibilité en azote sur la stabilité structurale est que l'absence d'azote disponible affecte l'activité biologique. Les résultats expérimentaux de Vandevivere *et al.* (1990) tendent à confirmer cette hypothèse. Dans la fonction d'expression de la stabilité structurale en fonction du temps, l'activité biologique correspond particulièrement au coefficient ***A***. Ainsi :

$$\alpha\,(t) = \alpha\,(t\text{-}1) + [1 - (1 - \mu N\,(t))/\,\Sigma\, n_{ht}] \qquad (19)$$

où

$\alpha\,(1) = A$

α (t) = remplace le coefficient A dans la fonction de détermination de la stabilité structurale $[1 - (1 - \mu N (t))/ \Sigma n_{ht}]$: Effet dans l'horizon h au jour t d'une limitation d'azote ; Σn_{ht} est le nombre de jours sur lequel l'effet est considéré : s'il n'y a pas de limitation sur toute la période, $\Sigma [1 - (1 - \mu N (t))/ \Sigma n_{ht}] = 1$ et donc $\alpha_{1 \rightarrow n} = A$.

A chaque pas de temps, μN (t) est calculé à partir de l'équation 18. C_p (t) est déterminé par la dérivée de l'équation 13. N_d correspond à N mb, la minéralisation basale du sol, qui est estimée à 38.12 mg $N.hz^{-1}. j^{-1}$ à partir des mesures réalisées en incubation sur le traitement contrôle.

La figure 67 présente l'organisation des différentes fonctions entre elles. Un organigramme développé présentant l'ensemble des fonctions est présenté annexe 4.

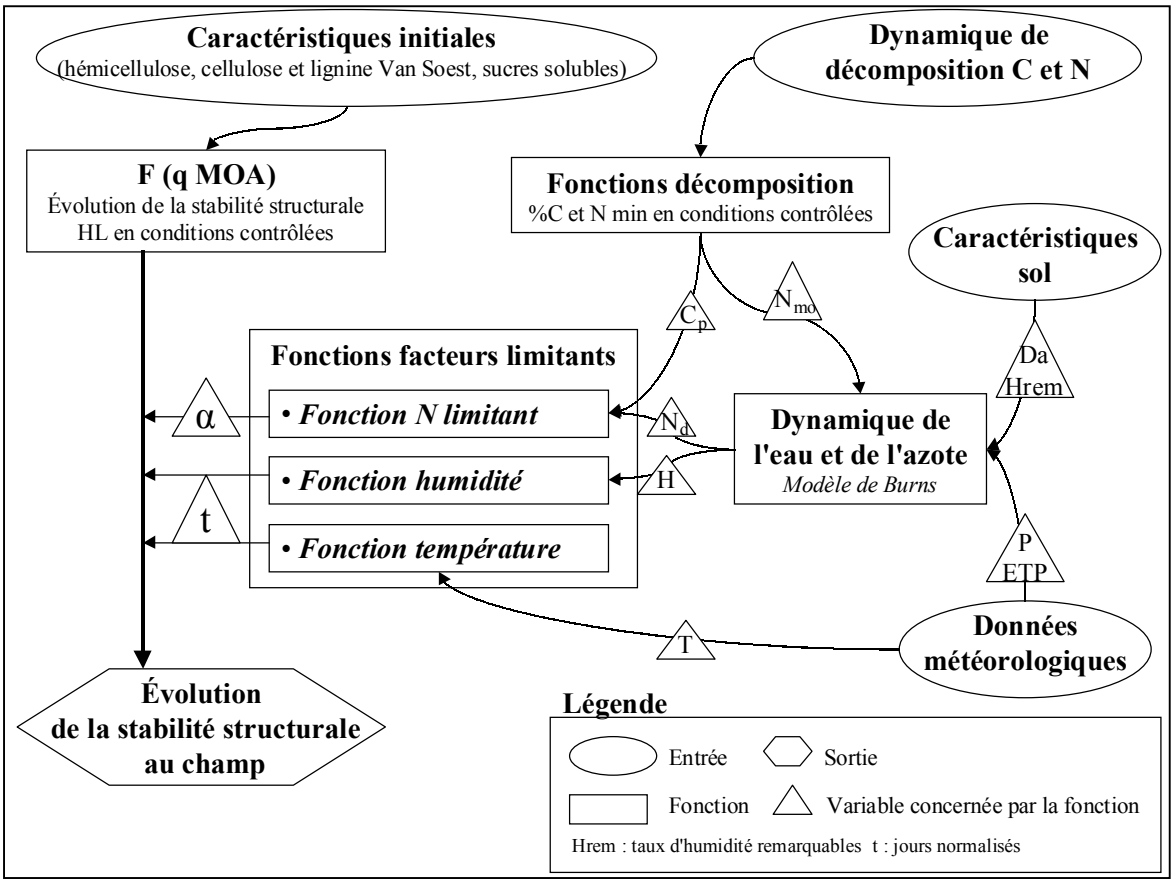


Figure 67 : organigramme des différentes fonctions du modèle

6.1.2 Application des différentes équations du modèle aux données expérimentales

Dynamique de la stabilité structurale à partir de la fonction f(q M.O.A.)

Les figures 68 représentent la comparaison entre les données mesurées et les simulations réalisées en prenant en compte les caractéristiques initiales. Le modèle reproduit globalement les dynamiques d'évolution très différentes en fonction des produits, mais les dynamiques restent imprécises lorsque la stabilité structurale évolue peu, comme pour FB et Co Ec. L'hypothèse principale de construction de ce modèle est que l'activité biologique explique l'évolution de la stabilité structurale. Par conséquent, le modèle reproduit mal les évolutions en fin de dynamique, qui pourraient être liées à d'autres phénomènes. Le modèle surestime aussi le traitement Pa entre 40 et 80 jours.

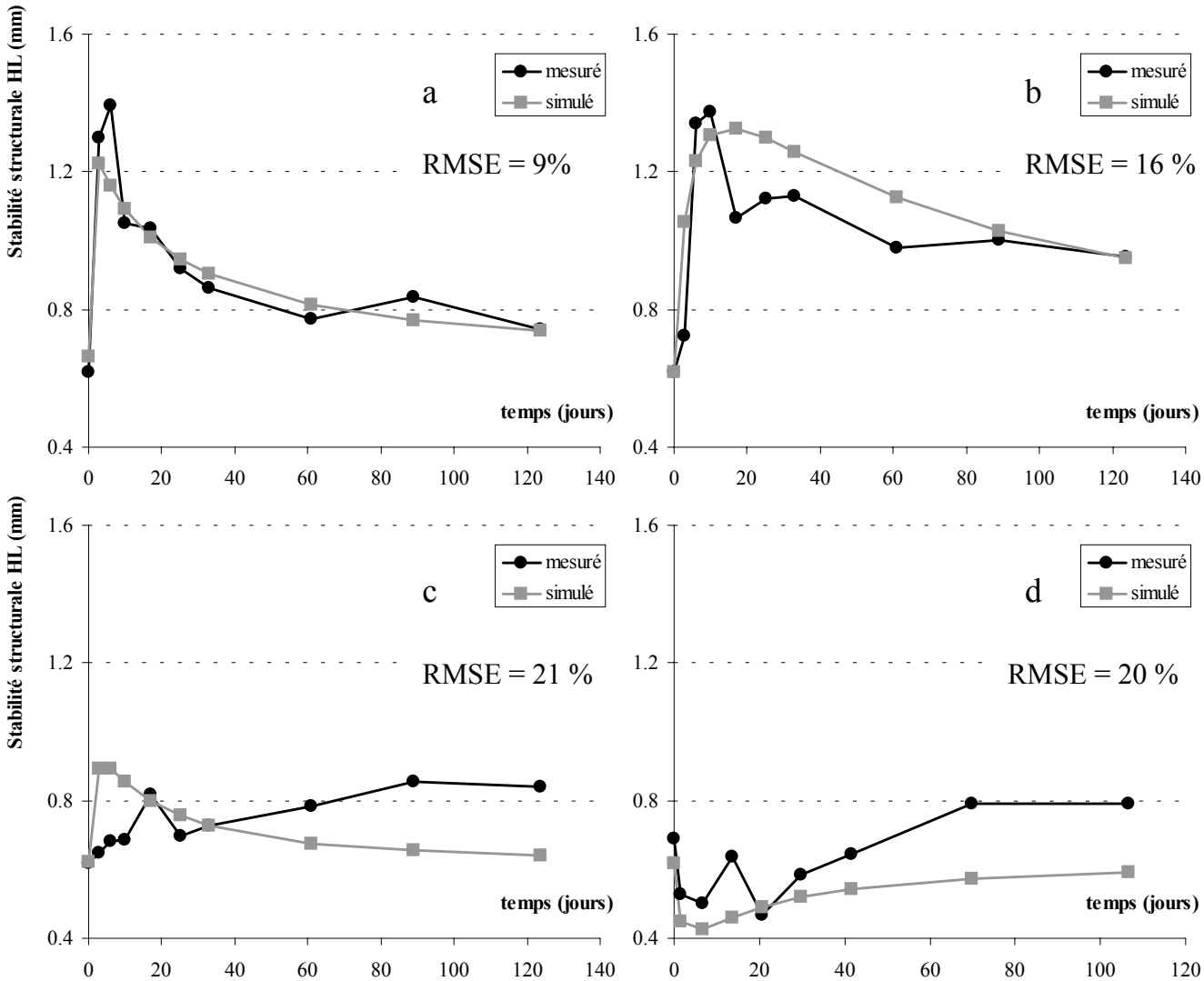


Figure 68 : prédiction de l'évolution de la stabilité structurale en conditions contrôlées – CF (a), Pa (b), FB (c) et Co Ec (d)

La figure 69 présente les dynamiques pour les différents produits présents au champ. On note que le modèle calcule un effet négatif sur la stabilité structurale pour les traitements Co FB et Co Ec à cause de leur forte teneur en lignine. La stabilité structurale simulée est particulièrement forte pour la paille à cause des teneurs importantes en hémicellulose et cellulose.

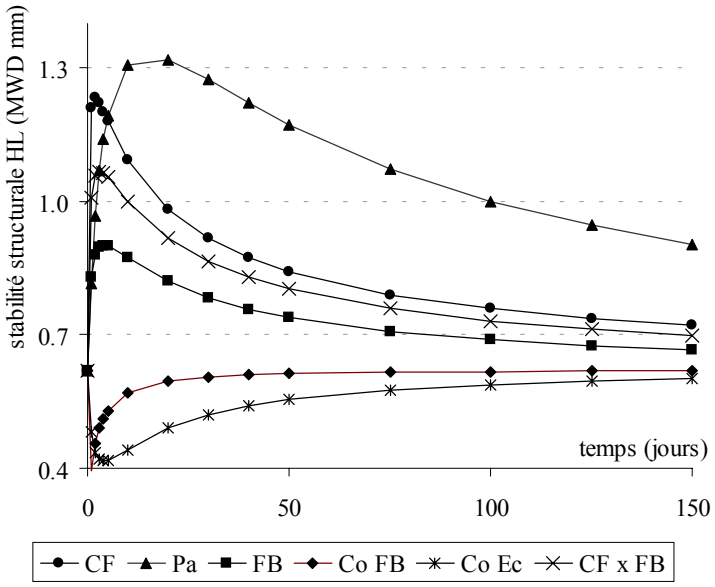


Figure 69 : Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale pour les différents produits organiques en conditions contrôlées

Ajustement mathématique des mesures de minéralisation C et N

Les coefficients ajustés sur les données mesurées pour la minéralisation du carbone (équation 13) et de l'azote (équation 14) pour les différents produits sont résumés tableau 19. Les coefficients pour Co FB ont été déterminées à partir de mesures de Morvan (com. pers.) sur un produit aux caractéristiques proches.

Coef.	**CF**	**Pa**	**FB**	**Co FB**	**Co Ec**	**CF x FB**
I	75.68	83.33	43.19	27.26	42.89	35.94
J	1.97	10.44	21.57	6.72	53.44	2.19
K	141.8	-87.6	36.3	2.9	26.7	100.0
L	1.9	-1.8	-4.2	2.0	2.3	3.0
M	81.2	17.2	48.4	120.9	4.0	300.0

Tableau 19 : Synthèse des coefficients d'ajustement des fonctions de minéralisation de C et N

Simulation de l'humidité dans le sol

La figure 70 présente l'évolution de l'humidité pondérale du sol simulée. Les points correspondent aux mesures d'humidité réalisées aux prélèvements des échantillons de stabilité structurale.

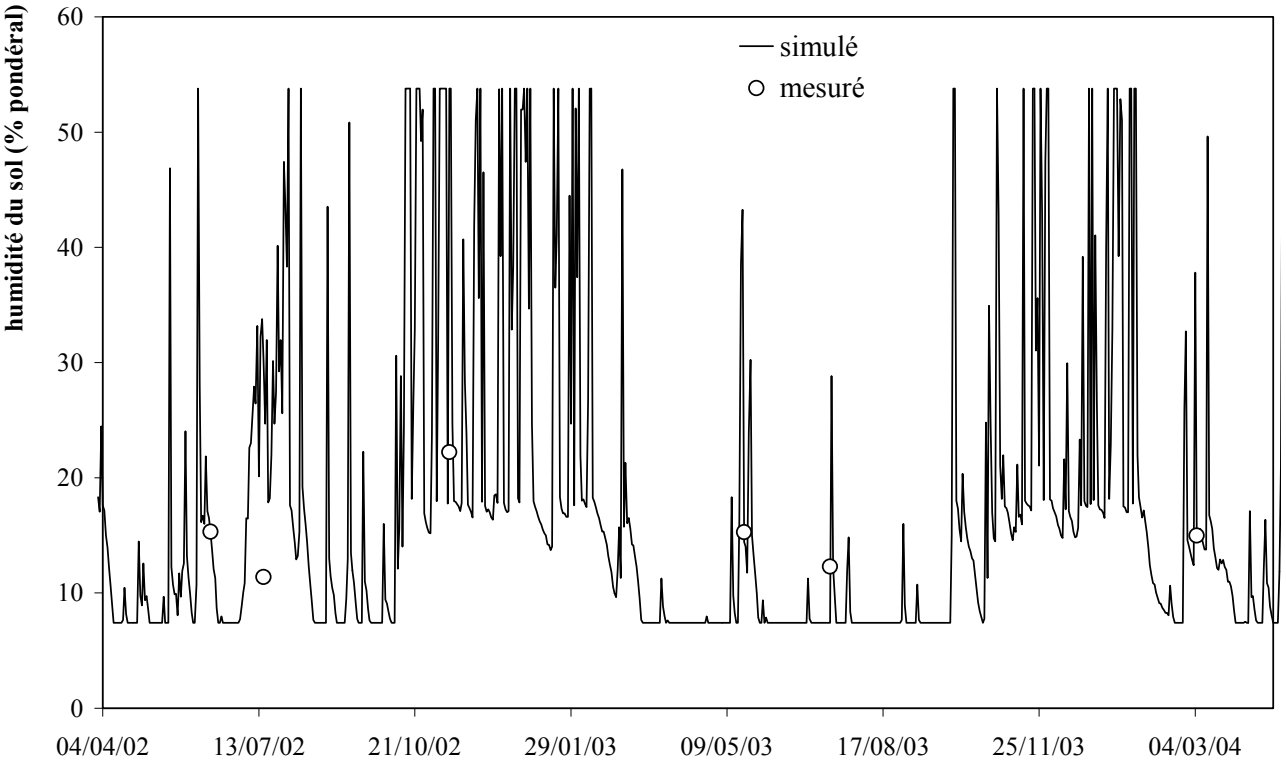


Figure 70 : Teneur en eau simulée au cours de la période d'étude

Calcul des jours normalisés par les fonctions d'humidité et de température

La figure 71 présente l'évolution des jours normalisés par horizon (hz) calculés à partir des fonctions humidité (15) et température (16) avec les données météorologiques de la période correspondant à l'expérimentation au champ. La courbe noire correspond aux conditions optimisées au laboratoire. Le nombre de jours équivalent à des conditions à 25°C et à humidité à la capacité au champ varie entre 208 jours (hz 18) et 242 (hz 3) pour une durée d'étude de 689 jours. Le nombre de jours normalisés est plus faible en bas du profil, mais les différences ne sont pas très importantes. La variabilité spatiale serait sans doute plus conséquente si la température était elle aussi calculée par horizon dans le sol. Les durées des incubations (124 jours et 107 jours) correspondent environ à un an de dispositif au champ.

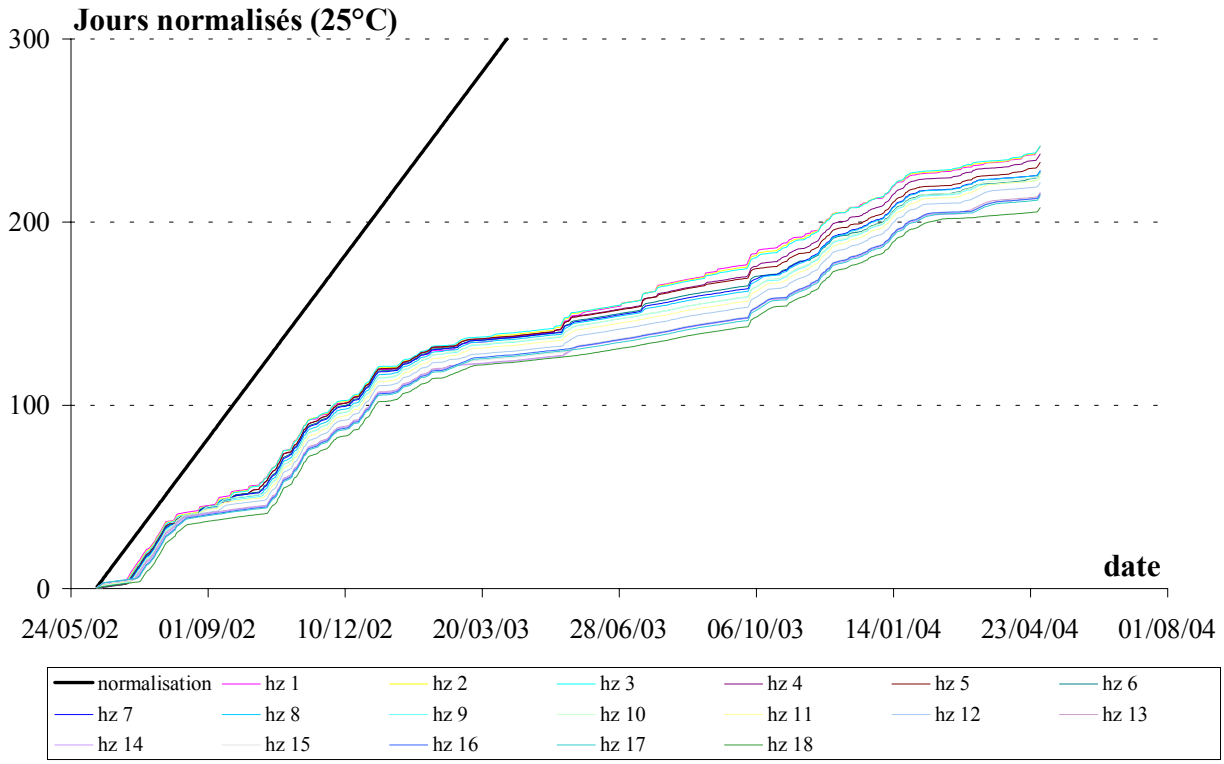


Figure 71 : Comparaison du nombre de jours normalisés par horizon

Effet de la fonction de disponibilité en azote dans le sol en fonction des différents produits

La figure 72 présente l'évolution du facteur µN pour chaque traitement en fonction du temps (jours normalisés). Chaque traitement présente des caractéristiques différentes. Les traitements Pa et FB sont plus affectés par la limitation en azote, car la phase de décomposition où beaucoup de C est potentiellement décomposable dure plus longtemps que pour le traitement CF. En ce qui concerne le traitement Co Ec, la quantité de C décomposable journalière n'est jamais suffisante pour que le facteur µN soit à son niveau minimum (0.2).

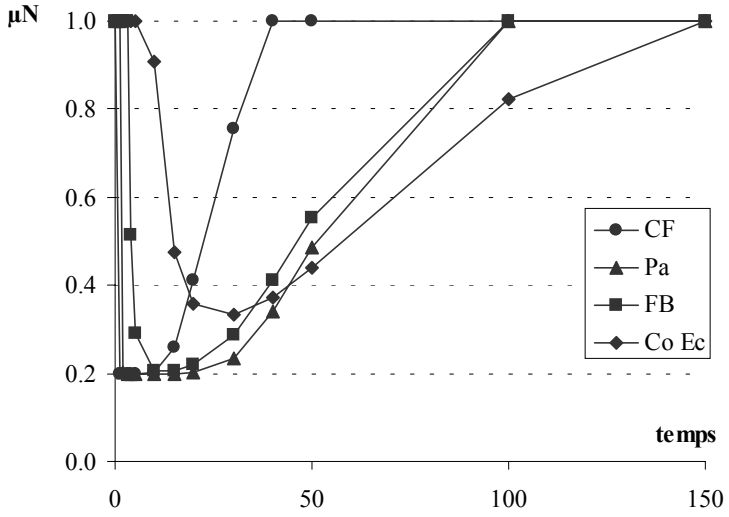


Figure 72 : Evolution du coefficient µN pour les 4 produits organiques type en fonction du temps (jours normalisés)

Effets des fonctions de température, humidité et de disponibilité en azote

Les figures 73 présentent les évolutions de la minéralisation du carbone pour les 4 produits organiques types dans des conditions de décomposition optimales (ajustement des résultats expérimentaux par l'équation 13 – noir), en prenant en compte les fonctions humidité et température (gris foncé) et en prenant en compte les fonctions humidité, température et azote disponible (gris clair). L'impact de la fonction azote est très important sur toutes les dynamiques de décomposition et particulièrement pour le traitement paille. Les fonctions humidité et température ont un effet moins marqué, mais ont un impact non négligeable à certaines périodes (septembre 2002, par exemple). Plus la phase de décomposition intense est longue, plus les facteurs extérieurs affectent la décomposition.

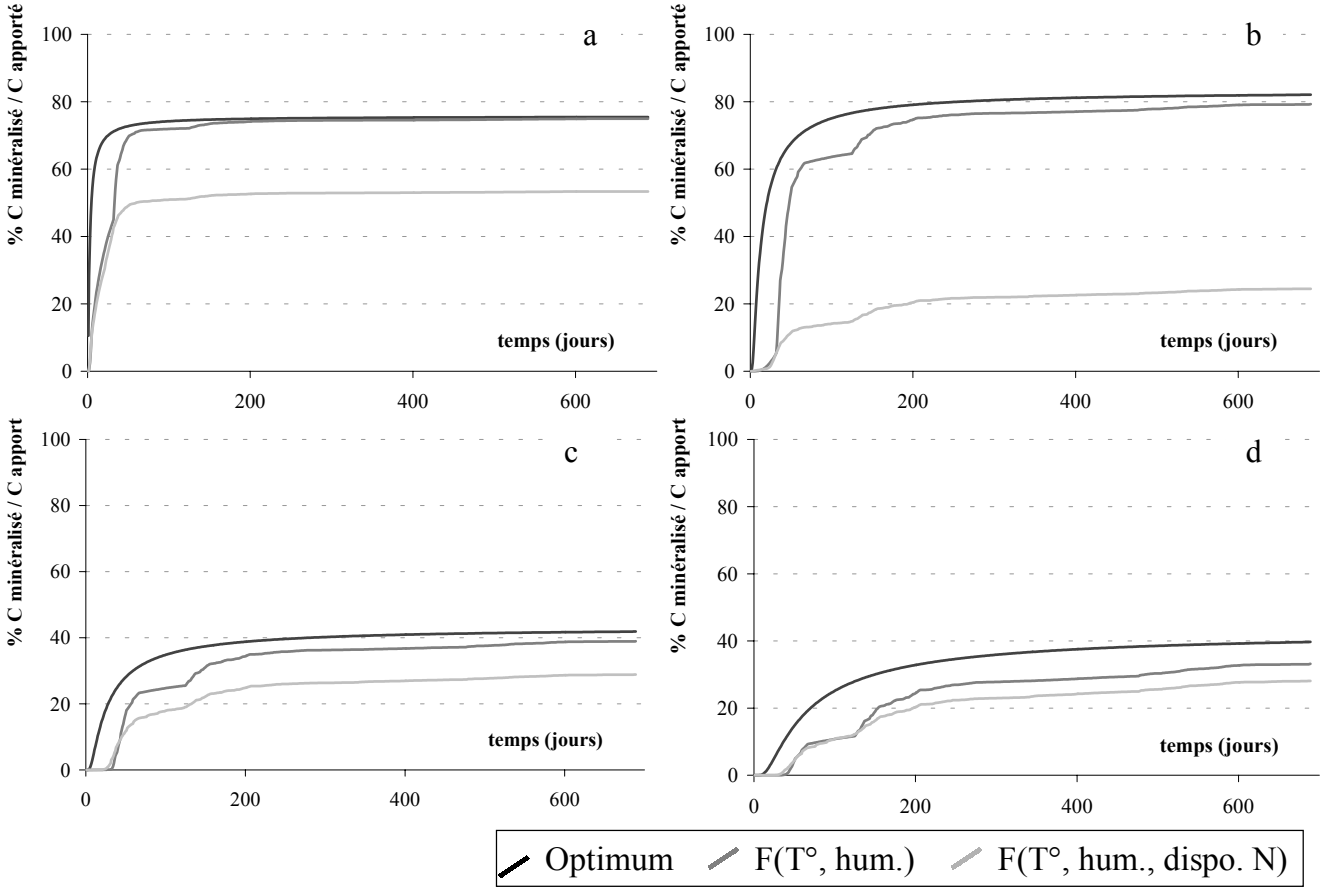


Figure 73 : Minéralisation du carbone simulé en conditions optimales (simulation de l'incubation), avec les fonctions température et humidité, avec la fonction de disponibilité en azote : CF (a), Pa (b), FB (c), Co Ec (d)

6.2 Modélisation des mesures de l'essai au champ

La figure 74 présente les résultats de la modélisation de la stabilité structurale HL par le modèle Pouloud par rapport aux mesures au champ (première année et état final après 1 apport[28]). La courbe noire présente la simulation avec l'ensemble du modèle (toutes les fonctions prises en compte). La courbe grise correspond à des simulations sans la fonction f (q M.O.A.) (A.1.). Cette simulation correspond à la comparaison des résultats au laboratoire ajustés par la fonction 9 (ajustement mathématique des valeurs mesurées) et les mesures au champ avec les fonctions température, humidité et disponibilité de l'azote. Ces simulations prennent donc en compte uniquement les facteurs extérieurs influençant la décomposition de la matière organique, sans la fonction de détermination de la stabilité structurale à partir de la qualité des produits. La RMSE entre les valeurs mesurées et les valeurs simulées aux différentes dates de mesures a été calculée pour chaque traitement.

Le modèle a tendance à surestimer l'évolution initiale de la stabilité structurale juste après l'apport du produit organique. La simulation de l'augmentation de la stabilité structurale est toujours en avance par rapport au premier point de mesure (1 mois après l'apport). La décomposition dans le sol en conditions extérieures est sans doute moins rapide qu'en conditions contrôlées. Elle dépend de l'établissement de la résidusphère autour du produit, dont la mise en place est sans doute liée à la diffusion du carbone soluble, aux conditions micro-climatiques et à d'autres phénomènes ponctuels. Les caractéristiques initiales et en particulier la teneur en eau des produits entreraient aussi en ligne de compte. Les produits apportés au champ n'ont pas été séchés au préalable et les teneurs en eau sont très différentes (§ 4.1.). Des interactions de type "priming effect" peuvent aussi exister entre M.O.A. et M.O.S. qui modifie sur le très court terme l'activité biologique (Kuzyakov *et al.*, 2000). Comme la fonction prédisant la stabilité structurale dans le modèle est calée sur des conditions optimisées, il n'est pas étonnant que la simulation soit en avance par rapport aux mesures. Au laboratoire, la décomposition commençait très rapidement, car toutes les conditions favorables à la décomposition étaient réunies. C'est l'erreur commise sur le premier point de mesure qui est principalement responsable des RMSE importantes pour CF et Pa.

[28] Nous avons vu précédement que les données mesurées au bout d'un mois lors de la seconde année sont fortement influencées par le travail du sol. Ce type d'événement n'étant pas modélisé, les données à cette date n'ont pas été prise en compte.

Les fonctions température, humidité et disponibilité de l'azote, initialement utilisées dans la littérature pour la minéralisation du carbone et de l'azote semblent bien correspondre aussi aux dynamiques de stabilité structurale. Les ordres de grandeur et les dynamiques d'évolution sont respectés pour les différents traitements. Lorsque l'erreur est importante, comme dans le cas du Co Ec, elle est plus due aux différences importantes entre les dynamiques au laboratoire et au champ qu'à une mauvaise prise en compte des conditions du milieu par les fonctions. Les ordres de grandeur simulés sont cohérents avec l'ordre de grandeur et la variabilité des mesures.

La prise en compte de la fonction "qualité des M.O.A." dégrade la qualité de la prédiction dans tous les cas. Cependant, la variation de RMSE est faible. La prédiction est meilleure avec cette fonction aux dates de prélèvement à 5 mois et à 12 mois pour CF et Pa. Elle sous estime particulièrement le comportement du traitement CF pendant le premier mois après l'apport. Nous avons observé précédemment que ce produit avait des caractéristiques de décomposition un peu particulière et on peut penser que l'effet d'autres produits du même type (résidus de culture facilement décomposable) ne contenant pas de molécules biocidales pourraient être mieux prédits que les résidus de chou-fleur.

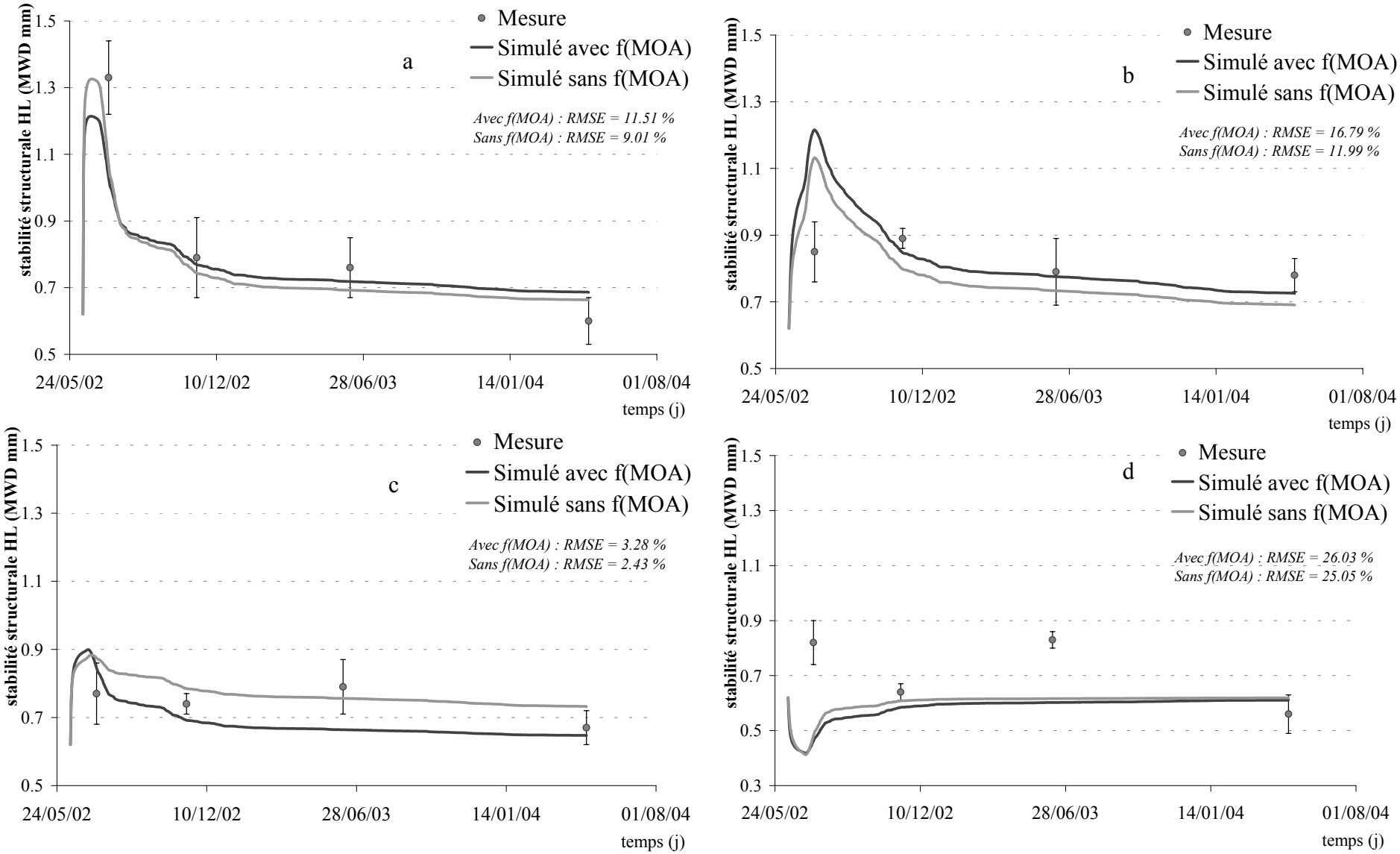


Figure 74 : Prédiction des dynamiques de stabilités structurales HL avec et sans la fonction qualité des produits [f(M.O.A.)]: CF (a), Pa (b), FB (c), Co Ec (d)

Pour le mélange CF x FB (figure 75), la prédiction de la stabilité structurale avec l'ensemble du modèle est très bonne que ce soit en terme de dynamique et d'ordre de grandeur (RMSE 1.6 %). Ce mélange correspond à une qualité au milieu de la gamme des caractéristiques mesurées dans cette étude et permet d'être confiant sur les capacités du modèle à prédire l'évolution de produits aux caractéristiques assez moyennes.

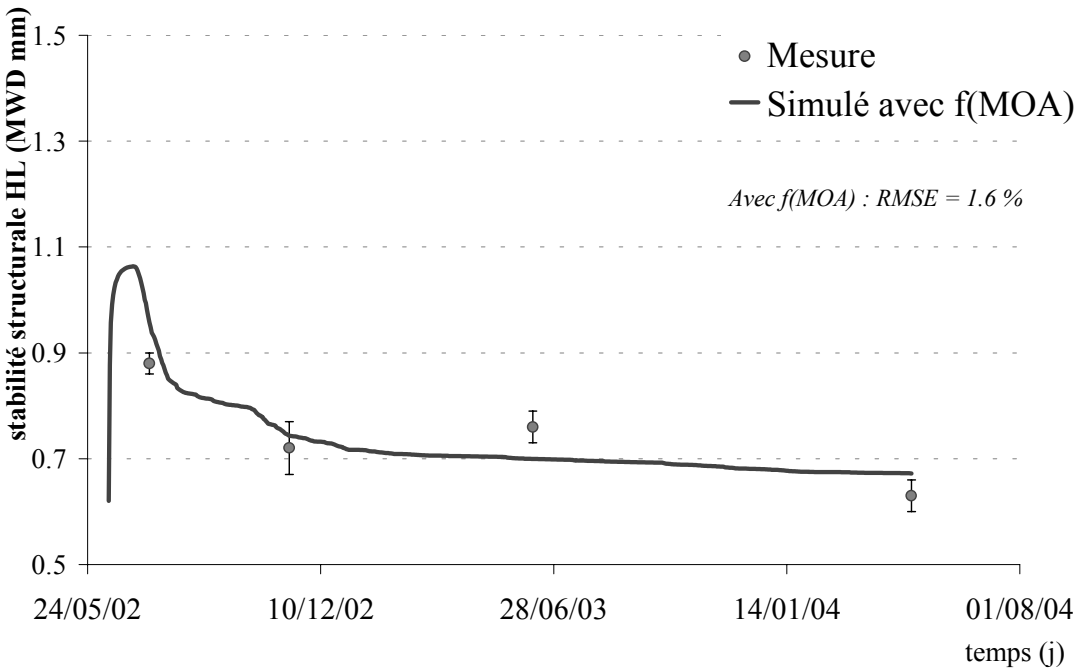


Figure 75 : Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale pour le traitement CF x FB

La simulation est moins bonne pour le Co FB (figure 76). Le modèle prédit une stabilité structurale inférieure à l'état initial alors que le produit améliorait la stabilité structurale au champ. La simulation est mauvaise car la teneur en équivalent lignine importante correspond à l'effet négatif observé pour Co Ec au laboratoire en début de cinétique. Le modèle prédit donc mal l'effet des produits dont la décomposition est plus faible. D'autres données sont nécessaires pour préciser ce type de produits dans la typologie. D'autre part, la minéralisation de ce produit était déterminé à partir d'expériences équivalentes. Nous ne connaissons pas les caractéristiques de décomposition précises de ce produit.

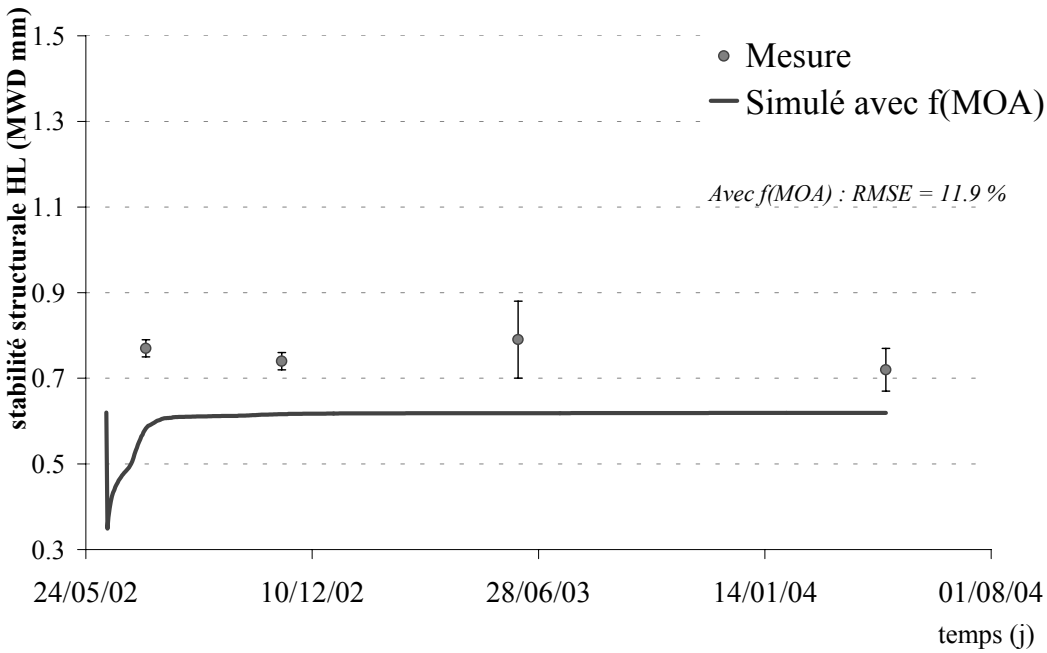


Figure 76 : Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale pour le traitement Co FB

Les valeurs finales sont bien prédites par le modèle. Le modèle simule des évolutions faibles, puisque la phase principale de minéralisation du C est terminée pour tous les produits. Ce résultat est néanmoins intéressant et assez étonnant, compte tenu de tout l'historique climatique qui aurait pu affecter la stabilité structurale et surtout de l'effet important du travail du sol un mois après le second apport.

6.3 Prédiction de l'évolution de la stabilité structurale à l'humectation lente pour différents scénarios

Pour tester sa sensibilité au climat, nous avons utilisé le modèle pour simuler l'effet de l'apport de CF, Pa et FB sur la stabilité structurale pour quatre années climatiques contrastées (§ 6.3.1.) en simulant un apport en avril ou en octobre. Nous avons ensuite utilisé le modèle sur une chronique météorologique de 10 ans en simulant un apport tous les ans (§ 6.3.2.).

6.3.1 Influence du climat sur l'effet des produits

Les figures 77 présentent l'effet propre à chaque produit pour 4 années climatiques à deux dates d'apports différents. Ces années ont été choisies pour leurs données contrastées en température et en humidité. Les chroniques originales vont d'avril à avril. Afin de conserver les même cumuls de pluies et les même moyennes de température à l'échelle de l'année pour pouvoir comparer les dynamiques, les chroniques d'octobre à octobre correspondent aux données d'octobre à mars de l'année suivante, puis d'avril de l'année suivante à septembre de l'année précédente (inversion des deux moitiés de l'année). Le tableau 20 résume ces données annuelles. Les données mensuelles sont présentées en annexe 5.

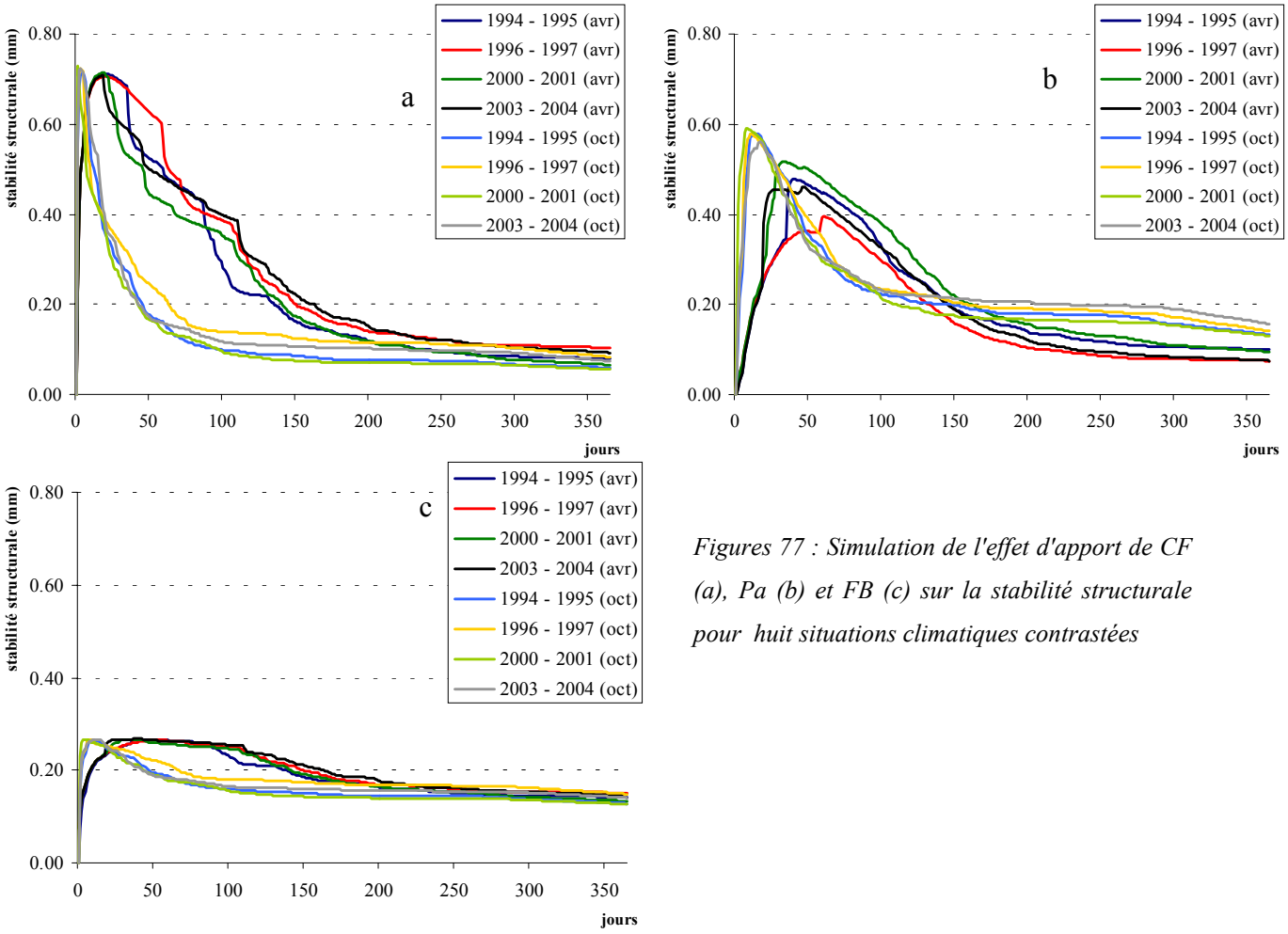
1994 – 1995 correspond à un automne doux et un hiver humide (décembre à février). 1996 – 1997 était une année sèche toute l'année, avec un hiver froid. 2000 – 2001 était une année très humide (octobre à mars), avec un automne doux. L'année 2003 – 2004 correspond à une année sèche (avril à septembre) avec un été particulièrement chaud.

Années	*Pluie (mm)*	*ETP (mm)*	*Pluie efficace (mm)*	*Température moy. (°C)*
1994 – 1995	1160.5	686.3	474.2	11.6
1996 – 1997	547	672.3	-125.3	10.6
2000 – 2001	1346	649.5	696.5	11.3
2003 – 2004	703	840.5	-137.5	12.0

Tableau 20 : Caractéristiques des différentes années climatiques choisies

Les prédictions diffèrent par année climatique, en fonction de la date de l'apport et en fonction du produit. La date de l'apport est plus discriminante que les variations climatiques d'une année sur l'autre. Un apport en octobre induit un effet plus transitoire pour le traitement CF, un effet supérieur le premier mois après l'apport, puis inférieur de deux à quatre mois et

enfin supérieur en fin d'année pour le traitement Pa. La variabilité climatique affecte peu la prédiction de la stabilité structurale HL pour le traitement FB. Ces différences de prédiction sont dues aux différences de conditions hydriques dans le sol et à la disponibilité en azote minéral au moment des phases 1 et 2 de la décomposition. L'apport de CF est prédit comme moins efficace en octobre alors que l'apport automnal de Pa permet d'avoir une stabilité plus importante au début et en fin d'année.



Figures 77 : Simulation de l'effet d'apport de CF (a), Pa (b) et FB (c) sur la stabilité structurale pour huit situations climatiques contrastées

Le modèle accorde moins d'importance aux variations climatiques d'une année sur l'autre. Seules les simulations avec apport en avril sont réellement affectées. Le traitement Pa est le plus affecté par ces différences. La simulation pour l'année 1996 – 1997 (année sèche) prédit les valeurs de stabilités structurales les plus faibles pour Pa et les plus fortes pour CF lorsque l'apport à lieu en avril. A l'inverse, les simulations pour l'année 2000 – 2001 prédisent une stabilité structurale plus forte pour le traitement Pa et une stabilité plus faible pour CF. Ces différences sont sans doute liées à la dynamique de l'eau dans le sol. La dynamique de décomposition du traitement Pa est dans tous les cas limitée par la disponibilité en azote. Un

sol humide favorise plutôt l'activité des micro-organismes. Pour le traitement CF, l'azote n'est pas limitant quand il n'est pas lessivé. Une saison humide entraîne une limitation par l'azote de la décomposition. Cependant, ces variations à l'échelle inter-annuelle sont du même ordre de la variabilité observée au champ. On peut donc prédire une évolution de la stabilité structurale pour un produit donné et pour une année climatique moyenne avec un intervalle de confiance de l'ordre de la mesure.

6.3.2 Prédiction de la stabilité structurale après 10 ans d'apports annuels

La figure 78 présente les simulations de l'évolution de la stabilité structurale sur 10 années pour trois produits apportés soit en avril, soit en octobre. La chronologie climatique correspond aux années présentées annexe 5. Dans cette utilisation du modèle, nous faisons l'hypothèse que l'état final de l'année n-1 est l'état initial de l'année n, c'est à dire qu'il n'y a pas d'arrière effet. Nous avons observé au champ l'importance des arrières effets un mois après le second apport. En revanche, cet effet était moins évident à l'état final. Les doses considérées ici correspondent à 1 g C $.kg^{-1}$, ce qui est proche des doses agronomiques pour le fumier[29]. Le modèle est ici utilisé pour classer les produits. La dégradation de la stabilité structurale, l'impact du travail du sol ou de l'historique des contraintes ne sont pas pris en compte. Les valeurs de stabilité n'ont donc pas de signification précise. Elles permettent uniquement de classer les différentes situations.

Cette simulation montre l'importance de la valeur de stabilité structurale en fin d'année avant l'apport suivant. L'effet cumulé des apports dépend de la valeur de stabilité structurale au moment où est réalisé l'apport. Avec les modalités et les hypothèses choisies, le traitement Pa apporté en octobre a l'effet le plus important à long terme. Pour Pa, la date de l'apport est très importante (différence de +0.2 mm entre les deux modalités à la fin de la simulation). L'effet de l'apport de résidus de chou-fleur est plus faible que les autres produits à long terme. Le fumier de bovin est le produit qui permet d'avoir l'effet le plus important quelque soit la date d'apport.

Ces simulations sont à mettre en parallèle avec des essais au champ de longue durée. Aoyama *et al.* (1999) observaient un effet du fumier après 18 ans avec un apport tous les ans. Roldan *et al.* (2003) constataient aussi un effet positif de résidus de maïs (C/N élevé) au bout de cinq ans. D'autres études proposent des hiérarchies différentes selon les produits et les

[29] Calculé par proportionnalité avec la dose utilisée lors des expérimentations.

temps d'étude (Albiach *et al.*, 2001 ; Paré *et al.*, 1999 ; Spacinni *et al.*, 2004 ; Gerzabek *et al.*, 1995). Ces différentes prédictions pourraient expliquer par les différences d'effets en fonction du climat de l'effet des produits sur le long terme.

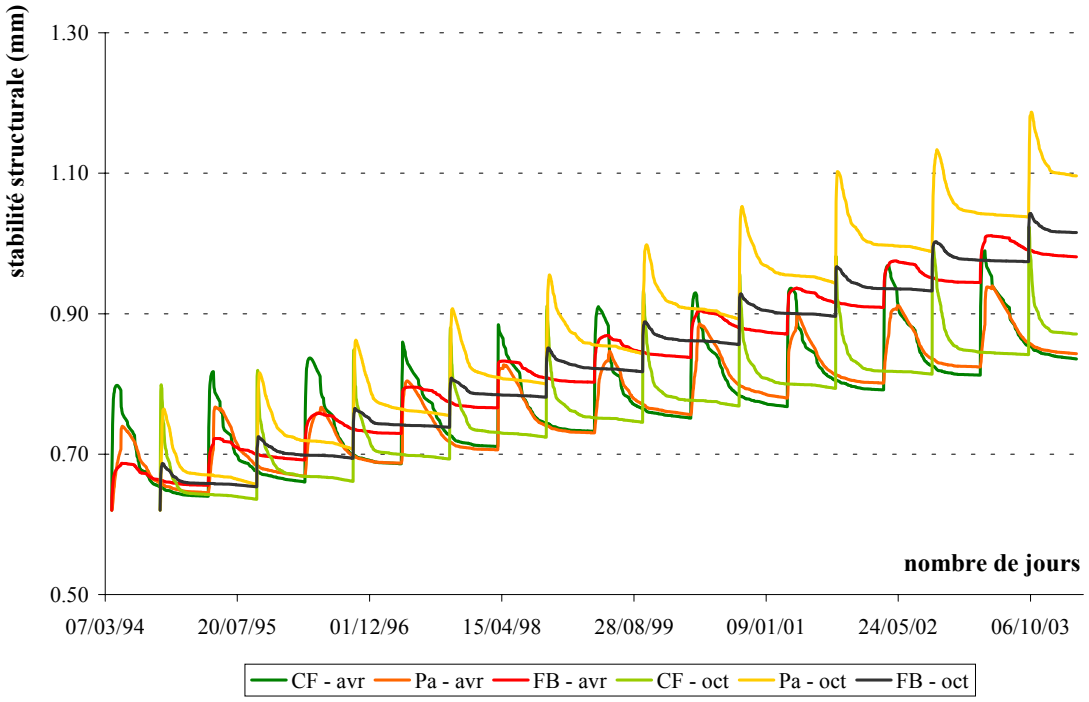


Figure 78 : Prédiction du modèle de l'évolution de la stabilité structurale pendant 10 ans pour 3 produits et deux dates d'apports

6.4 Conclusion du chapitre

6.4.1 Validité du modèle

Même s'il est difficile de conclure sur la validité du modèle compte tenu du nombre de mesures réalisées au champ et du nombre d'échantillons pris en compte pour paramétrer le modèle et compte tenu de la variabilité spatiale qui peut exister au champ, les évolutions de stabilité structurale sont bien prédites par le modèle à l'échelle de l'année culturale. Il permet de hiérarchiser les effets des produits en fonction de leur caractéristiques initiales et de proposer des valeurs indicatives de stabilité structurale au champ, ce qui peut déjà constituer une base pour formuler un conseil agronomique sur le choix des amendements. Les données expérimentales dans la littérature (la typologie) confortent en partie la validité du modèle. La première étape d'amélioration est l'acquisition de nouvelles données correspondant à des

produits aux caractéristiques plus moyennes. Ceci permettrait de valider le modèle de manière plus précise.

Les fonctions climatiques donnent des informations intéressantes sur l'effet de l'apport au champ. Ces fonctions utilisées pour normaliser la minéralisation du carbone et de l'azote semblent bien s'appliquer aussi dans notre cas pour la stabilité structurale. Le couplage entre les flux d'eaux et la fonction de disponibilité en azote minéral est particulièrement important et différencie fortement les situations. Cette fonction de disponibilité en azote nécessiterait d'être prise à part et validée plus précisément.

Ce modèle ne prend pas en compte l'évolution de la structure du sol et notamment l'historique des contraintes appliquées au sol (chapitre 5). Aucune fonction particulière ne lui permet de prendre en compte le travail du sol ou l'évolution de l'agrégation et désagrégation par exemple. Cependant, puisque la prédiction est assez bonne dans la plupart des cas, il semble que les facteurs "conditions de décomposition" soient plus importants que les facteurs liés à l'historique des contraintes à l'échelle de temps étudié. Pour une observation à une échelle plus fine, leur importance serait peut être plus grande. Rétrospectivement, on peut donc penser que les prélèvements au champ et les expériences au laboratoire produisent des échantillons comparables, pour ce test de stabilité structurale et à cette échelle de temps.

6.4.2 Utilisation de la fonction "caractéristiques des M.O.A."

La fonction prenant en compte les caractéristiques des matières organiques apportées produit des résultats contrastés. Le résultat est aléatoire selon le cas, bon pour le mélange CF x FB ou mauvais pour Co FB. Le petit nombre de données utilisées pour calculer les relations expliquent en partie ces différences. Cependant, comme nous l'avons déjà observé dans le chapitre 4, l'utilisation de la qualité initiale des produits est problématique, même pour essayer de prédire la minéralisation du carbone. Ces problèmes sont principalement d'ordre méthodologique, particulièrement quand la gamme de produits étudiés est importante (Vanlauwe *et al.*, 1997).

Vis à vis de l'hypothèse générale de ce travail, le point clé est de pouvoir décrire l'activité biologique de la décomposition. Dans ce cas, une méthode envisageable pour décrire la qualité des produits est d'utiliser la courbe de minéralisation du carbone en conditions contrôlées (Campell *et al.*, 1991) et de produire à partir de base de données des typologies de

produits (Morvan *et al.*, 2004). Cette méthode de caractérisation peut poser problème, car elle demande du temps d'acquisition et la construction de la typologie doit prendre en compte l'échantillonnage le plus large possible. L'avantage de cette méthode de caractérisation est de disposer une donnée intégrant déjà les différentes interactions entre la biomasse microbienne et le produit. Ce résultat est facile d'accès et utilisable dans un premier temps pour donner un conseil agronomique.

Une autre fonction de caractérisation des produits a été créée à partir de la courbe de minéralisation du C. Elle reprend les même hypothèses de paramétrage que la fonction utilisant les compartiments biochimiques.

A : Activité biologique sur l'ensemble de la cinétique ⇨ cumul final % C-CO2 / C apporté

B : Augmentation initiale de la stabilité ⇨ Vitesse de minéralisation à 5 jours 25°C

C : Activité biologique lors de la phase 2 ⇨ Vitesse de minéralisation à 20 jours 25°C

La description de cette fonction est présentée en annexe 6. Elle est suffisante pour classer des produits entre eux et pour modéliser le comportement d'un produit au champ dans l'intervalle d'erreur du même ordre que les mesures. A partir des données de minéralisation du carbone apportée présentes dans la littérature, on peut donc prédire l'effet d'une grande quantité de produits.

Une analyse de sensibilité des paramètres de ces deux fonctions de prise en compte de la qualité des matières organiques pour prédire la stabilité structurale a été réalisée (annexe 7). Il en ressort que le paramètre le plus sensible est celui qui détermine l'amplitude de l'activité biologique en même temps que la variation de la stabilité structurale.

L'ensemble de ces éléments de modélisation valide l'hypothèse générale de cette étude dans son domaine de définition et à l'échelle de l'année culturale : " *L'effet de l'apport de produits organiques sur la stabilité structurale est d'autant plus important que les propriétés initiales du produit favorisent l'activité biologique".*

Conclusion

Conclusion générale

L'objectif de ce travail était de mettre en relation l'évolution de la stabilité structurale et les caractéristiques initiales de produits organiques apportés au sol au cours de leur décomposition. Cet objectif s'inscrit dans le contexte scientifique de la compréhension des dynamiques de stabilisation des agrégats en fonction des dynamiques de décomposition des matières organiques et dans le contexte technique de la définition de produits utilisables par les agriculteurs pour améliorer la qualité physique de leurs sols.

Cette étude s'est articulée en quatre parties :

- Une étude expérimentale en conditions contrôlées de l'effet de différentes matières organiques sur l'évolution de différents facteurs agrégeants et sur l'évolution de la stabilité structurale.
- Une caractérisation des produits organiques et une mise en relation avec les évolutions des différents paramètres mesurés en conditions contrôlées
- Une validation des résultats expérimentaux du laboratoire dans les conditions d'un essai de plein champ
- La proposition d'un modèle de prédiction de l'effet d'un produit organique apporté au sol sur la stabilité structurale au champ à partir de ces caractéristiques initiales.

Principaux résultats de cette étude

L'étude bibliographique nous a permis de définir plusieurs points qui ont par la suite servi de cadre à ce travail. Les travaux concernant les modalités de désagrégation des agrégats nous ont permis de choisir une méthode de mesure de la stabilité structurale, la méthode proposée par Le Bissonnais (1996a), capable de prendre en compte différentes situations de contraintes physiques applicables à un sol. La littérature traitant de l'agrégation par la matière organique du sol nous a permis de choisir les facteurs agrégeants susceptibles d'avoir une importance au cours de la décomposition des matières organiques. Les travaux concernant la

décomposition de la matière organique nous ont permis de définir les facteurs influençant la décomposition et les méthodes utilisables pour déterminer les caractéristiques de la qualité initiale des produits organiques. Enfin, la revue de la littérature traitant de l'effet des produits organiques sur la stabilité structurale nous a permis de définir une typologie des produits que nous avons utilisée par la suite.

L'étude expérimentale en conditions contrôlées a permis d'observer les mécanismes de mise en place de la stabilisation de l'agrégat au cours de la décomposition d'une matière organique. Nous avons observé que l'activité biologique générée par l'apport détermine l'effet du produit sur la stabilité structurale dans le temps. Cet effet peut être quantitatif, c'est le cas des polysaccharides sécrétés par les micro-organismes décomposeurs, ou qualitatif, c'est l'effet des hyphes mycéliens. Nous avons aussi observé que l'action des facteurs agrégeants s'opposait particulièrement à un mécanisme de désagrégation : les polysaccharides à la micro-fissuration (testée par l'humectation lente) et les hyphes de champignons à l'éclatement (testé par l'humectation rapide) et dans une moindre mesure à la désagrégation mécanique. Nous avons d'autre part constaté qu'il n'y avait pas d'additivité d'effets entre deux produits sur la stabilité structurale dans nos conditions expérimentales et aux doses utilisées.

Les différentes méthodes de caractérisation de la qualité des matières organiques nous ont servi à mesurer la diversité des caractéristiques et de situations présentes dans notre gamme de produits. Elles nous ont aussi permis de mettre en évidence des éléments d'évolution des effluents d'élevage au cours du temps. Cependant, nous avons constaté que ces méthodes étaient limitées par leur domaine d'application et ne permettaient pas de décrire dans tous les cas la minéralisation de la matière organique et donc l'activité biologique générée et la stabilité structurale. Nous avons proposé une nouvelle méthode de caractérisation, l'attaque enzymatique, qui pourrait permettre mieux prendre en compte la caractérisation de la qualité pour une large gamme de produits organiques. A partir des résultats expérimentaux du chapitre précédent et des caractérisations des produits de ce chapitre, nous avons établi une relation entre la stabilité structurale à l'humectation lente et les concentrations en sucres solubles, hémicellulose + cellulose et équivalent lignine. L'effet des produits sur les autres types de stabilité structurale était ponctuel et pas difficilement reliable à une caractéristique particulière des M.O.A.

La hiérarchie d'effet des produits était respectée dans ces grandes lignes entre les expériences en conditions contrôlées et l'expérimentation au champ. L'intensité de l'activité biologique était aussi un des facteurs principaux de l'évolution de la stabilité structurale dans les conditions de plein champ. Nous avons observé que d'autres facteurs étaient à prendre en compte : l'historique des contraintes appliquées au sol, particulièrement ici le travail du sol, les arrières effets d'un produit d'une année à l'autre, la périodicité des apports avaient leur importance dans ce cas. Les relations entre facteurs agrégeants et type de stabilité structurale observées au laboratoire n'ont pas pu être mises en évidence au champ. En revanche, nous avons observé que les produits présentant une activité biologique importante amélioraient aussi d'autres propriétés physiques, biologiques et chimiques du sol.

Ces différents résultats expérimentaux nous ont permis de proposer une démarche de modélisation. Nous avons construit le modèle Pouloud, modèle visant à prédire l'évolution de la stabilité structurale à l'humectation lente après un apport de produit organique à l'échelle de l'année à partir des caractéristiques initiales du produit avec une erreur du même ordre que la variabilité des mesures au champ. Ce modèle prenait en compte différents facteurs influençant la dynamique de décomposition de la matière organique : la température, l'humidité et la disponibilité en azote minéral. Les simulations du modèle permettaient de reproduire les mesures de stabilité structurale au champ pour une partie des produits utilisés dans cette étude. L'utilisation du modèle nous a permis de constater que dans les conditions de cette étude, l'effet de la décomposition des produits organiques permet d'expliquer une part majeure de l'évolution de la stabilité structurale après l'apport, devant les autres facteurs existant au champ. L'utilisation du modèle pour des scénarios contrastés nous a permis de mettre en évidence l'importance de la date d'apport sur la prédiction de l'évolution de la stabilité structurale. D'autres données expérimentales sont nécessaires pour valider cette première intention de modélisation, particulièrement pour prendre en compte l'évolution de la stabilité structurale à la désagrégation mécanique et à l'humectation rapide.

Application agronomique de cette étude

Nous proposons un schéma de synthèse résumant les différentes observations réalisées au cours de cette étude et correspondant à l'hypothèse initiale de ce travail (figure 79).

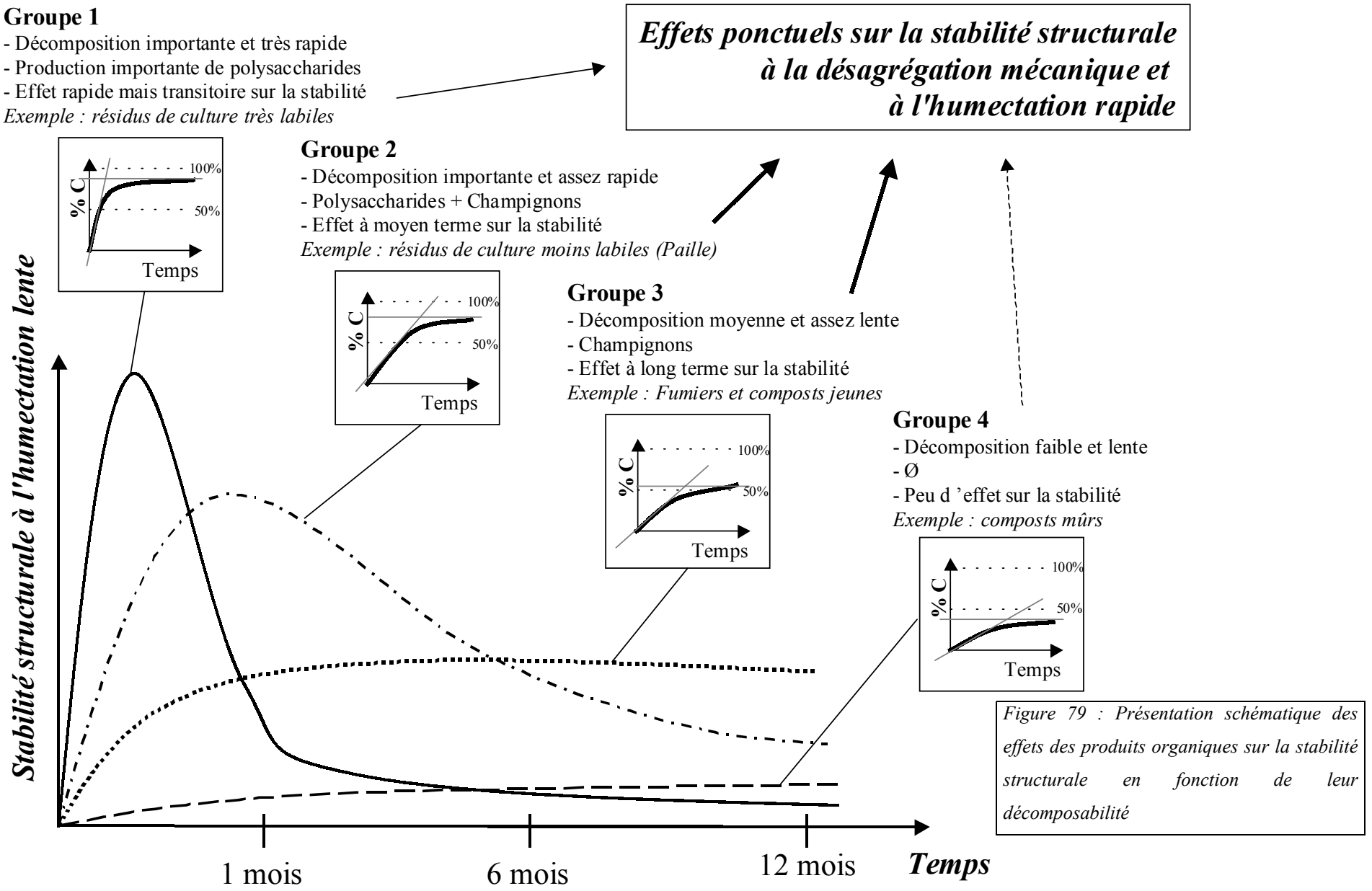


Figure 79 : Présentation schématique des effets des produits organiques sur la stabilité structurale en fonction de leur décomposabilité

Ce schéma de synthèse est proche de celui que proposait Monnier (1965). Il le précise sur certains points :

- Les groupes de produits organiques sont définis par leur aptitude à générer de l'activité biologique au cours de leur décomposition (d'une décomposition importante et très rapide pour les produits du groupe 1 à une décomposition lente et faible pour les produits du groupe 4). Les produits organiques peuvent être classés dans l'une ou l'autre catégories en fonction de la minéralisation de leur carbone en conditions contrôlées.
- Des facteurs agrégeants, polysaccharides et champignons, correspondent aux différents groupes de produits.
- Les effets des produits sont différents selon les tests de stabilité utilisés : l'effet est continu sur la stabilité structurale mesurée par le test à l'humectation lente et ponctuel pour les tests à l'humectation rapide et à la désagrégation mécanique. Les groupes 2 et 3 ont un effet supérieur sur les stabilités structurales à contraintes fortes. L'effet des produits du groupe 4 n'a pas été observé et reste donc potentiel.
- Ce schéma est valable à l'échelle de l'année culturale. Les principales évolutions se font dans les premiers mois après l'apport.

Du point de vue agronomique, l'action de ces produits doit être mise en parallèle avec les autres propriétés de ces matières organiques, particulièrement avec la **valeur fertilisante** de ces apports. Comme nous avons pu le voir précédemment, les dynamiques de minéralisation de l'azote sont très différentes, de situations où la minéralisation nette est positive (cas du chou-fleur) à des situations où la minéralisation nette est négative (cas de la paille). La typologie des produits n'est à priori pas commune entre les effets des produits sur l'azote et sur la stabilité structurale. En revanche, il est possible d'adapter des fonctions de minéralisation de l'azote à partir des quatre groupes définis en rajoutant des caractéristiques initiales adaptées. Par exemple, il serait possible de proposer une allure générale de minéralisation de l'azote à partir des courbes type de minéralisation du carbone de la figure 78 et du ratio C/N du produit.

Comme dans le cas de la valeur fertilisante, la valeur amendante du produit doit être considérée en synchronie avec les besoins et les nécessités de la plante (Giller *et al.*, 2002). Nous avons vu que l'action des produits est différente selon le test utilisé et que les tests de la stabilité structurale ont des importances différentes au cours de l'année culturale. Le choix du produit doit être en accord avec les besoins de la plante. Si le problème principal de la culture est l'émergence des plantules au moment des pluies d'orage, l'utilisation d'un produit capable d'augmenter la stabilité structurale HR serait envisageable. Si c'est l'enracinement de la culture qui pose problème, il faudra rechercher un produit capable d'améliorer la stabilité structurale depuis le moment où la graine est semée jusqu'à ce que le système racinaire soit établi. D'autre part, comme nous l'avons vu en simulant des apports à différentes dates, l'effet du produit dépend fortement de la date d'apport.

Nous avons réussi à décrire l'évolution de la stabilité structurale HL dans le temps de façon assez précise. En revanche, l'effet des produits sur les stabilités HR et DM est plus difficile à positionner dans le temps. Des expériences en conditions contrôlées, il ressort que l'on peut s'attendre à améliorer ces stabilités structurales lorsque l'on favorise la biomasse fongique. On peut bien sûr choisir des produits contenant des substrats favorisant les champignons, comme la cellulose et la lignine. Les champignons sont aussi favorisés par d'autres conditions, comme la localisation en surface des produits par exemple (Holland et Coleman, 1987 ; Frey *et al.*, 1999).

L'utilisation de mélanges de produits avec l'idée d'additionner les valeurs fertilisantes des uns avec les valeurs amendantes des autres n'est pas très probante ici. Ceci est sans doute dû aux caractéristiques particulières du chou-fleur. Cette piste d'étude semble pourtant prometteuse et peut être un outil à développer dans le cadre de l'amélioration des systèmes de culture.

Compte tenu du pas de temps considéré dans cette étude, nos interprétations se sont limitées à l'analyse des effets des produits sur la stabilité structurale à l'échelle de l'année culturale. D'autres études seraient nécessaires pour considérer l'effet des produits à long terme. Ces différents résultats pourraient aussi avoir un certain intérêt en ce qui concerne l'étude du cycle du carbone et précisément de la séquestration du carbone. La séquestration par protection physique de la matière organique à l'intérieur d'agrégats stables est un mécanisme majeur du stockage de carbone dans les sols (Jastrow et Miller, 1997).

Limites et perspectives à cette étude

Cette étude présente aussi un certain nombre de limites permettant de proposer des perspectives à ce travail.

Comme nous avons pu le voir, le concept de stabilité structurale est difficile à définir par une mesure précise. Il est difficile de décrire un mécanisme précis et dans le même temps de définir la résistance à une contrainte physique existant dans en conditions réelles. Malgré l'utilisation de la méthode Le Bissonnais (1996a) qui est sans doute la méthode aujourd'hui disponible la plus à même de décrire à la fois différents mécanismes et différentes situations, nos conclusions sur l'effet des produits restent relatifs à ces tests, et pas à des mesures avec des grandeurs physiques mesurables directement, comme des mesures d'énergie appliquée par exemple. L'utilisation d'autres approches pourrait permettre de mieux comprendre les phénomènes intervenant lors de la désagrégation. L'utilisation de modèles décrivant l'agrégat comme un réseau de zone de fractures (en utilisant des descriptions fractales) peut permettre de mieux estimer la stabilité de l'agrégat (Diaz Zorita *et al.*, 2002). D'une manière générale, la prise en compte des "points faibles", là où la liaison entre les particules est la plus fragile, peut être une piste d'étude intéressante. Plusieurs auteurs ont observé que le renforcement de ces zones est suffisant pour augmenter la stabilité structurale de l'agrégat (Kay, 1998). L'étude des facteurs agrégeants intervenant dans ces zones précises peut permettre d'améliorer notre compréhension de la mise en place de l'agrégation.

Comme il a été discuté dans le chapitre 4, la caractérisation de la matière organique pose aussi des problèmes méthodologiques. Les besoins en caractérisation sont de deux ordres : d'une part, une caractérisation précise de la qualité pour comprendre les mécanismes d'évolution de la matière organique, d'autre part une caractérisation simple, robuste et fonctionnelle, répétable pour l'ensemble de la gamme de produits afin d'être utilisée dans des modèles de prédiction. Le développement de l'attaque enzymatique proposé dans cette étude pourrait permettre de renseigner ces deux nécessités de connaissance. De la même façon, la description précise des facteurs agrégeants est aussi un développement méthodologique à envisager. La caractérisation précise des polysaccharides dans le sol et une meilleure caractérisation des communautés microbiennes permettraient de mieux comprendre la mise en place de l'agrégation et de la stabilisation.

Cette étude a été réalisée pour un sol limoneux présentant une faible teneur en matière organique. Il est évident que les caractéristiques du sol ont un rôle majeur sur la stabilité structurale et aussi sur l'effet des produits organiques sur la stabilité structurale. Les effets peuvent être différents en fonction de la texture du sol, de la quantité et de la qualité de la matière organique du sol. L'effet de ces différents paramètres pourrait être testé en comparant différents sols avec des produits organiques type provenant des 4 groupes que nous avons définis. Pour ce qui est de la texture et de la teneur en matière organique, il est sans doute possible de proposer des règles de pédo-transferts, de la même façon que les triangles de stabilité structurale ont été construits. La qualité de la matière organique du sol est sans doute plus difficile à prendre en compte, car il faut définir quelle fraction de cette M.O.S. est active ou activée lors de l'apport. La détermination de groupe de molécules précis, comme les polysaccharides présents dans le sol peut permettre de construire des indicateurs de comportement du sol. D'autre part, ce travail serait aussi à comparer avec d'autres experimentations avec conditions climatiques plus drastiques, car sous climat tempéré océanique, la décomposition est favorisée par l'humidité et la douceur des températures et peu perturbée par des évènements ponctuels violents.

Cette étude s'est limitée à évaluer l'effet d'un apport pour un sol nu. Or il existe des interactions entre l'effet lié à l'apport et l'effet de la plante sur la stabilité structurale (Miller et Jastrow, 1990). En particulier, les racines jouent un rôle agrégeant direct et favorisent le développement des hyphes mycéliens et de l'activité biologique en règle générale dans la rhisophère. L'ajout d'une plante dans le système pourrait être une prochaine étape à ce travail. Il existe aussi d'autres leviers d'action pour améliorer la stabilité structurale. A l'échelle du système de culture, la modification des rotations (Kay, 1990; Angers *et al.*, 1992) ou la réduction du travail du sol (Elliott, 1986 ; Beare *et al.*, 1994 ; Kay, 1990 ; Six *et al.*, 2000) peuvent être des solutions envisageables. A l'échelle du système de culture et dans la perspective de construire de nouveaux itinéraires techniques, c'est dans l'association de ces différentes méthodes que peut se raisonner une amélioration de la stabilité structurale et au-delà de la qualité physique des sols.

Bibliographie

Bibliographie

Adb El-Kader, N., 2004, Intérêt environnemental et agronomique d'une gestion conservative de l'azote et du carbone lors du compostage d'effluents d'élevage. Thèse de l'ENSAR, 118 pages + annexes

Abiven, S., Recous, S., Reyes, V., Oliver, R., soumis à Biol. Fert. Soils, Quality of root-, stem- and leaf-residues and it impact on C and N mineralisation in soil

Acton, C.J., Rennie, D.A., Paul, E.A., 1962, The relationship of poysaccharides to soil aggregation, Can. J. Soil Sci., 43, 201-209

Adesodun, J.K, Mbagwu, J.S.C., Oti, N., 2001, Structural stability and carbohydrate contents of an ultisol under different management systems. Soil Till. Res., 60, 135-142

AFNOR, 1993, Détermination de la cellulose brute. Ed. AFNOR, 11 pages

Ajwa, H.A., Tabatabai, M.A., 1994, Decomposition of different organic materials in soils. Biol. Fert. Soils, 18, 175-182

Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001, Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil, Bioresource Technol., 76, 125-129

Allison, M.F., Killham, K., 1988, Response of soil microbial biomass to straw incorporation. J. Soil Sci., 39, 237-242

Amelung, W., Cheshire, M.V., Guggenberger, G., 1996, Determination of neutral and acidic sugars in soil by capillary gas-liquid chromatography after trifluoroacetic acid hydrolysis. Soil Biol. Biochem., 28, 1631-1639

Amir, H., Pineau, R., 1998, Influence of plants and cropping on microbiological characteristics of some New Caledonian ultramafic soils. Aust. J. Soil Res., 36, 457-471

Anderson, J.P.E., Domsch, K.H., 1973, Quantification of bacterial and fungal contribution to soil respiration. Arch. Microbiol., 93, 113-127

Angers, D.A., 1992, Changes in soil aggregation and organic carbon under corn and Alfalfa, Soil Sci. Soc. Amer. J., 56, 1244-1249

Angers, D.A., N'Dayegamiye, A., 1991, Effects of manure application on carbon, nitrogen, and carbohydrate contents of a silt loam and its particle-size fractions. Biol. Fertil. Soils, 11, 79-82

Angers, D.A., Caron, J., 1998, Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. Biogeochemistry, 42, 55-72

Angers, D.A., Carter, M.R., 1996, Aggregation and Organic Matter Storage in Cool, Humid Agricultural Soils. Advances in Soil Science, eds M.R. Carter and B.A. Stewart, 193-211

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., Recous, S., 1997, Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particles size. Plant Soil, 189, 197-203

Angers, D.A., Recous, S., Aita, C., 1997, Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of $^{13}C^{15}N$- labelled wheat straw in situ. Eur. J. Soil Sci., 48, 295-300

Aoyama, M., Angers, D.A., N'Dayegamiye, A., 1999, Particular and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. Can. J. Soil Sci., 295-302

Aufrère, J., Michalet-Doreau, B., 1988, Comparison of methods for predicting digestibility of feeds. Anim. Feed Sci. Tech., 20, 203-218

Aufrère, J., Graviou, D., Demarquilly, C., Andrieu, J., Emile, J.C., Giovanni, R., Maupetit, P., 1992, Estimation of organic matter digestibility of whole maize plants by laboratory methods. Anim. Feed Sci. Techn., 36, 187-204

Badalucco, L., Pomarès, F., Grego, S., Landi, L., Nannipieri, P., 1994, Activity and degradation of streptomycin and cycloheximide in soil. Biol. Fert. Soils, 18, 334-340

Baize, D., 1995, Référentiel pédologique. Ed. INRA, 332 pages

Bailey, V. L., Smith, J. L., Bolton Jr, H., 2002, Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. Soil Biol. Biochem. 34, 997-1007

Beare, M.H., Bruce, R.R., 1993, A comparison of methods for measuring water-stable aggregates – implications for determining environmental effects on soil structure. Geoderma, 56, 87104

Beare, M.H., Neely, C.L., Coleman, D.C., Hargrove, W.L., 1990, A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. Soil Biol. Biochem. 22, 585-594

Beare, M.H., Parmelee, R.W., Hendrix, P.F., Cheng, W., Coleman, D.C., Crossley, D.A., 1992, Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. Ecol. Monogr., 62, 569-591

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 INA P-G, 320 pages + annexes

Bonnin, E., Renard, C., Thibault, J.F., Ducroo, P., 1997, Les enzymes de dégradation des parois végétales : mode d'action et utilisations alimentaires. In Enzymes en agroalimentaire, Sciences et Techniques Agroalimentaires, Ed. Larreta-Garde, V., 167-200

Bradford, J.M., Ferris, J.E., Remley, P.A., 1987, Interrill soil erosion processes: II. Relationship of splash detachment to soil properties. Soil Sci. Soc. Amer. J., 51, 1571-1575

Bremer, E., Houtum, W.V., Kessel, C.V., 1991, Carbon dioxide evolution from wheat and lentil residues as affected by grinding, added nitrogen and absence of soil. Biol. Fertil. Soils, 11, 221-227

Bresson, L.M, Boiffin, J., 1990, Morphological characterization of soil crust development stages on an experimental field. Geoderma. 47, 301-325

Broadbent, F.E., Bartholomew, W.V., 1948, The effect of quantity of plant material added to the soil on its rate of decomposition. Proc. Soil Sci. Soc. Amer., 13, 271-274

Bronick, C.J., Lal, R., 2004, Soil structure and management: a review. Geoderma, sous presse.

Bossuyt, H., Denef, K., Six J., Frey, S.D., Merckx, R., Paustian, K., 2001, Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability, Appl. Soil Ecol., 16, 195-208

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

Bouché, M.B., 1972, Lombriciens de France. Ecologie et Systématique. I.N.R.A. (Ann. Zool.-écol. anim. numéro hors série 72/2), Paris, 671p.

Bourget, S.J., Kemp, J.G., 1957, Wet siewing apparatus for stability analysis of soil aggregates. Can. J. Soil Sci., 37-60

Burket, J. Z., Dick., R. P., 1997, Long-term vegetation management in relation to nitrogen accumulation and mineralization of plant residues in soils. In G. Cadisch and K. E. Giller (eds.), Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition, CAB Int., Oxon, UK. Ch. 22, 283-296

Burns, I.G., 1974, A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. J. Soil Sci., 25, 165-178

Bryan, R.B., 1968, The development, use and efficiency of indices of soil erodibility. Geoderma, 2, 5-26

Buschiazzo, D.E., Aimar, S.B., Babinee, F.J., Ferramola, L., 1994, Un método para la determinacìon de estabilidad de agregados en seco en suelos de la regìon semiàrida pampeana central (Argentina). Ciencia del Suelo, 12, 32-34

Caesar-TonThat, T.C., Cochran, V.L., 2000, Soil aggregate stabilization by a saprophytic lignin-decomposing basidiomycete fungus I. Microbiological aspects. Biol. Fert. Soils, 32, 374-380

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. Appl. Soil Ecol., 18, 99-116

Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1993, Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions, Geoderma, 56, 449-457

Campbell, C.A., Lafond, G.P., Leyshon, A.J., Janzen, H.H., 1991, Effect of cropping practices on the initial potential rate of N mineralisation in a thin black chernozem. Can. J., Soil Sci., 71, 43-53

Caron, J., Kay, B.D., Stone, J.A., Kachanoski, R.G., 1992, Modeling temporal changes in structural stability of a clay loam soil. Soil Sci. Soc. Amer. J., 56, 1597-1604

Ceccanti, B., Alcaniz-Baldellou, J.M., Gispert-Negrell, M., Gassiot-Matas, M., 1986, Characterization of organic matter from two different soils by pyrolysis-gas chromatography and isoelectric focusing. Soil Sci., 142, 83-90

Chan, K.Y., Mullins, C.E., 1994, Slaking characteristics of some Australian and British soils. Eur. J. Soil Sci., 45, 273-283

Chenu, C., 1989, Influence of a fungal polysaccharide, scleroglucan, on clay microstructures. Soil. Biol. Biochem., 21, 299-305

Chenu, C., Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 2000, Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. Soil Sci. Soc. Amer. J., 64, 1479-1486

Chepil, W.S., 1952, Improved rotary sieve for measuring state and stability of dry soil structure. Soil Sci. Amer. Proc., 16, 113-117

Chesson, A., 1997, Plant degradation by ruminants: parrallels with litter decomposition in soil. Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 3, 47-66

Cheshire, M.V., Hayes, M.H.B., 1990, Composition, Origins, Structures and reactivities of soil polysaccharides. In Soil colloids and their associations in aggregates, ed. by De Boolt *et al.*, 307-336

Cheshire, M.V., Russell, J.D., Fraser, A.R., Bracewell, J.M., Robertson G.W., Benzing-Purdie L.M., Ratcliffe C.I., Ripmeester J.A., Goodman B.A., 1992, Nature of soil carbohydrate and its association with soil humic substances. J. Soil Sci., 43, 359-373

Cheshire, M.V., Dumat, C., Fraser, A.R., Hillier, S., Stauton, S., 2000, The interaction between soil organic matter and soil clay minerals by selective removal and controlled addition of organic matter, Eur. J. Soil Sci., 51, 497-509

Christensen, B.T., 1985, Decomposability of barley straw: effect of cold water extraction on dry weight and nutrient content. Soil Biol. Biochem., 17, 93-97

Christensen, B.T., 1992, Physical Fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. Advances in Soil Science, eds Springer Verlag NY, Vol. 20, 1-90

Churchman, G.J., Tate, K.R., 1987, Stability of aggregates of different size grades in allophanic soils from volcanic ash in New Zealand, J. Soil Sci., 38, 19-27

Collins, H.P., Elliott, L.F., Rickman, R.W., Bezdicek, D.F., Papendick, R.I., 1990, Decomposition and interactions among wheat residue components. Soil Sci. Soc. Amer. J., 54, 780-785

Collignon, N., 2004, Etude de la dessication de produits organiques fermentessibles. Rapport de stage EME Rennes, 34 pages + annexes

Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols, 1967, Classification des sols. 96 pages

Contreras Lara, D., Gutierrez Chavez, L., Valdivia Macedo, I., Govea Casares, R., Ramirez Carrillo, J. T., 1999, Two techniques for measuring neutral detergent (NDF) and acid detergent fibers (ADF) in forages and by-products. Archivos de Zootecnia, 48: 351-354

Coquet, Y., Boucher, A., Labat, C., Vachier, P., Roger-Estrade, J., 2000, Caractérisation hydrodynamique des sols à l'aide de l'infiltromètre à disques. Etudes et Gestion des Sols, 7, 7-24

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 (4), 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 ^{14}C-glucose. Soil Biol. Biochem., 28, 453-462

Degens, B.P., Sparling, G.P., Abbott, L.K., 1996, Increasing the length of hyphae in a sandy soil increases the amùount of water-stable aggregates, Appl. Soil Ecol., 3, 149-159

De Lavaissière, C., (2002), Détermination des humidités caractéristiques de plusieurs mélanges sol-produits organiques : implications agronomiques. Projet Scientifique Ingénieur ENSAR, 10 pages

De Leenheer, L., De Boolt, M., 1959, Determination of aggregate stability by the change in mean weight diameter. Proceedings of the international symposium on soil structure, Gent, Medelingen van de Landbouwhogenschool, 24, 290 - 300

De Leij, F.A.A.M., Whipps, J.M., Lynch, J.M., 1993, The use of colony development for characterization of bacterial communities in soil and on roots. Microb. Ecol. 27, 81-97

De Leo, P.C., Baveye, P., Ghiorse, W.C., 1997, Use of confocal laser scanning microscopy on soil thin-sections for improved characterization of microbial growth in unconsolidated soils and aquifer materials. J. Microbiol. Meth., 30, 193-203

Denef, K., Six, J., Paustian, K., Merckx, R., 2001, Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: short-term effects of physical disturbance induced by dry-wet cycles. Soil Biol. Biochem., 33, 2145-2153

De Noni, G., Blavet, D., Laurent, J.Y., Le Bissonnais, Y., Asseline, J., 2002, Proposal of soil indicators for spatial analysis of carbon stocks evolution. In : 17th World congress of soil science, p 13 paper 1783, Symp. 05, Bangkok, Thailand

Dignac, M.F., 1998, Caractérisation chimique de la matière organique aucours du traitement des eaux usées par boues activitées. Thèse Université Paris VI, 303 pages

Dignac, M.F., Houot, S., Francou, C., Derenne S., soumis à Org. Geochem., Pyrolytic study of compost and waste organic matter

Diaz-Zorita, M., Perfect, E., Grove, J.H., 2002, Disruptive methods for assessing soil structure. Soil Till. Res., 64, 3-22

De Ploey, J., Poesen, J., 1985, Aggregate stability, runoff generation and interrill erosion. In Geomorphology and Soils, Eds. Richards, K.S., Arnett, R.R., Ellis, S., 99-120

Dexter, A.R., 1988, Advances in characterization of soil structure. Soil. Till. Res., 11, 199-238

Dinel, H., Mehuys, G.R., Lévesque, M., 1991, Influence of humic and fibric materials on the aggregation and aggregate stability of lacustrine silty soil. Soil Sci., 151, 146-158

Dubois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F., 1956, Colorimertic method for determination of sugars and related substances. Anal. Chem., 28, 350-356

Dutartre, P., Bartoli, F., Andreux, F., Portal, J.M., Ange, A., 1993, Influence of content and nature of organic matter on the structure of some sandy soils from West Africa. Geoderma, 56, 459-478

Edwards, A.P., Bremner, J.M., 1967, Dispersion of soil particles by sonic vibration, J. Soil Sci., 18, 47 – 63

Elliott, E.T., 1986, Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. Soil Sc. Soc. Amer. J., 50, 627-633

Elliott, E.T., Coleman, D.C., 1988, Let the soil work for us. In Ecological implications of contemporary agriculture. Proceedings of the 4th European Ecology Symposium, 7-12 September 1986, Wageningen., Ecol. Bull. 39, 23-32

Emerson, W.W., 1967, A classification of soil aggregates based on their coherence in water. Aust. J. Soil Res., 5, 47-57

Englyst, H.N., Cummings,J.H., 1984, Simplified method for the measurement of total non-starch polysaccharides by gas-liquid chromatography of constituent sugars as alditol acetates. Analyst. 1984, 109, 937-942

Farres, P.J., 1987, The dynamics of rainsplash erosion and the role of soil aggregate stability. Catena, 14, 119-130

Feller, C., François, C., Villemin, G., Portal, J.M., Toutain, F., Morel, J.L., 1991, Nature des matières organiques associées aux fractions argileuses d'un sol ferralitique. Comptes rendus de l'Académie des sciences de Paris, 312, 1491-1497

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 INA P-G, 288 pages

Freijer, J.I., Bouten, W., 1991, A comparison of field methods for measuring soil carbon dioxide evolution: experiments and simulation. Plant Soil, 135, 133-142

Frey, S.D., Elliot, E.T., Paustian, K., 1999, Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. Soil Biol. Biochem. 31, 573-585

Fruit, L., Recous, S., Richard, G., 1999, Plant residue decomposition: effect of soil porosity and particle size. In effect of mineral-organic microorganism interactions on soil and freshwater environments, Ed Berthelin *et al.*, 189-196

Fortun, A., Fortun, C., Ortega, C., 1989, Effect of farmyard manure and its humic fractions on the aggregate stability of a sandy-loam soil, J. Soil Sci., 40 (2), 293-298

Fuller, L.G., Goh, T.B., 1992, Stability – energy relationships and their application to aggregation studies. Can. J. soil Sci., 72, 453-466

Gaillard, V., Chenu, C., Recous, S., Richard, G., 1999, Carbon, nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil, Eur. J. Soil Sci., 50, 567-578

Gaillard, V., Chenu, C., Recous, S., 2003, Carbon mineralisation in soil adjacent to plant residues of contrasting biochemical quality. Soil Biol. Biochem., 35, 93-99

Gambiel, A., Austerweil, M., Kritzman, G., 2000, Non-chemical approach to soilborne pest management – organic amendments. Crop prot., 19, 847-853

Garcia, C., Hernandez, T., Costa, F., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Calcinai, M., 1993, Evaluation of the organic matter composition of raw and composted municipal wastes. Soil Sci. Plant. Nutr., 39, 99-108

Garnier, P., Néel, C., Mary, B., Lafolie, F., 2001, Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. Eur. J. Soil Sci., 52, 253-268

Giller, K.E., Cadisch, G., Palm, C.A., 2002, The North-South divide ! Organic wastes, or resources for nutrient management ? Agronomie, 22, 703-709

Grieve, I.C., 1980, The magnitude and significance of soil structural stability declines under cereal cropping. Catena, 7, 79-85

Griffiths, B.S., Ritz, K., Ebblewhite, N., Dobson, G., 1999, Soil microbial community structure: Effects of substrate loading rates. Soil Biol. Biochem., 31, 145-153

Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J. O., Clarke, P., 1994, Soil structure and carbon cycling. Aust. J. Soil Res., 32, 1043-1068

Gollany, H.T., Schumacher, T.E., Evenson, P.D., Lindstrom, M.J., Lemme, G.D., 1991, Aggregate stability of an eroded and desurfaced Typic Argiustoll. Soil Sci. Soc. Am. J., 55, 811-816

Guckert, A., Chone, T., Jacquin F., 1975, Microflore et stabilité structurale des sols, Rev. Ecol. Biol. Sol, 12, 211-223

Hammel, K.E., 1997, Fungal degradation of lignin. Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 2, 33-45

Handayanto, E., Giller, K.E., Cadisch, G., 1997, Regulating N release from legume tree prunnings by mixing residues of different quality. Soil Biol. Biochem. 29, 1417-1426

Harris, R.F., Allen, O.N., Chesters, G., Attoe, O.J., 1963, Evaluation of microbial activity in soil aggregate stabilization and degradation by the use of artificial aggregates. Proc. Soil Sci. Soc. Amer., 27, 542-545

Harvey, P.J., Schoemaker H.E., Palmer, J.M.,1987, Lignin degradation by white rot fungi. Plant, Cell Envir., 10, 709-714

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., Swift, R.S., Stephen, R.C., 1991, Influence of mixed cropping rotation (pasture-arable) on organic matter content, stable aggregation and clod porosity in a group of soil. Soil. Till. Res., 19, 77-87

Heal, O.W., Anderson, J.M., Swift, M.J., 1997, Plant litter quality and decomposition : an historical overview. Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 1, 3-30

Hénin, S., Monnier, G., Combeau, A., 1958, Méthodes pour l'étude de la stabilité structurale des sols. Ann. Agron., 9, 73-92

Hénin, S., Gras, R., Monnier, G., 1969, Le profil cultural : L'état physique du sol et de ses conséquences agronomiques. Paris, Masson, 332 pages

Holland, E.A., Coleman, D.C., 1987, Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agrosystem. Ecology, 68, 425-433

Holz, S.C., Ingelmo, F., Canet, R., 2000, Long term effects of the application of sewage sludge and vegetal cover on some physical and physicochemical properties of a degraded arid soil. Agrochimica, 44 (3-4), 132-139

Houot, S., Chaussod, R., 1995, Impact of agricultural practices on the size and activity of the microbial biomass in a long term field experiment. Biol. Fert. Soils, 19, 309-316

Hu, S.J., Van Bruggen, A.H.C., Grünwald, N.J., 1999, Dynamics of bacterial populations in relation to carbon availability in a residue-amended soil. Appl. Soil Ecol., 13, 21-30

Ingham, R.E., Coleman, D.C., 1984, Effect of streptomycin, cycloheximide, fungizone, captan, carbofuran, cygon and PCNB on soil microorganisms. Microb. Ecol., 10, 345-358

Ingham, R.E., Trofymow, J.A., Ingham, E.R., Coleman, D.C., 1985, Interactions of bacteria, fungi and their nematode grazers: effects on nutrient cycling and plant growth. Ecol. Monogr., 55, 119-140

Jarrige, R., Grenet, E., Demarquilly, C., Besle, J.M., 1995, Les constituants de l'appareil végétal des plantes fourragères. Nutrition des Ruminants Domestiques - Ingestion et digestion, Ed. INRA, Ch. 2, 25-81

Jastrow, J.D., Miller, R.M., 1997, Soil Aggregate stabilisation and carbon sequestration : feedbacks through organomineral associations. Soil Processes and the Carbon Cycle, eds by R., Lal, J.M., Kimble, R.F., Follett and B.A., Stewart, Ch. 15, 207-223

Jenkinson, D.S., 1977, Studies on the decomposition of plant material in soil. IV. The effect of rate of addition. J. Soil Sci., 28, 417-423

Jensen, L.S., Pedersen, A., Stenberg, B., Lundström, C., Breland, T.A., Henriksen, T.M., Palmason F., Gudmunson, J., Salo, T., 2002, Near-infra-red spectroscopy (NIR) for characterisation of plant residue quality - A new approach for predicting decomposition and nitrogen release in agricultural soils, World Congress of Soil Science, Bangkok Symp. 59, paper 758

Kachaka, S., Vanlauwe, B., Merckx, R., 1993, Decomposition and nitrogen mineralisation of prunning of different quality. In Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture, Edd. Mulongoy et Merckx. 199-208

Kay, B.D., 1990, Rates of changes of soil structure under different cropping systems. Advances in Soil Science, 12, 1-52

Kay, B.D., 1998, Soil structure and organic Carbon : A review. Soil Processes and the Carbon Cycle, eds by R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett and B.A. Stewart,13, 169-197

Kay, B.D., Rasiah, V., 1994, Structural aspects of soil resiliency. In Soil resilience and sustainable land use, Ed. Greenland, D.J. and Szabolcs, I., CAB international London, 449-468

Kemper, W.D., Rosenau, R.C., 1986, Aggregate stability and size distribution, In : Methods of soil analysis, part I, Agron. Monogr., 9, ed. A. Klute, American Society of Agronomy, Madison, WI

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

Kushwaha, C.P., Tripathi, S.K., Singh, K.P., 2001, Soil organic matter and water-stable aggregates under different tillage and residue conditions in a tropical dryland agroecosystem. Appl. Soil Ecol., 16, 229-241

Kuzyakov, Y., Friedel, J.K., Stahr, K. 2000, Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biol. Biochem., 32, 1485-1498

Ladd, J. N., Foster, R. C., Skjemstad, J. O., 1993, Soil structure: carbon and nitrogen metabolism. Geoderma, 56, 401-434

Lamandé, M., 2003, Effets de l'interaction des pratiques culturales et des communautés lombriciennes sur la structure du sol et son fonctionnement hydrique. Thèse ENSAR, 125 pages

Lavelle, P., 1983, The structure of earthworm communities. *In* Satchell J.E. (Ed.). Earthworm Ecology: from Darwin to vermiculture. Chapman & Hall, London, 449- 466.

Le Bissonnais, Y., 1990, Experimental study and modelling of soil surface crusting processes. In Catena supplement 17, Soil Erosion experiments and model. Ed R.B. Bryan, 13-28

Le Bissonnais, Y., Singer, M.J., 1993, Seal formation, runoff, and interrill erosion from seventeen California soils. Soil Sci. Soc. Amer. J., 57, 224-229

Le Bissonnais, Y., Renaux, B., Delouche, H., 1995, Interactions between soil properties and moisture content in crust formation, runoff and interill erosion from tilled loess soils. Catena, 25, 33-46

Le Bissonnais, Y., Le Souder, C., 1995, Mesurer la stabilité structurale des sols pour evaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. Etudes et Gestion des Sols, 2, 43-56

Le Bissonnais, Y., 1996a, Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. Eur. J. Soil Sci., 47, 425-437

Le Bissonnais, Y., 1996b, Soil Characteristics and Aggregate Stability. In Soil Erosion, Conservation and Rehabilitation. Ed M. Agassi, Ch. 3, 41-60

Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997, Aggregate stability ans 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., Cros-Cayot, S., Gascuel-Odoux, C., 2002, Topographic dependence of aggregate stability, overland flow and sediment transport. Agronomie, 22, 489-501

Le Duault, S., 2004, Nouvelle approche de la caractérisation biochimique de la matière organique exogène via les attaques enzymatiques, mémoire IUP Génie Biologique Rennes, 41 pages

Legout, C., Leguédois, S., Le Bissonnais, Y, 2004, Aggregate breakdown dynamics under rainfall compared with aggregate stability measurements, Eur. J. Soil Sci., sous presse

Leon-Gonzalez, F., Hernandez-Serrano, M.M., Etchevers, J.D., Payan-Zelaya, F., Ordaz-Chaparro, V., 2000, Short-term compost effect on macroaggregation in a sandy soil under low rainfall in the valley of Mexico. Soil. Till. Res., 56, 213-217

Lichtfouse, E., Chenu, C., Baudin, F., Leblond, C., Da Silva M., Behard F., Derenne S., Largeau C., Wehrung P., Albrecht P., 1998, A novel pathway of soil organicmatter formation by selective preservation of resistant straight-chain biopolymers: chemical and isotope evidence. Org. Geochem., 28 (6), 411-415

Linères, M., Djackovitch, J.L., 1993, Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. Matières organiques et agricultures, Quatrièmes journées de l'analyse de terre et cinquième forum de la fertilisation raisonnée, GEMAS-COMIFER, eds Decroux J. et Ignazi J.C., 159-168

Loch, R.J., 1989, Aggregate breakdown under rain: its measurement and interpretation. PhD thesis, University of New England, Australia

Low, A.J., 1967, Measurement of stability of moist soil aggregates to falling waterdrops according to Low. In: West-European methods for soil structure determination, 51-78, State Faculty of Agricultural sciences, Gent.

Lynch, J.M., 1990, The Rhizosphere. Eds J. Wiley and sons, Chichester

Lynch, J.M., Bragg, E., 1985, Microorganisms and soil aggregate stability. Advances in Soil Science, 2, 133-171

Ma, L., Shaffer, M.J., 2001, A review of carbon and nitrogen processes in Nine U.S. soil nitrogen dynamics models. In Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management, eds. Shaffer, M.J, Ma, L., Hansen, S., Ch. 4, 55-102

Mac Calla, T.M., 1944a, Water-drop method of determining stability of soil structure. Soil Sci., 58, 117 – 123

Mac Calla, T.M., 1944b, Influence of microorganisms and some organic substances on soil structure. Soil Sci., 58, 287-297

Mac Gechan, M.B., Wu, L., 2001, A review of carbon and nitrogen processes in European soil nitrogen dynamics models. In Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management, eds. Shaffer, M.J, Ma, L., Hansen, S., Ch. 5, 103 – 171

Malquori, A., Cecconi, S., 1962, Determinatione seriale dell'indice di structura del terreno. Agrochimica, 6, 199-205

Manichon, H., 1982, Influence des systèmes de culture sur le profil cultural : Elaboration d'une méthode de diagnostic basée sur l'observation morphologique. Thèse de l'INA P-G, 214 pages

Marinissen, J.C.Y., 1994, Earthworm populations and stability of soil structure in a silt loam soil of a recently reclaimed polder in the Netherlands. Agric. Ecosyst. Envir., 51, 75-87

Martens, D.A., Frankenberger W.T.Jr., 1992a, Decomposition of bacterial polymers in soil and their influence on soil structure. Biol. Fert. Soils, 13, 65-73

Martens, D.A., Frankenberger, W.T.Jr., 1992b, Modification of infitration rates in an organic-amended irrigated soil. Agron. J., 84, 707-717

Martens, D. A., 2000a, Management and crop residue influence soil aggregate stability. J. Env. Qual., 29 (3), 723-727

Martens, D.A., 2000b, Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling 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. Amer. J., 66, 1857-1867

Martens, D.A., Loeffelmann, K.L., 2002, Improved accounting of carbohydrate carbon from plants and soils. Soil Biol. Biochem. 34, 1393-1399

Martin, A., 1991, Short- and long-term effects of the endogeic earthworm Millsonia anomala (Omodeo) (Megascolecidae, Oligochaeta) of tropical savannas, on soil organic matter. Biol. Fert. Soils, 11, 234-238

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. Amer. Proc., 7, 218-222

Martin, J.P., Waksman, S.A., 1940, Influence of micro-organisms on soil aggregation and erosion, I, Soil Sci. 50, 29-47

Mary, B., Recous, S., Darwis, D., Robin, D., 1996, Interaction between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. Plant Soil, 181, 71-82

Mayton, H.S., Olivier, C., Vaughn, S.F., Loria, R., 1996, Correlation of fungicidal activity of brassica species with allyl isothiocyanate production in macerated leaf tissue. Phytopathology, 86, 267-271

Metzer, L., Levanon, D., Mingelgrin, U., 1987, The effect of sewage sludge on soil structural stability : Microbial aspects. Soil Sci. Soc. Amer. J., 51, 346-351

Middleton, H.E., 1930, Properties of soils which influence soil erosion. U.S. Dept. Agr. Tech. Bull., 178, 1-16

Miller, R.M., Jastrow, J.D., 1990, Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. Soil Biol. Biochem., 22, 579-584

Molina, J.A.E., Clapp, C.E., Shaffer, M.J., Chichester, F.W., Larson, W.E., 1983, NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behavior. Soil Sci. Soc. Amer. J. 47, 85-91

Molina, J.A.E., Smith, P., 1998, Modeling carbon and nitrogen processes in soils. Adv. Agron., 62, 253-298

Molope, M.B., Grieve, I.C., Page, E.R., 1987, Contributions 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, Thèse de la faculté des sciences de Paris, pp 140

Morvan, T., 1999, Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier. Thèse de Doctorat Université Paris 6, 146 pages

Morvan, T., Nicolardot, B., 2003, Decomposition of soluble compounds obtained after fractionation of different animal wastes, 12th Nitrogen Workshop, Exeter, UK

Morvan, T., Péan, L., Robin, P., 2004, Evaluation de l'intérêt du fractionnement de la matière organique d'effluents porcins pour en caractériser la biodégradation et la valeur fertilisante azotée. Journées de la Recherche Porcine, 36, 6 pages

Müller, T., Magid, J., Jensen, L.S., Nielsen, N.E., 2003, Decomposition of plant residues of different quality in soil – DAISY model calibration and simulation based on experimental data., Ecol. Model., 166, 3-18

Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G., 2003, Microbial diversity and soil functions, Plant Soil, 54, 655-670

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

Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B., 2001, Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. Plant Soil, 228, 83-103

Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Génermont, S., Morvan, T., Hénault, C., Flura, D., Robert, P., Marcovecchio, F., Linères, M., Morel, C., 2003, Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. In Les dossiers de l'environnement, spécial AGREDE, Ed. INRA, Paris, 15-26

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

Obi, M.E., Ebo, P.O., 1995, The effects of organic and inorganic amendments on soil physical properties and maize production in a severely degraded sandy soil in southern Nigeria. Bioresource Tech., 51, 117-123

Oglesby K.A., Fownes J.H. (1992), Effects of chemical composition on N mineralization from green manures of seven tropical species, Plant Soil,143,127-132.

Oldeman, L.R., Hakkeling., R.T.A., Sombroek, W.G., 1990, World map of the status of human-induced soil degradation. ISRIC, Wageningen, the Netherlands and UNEP, Nairobi, Kenya. Three maps and an explanatory note, iii + 34 pages.

Paillat, J.M., Robin, P, Hassouna, M., 2004, Influence de la dégradabilité du carbone et de l'azote sur les émissions de gaz carbonique et d'ammoniac. Synthèse de contract ADEME, 21 pages

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

Palm, C.A., Rowland, A.P., 1997, A minimum dataset for characterization of plant quality for decomposition. Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 28, 379-392

Papy, F., Boiffin, J., 1988, Influence des systèmes de culturesur les risques d'érosion par ruissellement concentré. I. Evaluation des possibilités de maîtrise du phénomène dans les exploitations agricoles. Agronomie, 8, 745 - 756

Paré, T., Dinel, H., Moulin, A.P., Townley-Smith, L., 1999, Organic matter quality and structural stability of a Black Chernozemic soil under different manure and tillage practices, Geoderma, 91(3-4), 311-326

Parkin, T.B., 1987, Soil microsites as a source of denitrification variability. Soil Sci. Soc. Amer. J., 51, 1194-1199

Parr, J.F., Papendick, R.I., 1978, Factors affecting the decomposition of crop residues by micro-organisms, Crop residue management systems, ed. Oswald W.R., Ch. 6, 101-129, Madisson, USA

Paul, E.A., 1992, Organic matter, decomposition, Encyclopedia of microbiology. 3, 289-303

Paustian, K., Agren, G., Bosatta, E., 1997, Modelling litter quality effects on decomposition and soil organic matter dynamics. Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 24, 313 – 336

Pérès, G., 2003, Identification et quantification *in situ* des interactions entre la biodiversité lombricienne et la macroporosité dans le contexte polyculture élevage breton – Influence sur le fonctionnement hydrique des sols. Thèse de l'université de Rennes I, 266 pages

Petersen, R.G, 1994, Agronomy trial. in Agricultural field experiments: design and analysis. New York, Marcel Dekker, Inc., Ch. 4, 77-152

Petersen, S.O., Nielsen, T.H., Frostegard, A., Olesen, T., 1996, O_2 uptake, C metabolism and denitrification associated with manure hot-spots. Soil Biol. Biochem., 28, 341-349

Pojasok, T., Kay, B.D., 1990, Assessment of a combination of wet sieving and turbimetry to characterize soil structural stability. Can. J. Soil Sci., 70, 33-42

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

Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J., 1995, Total and young organic matter distributions in aggregates of silty soils. Eur. J. Soil Sci., 46, 449-459

Quemada, M., Cabrera, M.L., 1995, Carbon and Nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. Soil Sci. Soc. Am. J., 59, 471 - 477

Ramos, M.C, Nacci, S., Pla, I., 2003, Effect of raindrop impact and its relationship with aggregate stability to different disaggregation forces. Catena, 53, 365 – 376

Ramirez-Villapudua, J., Munnecke, D.E., 1988, Effect of solar heating and soil amendments of cruciferous residues on *Fusarium Oxysporum* f sp. *Conglutinans* and other microorganisms. Phytopathology, 78, 289-295

Recous, S., 1994, Réponse des matières organiques des sols aux changements atmosphériques globaux. II. Effet de la température sur la minéralisation d'un résidu végétal (maïs) et de

la matière organique du sol. Séminaire Ecosystèmes et changements globaux, Dourdan, 17-19 mai 1994, 81 - 85

Recous, S., Robin, D., Darwis, D., Mary, B., 1995, Soil inorganic N availability : effect on maize residue decomposition. Soil Biol. Biochem., Vol. 7 (12), 1529-1538

Reid, J.B., Goss, M.J., 1980, Changes in aggregate stability of a sandy loam affected by growing roots of perennial ryegrass (*Lolium perenne*). J. Sci. Food Agric., 31, 325-328

Reyes-Reyes, B.G., Zamora-Villafranco, E., Reyes-Reyes, M.L., Frias-Hernandez, J.T., Olalde-Portugal, Dendooven, L., 2003, Decomposition of leaves of huisache (*Acacia tortuoso*) and mesquite (*Prosopis spp*) in soil of the central highlands of Mexico, Plant Soil, 256, 359-370

Richard, G., Boiffin, J., 1990, Effet de l'état structural du lit de semences sur la germination et la levée des cultures. In La structure du sol et son évolution, Laon (France), 9 janvier 1990, Ed. INRA Paris, 111-136

Riquet, A.M., 1979, Etude des constituants membranaires de divers produits végétaux destinés à l'alimentation animale. Signification et limites des principales méthodes de dosage. Thèse de Université Paris XI - E.N.S.I.A., 85 pages

Rivière, J.M., Dupont, C., Tico, S., 1992, Méthode tarière. Massif Armoricain – caractérisation des sols. Chambres d'agriculture de Bretagne.

Robin, D., 1997, Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de la matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux. Agronomie, 17, 157-171

Roche V., 2000, Le retour des moissons dans le Léon - Etat initial de l'opération locale agri-environnementale légumière de Cléder. mémoire ENSAR, 51 pages + annexes

Rodrigo, A., Recous, S., Neel, C., Mary, B., 1997, Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. Ecol. Model., 102, 325-339

Roger-Estrade, J., 1995, Modélisation de l'évolution à long terme de l'état structural des parcelles labourées. Contribution à l'analyse des effets des systèmes de culture, Thèse de l'INA P-G, 185 pages + annexes

Roldán, A., Caravaca, F., Hernández, M. T., García, C., Sánchez-Brito, C., Velásquez, M., Tiscareño, M., 2003, No-tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico), Soil Till. Res., 72, 64-73

Rouan C., 2001, Effet des amendements organiques sur la stabilité structurale de sols limoneux en système légumier breton. mémoire ENSAR, 43 pages + annexes

Sakala, W., Cadisch, G., Giller, K.E., 2000, Interactions between residues of maize and pigeonpea anf mineral N fertilizers during decomposition and N mineralization. Soil Biol. Biochem., 32, 699-706

Schnitzer, M., 1986, Binding of humic substances by soil mineral colloids. In Interactions of soil minerals with natural organics and microbes, Eds. Huang, P.M., Schnitzer, M., 77-101

Shipitalo, M.J., Protz, R., 1988, Factors influencing the dispersibility of clay in worm casts. Soil Sci. Soc. Amer. J., 52, 764 - 769

Six, J., Elliot, E.T., Paustian, K., 2000, Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation : a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biol. Biochem., 32, 2099-2103

Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Moraes Sa, J.C., Albrecht, A., 2002, Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropial soils - effects of no-tillage. Agronomie, 22, 755-775

Skinner, F.A., 1979, Rothamsted studies of soil structure. VII. The effects of incubation on soil aggregate stability. J. Soil Sci., 30, 473-425

Sonnleitner, R., Lorbeer, E., Schinner, F., 2003, Effect of straw, vegetable oil and whey on physical and microbiological properties of a chernozem. Appl. Soil Ecol., 22, 195-204

Spaccini, R., Mbagwu, J.S.C., Igwe, C.A., Conte, P, Piccolo, A., 2004, Carbohydrates and aggregation in lowlands soils of Nigeria as influenced by organic inputs. Soil Till. Res., 75, 161-172

Spaccini, R., Piccolo, A., Mbagwu, J.S.C., Zena Teshale, A., Igwe, C.A., 2002, Influence of the addition of organic residues on carbohydrate content and structural stability of some highland soils in Ethiopia. Soil Use Manage., 18, 404-411

Stotzky, G., 1997, Soil as an environment for microbial life. In: Modern Soil Microbiology, eds Van Elsas, J.D., Trevors, J.T., Wellington, E.M.H., Marcel Dekker, NY, 1-20

Strong D.T., De Wever H., Merckx R., Recous S., sous presse, Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system. Eur. J. Soil Sci.

Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979, Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell scientific publications, Oxford, 372 pages

Stengel, P., 1990, Caractérisation de l'état structural du sol. Objectif et méthodes. In La structure du sol et son évolution, Laon (France), 9 janvier 1990, Ed. INRA Paris, 15-36

Tardieu, F., 1990, Effets de l'état structural du sol sur l'enracinement. Que prendre en compte pour la modélisation ? In La structure du sol et son évolution, Laon (France), 9 janvier 1990, Ed. INRA Paris, 91-109

Thuriès, L., Pansu, M., Feller, C., Herrmann, P., Remy, J. C., 2001, Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. Soil Biol. Biochem., 33, 997-1010

Thuriès, L., Pansu, M., Larré-larrouy, M.C., Feller, C., 2002, Biochemical composition and mineralization kinetics of organic inputs in a sandy soil. Soil Biol. Biochem. 34, 239-250

Tian, G., Brussaard, L., Kang, B.T., Swift, M.J., 1997, Soil Fauna-mediated decomposition of plant residues under constrained environmental and residue quality conditions. Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 9, 125 - 134

Tisdall, J.M., Oades, J. M., 1979, Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. Austr. J. Soil Res., 17, 429-441

Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982, Organic matter and water-stable aggregates in soils, J. Soil Sci., 33, 141-163

Tissaux, J.C., 1996, Une revue bibliographique des principaux mécanismes pédogénétiques pour caractériser le rôle du bois raméal fragmenté dans le processus d'humification. Ed. Groupe de coordination des bois raméaux, Université de Laval, Quebec, n°60, 18 pages

Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Linières, M., Chenegy, D., Nicolardot, B., (2000), Biochemical quality of croop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under Nonlimiting Nitrogen Conditions. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 64, 918-926

Trinsourtot, I., Bailleuil, C., Nicolardot, B., Jensen, L.S., 2004, A new approach to evaluate crop residues biochemical quality interest for modelling C and N fluxes in soil, 12th ESA conference, Copenhague, 807 - 808

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

Vandevivere, P., Moreau, B., Dufey, J.E., Chaing, C.N., 1990, Effet de l'azote minéral sur la stabilité structurale d'un sol limoneux amendé par des résidus organiques, Revue de l'agriculture, 43 (2), 176-186

Vanlauwe, B., Diels, J., Sanginga, N., Merckx, R., 1997, Residue quality and decomposition: an unsteady relationship ? In Driven by nature: plant litter quality and decomposition. Eds. Cadisch, G., Giller, K. E., Ch. 12, 157-166

Van Soest P.J., 1963,Use of detergents in the analysis of fibrous feeds I: preparation of fiber residues of low nitrogen content. J. Assoc. Off. Anal. Chem., 46, 825-835

Van Soest, P.J., Wine, R.H., 1967, Use of detergents in the analysis of fibrous feeds: IV determination of plant cell wall constituents. J. Assoc. Off. Anal. Chem, 50, 50-55

Villar, M.C., Petrikova, V., Diaz-Ravina, M., Carballas, T., 2004, Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation., 122, 73-82

Walter, C., Rivière, J.M., Cheverry, C., 2000, Itinéraire pédagogique des sols du nord de l'Ille et Vilaine - Extraits. Document de cours ENSAR, 46 pages

Walter, C., Chaussod R., Cluzeau D., Curmi P. et Hallaire V., 2002, Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide. Rapport final du programme de recherche GESSOL, 177 pages

Wardle, D.A., Lavelle, P., 1997, Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 8, 107-124

Wachendorf, C., Irmler, U., Blume, H.P., 1997, Relationships between litter fauna and chemical changes of litter during decomposition under different moisture conditions. Plant Litter Quality and Decomposition, Driven by Nature, eds G. Cadish and G.E. Giller, Ch. 10, 135 - 144

Widiatmaka, 2004, Spatial and temporal distribution of soil organic carbon concentrations in Brittany region. France, post-doctoral study report CAREN, 43 pages.

Wilson, J.R., 1990, Influence of plant anatomy on digestion and fibre breakdown. Plant Anatomy, ed. Atkin, 99-117

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

Wu, J., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1993, Formation and destruction of microbial biomass during the decomposition of glucose and ryegrass in soil. Soil Biol. Biochem. 25, 1435-1441

Yoder, R.E., 1936, A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. J. Amer. Soc. Agron., 28, 337-351

Young, R.A., 1984, A method of measuring aggregate stability under waterdrop impact. Trans. Amer. Soc. Agri. Eng., 27 1351-1353

Zasada, I.A., Ferris, H., 2004, Nematode suppression with brassicaceous amendments: application based upon glucosinolate profiles. Soil Biol. Biochem., 36, 1017-1024

Zeleke, T.B., Grevers, M.J.C., Si, B.C., Mermut, A.R., Beyene, S., 2004, Effect of residue incorporation on physical properties of the surface soil in the South Central Rift Valley of Ethiopia. Soil Till. Res., 77, 35 - 46

Zhu Y.G., Miller, R.M., 2003, Carbon cycling by arbuscular mycorrhizal fungi in soil-plant systems. Trends Plant Sci., 8 (9), 407-409

Zobeck, T.M., 1991, Soil properties affecting wind erosion. J. Soil Water Conserv., 46, 112-118

Annexes

Annexes

Annexe 1 : Compléments sur les méthodes de caractérisation de la qualité des matières organiques apportées

Annexe 2 : Pyrogrammes des différentes matières organiques (caractérisation Pyrolyse GC/MS)

Annexe 3 : Simulation de la minéralisation du carbone des produits organiques par le modèle de décomposition de STICS

Annexe 4 : Organigramme des différentes fonctions du modèle Pouloud

Annexe 5 : Années climatiques utilisées pour tester l'effet du climat sur le modèle Pouloud

Annexe 6 : description de la fonction de prédiction de la stabilité structurale HL à partir de la courbe de minéralisation du carbone

Annexe 7 : Analyse de sensibilité des paramètres utilisés dans les fonctions "qualité des M.O.A." dans le modèle Pouloud

Annexe 1 : Compléments sur les méthodes de caractérisation de la qualité des matières organiques apportées

A/ Composition des solutions d'extraction utilisées dans la procédure Van Soest

Composition NDS (pour 2 l de solution)	- 60 g de sodium lauryl sulfate - 41,21 g de disodium-ethylene diaminetetraacetate - 13,62 g de disodium tetraborate - 9,12 g de disodium hydrogeno-phosphate anhydre (PM = 141,96) - 20 mL d'éther monoethylique
Composition ADS (pour 2 l de solution)	- 40 g hexadecyl-trimethylammonium Bromide - 53,2 ml H_2SO_4 (d=1,839)
Composition ADL	440 ml d'eau distillée 750 ml H_2SO_4 (d=1,839)

B/ Principe de la pyrolyse GC/MS

L'analyse par pyrolyse consiste en une dégradation thermique des molécules organiques à haute température et absence d'oxygène. Cette combustion produit, à partir des composés complexes, des molécules de faibles poids moléculaires. Celles ci sont séparées par Chromatographie Phase Gazeuse et identifiées par Spectrométrie de Masse (figure 1.1.). Une partie des fragments peut être rattachée à des groupes de molécules à partir de la littérature ou par comparaison avec des étalons.

Les principaux groupes de fragments reconnus sont : les polysaccharides, les acides aminées et les protéines, certains sucres aminés, des acides nucléiques, des lipides et des composés aromatiques polyhydroxylés.

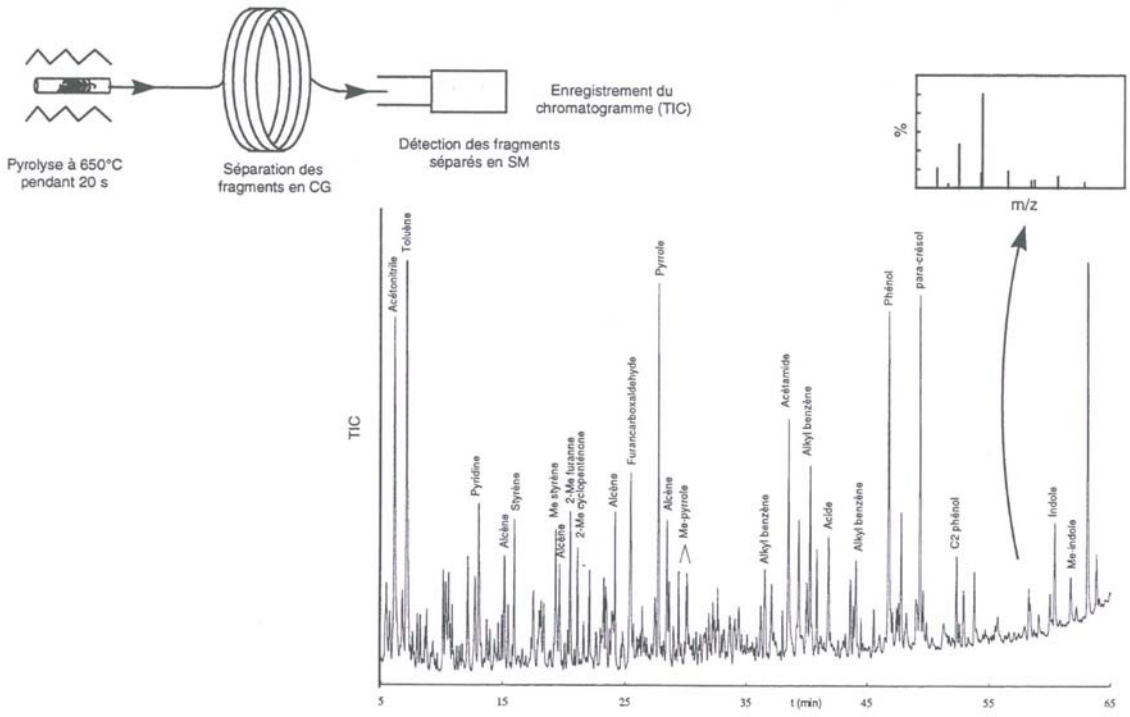


Figure 1.1 : principe général de la pyrolyse GC/MS (Dignac, 1998)

C/ Protocole de l'attaque enzymatique

- Peser 1g de matières organiques apportées (Tube Falcon)
- Ajouter 39mL de solution tampon acétate de sodium pH5
- Ajouter 67µL de solution enzymatique de cellulases provenant d'*Aspergillus niger* et 33µL de solution provenant de *Trichoderma viride*
- Placer au bain-marie thermostaté à 37°C
- Agiter les tubes 3 à 4 fois par jour
- Faire une purge du milieu réactionnel 2 à 3 jours après l'initiation de la réaction enzymatique
- La mesure du glucose est réalisée selon la méthode de Dubois, (1956).
- L'étude d'un échantillon de matière organique est réalisée en triplicata. Un témoin sans cellulases est fait en parallèle (1g de matière organique + 40mL de solution tampon).
- La teneur en cellulose est obtenu à la fin de la cinétique, par différence entre la teneur en glucose dans le traitement avec enzyme et le contrôle.

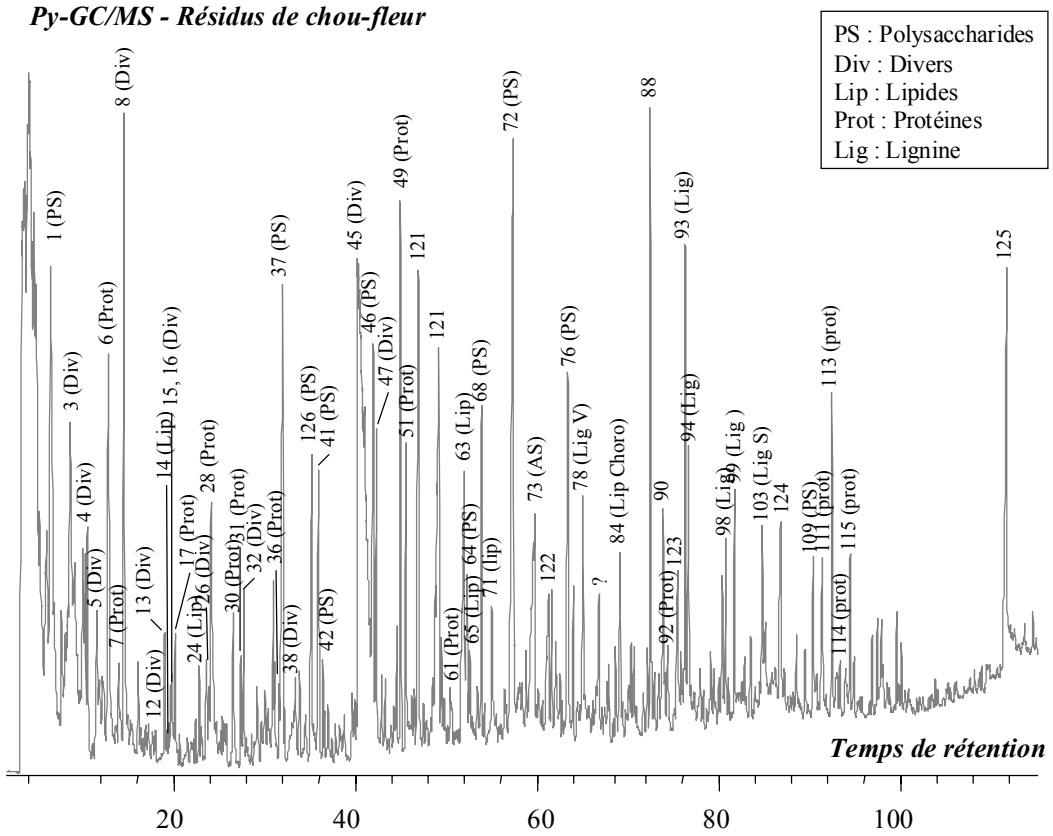
Dignac, M.F., 1998, Caractérisation chimique de la matière organique au cours du traitement des eaux usées par boues activées. Thèse Université Paris VI, 303 pages

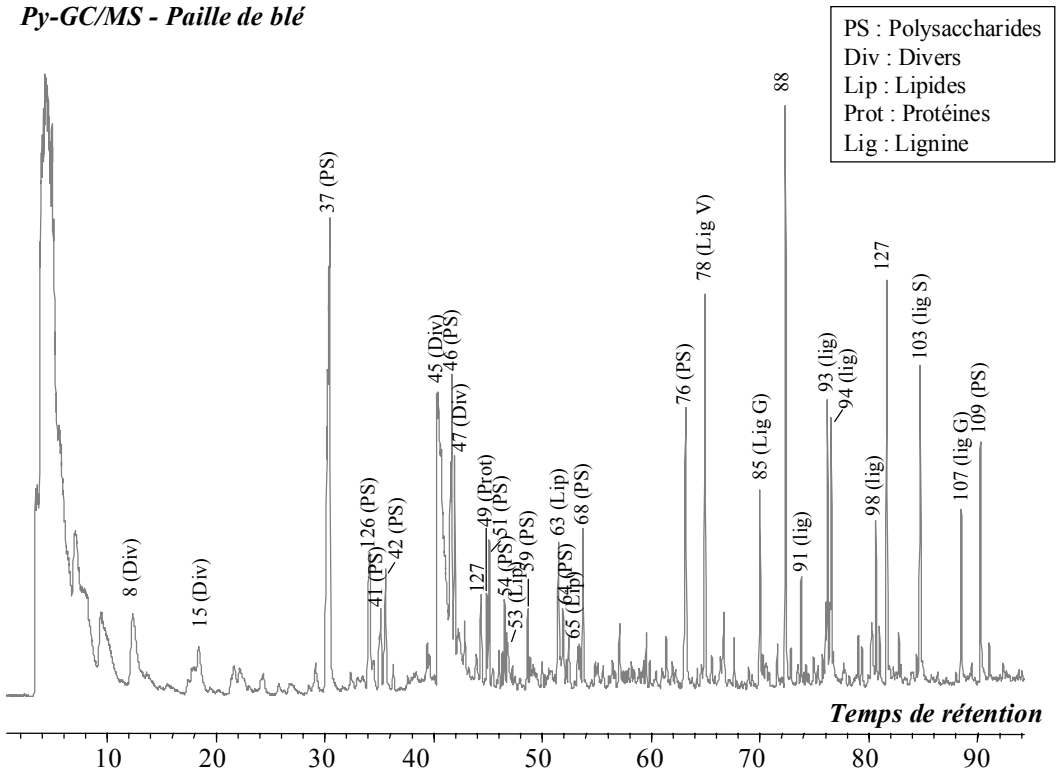
Annexe 2 : Pyrogrammes des différentes matières organiques (caractérisation Pyrolyse GC/MS)

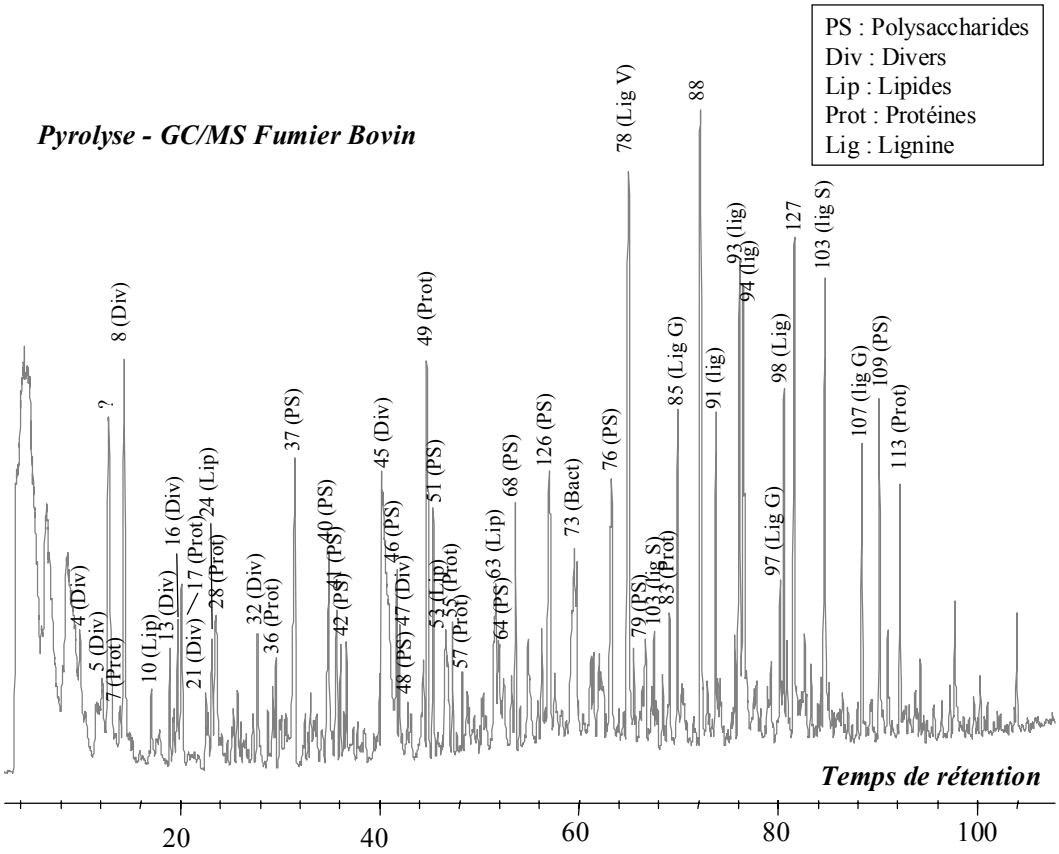
A/ Tableau des composés présents

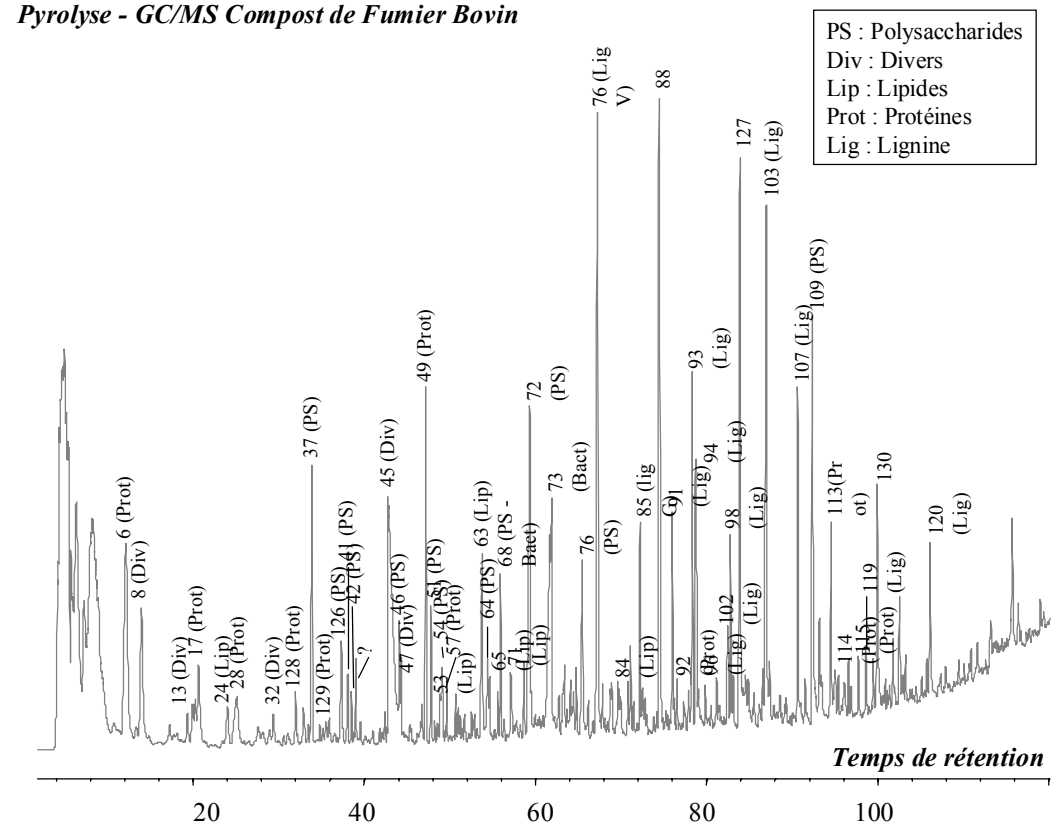
N°	Nom du composé	N°	Nom du composé
1	2-propanone	59	2-Furancarboxaldhehyde, 5-methyl
3	2-Butanone	61	1H-Pyrrole, 2, 5,-dimethyl-
4	Benzene	63	1,2-Ethanediol
5	2-Pentanone	64	2(3H)-Furanone, dihydro-
6	Acetonitrile	65	Butanoic acid
8	Benzene, methyl-	68	2-Furanmethanol
10	Undecane	71	Butanoic Acid, 3-methyl-
12	Butanenitrile	72	1,3-Cyclopentanedione
13	Benzene, ethyl-	73	Acetamine
14	1-Undecene	76	1,2-Cyclopentanedione, 3-methyl-
15	Benzen, 1, 2-dimethyl-+	78	Phenol, 2-methoxy-
16	Benzene, 1, 3-dimethyl-	84	Neophytadiene
17	1H-Pyrrole, 1-methyl	85	2-methoxy-4-methylphenol
21	Benzene, 1, 3, dimethyl	88	Phenol
24	dl-Limonene +	91	Phenol, 4-ethyl-2-methoxy-
26	Cyclopentanone	92	Benzenepropanenitrile
28	Pyridine	93	Phenol, 4-methyl-
30	Pyridine, 3-methyl	94	Phenol, 3-methyl-
31	Pentanenitrile, 4-methyl-	98	Phenol, 4-ethyl-
32	Styrene	99	3-Methoxyacetophenone
36	Pyridine, 3-methyl-	103	Phenol, 2,6-dimethoxy-
37	2-Propanone, 1-hydroxy-	107	Phenol, 2-methoxy-4-(1-propenyl)-
40	Furan, 2-methyl-	109	Benzofuran, 2, 3-digydro-
41	2-Cyclopenten-1-one, 2-methyl-	111	2(1H)-Pyridinone +
42	1-Hydroxy-2-butanone	113	1H-Indole
45	Acetic acid	114	2,5-Pyrrolidinedione
46	2-Furancarboxaldehyde	115	1H-Indole, 3-methyl-
47	2-propanone, 1-(acetyloxy)-	119	Phenol, 2,6-dimethoxy-4-(2-propenyl)-
48	1H-Indene	120	Ethanone, 1-(4-hydroxy-3,5 – dimethoxyphenyl)-
49	1H-Pyrrole	121	Butanediol
51	2-Cyclopenten-1-one, 3-methyl-+	122	Thiphène
53	Propanoic acid	125	Hexacosane
54	2,3-dimethyl-2-cyclopenten-1-one	126	2-Cyclopenten-1-one
55	1H-Pyrrole, 2-methyl-	127	Phenol, 5-methyl-2-(1-methylethyl)-
57	1Hpyrrole, 1-methyl-	130	2,6-dimethyl-3-(-methoxymethyl-)- p-benzoquinone
58	Propanoic acid, 2-methyl-		

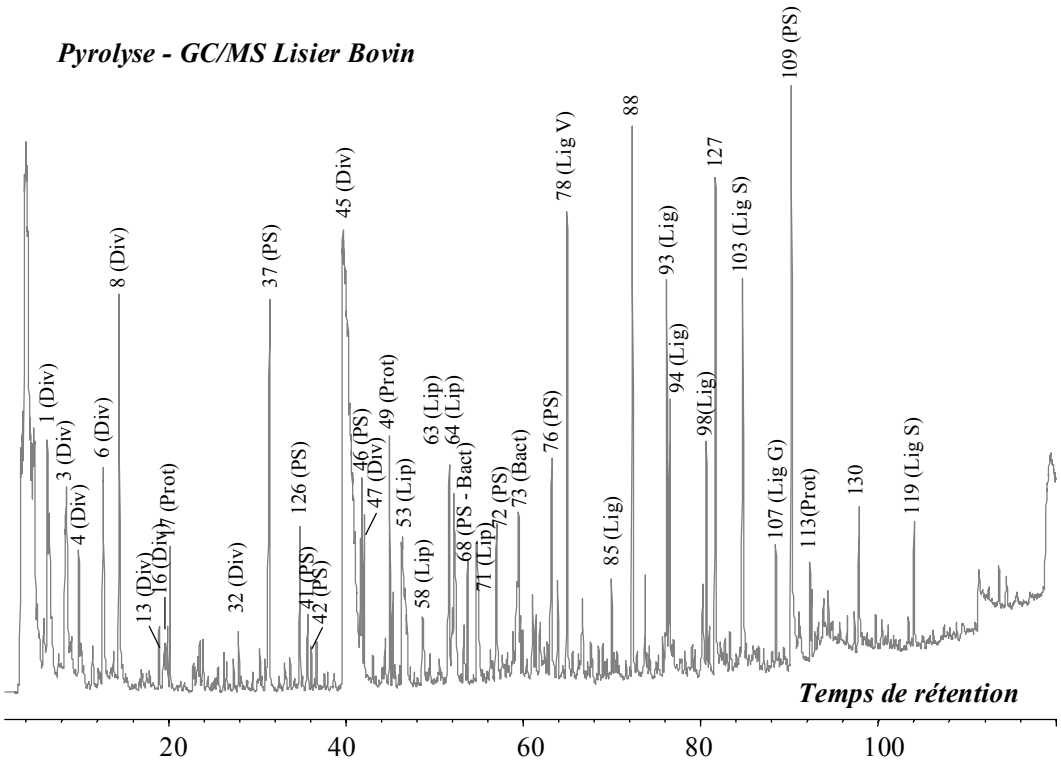
B/ Pyrogrammes






Pyrolyse - GC/MS Fumier Bovin
PS : Polysaccharides
Div : Divers
Lip : Lipides
Prot : Protéines
Lig : Lignine
Temps de rétention
20
40
60
80
100


Pyrolyse - GC/MS Compost de Fumier Bovin
PS : Polysaccharides
Div : Divers
Lip : Lipides
Prot : Protéines
Lig : Lignine
Temps de rétention
20
40
60
80
100


Pyrolyse - GC/MS Lisier Bovin
1 (Div)
3 (Div)
4 (Div)
6 (Div)
8 (Div)
13 (Div)
16 (Div)
17 (Prot)
32 (Div)
37 (PS)
41 (PS)
42 (PS)
126 (PS)
45 (Div)
46 (PS)
47 (Div)
49 (Prot)
53 (Lip)
58 (Lip)
63 (Lip)
64 (Lip)
68 (PS - Bact)
71 (Lip)
72 (PS)
73 (Bact)
76 (PS)
78 (Lig V)
85 (Lig)
88
93 (Lig)
94 (Lig)
98(Lig)
127
103 (Lig S)
107 (Lig G)
109 (PS)
113(Prot)
130
119 (Lig S)
Temps de rétention
20
40
60
80
100

Annexe 3 : Simulation de la minéralisation du carbone des produits organiques par le modèle de décomposition de STICS

A/ Présentation du modèle

Le module de décomposition du modèle STICS a été conçu pour simuler la minéralisation du C et N de résidus de culture (Nicolardot *et al.*, 2001). Il inclut trois compartiments: Le résidu, la biomasse microbienne et la matière organique humifiée, chacun caractérisé par son C/N. Ce C/N est supposé constant au cours de la décomposition, puisque le modèle fonctionne pour des conditions d'azote non limitant. Le résidu et la biomasse microbienne se décomposent selon des cinétiques de premier ordre, dont les coefficients sont calculés à partir du C/N du résidu. Le carbone décomposé est à la fois minéralisé sous forme de CO_2 et assimilé par la microflore. Les produits microbiens sont minéralisés et humifiés. Le modèle a été paramétré et optimisé grâce à 27 résidus de qualités différentes et validé grâce à 21 autres résidus. Ce paramétrage est conservé dans cette étude, ainsi que le C/N de la matière organique humifiée. Seul le C/N du produit est modifié pour nos simulations. Nous n'utilisons que la partie de minéralisation du C du modèle.

B/ Résultats

Les figures 3.1. présentent les résultats de simulation pour les différents produits. Comme attendu, le modèle permet de bien prédire la décomposition de la paille (RMSE = 6.9) et surestime la décomposition des effluents d'élevage. La prédiction de la minéralisation de CF est plus étonnante. Le modèle sous-estime la minéralisation, particulièrement au début de la décomposition. La forte teneur en soluble de ce produit explique cette difficulté du modèle à prédire l'évolution de la décomposition. La simulation du mélange CF x Pa produit-elle aussi un résultat étonnant. Le modèle simule très bien la dynamique observée au laboratoire (RMSE = 1.6) si l'on considère le C/N comme la moyenne des deux produits. Ce résultat est difficile à expliquer mais cependant permet d'envisager de prendre en compte le comportement d'un produit moyen dans les prédictions de minéralisation, même si les deux produits ont des comportements très différents lorsqu'ils se décomposent par eux-mêmes.

Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B., 2001, Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. Plant Soil, 228, 83-103

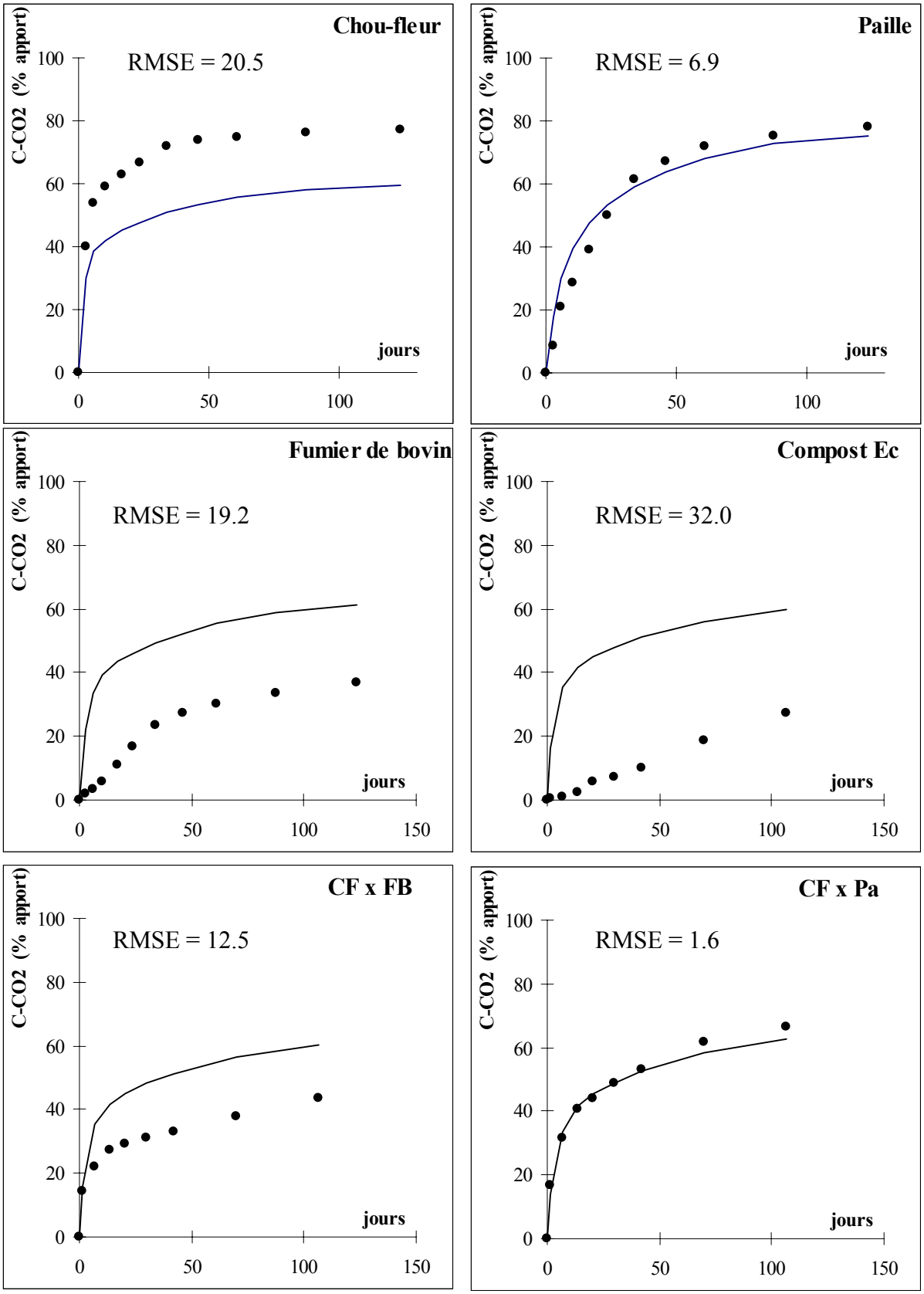
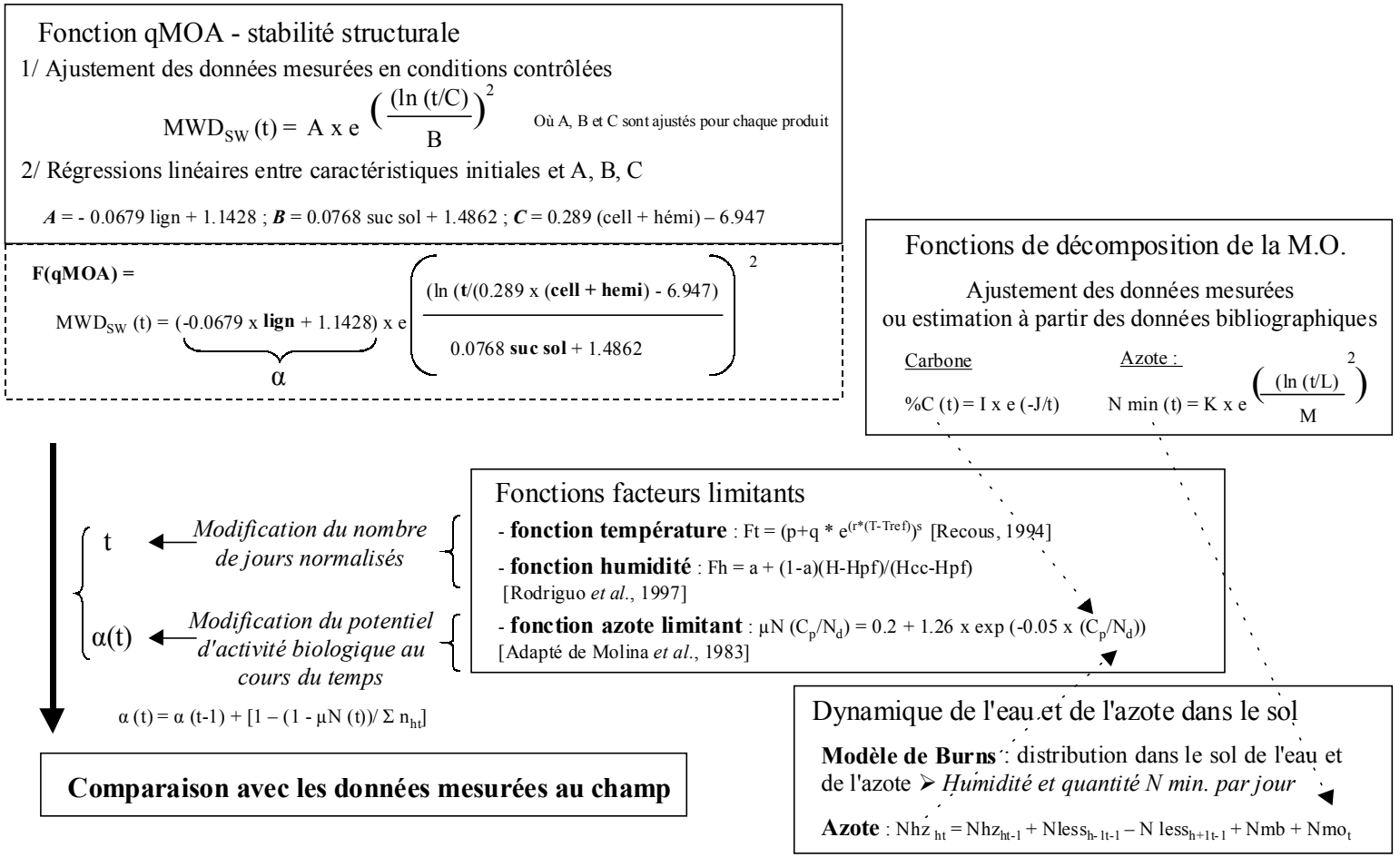


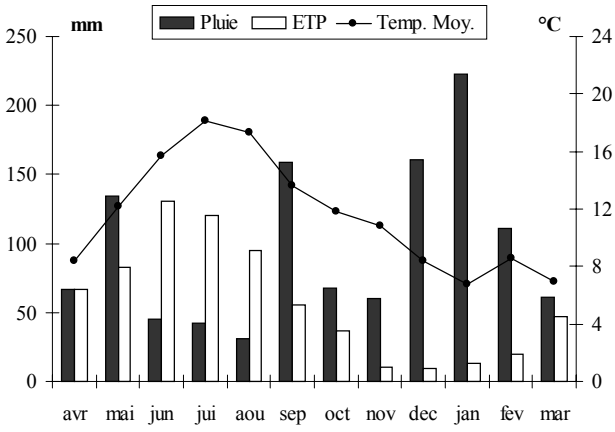
Figure 3.1. : simulation de la minéralisation du carbone apporté par le module de décomposition de STICS (Nicolardot et al., 2001)

Annexe 4 : Organigramme développé des différentes fonctions du modèle Pouloud

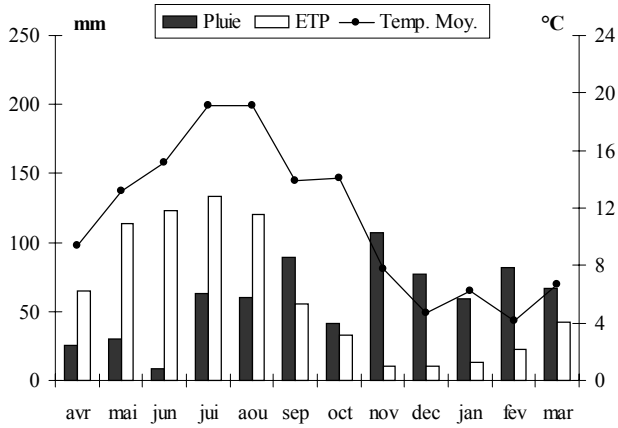


• Nhz_{ht} est l'azote minéral dans l'horizon h le jour t ; N_{ht-1} l'azote minéral présent dans l'horizon h le jour t-1 ; $Nless_{h-1t-1}$ azote minéral lessivé de l'horizon h-1 au jour t-1 ; N mb Minéralisation basale du sol (estimé à partir des résultats d'incubation) ; Nmo_t la minéralisation nette du produit organique au jour t
• lign, cell et hémi : respectivement les teneurs en lignine, cellulose et hémicellulose Van Soest ; t : temps normalisé (conditions contrôlées)
• p : -0.566 ; q : 0.62 ; r : 0.9125 ; s : 1.026 ;Tref : température de référence
•a : 0.2 ; H : l'humidité du sol ; Hpf : Humidité au point de flétrissement permanent ; Hcc : Humidité à la capacité au champ
• $\mu N(C_p/N_d)$: Le facteur de réduction de la décomposition ; C_p : Le C potentiellement décomposable par jour (mg C.kg^{-1} sol sec) ; N_d : L'azote disponible (mg N min.kg^{-1} sol sec)
• α (1) = A ; α (t) = remplace le coefficient A dans la fonction de détermination de la stabilité structurale ; $[1 - (1 - \mu N(t))/\Sigma n_{ht}]$: Effet dans l'horizon h au jour t d'une limitation d'azote ; Σn_{ht} est le nombre de jours sur lequel l'effet est considéré : s'il n'y a pas de limitation sur toute la période, $\Sigma [1 - (1 - \mu N(t))/\Sigma n_{ht}] = 1$ et donc $\alpha_{1!\ n} = A$.

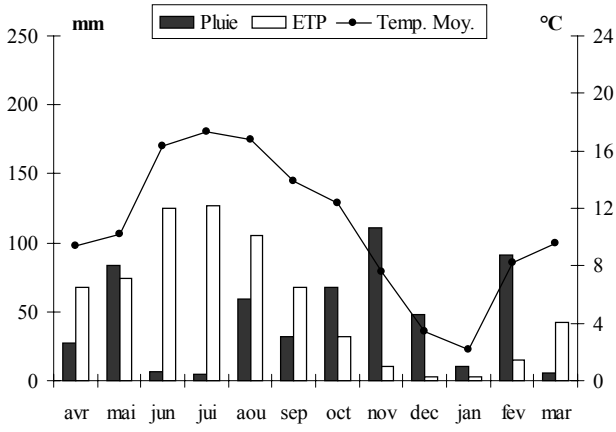
Annexe 5 : Années climatiques utilisées pour tester l'effet du climat sur le modèle Pouloud



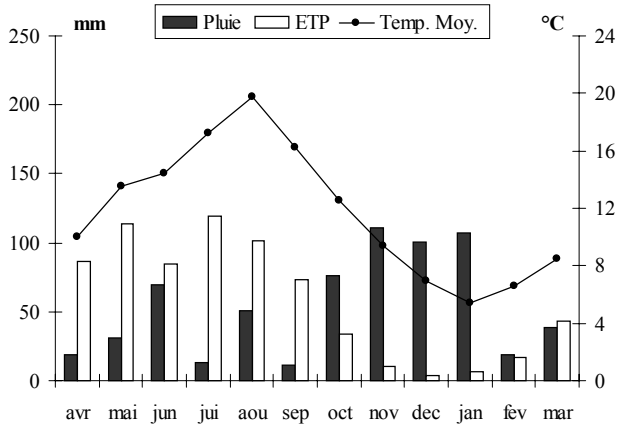
Année 1994 – 1995



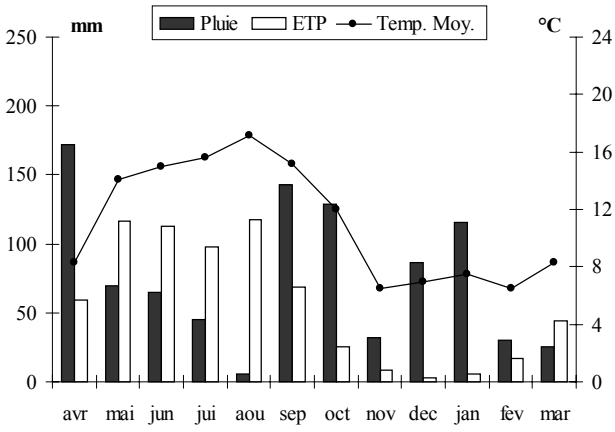
Année 1995 – 1996



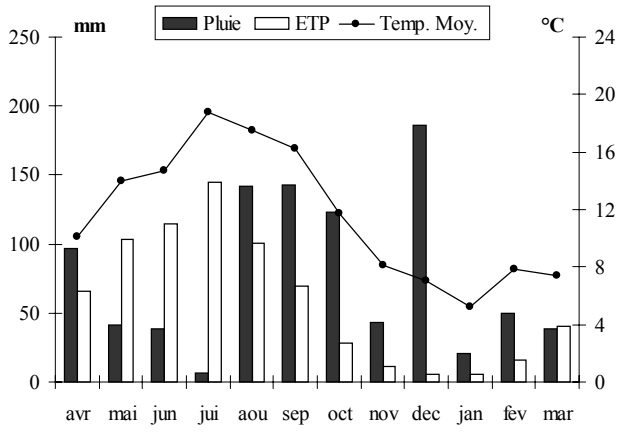
Année 1996 – 1997



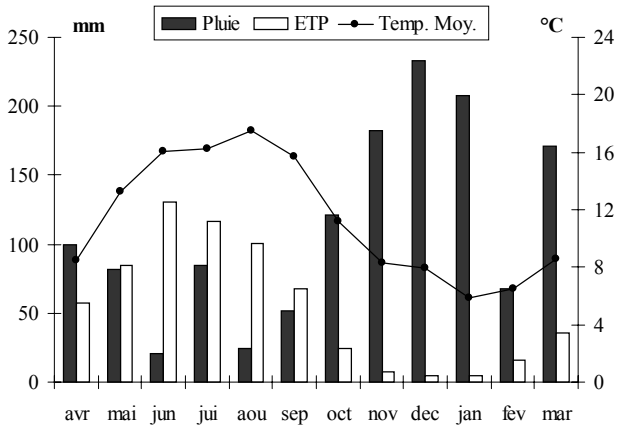
Année 1997 – 1998



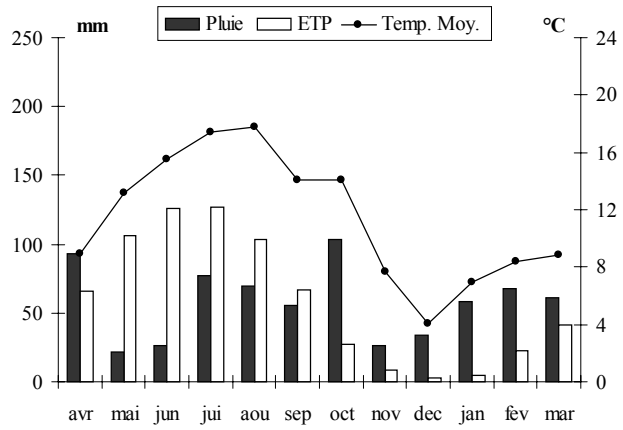
Année 1998 – 1999



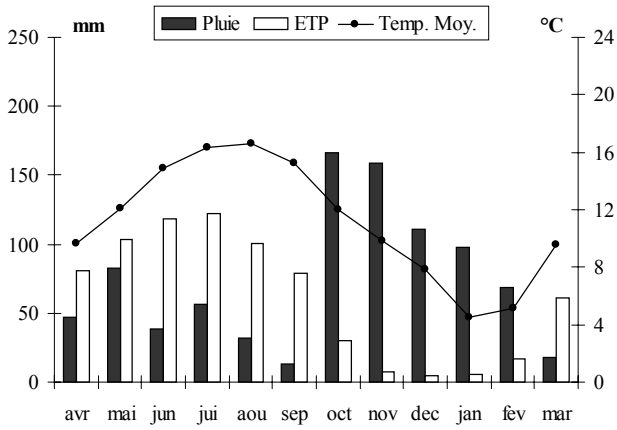
Année 1999 – 2000



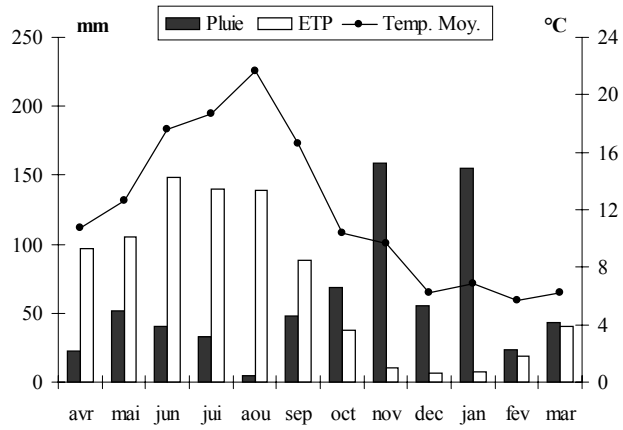
Année 2000 – 2001



Année 2001 – 2002



Année 2002 – 2003



Année 2003 – 2004

Données météorologiques de la station de Toullo – Naizin (56)

Annexe 6 : description de la fonction de prédiction de la stabilité structurale HL à partir de la courbe de minéralisation du carbone

Compte tenu des différents problèmes méthodologiques qu'il est possible de rencontrer lorsque l'on utilise des méthodes de caractérisation chimique de la qualité des produits organiques et en attendant des méthodes capables de décrire précisément les dynamiques de décomposition à partir du produit initial, l'utilisation des courbes de minéralisation du C peut se révéler être une mesure accessible et suffisamment précise en première approximation pour prédire des comportements distincts de l'apport de produits organiques sur la stabilité structurale. Nous proposons une fonction de détermination des paramètres A, B et C de l'équation (9) (f(%C)) permettant de prédire la stabilité structurale à partir de valeurs remarquables de la courbe de minéralisation du C. Cette fonction est calculée à partir des mesures réalisées au laboratoire à température (25°C) et humidité constantes (chapitre 3).

Principe de la fonction

Le paramétrage de cette fonction répond au même principe que la fonction f(M.O.A.). Les correspondances entre l'équation 8 et les valeurs remarquables de la courbe de minéralisation sont les suivantes (figure 5.1.) :

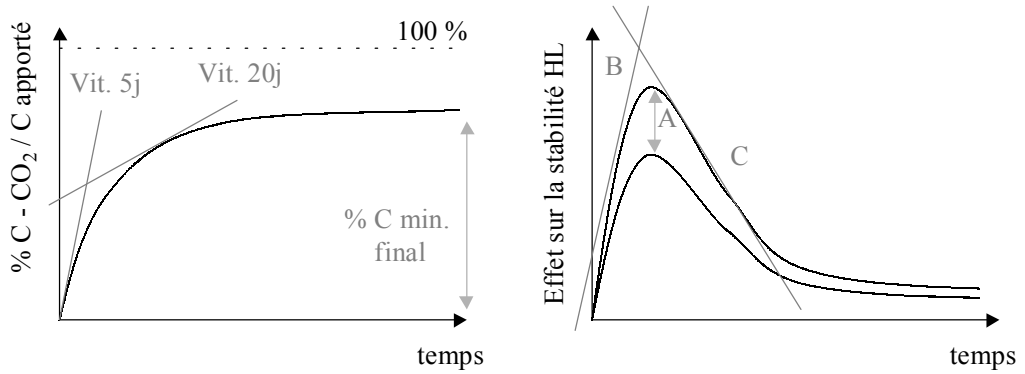


Figure 5.1. : correspondances entre caractéristiques de la courbe de minéralisation et paramètre de la fonction de description de la stabilité structurale

A : Activité biologique sur l'ensemble de la cinétique ⇨ cumul final % C-CO2 / C apporté

B : Augmentation initiale de la stabilité ⇨ Vitesse de minéralisation à 5 jours 25°C

C : Activité biologique lors de la phase 2 ⇨ Vitesse de minéralisation à 20 jours 25°C

Pour permettre de calculer ces différents paramètres, les courbes de minéralisation cumulées du carbone ont été ajustée à partir de l'équation 13 :

$$\%C\ (t) = I \times \exp\ (-J/t)$$

où : % C (t) : le pourcentage de C-CO_2 minéralisé par rapport au C apporté au temps t ; I et J : les coefficients ajustés selon les produits ; %C = I est l'asymptote à la fonction.

Cette fonction réciproque a été choisie car elle permet de définir I comme le plateau de minéralisation en incubation. Les paramètres utilisés sont les mêmes que dans le tableau 17. A et B sont calculés à partir de relations linéaires de I et de J. B est exprimée par une relation exponentielle de telle sorte que :

$$\text{St. Str.HL}\ (t) = (0.0142 \times I - 0.4526) \times e^{\left(-0.5 \times \frac{\frac{\ln t}{\left[\frac{11.45 \times I \times J \times e^{(-J/20)}}{400}\right] + 0.15}}{e^{\left(\left[\frac{-0.1172 \times I \times J \times e^{(-J/5)}}{25}\right] + 1.034\right)}}\right)}$$

Utilisation de la fonction f(%C) pour prédire la stabilité structurale HL

Les figures 5.2. présentent les résultats de simulation obtenus en utilisant la fonction f(%C) et les valeurs mesurées au laboratoire (chapitre 3). Les dynamiques d'évolution sont assez bien respectées. Les RMSE sont du même ordre que celles observées avec la fonction f(M.O.A.) (6.1.1.). Les principales divergences du modèle par rapport aux mesures sont dues à la forme de la fonction de Weibull choisie pour modéliser la stabilité structurale. Avec ce paramétrage, la fonction ne peut prédire des effets négatifs des produits sur la stabilité structurale.

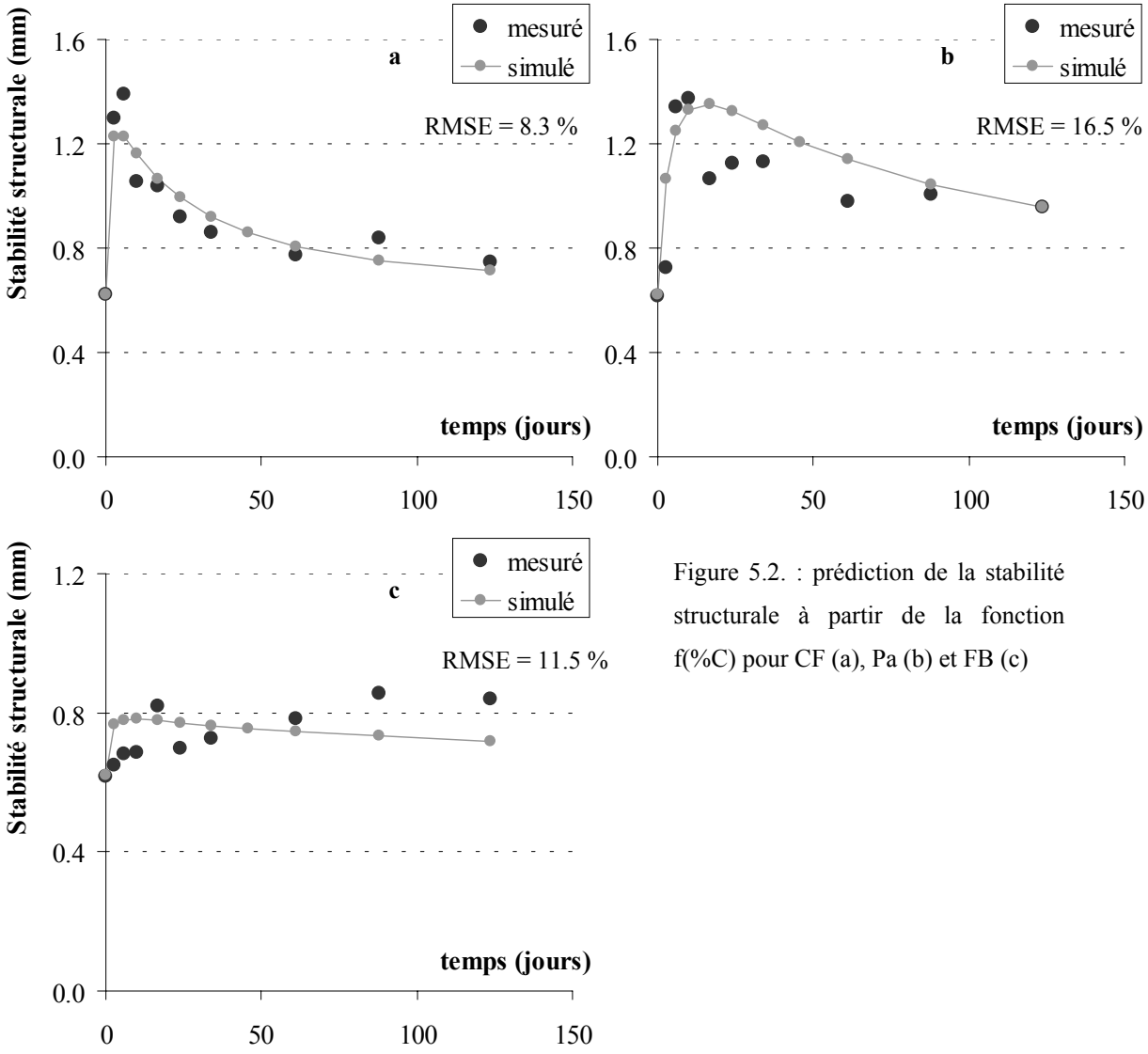


Figure 5.2. : prédiction de la stabilité structurale à partir de la fonction f(%C) pour CF (a), Pa (b) et FB (c)

Annexe 7 : Analyse de sensibilité des paramètres utilisés dans les fonctions "qualité des M.O.A." dans le modèle Pouloud

La sensibilité des différents paramètres permettant de caractériser la fonction de description de l'évolution de la stabilité structurale à partir des caractéristiques de la matière organique a été testée. Sont présentés ci-dessous l'étude de la sensibilité des paramètres A, B et C de la fonction (9), puis une analyse de la sensibilité des deux fonctions proposées dans cette étude pour décrire les relations entre qualité des matières organiques et effet sur la stabilité structurale (f(M.O.A.), chapitre 6 et f(%C) annexe 5).

A/ Etude de la sensibilité des paramètres A, B, C de la fonction de description de la stabilité structurale HL (fonction 8)

Les tableaux 6.1. présentent différents critères pour évaluer la sensibilité des paramètres A, B et C pour CF, Pa, FB et Co Ec. La sensibilité des paramètres a été testée sur l'évolution générale de l'évolution (somme des carrés des écarts entre la valeur du paramètre ajusté x et la valeur + un coefficient x_i), sur la valeur finale (différence entre x final – x_i final) et sur les valeurs maximales ou minimales (différence entre xmax – $x_i$max ; min pour Co Ec (effet négatif)). Dans chacun des cas, la valeur ajustée sur les données expérimentales (x - chapitre 4) a été comparée à une simulation réalisée avec la valeur ajustée x plus un coefficient de variation (+5, 10, 15 et 20 %). Les trois paramètres sont considérés indépendamment.

Evolution générale **(Σ(x – xi)²)**				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0.01	0.03	0.06	0.11
B	0	0.02	0.04	0.06
C	0	0	0.01	0.01
Valeur finale **(Différence)**				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0.01	0.01	0.02	0.02
B	0.02	0.04	0.06	0.09
C	0.01	0.01	0.02	0.02
Valeur max				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0.04	0.07	0.11	0.15
B	0	0	0	0
C	0	0	0	0

Sensibilité de A, B et C pour CF

Evolution générale **(Σ(x – xi)²)**				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0.01	0.03	0.06	0.11
B	0	0.01	0.02	0.03
C	0	0	0.01	0.01
Valeur finale **(Différence)**				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0.01	0.03	0.04	0.06
B	0.02	0.04	0.06	0.07
C	0.01	0.02	0.03	0.04
Valeur max				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0.03	0.06	0.09	0.12
B	0	0	0	0
C	0	0	0	0

Sensibilité de A, B et C pour Pa

Evolution générale (Σ(x – xi)²)				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0	0.01	0.02	0.03
B	0	0	0	0
C	0	0	0	0
Valeur finale (Différence)				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0.01	0.02	0.03	0.03
B	0.01	0.01	0.02	0.02
C	0	0.01	0.01	0.01
Valeur max				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0.01	0.03	0.04	0.05
B	0	0	0	0
C	0	0	0	0

Sensibilité de A, B et C pour FB

Evolution générale (Σ(x – xi)²)				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0	0	0	0.01
B	0	0	0	0
C	0	0	0	0
Valeur finale (Différence)				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0	0	0	0
B	0	-0.01	-0.01	-0.01
C	0	0	0	0
Valeur min				
	5%	**10%**	**15%**	**20%**
A	0	-0.02	-0.03	-0.04
B	0	0	0	0
C	0	0	0	0

Sensibilité de A, B et C pour Co Ec

Table 6.1. : Analyse de sensibilité des paramètres A, B, C de la fonction d'ajustement de la stabilité structurale HL pour CF, Pa, FB, Co Ec.

L'allure générale de la fonction et la valeur extrême est très sensible au paramètre A. Quel que soit le produit considéré, l'erreur au modèle augmente dès que ce paramètre évolue. Dans le modèle Pouloud, ce paramètre correspond à l'activité biologique induite par l'apport de matière organique. La sensibilité de ce paramètre confirme notre hypothèse de départ et indique que la caractérisation précise de cette activité est importante pour bien prédire l'effet d'un produit sur la stabilité. Par ordre d'importance, le paramètre B est ensuite le plus sensible, particulièrement sur la valeur finale. Le paramètre B est proposé comme expliquant l'augmentation initiale de la stabilité. L'analyse de sensibilité de ce paramètre ne correspond donc pas directement avec cette hypothèse. Cependant, on peut penser que plus l'augmentation initiale est forte, plus l'activité biologique est importante et plus l'état final va aussi être affecté. C est le paramètre le moins sensible. Il correspond particulièrement à la durée de l'effet. Aucun critère retenu ne permet réellement d'observer la sensibilité à cette durée.

La sensibilité des paramètres est différente en fonction des différents produits. Cela signifie que les différents paramètres ne sont pas indépendants entre eux. Cependant, la hiérarchie A>B>C est respectée dans tous les cas.

B/ Analyse de sensibilités des paramètres des fonctions de description de la qualité des M.O.A. – f(M.O.A.) et f(%C).

L'objectif de cette analyse est de calculer la marge d'erreur permise sur l'appréciation des paramètres des fonctions décrivant la stabilité structurale HL à partir des caractéristiques initiales des matières organiques. Les deux fonctions sont les suivantes :

F(M.O.A.) = f(eq. Lignine, Sucres solubles, Hémi. + Cell.) *Chapitre 6*

F(%C) = f(I,J) *Annexe 6*

Les figures 6.1. et 6.2. présentent la Root Mean Square Error (RMSE %) observée entre le modèle (ajustement des valeurs expérimentales du chapitre 3) et les simulations réalisées à partir de paramètres variant entre – 20 et + 20 % de leur valeur ajustée. Chaque paramètre est considéré indépendamment. Les seuils S correspondent à la RMSE calculée pour des écart-types de 0.05, 0.10 et 0.15 mm. Les écart-types des mesures réalisées au champ sont de l'ordre de 0.10 mm.

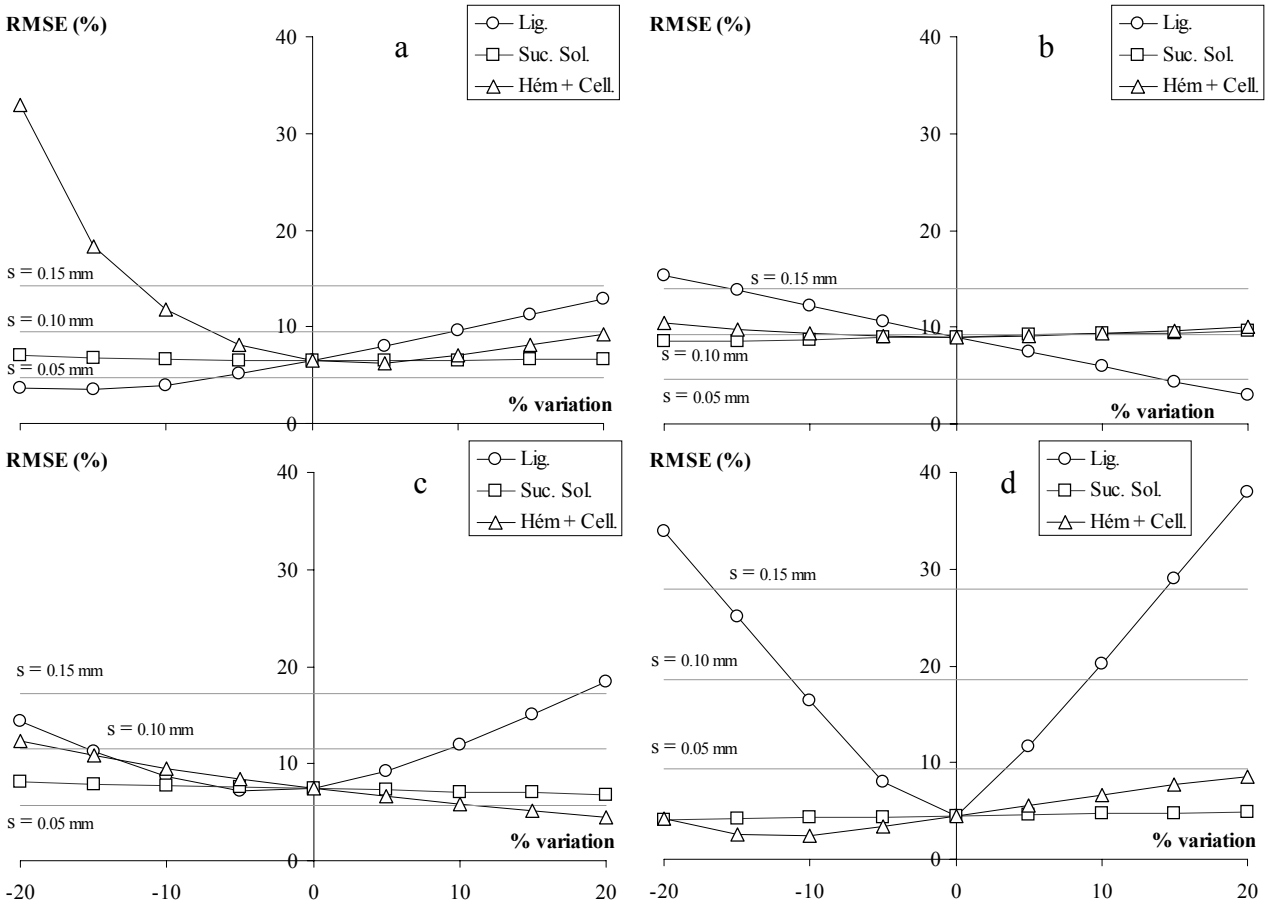


Figure 6.1. Analyse de la sensibilité des paramètres de la fonction f(M.O.A.)

En règle générale, la teneur en lignine est le paramètre le plus sensible pour les différents produits. Elle correspond directement au paramètre A dans l'équation 8, paramètre dont nous avons déjà vu l'importance. Pour CF, le paramètre Hémicellulose + cellulose est aussi sensible si on sous – estime les teneurs. La teneur en sucres solubles est un paramètre peu sensible dans tous les cas.

En comparant aux seuils déterminant l'erreur de mesure de la stabilité structurale au champ et la sensibilité des paramètres de la fonction, on peut déterminer le niveau de précision nécessaire à la mesure des paramètres pour simuler correctement la stabilité structurale. A un seuil de 0.1 mm d'écart type, les trois paramètres doivent être déterminés à moins de 10% près. La mesure des sucres solubles relativement directe et ne doit pas poser de problème. En revanche, les problèmes méthodologiques liés à l'analyse Van Soest et discutés dans le chapitre 4 peuvent être une limite à la qualité de la prédiction.

La sensibilité des paramètres I et J de la fonction exprimant la qualité du produit par sa courbe de minéralisation du carbone est présentée figure 6.2. Le paramètre I est plus sensible que le paramètre J. Il représente le niveau de minéralisation final de la décomposition et correspond au paramètre A de l'équation 8. Les paramètres sont là aussi à déterminer à environ 10% près.

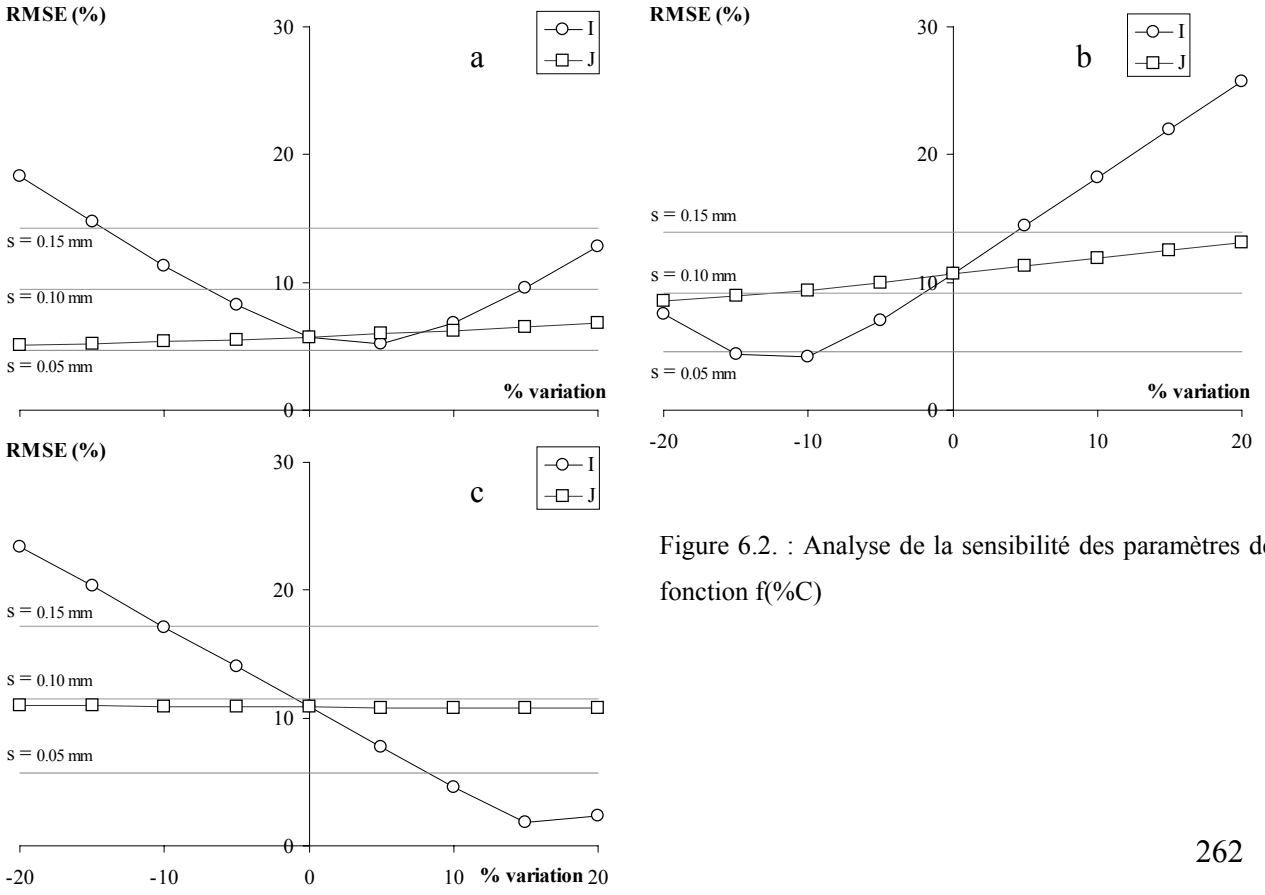


Figure 6.2. : Analyse de la sensibilité des paramètres de la fonction f(%C)