



INSTITUT DES SCIENCES
VETERINAIRES ET DES SCIENCES
AGRONOMIQUES



MEMOIRE

Pour l'obtention du diplôme de
Magister

Filière

Production végétale

Option

Phytotechnie

Présenté par

FERHAT Chafia

Effet du biochar sur la fertilité du sol

Essai sur *Secale cereale* L.

Jury d'examen

Président : M. BEGHAMI Yassine

Rapporteur : M. ABDESSELAM Salah

Examineur : M. MALKI Hamana

Examineur : M. MASMOUDI Ali

Grade et université

MCA. U. Batna 1

MCA. U. Batna 1

MCA. U. Batna 1

MCA. U. Biskra

Année universitaire : 2017- 2018



Tout le mérite à mon frère Mohamed.

*Dédié à ...
mes parents et mon oncle Abdelhak.*

REMERCIEMENTS *

Il m'est très honorable au terme de ce travail de rendre hommage à Monsieur le Vice Recteur chargé de la formation supérieure, l'éminent **Professeur MELKEMI Lamine**. Avec toute la gratitude et la profonde reconnaissance que je lui dois.

Je dois plein respect et reconnaissance au distingué **Professeur MELIZI Mohamed**, en sa qualité de Directeur de l'ISVSA, pour son orientation et son précieux conseil.

Je suis très redevable au **Docteur BEGHAMI Yassine**, Directeur actuel de l'ISVSA, pour sa bienveillance et son grand soutien. Il m'est particulièrement agréable de le remercier infiniment d'avoir accepté d'honorer la présidence de mon jury d'examen.

J'estime très haut l'engagement et la confiance du **Docteur ABDESSELAM Salah**, et je le remercie d'avoir consenti dignement à parrainer ce modeste travail.

J'ai le plaisir d'accueillir très honorablement dans ce jury notre invité le **Docteur MESMOUDI Ali**. Je le remercie beaucoup pour avoir accepté d'être parmi nous et de bien vouloir examiner ce mémoire.

Mes remerciements les plus sincères au **Professeur MALKI Hamana**, qui a été favorable à l'évaluation de ce document.

Un grand hommage à **mes très chers enseignants**, dans tous les cycles d'études. Ces dignes Dames & Messieurs tous présents dans ce jury à travers leur enseignement... Merci beaucoup !

Je profite de cette occasion pour témoigner de mon profond respect au vertueux **Professeur Ayachi Ammar** et le remercier pleinement de sa grandeur d'âme.

Mon sincère respect et ma reconnaissance vont également au **Docteur BENSID Zoubair**, qui m'a accueilli très généreusement dans son laboratoire de biologie des sols.

Je cite agréablement et très respectueusement le **Professeur BENNOUNE Omar**, pour sa bonté et le sens aigu de la responsabilité.

Je ne manquerai pas de nommer l'aimable **Mr. BENREGUIA Belgacem**, une véritable icône de l'ISVSA. A travers lui je remercie tous les administratifs & les techniciens dévoués & sincères.

J'espère enfin que toutes les personnes qui m'ont porté intérêt, tout au long de ce parcours, trouveront dans la réalisation de ce manuscrit même, une véritable reconnaissance envers leurs efforts, leur soutien et leur sincérité surtout.

* La reconnaissance est la mémoire du cœur.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	3
A. LE BIOCHAR : APPROCHE GÉNÉRALE	3
1. Préambule	3
2. Définition et valorisation du biochar	5
3. La pyrolyse : Traitement thermique de la biomasse	7
3.1 Caractérisation de la biomasse	7
3.2 Principe de la pyrolyse	10
4. Caractéristiques et propriétés des biochars	14
4.1 La porosité et la surface spécifique	15
4.2 Les constituants chimiques des biochars	18
4.3 Importance de la chimie de surface du biochar : Le pH, la CEC & les propriétés hydriques	18
B. LE BIOCHAR : UN AMÉNAGEMENT DE SOL	20
1. Le Sol : Structure & Matière Organique	20
2. La Fertilité du sol : de la MO au Biochar	22
2.1 Impact du biochar sur les propriétés physico-chimiques	23
2.1.1 Le pH & la CEC	23
2.1.2 Porosité, Densité & Capacité de rétention en eau	25
2.2. Impact du biochar sur les propriétés biologiques	27
2.2.1 Effets sur la macro & la méso faune	27
2.2.2 Effets sur le microbiote du sol	29
3. Réponses des cultures au biochar & taux d'application	32
C. OBJECTIFS DE L'ESSAI : CHOIX & ARGUMENTS	34
1. Axe principal	34
2. Le seigle : Fourrage et culture de couverture	35
CHAPITRE 2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	38
A. PRÉSENTATION DU MATÉRIEL	38
1. Le sol	38
2. Le biochar	38
3. Le choix des engrais	40
4. Le traitement du biochar	40
5. Le calcul de la densité de semis	41
B. DISPOSITIFS EXPÉRIMENTAUX	41
1. Essai en pots	41
2. Incubation en conditions contrôlées	43
3. Traitement statistique	44
CHAPITRE 3. RESULTATS ET DISCUSSION	45
A. PRÉSENTATION DES RESULTATS	45
1. Résultats de l'essai en pot	45
1.1 La Biomasse de seigle	45
1.2 Etat hydrique & teneur en MS de la biomasse	47
1.3 Signes de carence en éléments nutritifs	47
1.4 Traitement statistique des données	48
2. Résultats de la minéralisation du carbone	53
B. DISCUSSION DES RESULTATS	56
CONCLUSION	66
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	68
ANNEXES	77

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Caractéristiques chimiques des sols de la région Amazonienne	4
Tableau 2. Teneur en matières lignocellulosiques de quelques biomasses	9
Tableau 3. Propriétés physico-chimiques du sol étudié	39
Tableau 4. Caractéristiques du biochar étudié	39
Tableau 5. Modalités des traitements étudiés	41
Tableau 6. Biomasse fraîche & sèche (g/pot)	45
Tableau 7. Humidité pondérale & teneur en MS de la biomasse	47
Tableau 8. Quantités cumulées de carbone organique minéralisé (C-CO ₂ mg/Kg)	53

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Les fonctionnalités du biochar	6
Figure 2. Illustration de la structure de la biomasse ligno-cellulosique (Wild, 2011)	7
Figure 3. Composition de quelques biomasses	9
Figure 4. Schéma de la pyrolyse & de ses coproduits	10
Figure 5. Décomposition de la biomasse en fonction de la température	11
Figure 6. Evolution des constituants de la biomasse au cours de la pyrolyse	11
Figure 7. Processus thermochimiques de production de biomasse	13
Figure 8. Structure physico-chimique du biochar	14
Figure 9. Les principales propriétés physico-chimiques des charbons	15
Figure 10. Effet de l'oxydation chimique sur les fonctions oxygénées du biochar	17
Figure 11. Importance de la porosité du biochar pour la désalinisation des solutions	17
Figure 12. Structure chimique du carbone pyrogénique Schmidt and Noack (2000)	19
Figure 13. Relations entre les propriétés du sol	20
Figure 14. Niveaux d'organisation du sol : Des macro-agrégats aux molécules	21
Figure 15. Représentation schématique de la CEC en fonction du pH	23
Figure 16. Les CEC spécifiques de différents types de sols et de MO	25
Figure 17. Représentation schématique des « priming effects »	31
Figure 18. Schéma du dispositif expérimental en randomisation totale	42
Figure 19. Différences en % de biomasse entre traitements au biochar & témoins respectifs	46
Figure 20. Moyennes des biomasses selon les dimensions (s.e. bars) & selon le biochar (à droite)	46
Figure 21. Distribution générale des données	48
Figure 22. Classification & distribution des données selon le modèle des mélanges (GMM)	49
Figure 23. Statistiques descriptives	50
Figure 24. Cinétique de minéralisation du C organique :	55

LISTE DES PHOTOS

Photo 1. Profils typiques de l'oxisol & de la Terra Preta	4
Photo 2. Différents types de biochars (UK.BRS, 2018)	6
Photo 3. Biochar de bambou	15
Photo 4. Structure poreuse du biochar (Thies & Rillig, 2009)	15
Photo 5. Structure des pores de biochars de différentes biomasses	16
Photo 6. Ingestion de biochar par les vers et les Collembolles	28
Photo 7. Colonisation des particules de biochar par des cellules microbiennes	29
Photo 8. Colonisation des pores de biochar par les hyphes d'une spore en germination	30
Photo 9. Le seigle en photos	36
Photo 10. Disposition des pots en randomisation sous abri	42

Introduction

INTRODUCTION

Le biochar est un néologisme qui suscite de plus en plus l'intérêt de la communauté scientifique au cours de ces dernières décennies. Il s'agit d'un charbon végétal qui doit être produit à partir d'une biomasse spécifique, dans des conditions de pyrolyse bien déterminées, et être destiné à un usage agroécologique pour répondre à cette définition.

C'est un mot clé dans la littérature qui traite des conséquences inhérentes au changement climatique, depuis le réchauffement planétaire provoqué par les émissions excessives de gaz à effet de serre (GES), jusqu'à l'appauvrissement et la dégradation des terres agricoles. Le biochar est proposé comme une solution vraisemblable à double fin : la réduction des taux de CO₂ dans l'atmosphère par la séquestration du carbone dans le sol, avec en retour la restauration et le maintien du stock carbone de la terre. Rôle qu'il pourrait jouer grâce à sa structure poreuse riche en composés aromatiques, stables et récalcitrants à la biodégradation par les micro-organismes telluriques.

La découverte en Amazonie de terres agricoles noires très fertiles, appelées localement *Terra Preta do Índio* (terre noire des indiens en portugais), qui donnent des rendements supérieurs de 200 % relativement aux oxisols typiques de ces régions, a été le précurseur d'une série d'investigations scientifiques depuis le 19^{ème} siècle afin d'élucider le processus de ce phénomène. Les résultats trouvés indiquent que la *Terra Preta do Índio* est la conséquence de pratiques ancestrales perpétuées par les amérindiens au cours de siècles, il s'agit de l'incorporation dans le sol d'un mélange de charbon et d'autres matériaux, ce charbon apporte le carbone sous forme pyrogénique (CPy), ce dernier est identifié comme étant le facteur fondamental de la stabilisation de la matière organique dans ces sols, et semble être à l'origine de leur fertilité durable. Le biochar inspiré de ce modèle, est fondé sur ce même principe : l'amendement des sols en carbone pyrogénique (CPy).

Les nombreux travaux de recherche réalisés sur le biochar, ont mis en évidence le caractère très plastique de ce matériau, d'où la possibilité d'un traitement au cas par cas des problèmes de sols. Le biochar agit de façon mécanique par la dimension et la forme de ses particules, par sa porosité dans le cas échéant, mais c'est surtout grâce à sa conformation chimique qu'il intervient le plus, sa structure aromatique stable, mais à la fois très réactive, lui permet d'interagir d'une manière bien versatile avec les différentes matrices pédologiques. Il est impliqué dans la remédiation des terrains contaminés, aussi bien que dans la correction de défauts, non des moindres, d'alcalinité ou d'acidité.

Le biochar est un très fort adsorbant, il fixe l'eau et les éléments minéraux longtemps dans le sol, pour les maintenir à la disposition des cultures, il permet ainsi de réduire l'impact négatif de l'emploi abusif et inefficace des engrais, suite aux pertes par volatilisation, lessivage ou par rétrogradation dans certains cas ; il assure aussi des conditions propices à l'activité microbienne d'une manière générale. Pour aboutir enfin à une augmentation dans la fertilité du sol, son enrichissement en matière organique (MO), et l'amélioration de sa structure.

Pour toutes ces qualités, le biochar est promu, dans le monde entier, comme étant une technologie innovante dans la gestion des sols et la séquestration agronomique du carbone. On espère que ses effets se traduiront à long terme par une production végétale potentielle et durable, grâce à son action protectrice sur la MO du sol, tout en réduisant les émissions de CO₂.

Dans le présent travail, il est question de l'effet de la taille des particules de biochar sur le sol. Nous avons testé une série de fractions grossières à fines (2, 1, 0,5 à 0,25 mm) d'un biochar de bois (*Quercus* spp.) produit par pyrolyse lente, sur la fertilité d'un sol argileux et calcaire, à travers la production de biomasse d'une culture de seigle en pot, traité au biochar et fertilisé au NPK. En même temps nous avons mesuré le dégagement de CO₂ par le sol traité, au cours d'une incubation contrôlée de courte durée en laboratoire.

Le seigle (*Secale cereale* L.) est une céréale qui a beaucoup de qualités, nous l'avons choisi en raison de sa rusticité, pour sa faible exigence en intrants et pour l'intérêt qu'elle représente en tant que fourrage, comme engrais vert ou comme plante de couverture dans les semis directs sous couvert. Une technique également très prometteuse et de plus en plus pratiquée dans le cadre de l'agriculture biologique de conservation. Un schéma qui nous semble bien rentable avec un rapport agroéconomique très positif : Production de biomasse végétale / Protection du sol et rétablissement de la fertilité.

Synthèse Bibliographique

A . LE BIOCHAR : APPROCHE GÉNÉRALE

1 . Préambule

On introduit très souvent le biochar par un modèle très intéressant de gestion du sol : la ***Terra Preta do Índio*** (terre noire des indiens en portugais), il s'agit d'un anthrosol particulièrement riche en carbone suite à des apports conséquents de charbon mélangé à d'autres matériaux. La prospection de cette terre débuta au 19^{ème} siècle en Amazonie avec les investigations archéologiques de Hartt, dont il publia les résultats en 1870. Peu après en 1879 Smith décrit ce sol comme étant le meilleur de l'Amazonie (Bezerra, 2015). Dans la même période le terme ***Terras Pretas*** fut mentionné dans certaines publications, faisant référence à des terres noires profondes sans doute d'origine artificielle, très prisées comme terres agricoles en raison de leur fertilité (Woods & Denevan, 2009). Les recherches se poursuivirent jusqu'au 20^{ème} siècle, toutefois l'origine de ces terres resta polémique jusqu'aux années 70.

Les études archéologiques et géologiques, notamment par la datation au C¹⁴ et la signature géochimique attribuable à des activités humaines, ont tranché sur le caractère anthropique de ces sols, leur âge oscille entre 1780 et 2260 ans. Ces sols ont d'abord été trouvés dans le bassin Amazonien au Brésil puis ailleurs, en Équateur, au Pérou, ainsi qu'en Afrique de l'Ouest, au Bénin et Libéria, et dans la savane de l'Afrique du Sud, il s'agit en général de parcelles de 20 Ha en moyenne bien que des sites de 350 Ha aient été enregistrés aussi, ces lots se démarquent des terrains contigus par leur grande fertilité, leur richesse en matière organique et en éléments minéraux (da Costa & Kern, 1999; El-Hage & Hattam, 2003).

Les sols de Terra Preta se reconnaissent toujours par leurs horizons (A) noirs et profonds (40-80 cm) avec la présence de céramique et de particules de charbon. La photo 1 montre bien la différence entre la terre noire et les sols ferrallitiques sous-jacents (Glaser, Haumaier, Guggenberger, & Zech, 2001).

Les terres noires contiennent 70 fois plus de carbone que les sols voisins avec des taux de 150 g.kg⁻¹ de sol, ce carbone supplémentaire est principalement pyrogénique (CPy) et peut être jusqu'à six fois plus stable en raison de sa structure aromatique polycyclique, il semble être le facteur clé de la stabilisation de la MO et la rétention des éléments chimiques dans ces sols (Glaser et al., 2001; Glaser, Lehmann, & Zech, 2002).

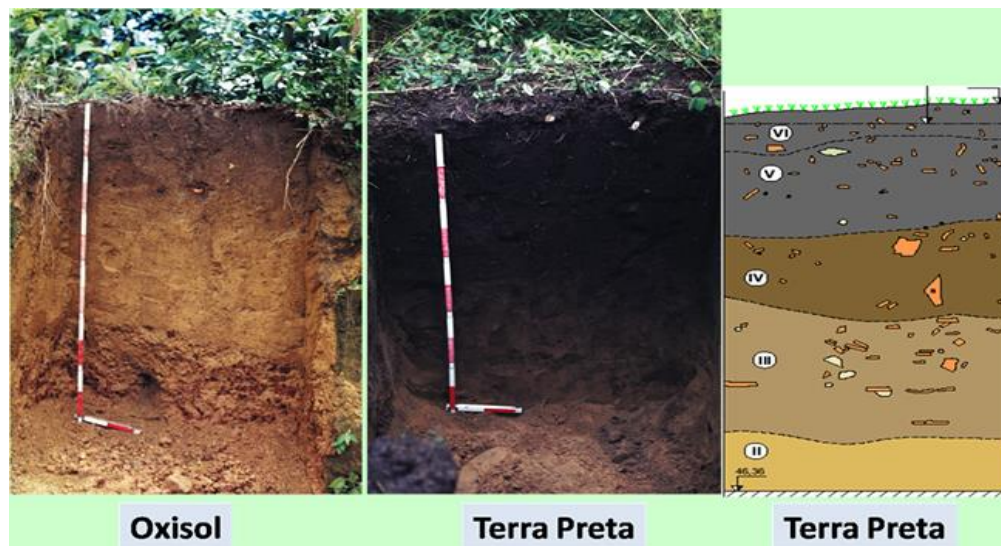


Photo 1. Profils typiques de l'oxisol & de la Terra Preta

Ces terres affichent ainsi un pH et une CEC élevés (tab.1) et des teneurs bien supérieures en N, P, Ca, Mg, Zn, Cu, Sr et Ba, en plus d'une grande diversité microbologique (Etelvino H. Novotny et al., 2009; Tsai et al., 2009).

Tableau 1. Caractéristiques chimiques des sols de la région Amazonienne

Sols	pH	Ca + Mg ^a / CEC/ (cmol ^c Kg ⁻¹)		P ^b /(mg Kg ⁻¹)	Taux de saturation ^c / %
Contrôle	4,4	1,3	9.5	5	21
TPI	5,4	6.8	17.3	300	55

^a échangeable ; ^b mehllich ; ^c Taux de saturation en bases = (ca + Mg + k) / CEC

Il faut noter que cette pratique, l'apport de matière organique pyrogénique au sol, se retrouve également à travers l'histoire dans certaines parties de l'Asie, notamment au Japon, sous le nom de « fumier de feu » et également en Corée et en Chine (Abiven, 2011; Hunt, DuPonte, Sato, & Kawabata, 2010).

D'ailleurs les sols à travers le monde entier contiennent du carbone pyrogénique, déposé par des événements naturels tels que les incendies de forêts et de prairies. On estime qu'il représente 1 à 6 % du carbone organique total du sol dans le monde. Aux États-Unis il peut atteindre 18 % dans les prairies indigènes et 35 % dans certains sols agricoles, il se retrouve à environ 30 % dans les sols australiens, 45 % dans les chernozems allemands et 65 % dans les chernozems canadiens, plusieurs de ces sols sont très fertiles (Hunt et al., 2010; Etelvino H. Novotny et al., 2009; Reisser, Purves, Schmidt, & Abiven, 2016).

Toutes ces considérations ont engendré une nouvelle conception de la gestion des sols au sein de la communauté scientifique. A travers la reproduction d'un modèle durable à l'exemple de la *Terra Preta*, on pourrait réduire les émissions de GES, séquestrer le carbone, améliorer le sol et augmenter sa productivité. Ainsi est né le concept biochar, désigné comme tel en 2006¹ selon l'IBI : International Biochar Initiative (IBI, 2018).

Depuis que cette idée a été instaurée, le biochar suscite de nombreux espoirs, notamment parmi les décideurs politiques, quant à la possibilité d'atténuer les changements climatiques par des pratiques agricoles (Abiven, 2011). Le biochar a aussi fait l'objet d'une myriade de travaux de recherche scientifique, ce qui a permis une compréhension plus nuancée de son potentiel.

On admet que sa production coûte cher, que les matières premières sont souvent rares et concurrentielles, qu'il est plus efficace dans des combinaisons particulières sol/culture et que la viabilité commerciale des produits biochar sera déterminante. En plus, il est devenu évident qu'il n'y a pas un seul type de biochar, mais plusieurs, différents en fonction des propriétés de la matière première, des conditions de pyrolyse, du type de sol et des variétés de culture. Ce qui conduit à se focaliser davantage sur l'arrangement de tous ces facteurs pour permettre de mieux déployer ce concept, apporter une valeur ajoutée au biochar en le mélangeant à d'autres matériaux organiques et/ou minéraux pour augmenter sa performance (Shackley, Ruysschaert, Zwart, & Cross, 2016).

2 . Définition et valorisation du biochar

Le biochar est le produit solide de la pyrolyse, il est noir, poreux et riche en carbone. On l'obtient en chauffant la biomasse végétale à des températures inférieures à 700 °C, en absence presque totale d'oxygène. En plus de stocker le carbone dans le sol, le biochar a aussi des effets bénéfiques potentiels sur les sols et la croissance des plantes (Lehmann & Joseph, 2009).

Le biochar est fabriqué par le même procédé que le charbon de bois, ils ont les mêmes propriétés physiques et chimiques, mais se distinguent par leurs usages, le charbon de bois est employé comme combustible alors que le biochar est apporté au sol. Il peut être déposé en toute sécurité dans l'environnement, où il reste stable pendant des centaines, voire des milliers d'années (Shackley et al., 2016).

¹ Le terme biochar a été utilisé pour la première fois par (Karaosmanoglu, Işığür-Ergüdenler, & Sever, 2000) cité par (Glaser, Wiedner, & Dippold, 2013).

Il est possible avec les technologies modernes de pyrolyse de **produire du biochar à partir d'une large gamme de matières premières** issues de la biomasse végétale (photo 2), et pas seulement des grumes ligneuses utilisées pour produire du charbon (Shackley et al., 2016).



Photo 2. Différents types de biochars. (UK.BRS, 2018)

Au cours de la pyrolyse la structure chimique de la biomasse change, les atomes de carbone se lient fortement les uns aux autres conférant au biochar une structure moléculaire résistante à la dégradation par les microorganismes (Shackley et al., 2016), les sous-produits volatiles (souvent de l'hydrogène, du mono et dioxyde de carbone, et du méthane) sont recueillis et utilisés pour alimenter la fabrication de biochar, et les huiles sont récupérées, filtrées et utilisées comme biocarburants de synthèse, un substitut de plus en plus prometteur pour les combustibles fossiles (Lehmann & Joseph, 2015). Ce qui permet une gestion efficace des résidus agricoles, agroindustriels et toute sorte de biomasse végétale considérée comme déchet, tout en produisant de l'énergie.

Le biochar aurait ainsi plusieurs fonctionnalités (fig.1), dont l'atténuation du changement climatique, la production d'énergie, la gestion de déchets et l'amélioration des sols. Le tout dans une optique socio-économique plus générale (Etelvino Henrique Novotny, Maia, Carvalho, & Madari, 2015).

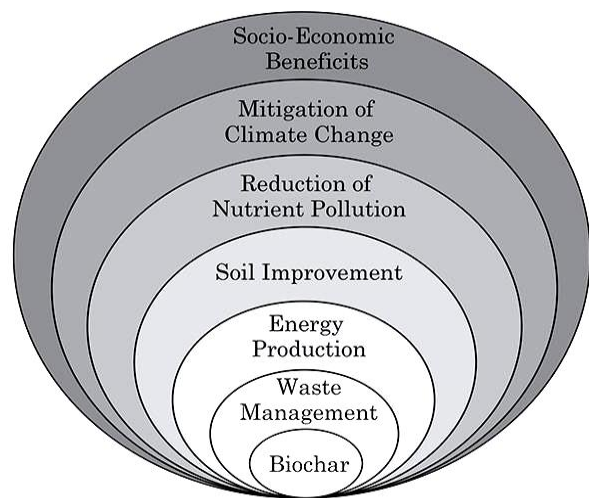


Figure 1. Les fonctionnalités du biochar

Comme tout produit fabriqué, le biochar dépend en quantité et en qualité des paramètres de fabrication, à savoir les caractéristiques de la matière première (biomasse), ainsi que la température et la durée du processus de pyrolyse. Il devient alors pertinent de les définir et de bien les comprendre, d'autant plus que leur très grande variabilité est déterminante des propriétés du biochar.

3 . La pyrolyse : Traitement thermique de la biomasse

3.1 Caractérisation de la biomasse

La biomasse lignocellulosique, appelée parfois simplement biomasse, est constituée essentiellement de trois polymères : celluloses, hémicelluloses et lignines. Elle représente la grande majorité de la biomasse, elle se définit comme étant tout matériau d'origine biologique non fossilisé.

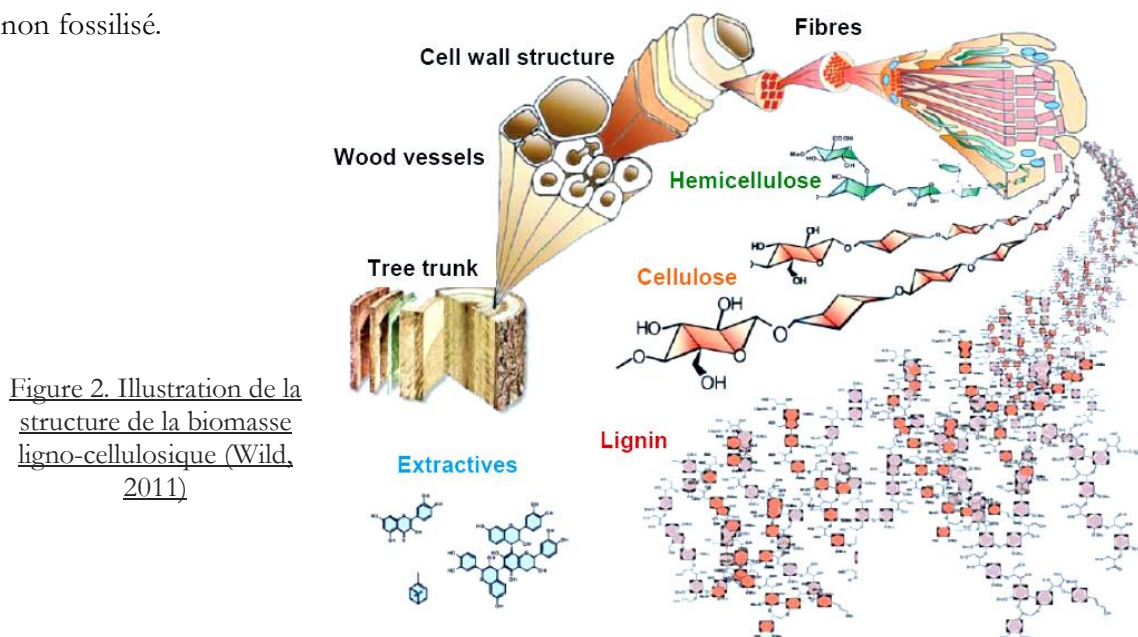
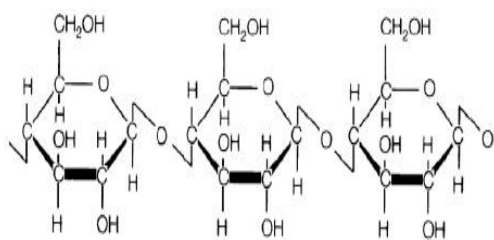


Figure 2. Illustration de la structure de la biomasse ligno-cellulosique (Wild, 2011)

© Per Hoffmann, Oskar Faix and Ralph Lehen

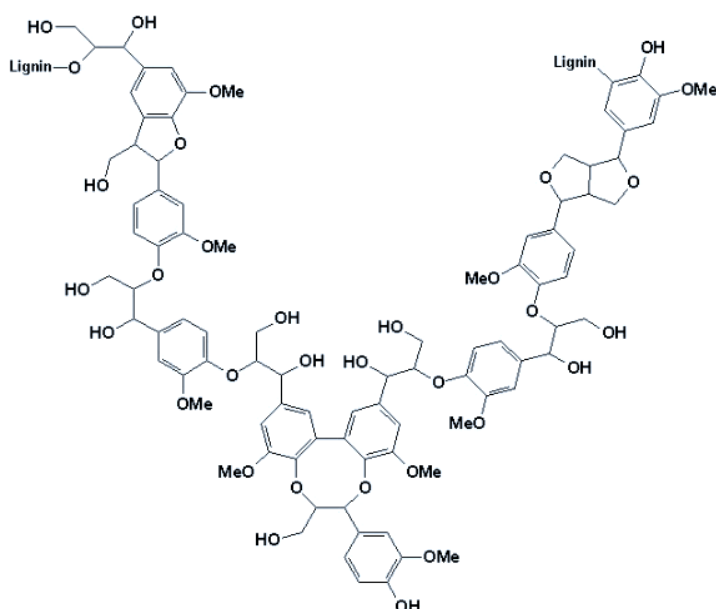
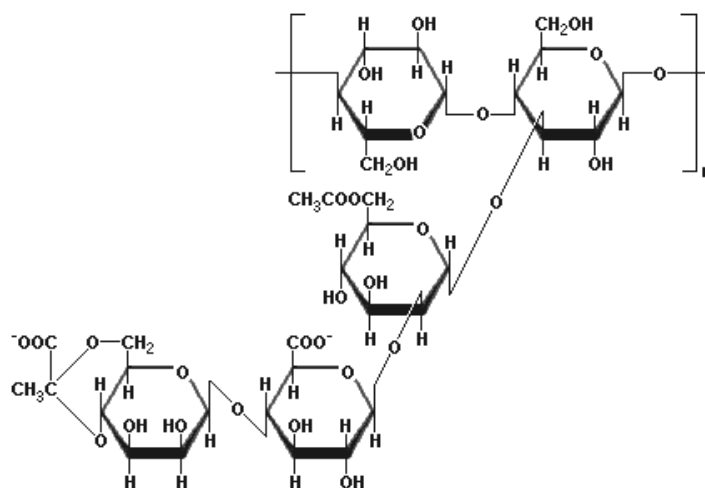
La biomasse lignocellulosique comporte une grande hétérogénéité dans sa composition et sa structure (Barbier et al., 2013). Les celluloses et hémicelluloses représentent la fraction glucidique, alors que la lignine représente la fraction phénolique de la biomasse. Ce sont des macromolécules agencées de façon complexe dans la paroi végétale (fig.2), les microfibrilles de cellulose étant englobées dans une matrice de lignine et liées à cette dernière par les hémicelluloses. Divers composés, appelés extractibles sont piégés dans cette matrice macromoléculaire.

La cellulose est un homopolymère de cellobiose, ses chaînes de glucose ont une conformation tridimensionnelle spécifique, stabilisée par des liaisons hydrogène intra et inter-moléculaires.



Les chaînes de glucose s'associent entre elles pour former des microfibrilles, qui sont constituées d'édifices cristallins ordonnés ainsi que de zones dites amorphes beaucoup plus sensibles aux agressions physiques et chimiques.

Les hémicelluloses sont des hétéro-polymères, constitués de pentoses, hexoses et d'acides carboxyliques. Ces unités sont assemblées en chaînes ramifiées et constituent des macromolécules de nature amorphe (Kulkarni, Butte, & Rathod, 2012).



La lignine est le terme générique d'un vaste groupe de polymères aromatiques. Ces polymères sont déposés principalement dans les parois secondaires des cellules, les rendant rigides et imperméables aux attaques microbiennes et aux stress oxydatifs. Les lignines sont amorphes et thermoplastiques (Wertz, Richel, & Gérin, 2015; Bajpai, 2016).

En règle générale, la composition de la biomasse diffère d'une espèce végétale à l'autre (tab.2), le bois contient par exemple plus de lignine alors que la paille de blé et les feuilles sont riches en hémicelluloses (Abbasi & Abbasi, 2010) ; la figure 3 montre aussi différentes compositions de litières, le rapport entre ces constituants varie dans une même plante selon l'âge et le stade de croissance (Gobat, Aragno, & Matthey, 2017).

Les extractibles représentent généralement moins de 10 % de la masse sèche de la biomasse lignocellulosique. Il s'agit de composés organiques (résines, lipides, pectines, tanins et protéines) ainsi que des sels de Na, K, P, Cl, Si, Mg. Ces derniers peuvent influencer le processus de la fabrication du biochar car ils ont un effet catalytique.

Tableau 2. Teneur en matières lignocellulosiques de quelques biomasses

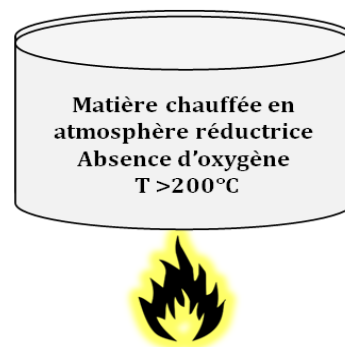
Matière première %	Lignine	Cellulose	Hémicellulose
Bois	25 -30	35-50	20-30
Paille de blé	15-20	33-40	20-25
Paille d'orge	14-15	31-34	24-29
Paille d'avoine	16-19	31-37	24-29
Paille de seigle	16-19	33-35	27-30
Panic érigé	5-20	30-50	10-40
Miscanthus	17	24	44
Chiendent	6,4	25	35,7
Bambou	21-31	26-43	15-26
Fibre de jute	21-26	45-53	18-21
Pelure de banane	14	13,2	14,8
Bagasse c. À sucre	23-32	19-24	32-48
Tige de maïs	16-21	28	35
Coquille de noisette	42,9	28,8	30,4
Grignon d'olive	48,4	24	23,6
Rafles de maïs	15	50,5	31
Déchets de thé	40	30,2	19,9
Coquille de noix	52,3	25,6	22,7
Coquille d'amande	20,4	50,7	28,9
Coquille de fruit sec	30-40	25-30	25-30
Papier	0-15	85-99	0
Paille de riz	18	32,1	24
Feuilles	0	15-20	80-85
Poils de coton-graine	0	80-95	05-20



Figure 3. Composition de quelques biomasses

3.2 Principe de la pyrolyse

La pyrolyse est un procédé très ancien de conversion thermochimique de la matière par chauffage, elle se fait en absence totale d'air sous atmosphère réductrice, elle débute à des températures relativement basses, proches de 200 °C et peut se poursuivre jusqu'à environ 1000 °C.



Aux alentours de 500 à 600 °C il se produit une carbonisation des matières organiques qui se décomposent en trois phases (fig.4). Ainsi la pyrolyse permet d'obtenir des gaz de synthèse (CO, CO₂, H₂, hydrocarbures légers), une phase liquide (huiles et hydrocarbures lourds) et un solide riche en carbone fixe qui concentre les matières minérales et métaux dans un état non oxydé : c'est le charbon (Fontana, 2007).



Figure 4. Schéma de la pyrolyse & de ses coproduits

Le processus de pyrolyse de la biomasse est très complexe, c'est une succession de réactions simultanées où les longues chaînes de polymères hydrocarbonées se décomposent en molécules plus petites pour se reconstituer en divers produits. La proportion de chaque produit final dépend de la température, de la vitesse et de la durée de chauffage, ainsi que de la pression, des types de précurseurs et de la conception même du réacteur de pyrolyse. Le taux d'humidité de la biomasse joue aussi un rôle essentiel dans le processus, il doit être d'environ 10 % dans la pyrolyse rapide (Jahirul, Rasul, Chowdhury, & Ashwath, 2012; Odeh, 2017). Les figures (5, 6) illustrent l'évolution de la décomposition des principaux résidus ligno-cellulosiques en fonction de la température. Il a été clairement démontré que durant la pyrolyse 95 % des réactions de thermolyse surviennent entre 200 et 400 °C (Zaman et al., 2017). Des trois principaux constituants du bois, c'est la lignine qui commencerait à se décomposer aux basses températures (110–200 °C). Il s'agit de réactions de condensation et non pas une dégradation réelle, qui n'interviendrait qu'au-delà de 400 °C (Rousset, Turner, Donnot, & Perre, 2006).

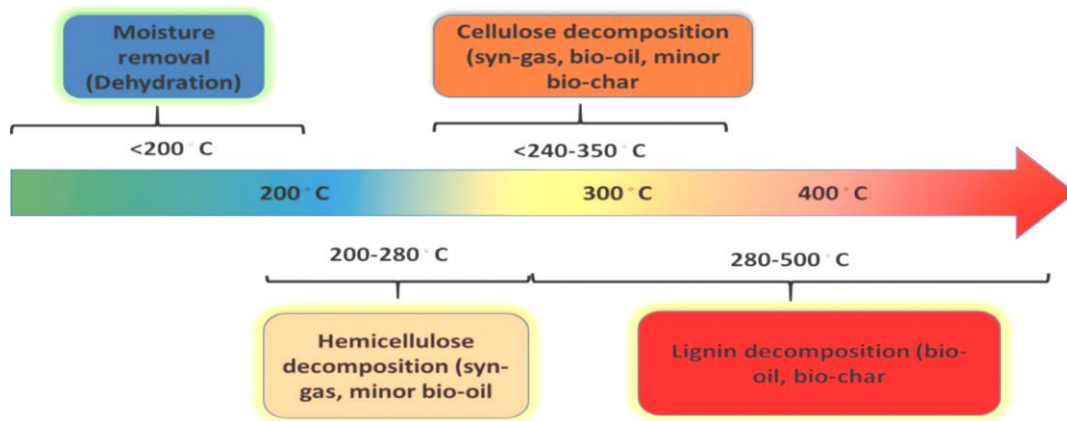
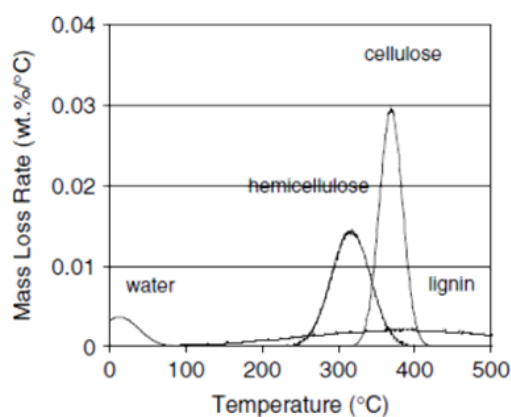
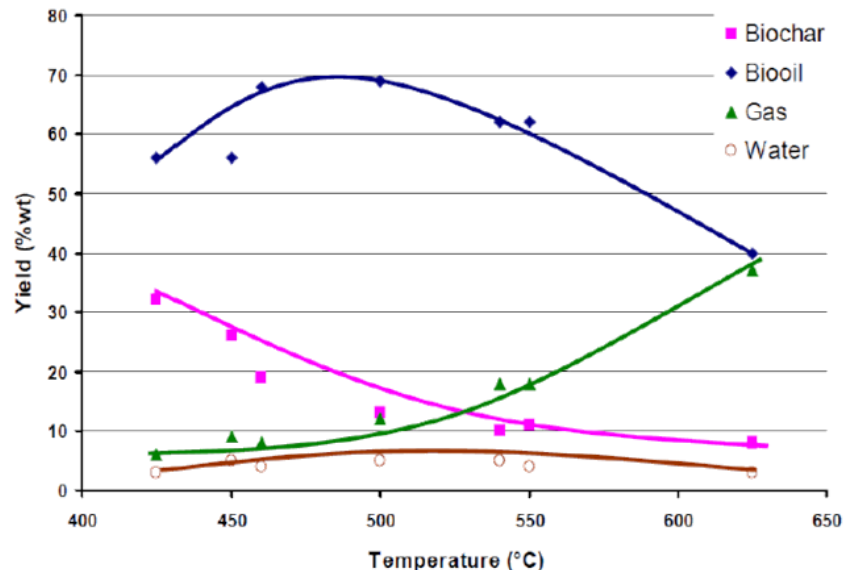


Figure 5. Décomposition de la biomasse en fonction de la température



Il est intéressant de noter que la lignine et les hémicelluloses pourraient affecter les caractéristiques de la pyrolyse de la cellulose, alors qu'elles ne peuvent pas s'influencer mutuellement car l'hémicellulose est la première qui commence à se décomposer ensuite la cellulose et enfin la lignine qui est plus difficile.

Figure 6. Evolution des constituants de la biomasse au cours de la pyrolyse



On a constaté aussi que les huiles provenaient principalement du composant cellulosique de la biomasse, alors que le **résidu solide (biochar)** provenait de la lignine, cela ressort également dans sa composition qui est proche de celle de la lignine (Jahirul et al., 2012). La dégradation thermique de la cellulose entre 250 et 350 °C entraîne une perte de masse considérable sous la forme de matières volatiles, laissant derrière une matrice carbonée rigide et amorphe, avec un réseau de lignines plus résistantes.

Aux environs de 330 °C **les feuilles de graphène aromatique** commencent à croître latéralement au détriment de la phase amorphe de carbone et finissent par fusionner. Au-dessus de 600 °C la carbonisation devient le processus dominant, elle est caractérisée par l'élimination de la majorité des autres éléments et l'augmentation relative de la teneur en carbone, qui peut atteindre jusqu'à 90 % en poids dans les biochars provenant d'une biomasse ligneuse (Rousset et al., 2006; F. Verheijen et al., 2010). On voit sur la figure 6 l'évolution en masse et la composition générale des sous-produits de la pyrolyse (Jahirul et al., 2012; Zaman et al., 2017).

Il est très important de souligner à ce niveau qu'au-delà d'une température de 500 °C il y a fractionnement des substances organiques en composés instables, principalement des radicaux libres par la rupture des liaisons C-H et C-C ; une partie de ces fragments va réagir avec l'oxygène présent pour former du CO₂ et de l'eau ; l'oxygène étant généralement insuffisant pour accomplir une oxydation totale, les autres fragments vont réagir pour former une structure qui se condense ensuite en noyaux aromatiques résistants à la dégradation thermique.

Lors du refroidissement, la recombinaison de ces fragments conduira à la formation de nouveaux composés organiques de plus en plus complexes, ce sont les suies appelés **HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques**.



La composition de la biomasse initiale, la proportion d'oxygène et la température de pyrolyse influencent la nature et l'abondance des HAP formés lors de ce processus (Ducouso, 2015).

Le diagramme suivant (fig.7) montre l'influence des conditions et des paramètres de différents types de traitements thermiques sur le rendement final et la qualité des produits obtenus. On remarque aussitôt que le degré d'oxydation des biochars est inversement proportionnelle au rendement, et que dans le cas précis de la pyrolyse, c'est la technique conventionnelle lente qui donne le meilleur rendu en biochar plus ou moins récalcitrant avec une fonctionnalité et un rapport (O/C) moyens, sous réserve de maîtriser la température en fin de processus (Bridgwater, 2003). Il semble par ailleurs que les biochars issus de la pyrolyse rapide sont plus réactifs en raison de la libération brutale des substances volatiles ce qui endommage la matrice de carbone, crée une grande porosité et augmente le potentiel des interactions gaz-solide. Dans un procédé de pyrolyse rapide (vitesse de chauffe >10 °C/s) le rendement en biochar tend à être plus faible que dans le cas d'une pyrolyse lente, car il favorise davantage la formation des gaz et produits liquides, la cellulose n'ayant pas assez de temps pour se transformer en molécules thermostables (Ducouso, 2015; Jahirul et al., 2012).

Enfin, on retiendra qu'il existe d'une manière générale trois catégories principales de pyrolyse, selon la température, la vitesse et la durée de chauffage :

- la pyrolyse lente dite conventionnelle
- la pyrolyse rapide
- la pyrolyse flash.

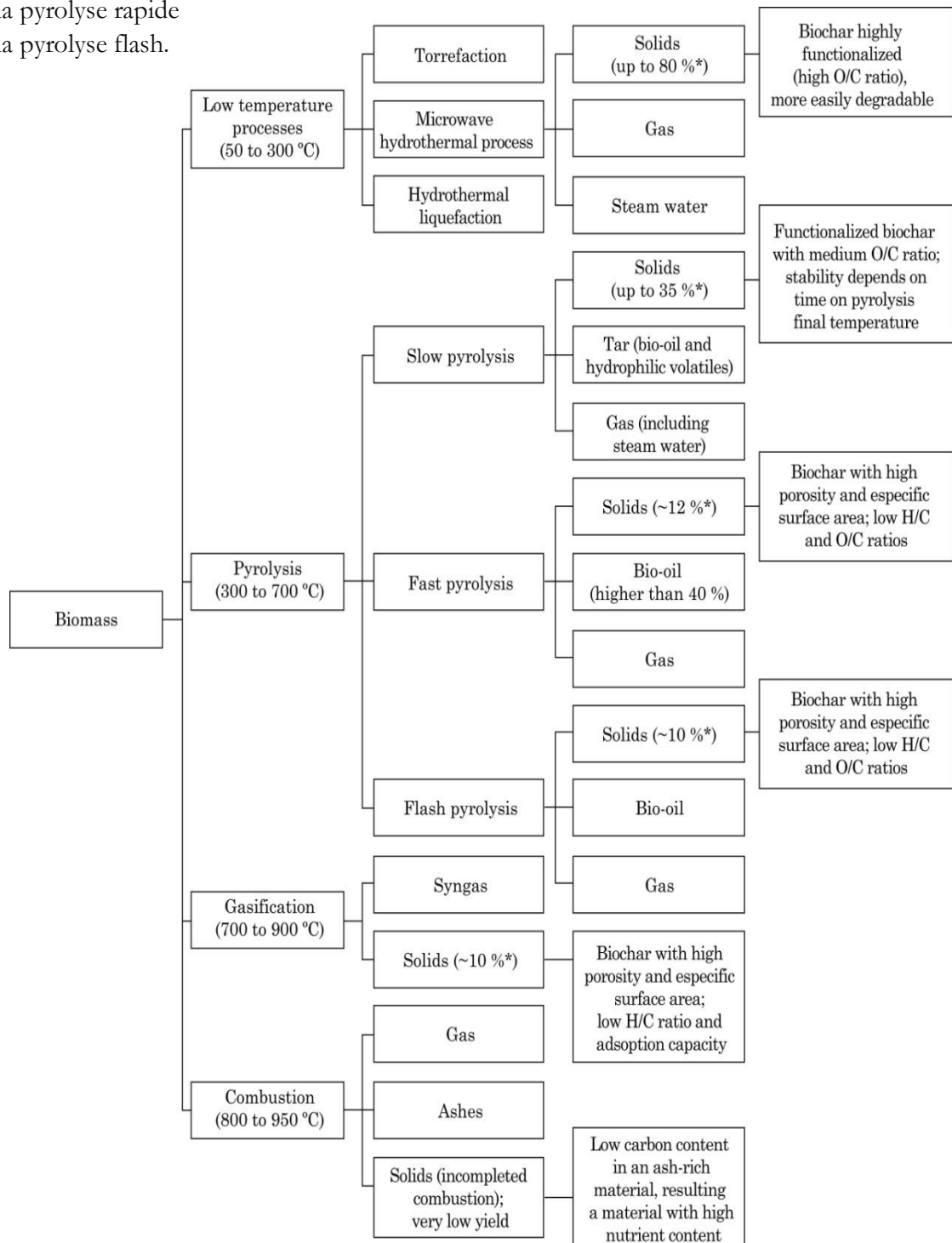


Figure 7. Processus thermochimiques de production de biomasse en fonction de la gamme de température et des caractéristiques prédominantes du biochar

Des exemples de fours et de techniques de pyrolyse (anciennes & modernes) sont donnés en annexes 1 (a, b, c, d).

4 . Caractéristiques et propriétés des biochars

Il est communément admis que **chaque particule de biochar comprend deux fractions structurales principales : des feuilles de graphène cristallin empilées et des structures aromatiques amorphes, ordonnées au hasard** (fig.8). L'hydrogène, O, N, P et S sont principalement incorporés dans les cycles aromatiques sous forme d'hétéroatomes, la présence d'hétéroatomes contribue à la grande hétérogénéité de la chimie de surface et de la réactivité du biochar (F. Verheijen et al., 2010).

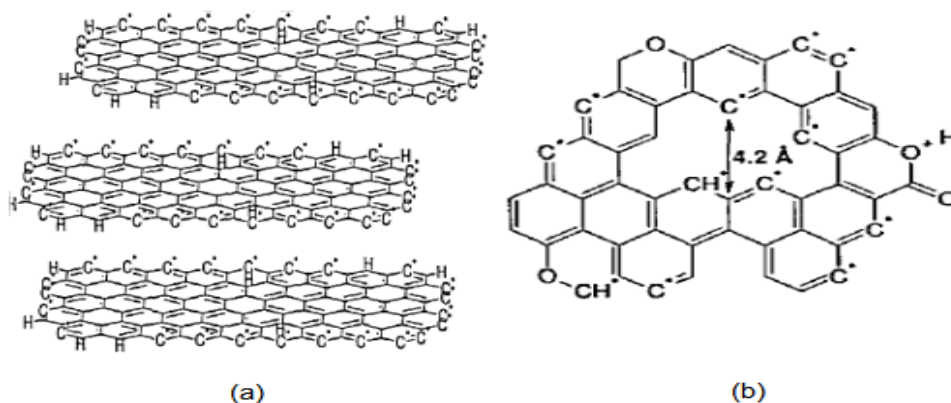


Figure 8. Structure physico-chimique du biochar
Modèle d'une structure graphitique microcristalline (a)
et une structure aromatique contenant des radicaux libres de O & C (b)

La composition chimique des biochars est très hétérogène, ils contiennent à la fois des composés stables et labiles, leurs proportions varient considérablement selon le procédé de pyrolyse et le type de biomasse (F. Verheijen et al., 2010). Tous les deux déterminent le rendement en biochar, sa teneur en carbone, en minéraux et en cendres, mais le procédé de pyrolyse influe beaucoup plus sur le pH et la CEC, sur la teneur en matière volatile et en carbone fixe (Zhao, Cao, Mašek, & Zimmerman, 2013).

En plus de la composition chimique, la texture et la structure de la matrice carbonée que l'on obtient en fin de pyrolyse sont déterminantes pour les propriétés physico-chimiques des biochars.

(Ducouso, 2015) a dressé en diagramme les principales fonctions et les éléments associés aux caractéristiques des biochars (fig.9).

Le biochar conserve la structure cellulaire de l'origine botanique des végétaux (Wildman et Derbyshire, 1991). Il permet aux archéologues de déterminer à partir de fragments de charbons conservés dans le sol, l'espèce de bois, le tissu, et l'histoire climatique par dendrochronologie : analyse des stries de croissance (Naisse, 2014).

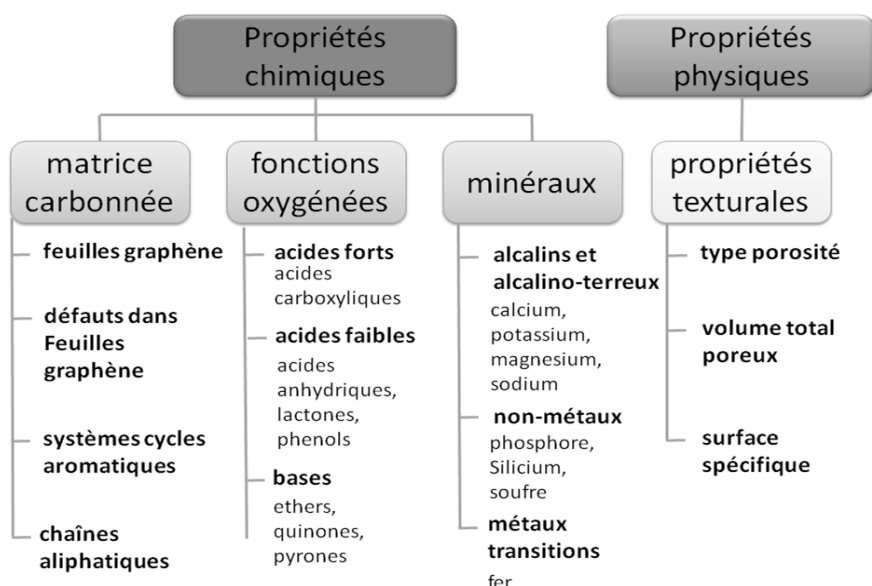


Figure 9. Les principales propriétés physico-chimiques des charbons

4.1 La porosité et la surface spécifique

La porosité est une propriété physique fondamentale, le type de pores, leur taille et leur volume conditionnent la surface spécifique, une notion très importante dans la caractérisation des biochars. La porosité du biochar est très variée, elle englobe différentes dimensions de pores, depuis les macropores jusqu'aux nanopores, catégorisés selon la classification standard de l'IUPAC².

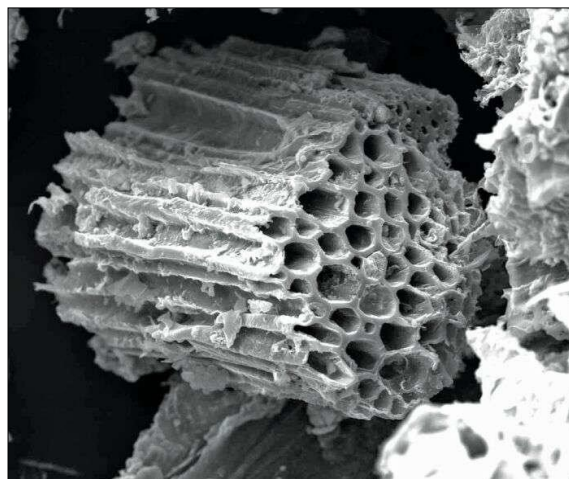
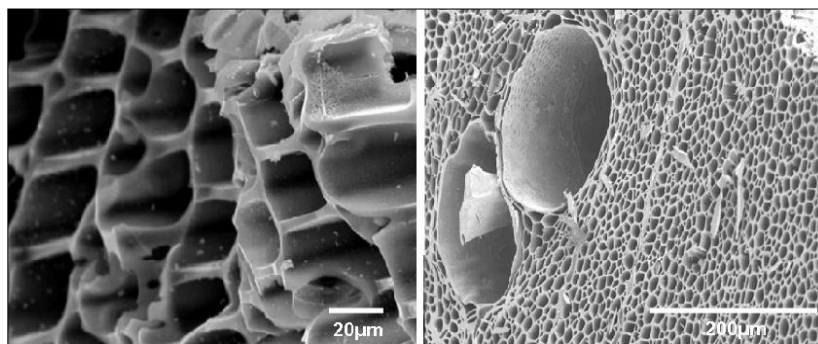


Photo 3. Biochar de bambou vu au MEB (Gašior & Tic, 2017)

Photo 4. Structure poreuse du biochar (Thies & Rillig, 2009)



² International Union of Pure and Applied Chemistry.

nanopores < 0,9 nm/ micropores < 2 nm/ 2 nm < mésopores < 50 nm/ macropores > 50 nm

Généralement, les biochars produits à partir d'une biomasse riche en lignine sont macroporeux, alors qu'une biomasse riche en cellulose favorise davantage la formation de micropores. On voit sur cette image une variété de structures poreuses selon le type de biomasse utilisée pour la fabrication des biochars. Il s'agit de charbon de bois fin (CR), de coque de noix de coco (CS), de pelure d'orange (OP), de grappe de palmier à huile (PO), de bagasse de canne à sucre (SB) et de la jacinthe d'eau (WH).

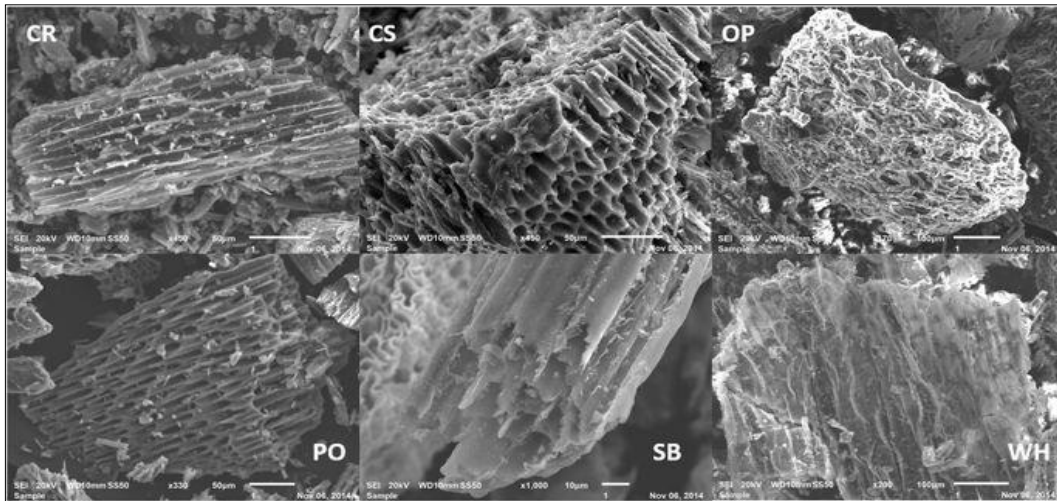


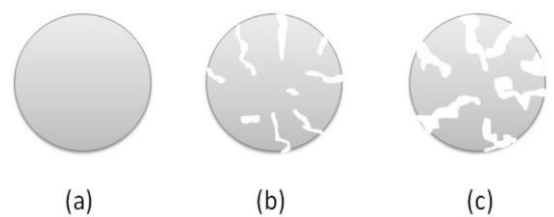
Photo 5. Structure des pores de biochars de différentes biomasses

Observés au MEB, la **taille de leurs pores varie entre 6 à 10 µm**, sauf pour la jacinthe (WH) qui présente une surface rugueuse, probablement à cause de l'effondrement des pores et le remplissage du système poreux par des cendres (Batista et al., 2018). La variabilité dans la porosité du biochar se répercute directement sur sa surface spécifique, elle se situe en général entre 112 à 642 m².g⁻¹ (Li et al., 2017) comme elle pourrait atteindre les 859 m².g⁻¹ (Ducouso, 2015), voire même plus.

Le volume poral et la surface spécifique changent aussi avec la température de pyrolyse, lorsque elle s'élève de 500 à 900 °C, ils passent respectivement de 0.056 à 0.099 cm³.g⁻¹ et de 25,4 à 67,6 m².g⁻¹. On pourrait cependant observer le phénomène inverse déjà mentionné plus haut, et qui s'explique soit par la destruction de la texture poreuse du biochar, soit par le blocage des pores suite à la formation des goudrons condensés sous haute température.

Ici schématisé par Ducouso (2015) :

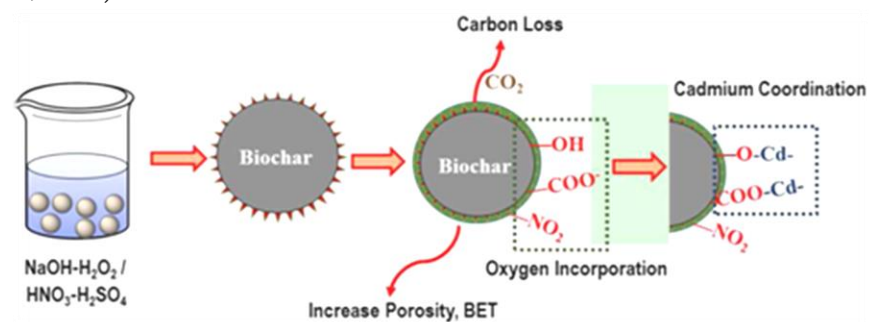
- (a) particule compact
- (b) particule microporeuse
- (c) particule poreuse



De cette structure poreuse peuvent découler des propriétés physico-chimiques très intéressantes. (Ducouso, 2015) a démontré que même les défauts au niveau des feuillets de graphène constituent des sites actifs, ils augmentent la réactivité du biochar ; résultat établi suite à une imprégnation en phase liquide dans différentes solutions de sel de nitrate (calcium et potassium), ce qui a permis d'améliorer la fonctionnalisation du biochar. Il est toutefois pertinent d'éliminer les cendres produites pendant la carbonisation du biochar pour améliorer l'adsorption, la diffusion ainsi que les échanges des éléments entre micro et mésopores (Farina et al., 2016).

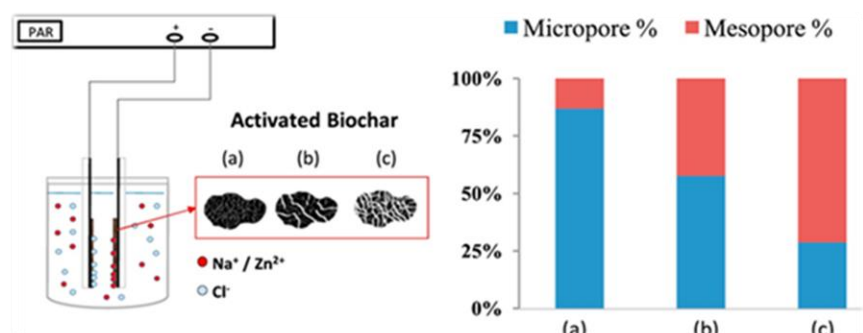
Ces aspects sont largement expérimentés par d'autres chercheurs, à titre d'exemple la stimulation par oxydation chimique d'un biochar de paille de blé a favorisé le développement de mésopores et l'augmentation de la surface spécifique qui est passée de 126 à 226 %, suite à l'imprégnation respective dans des systèmes basiques $\text{NaOH-H}_2\text{O}_2$ ou acides $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$. La rugosité induite sur la texture de surface (fig.10) a rehaussé la capacité d'adsorption des métaux de 21 % (Fan et al., 2018).

Figure 10. Effet de l'oxydation chimique sur les fonctions oxygénées du biochar



Toujours dans le même ordre d'idée, mais dans un autre cadre portant sur la fabrication des électrodes en carbone destinées à la désalinisation des solutions, il a été possible par une activation au KOH d'augmenter la surface d'un biochar pour atteindre les 971 et 1675 $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ avec trois types de structures poreuses : micro, méso ou une combinaison entre les deux (Dehkhoda, Ellis, & Gyenge, 2016). Tous ces biochars ont montré une capacité prometteuse d'adsorption du NaCl (5,4mg NaCl/g). L'échantillon de structure mésoporeuse a manifesté une plus grande capacité et une durabilité dans l'adsorption de Zn^{2+} .

Figure 11. Importance de la porosité du biochar pour la désalinisation des solutions



4.2 Les constituants chimiques des biochars

La composition chimique des biochars est très variable, ils contiennent en particulier du carbone avec des taux qui oscillent entre 17 à 90 %, leur teneur en azote, phosphore et potassium, exprimée en g.Kg⁻¹, présente un important coefficient de variation ($CV \geq 100 \%$).

C %	N	P	K
17 - 90	1,8 - 56,4	2,7 - 480	1 - 58

Cette diversité chimique est directement associée à la grande variété des biomasses et des températures de pyrolyse (K.Y. Chan & Xu, 2009).

Bien que la teneur des biochars en carbonates soit généralement faible, elle pourrait être, dans le cas contraire, un indice important à connaître et à quantifier, elle permet de juger de l'effet chaulant des biochars ainsi que de leur caractère réfractaire. La dissolution de ces carbonates sous l'influence des croûtes microbiotiques et des pluies acides pourrait conduire à surestimer la minéralisation du carbone et induire ainsi une sous estimation de la stabilité du biochar (T. Wang et al., 2014).

Parmi les constituants importants à souligner dans les biochars, on retrouve les composés organiques volatiles (COV), leur taux varie de 0 à 40 % (F. Verheijen et al., 2010). Ils sont considérés de plus en plus avec beaucoup d'intérêt, car ils seraient responsables, pour une grande part, de l'instabilité observée dans la réaction des sols et des plantes aux biochars. Une analyse consistante de 70 biochars différents a permis d'identifier plus de 140 espèces chimiques adsorbées à leurs surfaces. Avec des teneurs et des compositions variables en COV : acétone, benzène et toluène sont dressés en tête de liste, avec méthane, terpènes et bien d'autres composés (annexe 2). Les auteurs concluent qu'il est important de les caractériser avant toute incorporation de biochar au sol pour pouvoir prédire leurs effets sur l'agrosystème (Kurt A. Spokas et al., 2011).

4.3 Importance de la chimie de surface du biochar : Le pH, la CEC & les propriétés hydriques

En plus de ses qualités physico-chimiques, le biochar recèle des propriétés très importantes liées à sa chimie de surface, ce qui explique la façon dont **il interagit avec une large gamme de composés minéraux, organiques et inorganiques**. La chimie de surface des biochars peut être très complexe, c'est la résultante **des groupements fonctionnels**, il s'agit d'espèces chimiques très variées qui apparaissent principalement à la surface externe des feuillets de graphène et aux surfaces internes des pores des biochars pendant la pyrolyse : hydroxy -OH, aldéhyde -(C=O)H, carboxyle -(C=O)OH, cétone -OR, ester -(C=O)OR, amine-NH₂, nitro-NO₂ etc..

[illegible]

Les biochars peuvent être à la fois hydrophiles et/ou hydrophobes, ces derniers exercent une pression capillaire négative sur l'entrée d'eau à l'intérieur des pores, cet effet est directement lié à la taille des pores mais aussi à leur degré de saturation qui est en relation avec la chimie de surface, il dépend de la biomasse initiale et de la température de pyrolyse qui détermine le taux de fonctions aliphatiques hydrophobes que peut porter le biochar, aussi bien en surface qu'à l'intérieur de ses pores (Gray, Johnson, Dragila, & Kleber, 2014). L'hydrophobicité peut être traitée par l'oxydation des biochars à l'air ambiant ou alors par une humidification préalable (Z. Liu, Dugan, Masiello, & Gonnermann, 2017), ce qui favorise l'augmentation de la surface spécifique et le changement de texture qui permet l'adsorption des molécules d'eau (Fan et al., 2018).

B . LE BIOCHAR : UN AMENDEMENT DE SOL

Jusque là, nous n'avons considéré le biochar que d'une manière presque absolue, ou du moins indépendamment de ses interactions dans le sol. Nous allons dans cette partie le remettre essentiellement dans son contexte et l'aborder davantage comme un **amendement agricole**, d'où la nécessité de revoir brièvement la définition d'un sol, sa composition et un peu de son fonctionnement, afin de mieux nous représenter ensuite l'évolution du processus d'intégration du biochar dans le sol.

1 . Le Sol : Structure & Matière Organique

Le sol est un système écologique dynamique, un véritable écotone à l'interface entre le monde minéral et le monde organique, il recèle à la fois des constituants et des propriétés des deux systèmes voisins, la biocénose aérienne et la roche sous-jacente, ainsi que d'autres composants typiques de la transition tel que l'humus. Il est le siège d'un échange intense de matière et d'énergie entre l'air, l'eau et les roches, il occupe ainsi une position-clé dans les cycles globaux des matières (Gobat et al., 2017).

Le sol est un *milieu triphasique* : il est constitué d'une phase solide (minéraux et matière organique) dont l'arrangement ménage des pores. Ces pores sont remplis par une phase liquide (solution du sol : constituée d'eau et de substances dissoutes) et par une phase gazeuse (mélange d'air et de vapeur d'eau). Les proportions de ces différentes phases varient selon le type de sol, et au cours du temps selon les épisodes climatiques (Steng el and Gelin, 1998).

Selon (Gobat et al., 2017), le sol possède onze propriétés essentielles d'ordre physique et chimiques qui interagissent sous l'influence indirecte de la température (fig.13).

La texture d'un sol est une propriété stable, elle ne varie qu'en fonction de l'évolution à long terme, et elle est déterminante de (presque) toutes les autres propriétés.

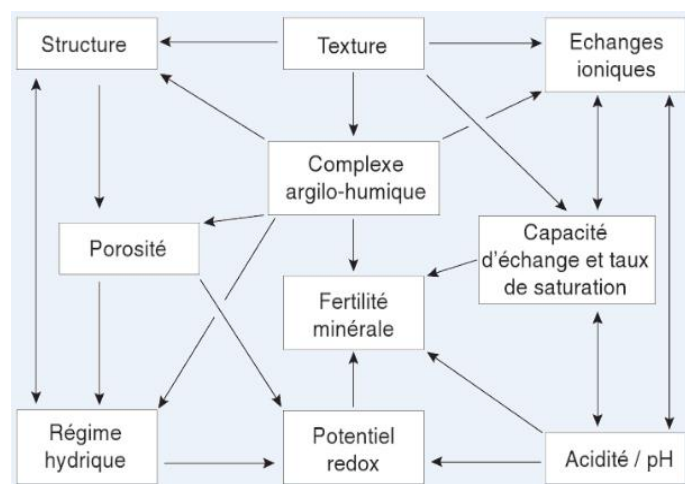


Figure 13. Relations entre les propriétés du sol

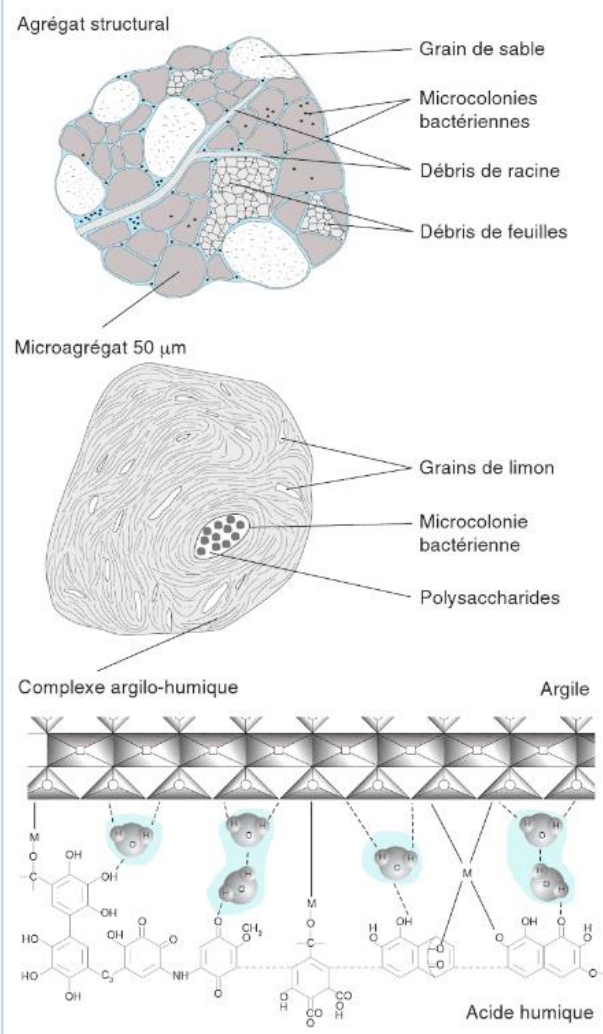
La texture conditionne directement la structure, qui à son tour influence la porosité et le régime hydrique. En particulier la proportion d'argile intervient dans la formation du complexe argilo-humique, elle détermine la capacité d'échange, la fertilité et la profondeur d'enracinement. **La structure est un état du sol variant à court terme, c'est une propriété intégrative essentielle à la fertilité**, elle dépend aussi de l'état des colloïdes, de la teneur en eau et en matière organique, et de l'activité biologique dans une large mesure.

Le sol est aussi un support de vie, créatrice de matière organique (Davet, 1996). L'activité biologique des êtres vivants dans le sol est un intense travail à la chaîne, ils opèrent par vagues successives. Cette chaîne englobe des vers, des microarthropodes (acariens et collemboles), des champignons et aussi des bactéries. Grâce à des mécanismes enzymatiques divers ils tirent l'énergie nécessaire à leur métabolisme, tout en assurant la décomposition et la transformation de la matière organique en éléments chimiques simples : C, H, O, N, S, P, Ca, K ... et en humus (Faurie, Ferra, Médori, Devaux, & Hemptinne, 2012). L'humus, cette fraction de la matière organique qui n'est pas complètement transformée et qui évolue progressivement, va être stocké momentanément sur les colloïdes du sol pour former un complexe très stable : **le complexe argilo-humique**.

Un complexe argilo-humique stable procure au sol des propriétés favorables à sa fertilité.

- La floculation des colloïdes argileux et humiques favorise une structure aérée et un stockage hydrique suffisant.
- La liaison argile-humus freine la minéralisation de la MO humifiée.
- La liaison empêche la dispersion de l'argile, évitant le colmatage et la compaction du sol.
- L'intégration de l'argile et de l'humus dans un même composé augmente la capacité du sol à retenir les bioéléments indispensables aux plantes (Gobat et al., 2017).

Figure 14. Niveaux d'organisation du sol :
Des macro-agrégats aux molécules



La présence de groupes carboxyles $R-COOH$ dans les composés humiques (fig.14) leur confèrent des propriétés très proches de celles des argiles, ces colloïdes chargés négativement avec une capacité d'échange (CEC) très importante. Ils se comportent aussi comme des acides faibles et possèdent un grand pouvoir tampon, ils ont la faculté d'adsorber de nombreux composés organiques et peuvent emmagasiner des quantités d'eau considérables, jusqu'à 20 fois leur poids (Davet, 1996). On arrive donc très bien à conclure que la fertilité d'un sol se travaille à échelle moléculaire comme à grande échelle, et qu'elle passe forcément par la structure qui se construit et évolue dans le temps autour de la matière organique.

2 . La Fertilité du sol : de la MO au Biochar

On a souvent constaté que la pérennité de la production végétale n'est plus assurée lorsque la fertilisation minérale n'est pas associée à des amendements organiques (Feller, 1995). C'est surtout la minéralisation et la libération des éléments nutritifs de la MO qui joue un rôle fondamental dans la fertilité du sol et influence la productivité primaire nette (Weil, 2000). Plus particulièrement encore ce sont les substances humiques qui agissent sur la fertilité des sols. Les substances humiques (SH) sont bien connues pour influencer les propriétés du sol et interagir avec la croissance des plantes et l'activité des micro-organismes (Tahiri, Destain, Druart, & Thonart, 2014).

Les différentes analyses montrent que quelle que soit leur origine les SH sont composées principalement de C, H, O, N et de groupements fonctionnels ($COOH$, $-OH$, $C=O$). Leur réactivité est essentiellement liée à la présence d'une grande variété de ces groupements fonctionnels dont l'élément clé est l'oxygène. Le pourcentage et la concentration de ces éléments varient en fonction du type et de l'origine des SH. Arrivé à ce niveau on voit réapparaître les propriétés chimiques du biochar héritées de la MO initiale qui a servi à sa production, modifiées en partie par les conditions de pyrolyse et post-pyrolyse. Ce rapprochement autorise à poser des hypothèses sur son comportement dans le sol par analogie à la MO. Seulement les biochars, comme nous l'avons déjà expliqué, ont des caractéristiques typiques qui découlent le plus souvent sur des états spécifiques une fois incorporés aux sols.

La capacité du biochar à améliorer les propriétés du sol dépasse de loin celle de toutes les autres matières organiques. Il ne s'agit pas d'un autre type de compost ou de fumier simplement, mais sa structure lui confère des propriétés fondamentales de stabilité et une grande capacité de rétention des éléments dans le sol (Lehmann and Joseph, 2009).

Le biochar pourrait rester à l'état particulaire dans le sol sur de longues périodes, la taille de ses particules diminue à l'échelle décennale. Bien que visiblement monolithique, le biochar au niveau micro et nanométrique se présente comme un mélange désordonné, formé d'agglomérats de carbone et d'éléments minéraux. De plus ses particules ont une grande surface interne et des pores qui peuvent être importants pour les processus biologiques. En ce sens la particule de biochar peut être assimilée à un agrégat du sol : les « agrégats » de biochar peuvent assurer des fonctions similaires à celles des agrégats de terre tel que : protéger la MO du sol, constituer un habitat pour les micro-organismes et maintenir l'eau et les éléments minéraux dans le sol (Lehmann et al., 2011).

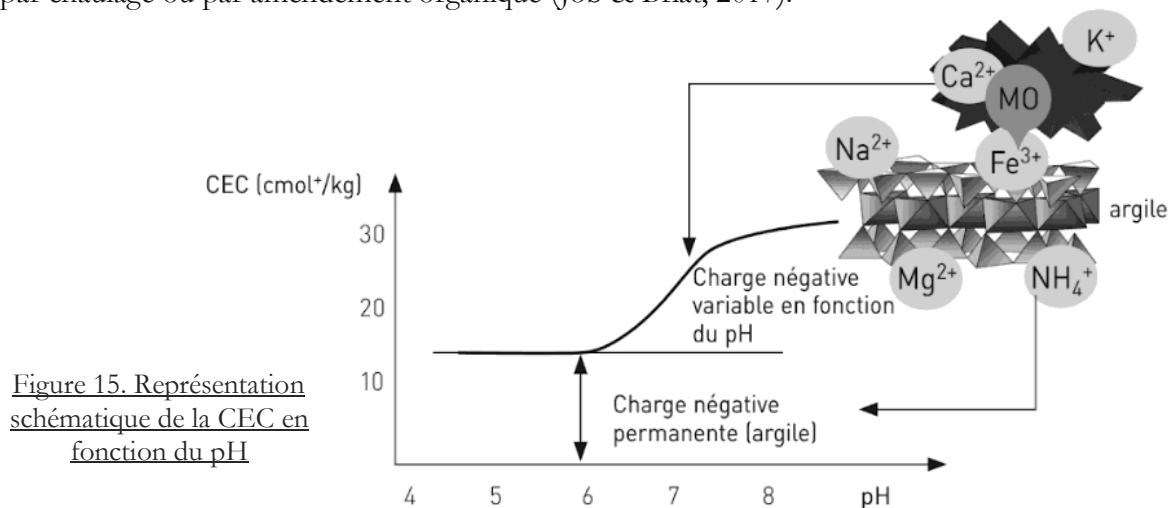
2.1 Impact du biochar sur les propriétés physico-chimiques

2.1.1 Le pH & la CEC

La charge électrique négative superficielle des constituants minéraux et organiques des sols est une propriété essentielle qui assure et facilite la circulation des éléments dans la solution du sol. Cette charge négative est capable de retenir une charge positive de cations selon un mode de substitution et d'échange, on parle alors de capacité d'échange cationique (CEC). Selon son origine et les mécanismes qu'elle met en jeu, cette charge se distingue en deux catégories :

- La charge permanente qui est liée à la structure cristallographique des argiles, elle est nette et indépendante du pH.
- La charge variable qui est due à la MO, elle est pH-dépendante : la dissociation des acides organiques en petites unités et leur séparation augmente la charge négative de la matière, ce changement se développe au fur et à mesure que le pH s'élève (fig. 15).

On peut gérer la dimension de ce réservoir chimique en contrôlant le statut acido-basique, soit par chaulage ou par amendement organique (Job & Briat, 2017).



L'une des différences majeures entre la MO et la plupart des biochars est le **pouvoir chaulant** de ces derniers, il est dû à la **présence d'éléments alcalins dans les cendres** associées au biochar. Ainsi lorsqu'il est incorporé au sol le biochar provoque généralement une augmentation de pH, l'ampleur et la durée de cet effet dépendent du type de biochar.

Dans le cas des Ultisols, sols typiquement très acides ($\text{pH} < 5$) on a démontré que l'alcalinité du biochar est un facteur clé pour contrôler son effet sur le pH du sol, et qu'en plus il peut manifester un **grand pouvoir tampon** à cause du déplacement de l'acidité échangeable (J.-H. Yuan & Xu, 2011; L. Wang et al., 2014). Ce pouvoir est associé surtout aux **groupements fonctionnels oxygénés du biochar** ($-\text{COO}^-$, $-\text{C}=\text{O}$, $-\text{OH}$, CO_3^{2-}) qui influent sur les réactions de protonation : la fixation des ions H^+ et la décarboxylation sont considérés comme étant les principaux processus impliqués dans la neutralisation de l'acidité du sol. Ce changement de pH modifie la CEC, elle est passée dans certains cas de 16.8 à 26 cmol.kg^{-1} (Berek & Hue, 2016), et selon (Y. Wang, Yin, & Liu, 2014) la somme des bases échangeables dans le sol est passée de 60 % à 670 % après l'addition d'un biochar de pyrolyse rapide, la teneur initiale du sol en K^+ de 42 mg a été augmentée à 324 mg/kg.

A contrario, il a été signalé par (X.-H. Liu & Zhang, 2012) que le biochar alcalin de pH 8 n'a pas augmenté le pH de cinq types de sols basiques (pH entre 8,6 et 9) mais avait provoqué plutôt une tendance à la baisse. **La diminution de pH dans ce cas pourrait être également associée à la décomposition de la matière organique et la formation de substances acides dans les sols traités au biochar.**

L'influence du biochar sur le pH n'est pas indépendante des propriétés intrinsèques du sol et principalement de sa charge électrique initiale : si elle est faible le pH pourrait augmenter de 0,04 à 0,5 unité avec un taux de biochar de 1 %, alors qu'une CEC élevée ne permet pas un changement significatif du pH sous l'effet du pouvoir tampon du sol (Martinsen et al., 2015). De même, on a constaté que lorsque les sols sont trop acides, le biochar n'entraîne pas de modification significative dans la CEC (Jin-Hua Yuan & Xu, 2012).

Le biochar frais présente généralement une très faible CEC par rapport aux substances humiques et fulviques, mais après son incorporation au sol il est transformé par oxydation, il subit ce qu'on appelle un processus de vieillissement, il s'agit de l'adsorption de molécules organiques chargées négativement sur les sites hydrophobes du biochar qui acquiert alors de nouveaux groupements carboxyles. Rappelons que la CEC de la MO peut être 4 à 50 fois plus grande que celle de l'argile (fig. 16), elle peut dépasser les 250 meq/100g alors que pour la

kaolinite on descend à moins 10 meq/100g. On souligne enfin la possibilité **d'augmenter potentiellement la CEC du biochar avant son application au sol**, soit par une oxydation physique, ou un prétraitement chimique, ou encore par co-compostage (Shackley et al., 2016).

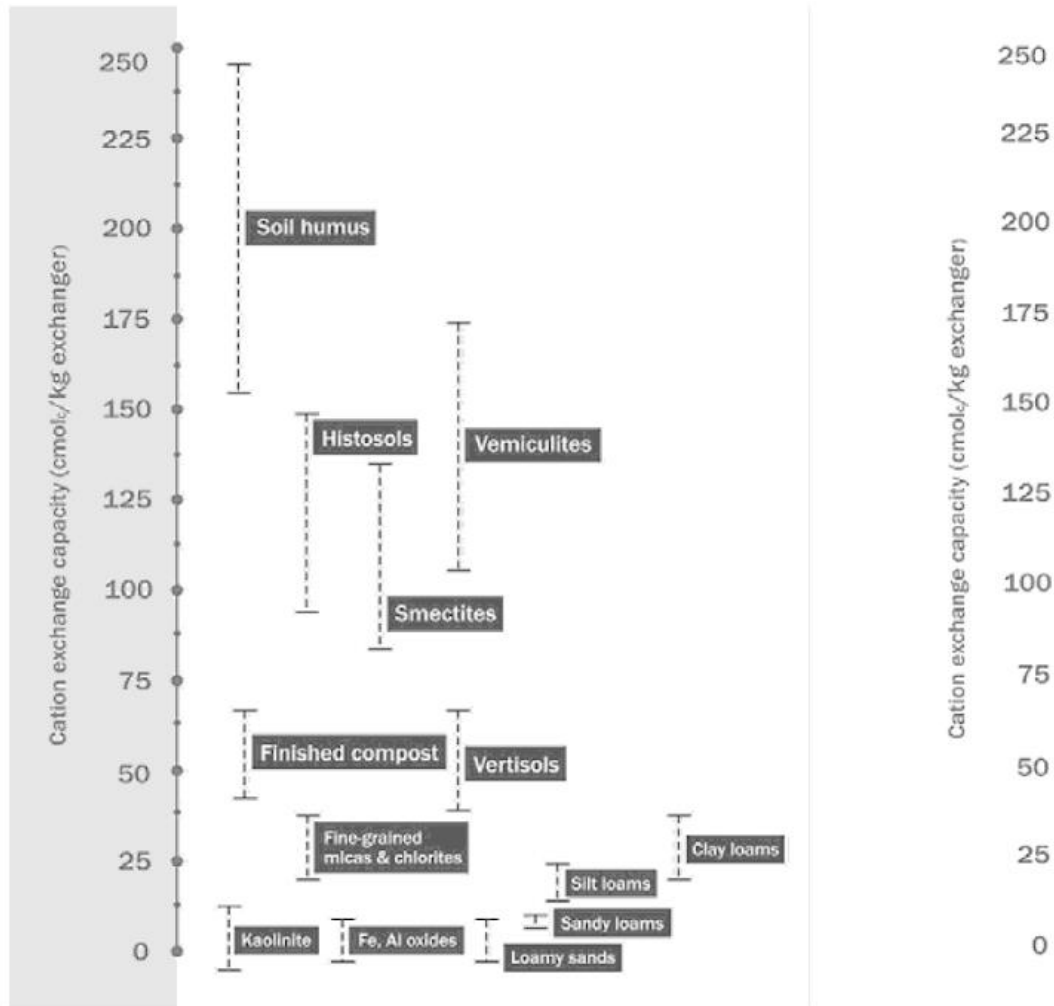


Figure 16. Les CEC spécifiques de différents types de sols et de MO

2.1.2 Porosité, Densité & Capacité de rétention en eau

Le biochar augmente généralement la porosité du sol d'environ 14 à 64 %, ses particules poreuses sont moins denses que celles du sol ($< 0.6 \text{ g.m}^{-3}$ vs $\sim 1.25 \text{ g.m}^{-3}$), il réduit par conséquent la densité apparente de 3 à 31 %, ce changement est proportionnel à la quantité de biochar appliquée et dépend aussi de la texture du sol, il est plus important dans les sols sableux (Blanco-Canqui, 2017). Mais le biochar présente aussi une faible résistance mécanique, il peut se désintégrer sous l'effet de différentes contraintes et se transformer en fines particules qui risquent alors d'obturer les pores du sol et produire l'effet inverse : augmenter la densité (F. Verheijen et al., 2010; Ahmed, Kurian, & Raghavan, 2016).

C'est pourquoi (Blanco-Canqui, 2017) considère qu'il s'agit beaucoup plus d'un **effet de dilution** que d'une véritable transformation de la structure, cette dernière ne s'accompli qu'à plus long terme par la construction des agrégats et l'amélioration de la porosité. (Mukherjee & Lal, 2013) considèrent aussi que le temps est un facteur clé, et qu'un apport de biochar à raison de 1 à 2 % (p/p) seulement peut améliorer de manière significative les propriétés physiques du sol en termes de densité et de capacité de rétention de l'eau. En effet, la porosité du biochar modifie aussi les caractéristiques hydriques du sol.

L'eau occupe généralement des pores de 0,5 et 50 μm de diamètre, dans la majorité des cas les pores retrouvés dans les biochars peuvent être classés comme des pores de stockage capables de retenir l'eau disponible pour les plantes (Batista et al., 2018). Mais pas seulement, le biochar intervient aussi par la forme et la dimension de ses particules, il modifie l'espace inter-poral et la connectivité entre les pores, il peut affecter ainsi le stockage et la mobilité de l'eau dans le sol (R. T. Barnes, Gallagher, Masiello, Liu, & Dugan, 2014; Z. Liu et al., 2017). Cet effet se manifeste même avec de faibles quantités de biochar : avec 0.5 % (p/p) on augmente la capacité de rétention de 0,59 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ de sol, la réponse reste toutefois spécifique à la combinaison (sol-biochar), on peut atteindre aussi jusqu'à 97 % en réserve d'eau utile, mais cette valeur dépend beaucoup de la texture du sol : elle est très importante en sols sableux, elle peut être nulle dans les limons, alors qu'elle risque de diminuer dans les sols argileux, peut être à cause de l'hydrophobicité du biochar et aussi le changement de la porosité du sol qu'il entraîne (Mukherjee & Lal, 2013).

2.1.3 Effet du biochar sur l'albédo du sol

En tant que substance à base de carbone le biochar possède une réflectivité très faible, il a été prouvé que son addition aux sols agricoles affectait la couleur de fond des terres cultivées et modifiait par conséquent la répartition des flux énergétiques et de l'albédo³. Une diminution de l'albédo de surface peut augmenter la température du sol et stimuler la respiration microbienne (Meyer, Bright, Fischer, Schulz, & Glaser, 2012). L'application du biochar à grande échelle peut donc modifier l'équilibre de l'énergie radiative de surface, ce qui risque de baisser le potentiel d'atténuation du réchauffement planétaire escompté du biochar d'environ 13 à 22 % et même jusqu'à moins 30 % (Meyer et al., 2012; Bozzi, Genesio, Toscano, Pieri, & Miglietta, 2015), toutefois, les résultats restent assez contradictoires.

³ L'albédo est le ratio du rayonnement solaire reçu sur le rayonnement réfléchi.

Selon (F. G. A. Verheijen et al., 2013; F. Verheijen et al., 2010) l'effet du biochar sur l'albédo dépend du taux d'application et du mode d'incorporation, ainsi que de l'état hydrique du sol et du type de cultures mises en place : **apporté à la surface du sol sous prairie à raison de 10 t.ha⁻¹, le biochar peut réduire l'albédo de 94 %**. De leur côté (Y. Zhang, Xueyu, Di, Wei, & Juan, 2015; Y. Zhang et al., 2018) ont trouvé que l'indice de surface foliaire des végétaux (blé, maïs) augmente rapidement pendant leur croissance, et fini très vite par annuler les différences d'albédo observées au sol nu avant la pleine installation du couvert végétal, les changements de la température et de l'humidité du sol ne dépendent alors que de la culture et de la quantité de biochar ajoutée.

2.2 Impact du biochar sur les propriétés biologiques

2.2.1 Effets sur la macro & la méso faune

La faune du sol assure un rôle primordial dans l'humification, elle a aussi une incidence très importante sur la structure, elle favorise la formation d'agrégats et elle construit des terriers (bio-pores) favorisant la rétention de l'eau et l'aération (Domene, 2016). Les plus connus parmi les géophages sont les vers de terre, moins connus mais tout aussi efficaces, sont les Acariens et les Collembolles, il y en a jusqu'à 400.000 par m² dans les bons sols (Faurie et al., 2012). Les vers de terre jouent un rôle important en régénérant constamment une structure grumeleuse assez stable, lorsqu'elle a tendance à se dégrader. Toute destruction de structure non réversible, donc durable, est causée par une diminution grave de l'activité biologique et en particulier animale (Duchaufour, 1953). Les lombrics sont aussi de véritables acteurs et bio-indicateurs de la fertilité des sols (Zirbes et al., 2009), tout comme les Collembolles dont le nombre dépend du taux de matière organique, de la disponibilité en eau (sensible à la dessiccation) et de la pollution des sols. Alors ils sont utilisés pour évaluer l'écotoxicologie des sols (tests de survie et d'évitement), la nocivité des substances chimiques appliquées aux sols ou encore pour analyser les effets des changements de pratiques agricoles (Simon Jeffery et al., 2013). Il a été démontré que le *Pontoscolex corethrurus* était le principal responsable de l'incorporation de charbon de bois dans la couche superficielle de la *Terra Preta* sous la forme de particules de la taille des limons qui favorisent la formation d'humus stable (Ponge et al., 2006). Après l'ingestion de charbon et de particules de terre, le ver produit une pâte stabilisée par les forces de Van der Waals. Les turricules une fois sèches se transforment en un humus foncé. On a même constaté lors d'expériences en laboratoire que le ver de terre préférait ingérer le mélange de charbon de bois et de sol comparativement au charbon ou à la terre purs (Paz-Ferreiro, Fu, Méndez, & Gascó, 2014; Zwieten et al., 2010).

Chez les *Collemboles* et les *Enchytraeidae*, l'ingestion de biochar semble être pilotée par un mécanisme complexe. Puisque les biochars ne devraient pas avoir de propriétés nutritives, certains auteurs spéculent que l'ingestion pourrait être liée aux micro-organismes ou aux métabolites microbiens présents à la surface des biochars, à leurs propriétés détoxifiantes et leur pouvoir alcalinisant, ou à l'utilisation d'une fraction de carbone aromatique par des symbiotes intestinaux.

Photo 6. Ingestion de biochar par les vers et les Collemboles⁴



Lors de son cheminement dans le tractus digestif, le biochar est enrichi en enzymes et inoculé de bactéries, puis les agrégats de sol sont consolidés par des polysaccharides et des protéines aux propriétés adhésives produites par ces micro-organismes, cela affecte sa granulométrie, sa distribution dans le profil du sol et sa stabilité aussi (Domene, 2016).

De leur côté (Weyers & Spokas, 2011) ont passé en revue plusieurs travaux concernant l'impact des amendements de sol de nature pyrogénique dont le biochar, sur la population de ver de terre, et ils ont conclu que le biochar ne pose aucun risque à long terme, sous réserve de contrôler le pH et d'explorer davantage le sujet. L'effet négatif de mortalité des vers observée en présence de biochar, signalé par (Liesch, Weyers, Gaskin, & Das, 2010) était du à une augmentation de pH et à la présence d'ammoniac. (Laurin-Lancôt, 2015) a signalé une réduction en nombre et en masse des vers, imputable seulement à une perturbation du milieu et à la destruction des galeries. Après plus de quatre mois d'expérimentation en plein champs et au laboratoire (Tammeorg et al., 2014) ont démontré l'absence d'effets toxiques puissants et de réactions d'évitement immédiates causées par l'application de biochar. Enfin le peu d'études qui ont concerné l'effet du biochar sur la faune du sol ont souligné la complexité des interactions observées, mais que d'une manière générale le biochar ne manifeste pas des effets nuisibles à long terme.

⁴ Biochar visible dans le tractus digestif de *Enchytraeus crypticus* & de *Folsomia candida* ingéré après 24h dans un mélange humide à 1% de biochar et de sable.

2.2.2 Effets sur le microbiote du sol

On observe très souvent après l'incorporation du biochar dans le sol une modification dans la composition du microbiote, avec des changements importants dans les activités enzymatiques, ce qui affecte les cycles biogéochimiques, ainsi que la croissance des cultures et des agents phytopathogènes. Cette modification est associée à l'augmentation de la disponibilité en eau, en carbone et en éléments nutritifs apporté par le biochar, qui sert aussi d'habitat et constitue un abri qui procure une protection physique aux microorganismes contre les prédateurs et les conditions abiotiques (Lehmann et al., 2011). Dans la majorité des cas ces changements sont plus marqués près de la surface des biochars, cet espace est nommé « **charosphère** » par analogie à la rhizosphère (Lehmann et al., 2011; Y. Luo et al., 2013; Quilliam, Glanville, Wade, & Jones, 2013).

Cet écotone entre les particules de sol et de biochar localise davantage l'énergie et les ressources nutritives nécessaires à l'activité microbienne, il peut promouvoir l'abondance et l'efficacité du microbiote du sol et il pourrait modifier sa diversité. Mais comme toutes les assertions émises autour du biochar, celle-ci aussi reste un sujet à controverse. Sur ces photos on voit la colonisation des particules de biochar par des bactéries après 21 jours de l'inoculation (A) et après 3 années de son enfouissement dans le sol (B) (Quilliam et al., 2013; Zhu, Chen, Zhu, & Xing, 2017).

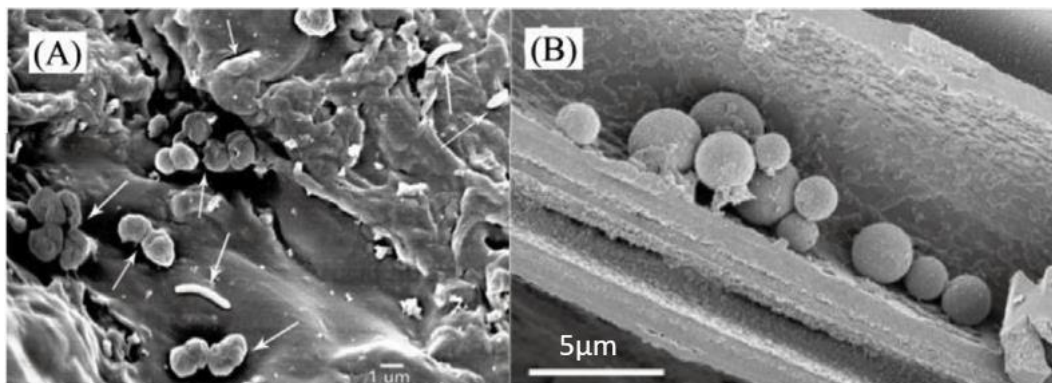


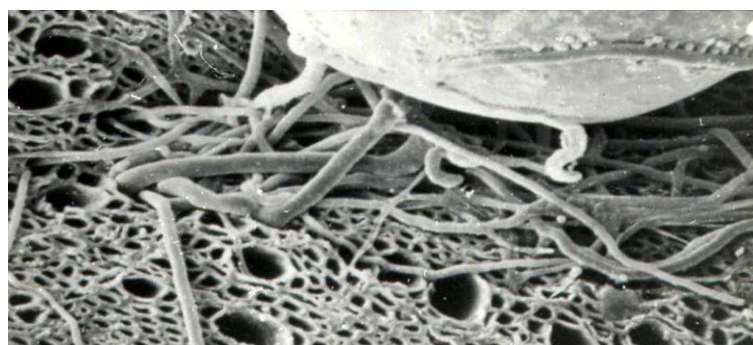
Photo 7. Colonisation des particules de biochar par des cellules microbiennes

Après trois années de son enfouissement dans le sol, le biochar manifeste une colonisation microbienne très éparse, on suppose alors que la dynamique observée dans la charosphère et la profusion microbienne sont causées seulement par le C labile du biochar et par les changements dans les conditions édaphiques (pH, structure), et que les vieux charbons centenaires subissent au cours du temps une désintégration abiotique et deviennent partiellement biodégradables ce qui les rends plus appropriés à la colonisation microbienne (Quilliam et al., 2013).

Les modifications enregistrées dans le microbiome et les fonctions du sol en présence de biochar suggèrent une nouvelle adaptation écologique et fonctionnelle en faveur d'une stratégie écologique de type **copiotrophe**. On constate en général une augmentation de l'activité enzymatique impliqué dans les cycles de l'azote et du carbone, avec une prédominance des **Rhizobiales** et des **Acidobacteria**. La diversité fongique est aussi affectée, avec une abondance des basidiomycètes, ascomycètes et d'autres champignons non identifiés (Jenkins et al., 2017).

On observe aussi une abondance considérable des mycorhizes, d'où il existe une certaine évidence que l'effet positif du biochar sur les plantes est provoqué par une augmentation dans les populations des champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA) et la formation de symbioses (F. Verheijen et al., 2010; Jenkins et al., 2017). Après 96 jours d'incubation en présence de biochar, on note des changements dans la composition de la communauté fongique avec une abondance de **Trichoderma** et **Paecilomyces** (Hu, Cao, & Zhang, 2014), et la colonisation des larges pores (100 μm) d'un biochar de bois par des CMA après 56 jours d'incubation (Jaafar, Clode, & Abbott, 2015).

Photo 8. Colonisation des pores de biochar par les hyphes d'une spore en germination



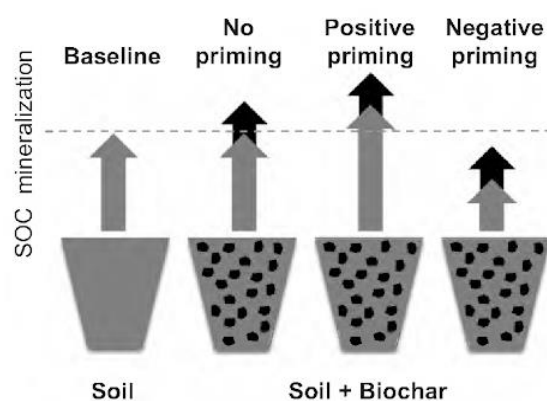
Les CMA peuvent pénétrer profondément dans les pores du biochar, et leurs mycéliums extra-racinaires sporulent dans les micropores du biochar où la concurrence des saprophytes est moindre (Ameloot, Graber, Verheijen, & Neve, 2013). Il a été prouvé que le *Rhizophagus irregularis* arrive à coloniser le biochar aussi bien en surface qu'au niveau des micropores internes inaccessibles aux racines les plus fines du végétal ($<10 \mu\text{m}$)⁵, le contact direct des hyphes avec les particules de biochar a permis de mobiliser 6 fois plus de P et de le transférer ultérieurement à la plante hôte. Cette expérience a démontré que la porosité du biochar peut moduler les interactions plantes-champignons et l'absorption du phosphore en particulier (Hammer et al., 2014).

⁵ Les hyphes se ramifient par dichotomie en donnant des hyphes ayant un diamètre de plus en plus petit ; à partir d'une hyphe initiale ayant 10 μm de $\varnothing$, on arrive dans les dernières ramifications à moins de 1 μm de $\varnothing$ (Gavériaux, 2012).

Selon (F. Verheijen et al., 2010) il est relativement bien connu au Japon que l'application de charbon stimule les CMA indigènes dans le sol et favorise la croissance des plantes. Mais il faut tenir compte des capacités saprophytes d'autres champignons qui sont susceptibles d'affecter la stabilité et la longévité du biochar dans le sol, ce qui n'est pas cohérent avec la longue vie du charbon dans les *Terra Preta*, cela suggère donc que les biochars présentent différents degrés de réfraction selon leurs origines et les communautés fongiques auxquelles ils sont exposés, et c'est là un domaine très pertinent pour des recherches ultérieures.

Il est important de noter que l'augmentation de l'activité des micro-organismes par le biochar pourrait s'accompagner d'un « **priming effect** » **positif** sur la minéralisation du carbone dans le sol (Yu Luo, Lin, Durenkamp, Dungait, & Brookes, 2017). D'un autre côté l'activité enzymatique protéolytique accélère la destruction des protéines du sol pour récupérer l'azote (Liao et al., 2016), d'où l'intérêt d'associer une fertilisation minérale à base de N à l'apport de biochar pour maintenir l'équilibre du cycle de l'azote et l'enrichissement du sol en azote organique (Prommer et al., 2014; Tian et al., 2016).

On doit signaler enfin que le biochar frais pourrait contenir, en plus des composés facilement biodégradables, des substances toxiques aux propriétés bactéricides et fongicides tels que le formaldéhyde et les crésols (Thies & Rillig, 2009; F. Verheijen et al., 2010). Comme il pourrait adsorber les molécules de signalisation intercellulaire que les bactéries utilisent pour communiquer entre elles, ce qui perturbe leur expression génétique (Masiello et al., 2013). Ces effets se traduisent alors par des « **priming effects** » **négatifs**. Ils sont observés dans plusieurs cas après l'incorporation du biochar aux sols. Ils peuvent être immédiats ou alors se manifester des années après, cela dépendra des propriétés du biochar et du type de sol (Zimmerman, Gao, & Ahn, 2011).



Les « priming effects » sont des changements importants à court terme dans le renouvellement (turnover) de la matière organique du sol, causés par des traitements relativement modérés.

Ces interventions peuvent être un apport d'engrais organique ou minéral, l'exsudation racinaire de substances organiques, un simple traitement mécanique du sol ou son humectation-dessiccation.

Figure 17. Représentation schématique des « priming effects »

3 . Réponses des cultures au biochar & taux d'application

L'impact du biochar sur les cultures est le plus souvent positif, mais il peut être négatif dans certains cas. Le nombre d'expériences réalisées jusque là a permis aux chercheurs de disposer d'une grande quantité de données qui ont été regroupées et traitées par méta-analyse, afin de voir un peu plus clair dans le tableau des réponses des sols, des organismes édaphiques et des cultures aux amendements de biochars et surtout de générer des modèles robustes qui permettront de réaliser des extrapolations.

Dans l'ensemble on a trouvé que le biochar profite toujours mieux aux sols sableux, de pH acide. Il peut avoir des effets très variables sur la productivité des cultures, avec une augmentation moyenne d'environ 10 % et des variations entre -28 % à +39 % (S. Jeffery, Verheijen, van der Velde, & Bastos, 2011). Les réponses positives au biochar sont plus importantes dans les expériences conduites en pots ou sous serres que dans celles de pleins champs. On enregistre des augmentations importantes dans les légumineuses (39 %), les légumes (28 %) et les graminées (13,9 %) plus que dans le rendement en grain des céréales (X. Liu et al., 2013).

Les propriétés du sol seraient les meilleures variables prédictives et explicatives de la variabilité observée : en particulier les réponses positives des cultures sont significativement corrélées à une faible CEC et une faible teneur en C organique du sol, la teneur élevée en argile et le pH bas du sol sont de faibles prédicteurs, ce résultat de méta-régression laisse supposer que le biochar serait plus rentable dans les sols pauvres et de texture lourde (Crane-Droesch, Abiven, Jeffery, & Torn, 2013). Le plus surprenant c'est l'absence d'un effet additif ou synergique de la fertilisation minérale, notamment azotée, sur la réponse des cultures au biochar, un résultat similaire a été signalé par (Biederman & Harpole, 2013; X. Liu et al., 2013). Alors que le contraire a été trouvé par (Baidoo, Sarpong, Bolwig, & Ninson, 2016), le biochar aurait un effet plus prononcé s'il est associé à une fertilisation minérale, et c'est en premier lieu la température de pyrolyse qui détermine la réponse des cultures au biochar, c'est même un facteur très considérable. Les résultats trouvés par (Ding et al., 2016) indiquent que l'effet du biochar sur les cultures est étroitement liée aux températures de pyrolyse, aux types de sols et de plantes, ainsi qu'aux taux d'application.

Il existe une grande disparité dans la littérature concernant les taux d'application du biochar au sol, ces taux varient de 1 à 90 t.ha⁻¹ avec une moyenne de 16 t.ha⁻¹ et un écart type de 29 t.ha⁻¹ (Baidoo et al., 2016). Des taux < 30 t.ha⁻¹ provoquent en général une augmentation de 11 %

en moyenne dans la productivité des cultures, mais des taux trop élevés de biochar provoquent des réductions qui peuvent atteindre les 80 % (X. Liu et al., 2013).

En fait, il n'est pas encore clair quelle est la quantité maximale de carbone, sous forme de biochar, qui peut être ajoutée en toute sécurité au sol sans compromettre ses fonctions ou l'environnement au sens large (F. Verheijen et al., 2010). À l'heure actuelle, on explore encore le concept de « capacité de chargement en biochar du sol ». Cette capacité semble dépendre du type de culture, du sol et du climat.

L'incorporation du biochar dans le sol est une opération irréversible, qui découle sur des effets imbriqués et très complexes, il est de ce fait judicieux d'étudier longuement toutes les influences qu'elle pourrait engendrer sur l'environnement avant d'entamer une application à grande échelle. Parmi les points très importants à considérer dans la réflexion sur la capacité de chargement en biochar d'un sol donné : le risque de combustion lente. Les sols organiques qui se dessèchent suffisamment sont capables de supporter une combustion couvante souterraine qui peut durer longtemps (des années dans certains cas). Il est possible que des sols soumis à des taux de charge en biochar très élevés, exposés à des conditions de sécheresse suffisantes puissent supporter des feux couvants, qui peuvent être déclenchés par des causes anthropiques ou naturelles, comme la foudre (F. Verheijen et al., 2010).

Mais en général, des taux de charge en biochar de 1 à 2 % (p/p) sont suffisants pour améliorer les propriétés du sol et influencer positivement les cultures (Mukherjee & Lal, 2013). Ces mêmes taux conviendraient chacun à un type de sol, selon sa texture et son pouvoir tampon (Butnan, Deenik, Toomsan, Antal, & Vityakon, 2015).

Selon les travaux de (Glaser, Wiedner, Seelig, Schmidt, & Gerber, 2015) même les faibles quantités de biochar : 1 t.ha⁻¹ augmentent considérablement l'efficacité des engrais minéraux. Les auteurs considèrent que l'application de quantités de biochar économiquement viables pourrait devenir une option pour l'agriculture industrielle dans les régions tempérées.

La combinaison du biochar avec des MO non pyrogéniques (comme le fumier) est la stratégie clé pour développer des supports d'engrais au carbone efficaces à faibles taux d'application. L'application annuelle de tels engrais à base de biochar pourrait séquestrer le carbone et atténuer les effets de la pollution à l'échelle mondiale (Hagemann et al., 2017).

C . OBJECTIFS DE L'ESSAI : CHOIX & ARGUMENTS

1 . Axe principal

En Algérie, les pratiques agricoles actuelles se caractérisent par une faible performance, d'où une forte dégradation de la ressource foncière : 12 millions d'hectares soit 45 % de la superficie des zones telliennes sont menacés par l'érosion, ce phénomène est associé à une faible teneur en matière organique des sols, moins de 2 %.

Entre autres causes, les labours intensifs et grossiers exposent la matière organique du sol à une forte et rapide minéralisation. Cette pratique est contraire aux exigences d'une agriculture durable, par conséquent l'adoption d'une stratégie d'optimisation, de valorisation et de protection des ressources naturelles doit s'imposer comme une préoccupation nationale forte (Ziza, 2013).

En Algérie encore, le déficit fourrager est énorme, paradoxalement en zone céréalière semi-aride les surfaces réservées au pâturage des ovins sont importantes. Elles sont cependant de faible valeur fourragère. La pluviométrie y est faible et irrégulière, à cela s'ajoute souvent des sols peu fertiles et à faible réserve hydrique. Les céréales sont associées à l'élevage ovin et les restitutions organiques au sol sont pratiquement inexistantes. Des techniques d'implantation sans labour, en semis direct, de mélanges d'espèces fourragères (orge, avoine, seigle, colza) pourraient permettre de relever la valeur de ces surfaces consacrées au pâturage (Belaid and Paquier, 2015).

Selon la même source toujours, les opérations intégrées de recherche et développement ont montré que le pâturage des céréales fourragères en vert présente plusieurs avantages : aussi bien agronomiques que zootechniques. Ainsi les surfaces à pâturer se révèlent deux fois mieux valorisées par les animaux que les surfaces récoltées en foin.

D'autre part, le couvert végétal joue un rôle essentiel en semis direct sous couvert SDSC pour enrichir la teneur en matière organique des sols, apporter des éléments nutritifs aux cultures mais surtout protéger le sol et maîtriser les adventices. La principale stratégie en semis direct repose donc sur la production d'une biomasse végétale maximale pour occuper le sol (Vincent-Caboud, Peigné, & Casagrande, 2017).

2 . Le seigle : Fourrage et culture de couverture

Le seigle (*Secale cereale* L.)⁶ est une poacée bisannuelle, c'est une céréale rustique, il est cultivé sur les terres pauvres et froides pour son grain et comme fourrage. Au stade végétatif la plante présente un fort tallage avec un port étalé, elle développe un système racinaire extensif et fasciculé, constitué de nombreuses racines adventives. Le seigle tolère très bien le froid, une fois établi il peut résister à des températures inférieures à -35 °C. Il est connu pour sa résistance aux ravageurs et pour son effet allélopathique (Buhler, 2009). Il est assez facile à implanter et peu exigeant en eau, il permet d'obtenir une longue couverture du sol quelle que soit la rigueur hivernale. (Arvalis, 2018b).



Le seigle produit une grande quantité de biomasse valorisable en pâturage et comme plante couvre-sol en semis direct dans l'agriculture biologique (Kelton, Price, & Mosjidis, 2012; Vincent-Caboud et al., 2017). Il est intéressant comme couvert pour la flexibilité de ses dates de semis et pour sa floraison précoce au printemps, il est sensible au roulage ce qui permet de limiter les repousses (Vincent-Caboud et al., 2017). Le rapport C/N de la paille de seigle est de l'ordre de 82, il est égal à 26 en phase végétative, valeur très proche de l'équilibre carbone/azote requis par la biomasse microbienne du sol (USDA, 2011). Sa paille riche en cellulose, formée de chaînes de 1400 à 10 000 unités de glucose, est vite décomposée dans le sol (Gobat et al., 2017).



⁶ Toutes les photos de seigle présentées ici sont extraites du livre «Plantes cultivées en Suisse - Le seigle» Peer Schilperoord (2017) éd.© Verein für alpine Kulturpflanzen, <https://doi.org/10.22014/97839524176-e6>.



Grâce à son système racinaire extensif, le seigle permet de prévenir l'érosion et de réduire la compaction du sol tout en favorisant sa structuration, il assure aussi la fixation et le maintien de l'azote, du potassium et du phosphore au niveau du sol (Clark, 2007; USDA, 2015a, 2015b).



La surface du système racinaire du seigle pourrait atteindre jusqu'à 130 fois celle de la partie aérienne (Dittmer, 1937).

Grâce au pouvoir allélopathique de ses exsudats, ce système contribue au contrôle des adventices et des nématodes (Chase, Nair, Putnam, & Mishra, 1991; Zasada, Rice, & Meyer, 2007). **Ces substances peuvent diminuer la biomasse adventice de 93 %** (J. P. Barnes & Putnam, 1987).

Sur les sols plaggic, des anthrosols qu'on retrouve dans le nord-ouest de l'Europe, le seigle produisait 700 à 1100 Kg par hectare, 4 à 5 fois la quantité de graines utilisée. Actuellement, avec la fertilisation, le rendement moyen est de 5000 Kg de seigle à l'hectare (Driessen, 2001; Mollard & Walter, 2013). Aux Etats-Unis le seigle permet d'obtenir les biomasses les plus élevées avec plus de 9000 kg/ha.

Photo 9. Le seigle en photos
(Plantes, racines & grains)



❖ CONCLUSION

Cette synthèse bibliographique a été motivée par un choix préalable, elle est axée et développée principalement autour du biochar, mais nous avons essayé toutefois de pointer au passage d'autres techniques susceptibles de renforcer cette nouvelle méthode de gestion des sols, tel que le semis direct et le semis direct sous couvert, la réintroduction dans nos systèmes agricoles des espèces végétales adaptables et à haut potentiel de production comme le seigle, cette plante qui peut être valorisée soit comme un engrais vert, soit destinée au pâturage, ou simplement comme « cover crop » pour la couverture du sol.

Dans la suite de ce travail, nous verrons à la lumière des connaissances établies et des résultats obtenus quel serait l'intérêt de l'introduction du biochar comme un amendement des sols calcaires et argileux. Pour cela, nous avons choisi de tester l'effet des fractions grossières à fines (2 à 0,25mm) d'un biochar de bois (*Quercus* spp.) produit par pyrolyse lente sur la fertilité de ce type de sol, à travers la production de biomasse végétale d'une part et en mesurant le potentiel de la minéralisation du biochar dans le sol traité d'une autre part.

Matériel & Méthodes

CHAPITRE 2. MATERIEL ET METHODES

Pour évaluer l'efficacité de l'amendement du sol en biochar, nous avons réalisé une expérience en pots sur le seigle (*Secale cereale* L.), l'essai a été conduit sous abri durant 03 mois. Une expérience en microcosmes a été réalisée simultanément au laboratoire durant 35 jours d'incubation en conditions contrôlées pour mesurer le dégagement de CO₂ et évaluer la minéralisation de la MO dans le sol en présence de particules de biochar de différentes dimension, nous avons choisi à cet effet 04 fractions millimétriques : 2, 1, 0,5 et 0,25 (mm).

A . PRESENTATION DU MATERIEL

1 . Le sol

Le sol utilisé a été prélevé à la station expérimentale de l'université Hadj Lakhdar à Batna, à environ 20 cm de profondeur. Il a été séché à l'air puis tamisé à 5 mm, la fraction de terre réservée pour l'analyse physico-chimique et le test de minéralisation a été tamisée à 2 mm.

Les résultats (tab.3) indiquent un sol lourd de texture argileuse, avec une grande capacité de rétention en eau (46,77 %) et un drainage interne très mauvais. Il possède une bonne fertilité chimique, avec cependant un taux élevé en carbonates, d'où le risque de rétrogradation du phosphore et du potassium, ainsi qu'une carence en Mg. Il ne présente pas de problème de salinité mais son pH alcalin peut contraindre l'assimilation des micro-éléments. Sa faible teneur en matière organique indique une forte minéralisation. Il manifeste ainsi une mauvaise qualité physique, avec risque de désagrégation et d'érosion. Notons enfin que l'antécédent cultural sur cette parcelle est un maraichage, mélange de tomate et d'oignon.

2 . Le biochar

Le biochar que nous avons utilisé est un charbon de bois de fabrication artisanale. Il est produit par pyrolyse lente dite conventionnelle à partir de résidus de bois de chêne (*Quercus*) ; bois typique de la région de Skikda au nord-est algérien où il est fabriqué selon le procédé traditionnel de carbonisation en fosse ou en en meule mais modifié (annexe 3a). Dans ce type de procédé les températures de carbonisation oscillent aux alentours de 280 °C, l'opération peut durer une dizaine de jours selon le poids de la charge, et la température peut atteindre les 400 °C (FAO, 1983). Ce biochar a été caractérisé au cours d'études antérieures (tab.4), il est très riche en carbone organique avec une teneur totale de 93 %, il appartient fort bien à la classe 1 des biochars (teneur en C org > 60 %) selon la classification de l'IBI (EBO, 2014).

Il présente un rapport C/N élevé de 77 qui pourrait se traduire, le cas échéant d'un amendement du sol, par une « faim d'azote ». Il est pauvre en éléments nutritifs et ne peut donc manifester aucun effet fertilisant, il affiche cependant une très bonne CEC et un pH eau neutre ainsi qu'une grande capacité de rétention en eau.

Tableau 3. Propriétés physico-chimiques du sol étudié

Analyse physique		
Sable %	40	
Limon %	8	
Argile %	52	
C.R. H ₂ O %	46,77	
Analyse chimique		
C.E. (1/5 mS/cm)	0,41	
pH eau (1/2.5)	8,11	
C/N	5,05	
	%	p.p.m
	Carbonates	35,44 354400
	Matière organique	1,39 13900
	Azote totale	0,16 1600
	meq/100g	p.p.m
	Phosphore (Olsen)	0,08 25,85
	<u>Bases échangeables</u>	
	Potassium	2,4 926,6
	Magnésium	2,4 295,5
	Calcium	34,4 6899,8

Tableau 4. Caractéristiques du biochar étudié

Paramètres mesurés	Résultats
C org %	93
C tot %	45,5
C inorg % (CaCO ₃)	2,89
N tot %	0,59
N min %	0,03
K %	0,02
Na %	0,11
P %	0,52
C/N	77,11
C.R. en eau %	48
pH eau	7.09
C.E.C. meq /100 g	105
CE dS/m	0.22

3 . Le choix des engrais

Nous avons utilisé ces 02 engrais : (MAP 12-52) & (K_2SO_4 48-17) à raison de 100 kg/ha.

- Le MAP 12-52 (Mono Ammonium Phosphate : $NH_4H_2PO_4$) est un engrais commercial qui contient 12 % d'azote et 52 % de phosphore.
- Pour le K_2SO_4 nous avons préparé une solution 0,5 molaire en dissolvant 87 g de K_2SO_4 dans 1000 ml d'eau distillée⁷ (une simulation de l'engrais commercial dosant 48 % de potassium et 17 % de soufre).

Le choix de ces engrais se justifie en raison de :

- leur solubilité dans l'eau et leur compatibilité chimique, ce qui facilite le prétraitement du biochar.
- l'effet acidifiant du MAP, recherché pour les sols basiques (Moughli, 2000).
- la recommandation par l'ITG relative à l'utilisation du MAP comme engrais de fond pour un bon démarrage des céréales (ITGC, 2013).

4 . Le traitement du biochar

Le biochar a été concassé puis passé à travers une colonne de 04 tamis, où nous avons séparé les différentes fractions à tester : 2/ 1/ 0,5/ 0,25 (mm).

Une partie de ce biochar a été imprégnée durant 07 jours à l'air ambiant, selon un ratio de 1/2 (masse/volume) dans une solution préparée à base de 50 g de MAP et 6 g de K_2SO_4 dissous dans 1000 ml d'eau distillée. Le biochar en solution était régulièrement remué, afin de l'activer et de le charger suffisamment en éléments nutritifs (détails en images : annexe 3b).

Il est important de noter que le biochar a été traité séparément selon la dimension des particules à raison de 125 g dans 250 ml de la solution⁸. A la fin de ce traitement le biochar a été filtré à travers une passoire à mailles très serrées, puis étalé sur une feuille de papier wattman et séché à l'étuve à 65 °C pendant 48 heures.

⁷ Masse molaire de K_2SO_4 = 174 g/mol

* Le K_2SO_4 a été dissout à chaud à 60°C (https://fr.wikipedia.org/wiki/Sulfate_de_potassium)

⁸ 70 g seulement pour le biochar de 0,25 mm (quantité insuffisante), avec le même ratio 1/2 (m/v).

5 . Le calcul de la densité de semis

La semence de seigle *Secale Cereale L.* utilisée provient de l'ITGC de Sétif. Il s'agit de la variété Oued Edheb, elle présente un PMG de 18,55 g et une faculté germinative de 66,6 %. Sur la base de ces valeurs nous avons calculé la densité de semis.

Afin de produire une biomasse végétale consistante, assurer une bonne couverture du sol ainsi qu'une exploitation maximale du sous-sol par le système racinaire de la culture, nous avons opté pour un semis dense de 400 graines/m², calculé comme tel :

$$\text{Dose de semis (kg/ha)} = (\text{graines/ha} \div \text{graines/kg}) \times (100 \div \% \text{ de germination})$$

$$\text{Dose de semis (kg/ha)} = (4 \times 10^6 \div 53.908) \times (100 \div 66,6) = 111 \text{ kg/ha}$$

Cette dose a été rapportée à la surface du pot (cf. paragraphe suivant).

B . DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX

1 . Essai en pots

L'essai en pots a été conduit sous un abri vitré (annexe 3c), selon un dispositif en randomisation totale avec 10 traitements et un nombre inégal de répétitions (Vilain, 2012 ; Dagnelie, 2012). Les 08 modalités de biochar sont comparées à deux témoins : un sol laissé à l'état brut codé TB (c'est le témoin zéro, il n'a reçu aucun traitement) et un sol fertilisé codé TA (tab.5). Les 10 traitements sont répétés 04 fois pour la quasi totalité, avec 02 répétitions seulement pour le biochar de 0,25 mm (quantité insuffisante, cf. p. 40).

Tableau 5. Modalités des traitements étudiés

Modalités			Traitements	
	02 biochars	04 fractions	02 témoins	
	B.Brut BB	2 mm	Sol. brut	Nbre
	B.Actif BA	1 mm	S. fertilisé	Désignation
		0.5 mm		
		0.25 mm		

TA	BA1	BB2	BA0.25	BA2	BB0.25	BB0.5	BA0.5	TB	BB1
BB1	BB2	BB0.25	BB0.5	BA2	TA	BA0.5	TB	BA0.25	BA1
BB0.25	BB0.5	BA0.25	BA0.5	BB2	TB	BA1	TA	BB1	BA2
TA	BB0.25	BB0.5	BA2	BB1	BA0.5	BB2	BA0.25	TB	BA1

Figure 18.
Schéma du
dispositif
expérimental en
randomisation
totale⁹

Photo 10. Disposition des
pots en randomisation
sous abri



Pour déterminer la dose de semis et la quantité d'engrais à apporter, nous avons d'abord calculé la surface des pots (Askin & Johnston, 2005). Les pots sont de forme ronde conique, de 20 cm de haut et des surfaces respectives ouverte et fermée de 397 / 154 cm² et donc une surface moyenne de **275,5 cm²/pot**. Sur la base des calculs effectués nous avons donc utilisé :

- **100 Kg MAP /Ha** = 100.000 g / 10⁸ cm² $\equiv$ 0.001 g/cm² $\rightarrow$ **0,275 g/pot**
- **87 Kg K₂SO₄ /Ha** = 87000 g / 10⁸ cm² $\equiv$ 0,00087 g/cm² $\rightarrow$ **0,240 g/pot**

Le biochar a été incorporé au sol à raison de 1 % en masse. Chaque pot a été rempli de 3 Kg de terre bien mélangés à 30 g de biochar. Les pots témoins ont reçu le sol seul. Les graines de seigle, à raison de 16 grains/pot, ont été semées à 2 cm de profondeur, réparties de manière équidistante sur toute la surface du pot.

Le K₂SO₄ en solution ainsi que le MAP qui a été finement broyé puis dissout dans un volume d'eau distillée, ont été ajoutés en même temps et à parts égales dans les pots concernés par la fertilisation, juste après le semis, au moment de l'arrosage.

⁹ Etabli selon la table de permutations aléatoires des nombres de 1 à 10

Sur la photo précédente, les pots renversés indiquent l'emplacement des (unités manquantes). Les 3 pots en exergue au premier plan du dispositif sont des pots sans végétation, ils ont servi au calcul de la quantité d'eau nécessaire pour maintenir le végétal en conditions hydriques optimales. Au semis, ces pots sont remplis de 3 Kg de terre et reçoivent la même quantité d'eau que les autres pots traités. Par la suite, ils sont pesés tous les deux jours afin d'évaluer la quantité d'eau moyenne perdue par évaporation, cette quantité est restituée au sol, si nécessaire, par un apport d'eau déminéralisée. Le sol a été maintenu au 1/3 de sa capacité au champ depuis le semis jusqu'à début tallage, puis au 2/3 de sa capacité jusqu'à la fin de l'expérience.

Après 3 mois de végétation la biomasse de seigle a été coupée au ras du sol, le poids frais pour chaque traitement a été estimé aussitôt par pesée. Le végétal est ensuite séché à l'étuve à 85 °C pendant 48 heures pour déterminer la biomasse sèche.

2 . Incubation en conditions contrôlées

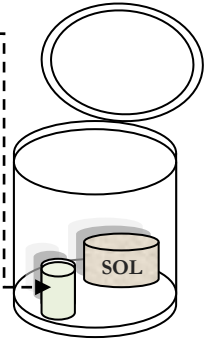


Les 10 traitements précédents ont été reproduits en microcosmes, pour mesurer la respiration microbienne dans des conditions contrôlées de laboratoire. Le protocole a été adapté de la norme française XPU 44-163 selon (Annabi, Bahri, & Latiri, 2009).

Pour chaque traitement, répété 3 fois, 25 g de sol sec sont incubés à l'obscurité à 28 ± 1 °C dans des pots hermétiques en plastique de 700 ml de volume. Le biochar est mélangé au sol à raison de 1 % en masse (0,25 g de biochar pour 25 g de sol). La teneur en eau du sol est ajustée et maintenue à la capacité au champ, soit 11,7 ml d'eau distillée pour les 25 g de sol, alors que les traitements fertilisés ont reçu 11,7 ml d'une solution de K_2SO_4 et de MAP, préparée comme précédemment, tout en respectant les mêmes doses apportées par pot, relativement au poids de sol :

$$\frac{0,275 \text{ g MAP} + 0,24 \text{ g K}_2\text{SO}_4}{3000 \text{ g sol}} \equiv \frac{0,0023 \text{ g MAP} + 0,002 \text{ g K}_2\text{SO}_4}{25 \text{ g sol}}$$

Des piluliers contenant 15 ml de soude (NaOH 1M) sont placés dans les bocaux pour piéger le CO₂ dégagé au cours de l'incubation. 03 bocaux vides sont aussi mis en incubation, afin d'évaluer la carbonatation initiale de la soude et le CO₂ de l'air ambiant. Des mesures périodiques sont réalisées tous les 7 jours, étalées sur une période de 35 jours. À chaque date les piluliers sont retirés et renouvelés avec de la soude fraîche. Le dosage se fait sur 1 ml de soude prélevé après homogénéisation dans le pilulier.



La soude ayant réagi avec le CO₂ précipite en présence de 2 ml d'une solution de chlorure de baryum (BaCl₂ à 20 %). La soude restante est titrée avec de l'acide sulfurique (H₂SO₄ 1M) jusqu'au virage de l'indicateur coloré (phénolphthaléine) du rose au blanc, selon les réactions suivantes :

- 1) $2 \text{ NaOH} + \text{CO}_2 \rightarrow \text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O}$
- 2) $\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{BaCl}_2 \rightarrow \text{BaCO}_3 + 2\text{NaCl}$
- 3) $2 \text{ NaOH} + \text{BaCl}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{BaSO}_4 + 2 \text{ NaCl} + 2 \text{ H}_2\text{O}$
- 4) $\text{BaCO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{BaSO}_4 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$

La quantité de CO₂ dégagé au cours de l'incubation est calculée selon l'équation suivante, et exprimée en mg C-CO₂.kg⁻¹ de sol sec :

$$Y = [(V_b - V_t) * 15] * 12/2 * 1000/25$$

Y : la quantité en mg C.kg⁻¹ sol

V_b : volume de H₂SO₄ utilisé pour le titrage des témoins

V_t : volume de H₂SO₄ utilisé pour le titrage des traitements

15 : facteur de correction

12/2 : masse de carbone d'un équivalent d'acide carbonique

1000/25 : pour convertir le résultat au kg.

3 . Traitement statistique

Les tests statistiques et l'ANOVA ont été réalisés avec le logiciel R (version 3.4.4).

Nous avons utilisé plus particulièrement les packages suivants :

- ggplot2 pour les graphiques (Wickham et al., 2018),
- Mclust (Version 5) pour la partition de mélanges gaussiens (Scrucca, Fop, Murphy, & Raftery, 2016),
- Agricolae (Version 1.2-8) pour le test post hoc (*test de tukey*) (De Mendiburu & Simon, 2015; De Mendiburu, 2017).

Résultats & Discussion

CHAPITRE 3. RESULTATS ET DISCUSSION

A . PRESENTATION DES RESULTATS

1 . Résultats de l'essai en pot

1.1 La Biomasse de seigle

Les résultats obtenus pour la biomasse fraîche et sèche exprimés en g/pot sont consignés dans les tableaux 6 (a, b). On constate déjà à travers les barres de données sur ces tableaux une variation très nette des valeurs moyennes qui oscillent entre 7 à 22 g de poids frais, l'équivalent de 2 à 7 g en poids sec.

Ce sont les traitements au biochar actif fertilisés (BA) qui affichent les valeurs élevées, avec une augmentation moyenne par rapport au témoin (TA) de près de 72 %. Tandis que l'application du biochar brut (BB) a provoqué une baisse de la biomasse qui varie entre 23 à 35 % selon la dimension des particules de biochar (fig. 19). Les valeurs des traitements témoins TA et TB sont pratiquement les mêmes moyennant les 3,5 g.

Tableau 6. Biomasse fraîche & sèche (g/pot)

(a)

Traitements	Biomasse fraîche (g/pot)				Moyennes
BB0.25	7,91	6,11			7,01
BB1	9,63	6,03	5,88	10	7,89
BB2	9,69	7,07	10,05	8,23	8,76
BB0.5	12,85	9,61	10,22	5,37	9,51
TB	11,76	8,85	9,93	13,44	11,00
TA	14,63	11,74	11,3	9,33	11,75
BA1	18,66	17,41	16,39	13,83	16,57
BA2	18,05	14,56	16,04	17,92	16,64
BA0.5	17,88	13,72	16,63	19,03	16,82
BA0.25	22,61	22,26			22,44

(b)

Traitements	Biomasse sèche (g/pot)				Moyennes
BB0.25	2,33	2,1			2,22
BB2	2,49	1,73	2,8	2,48	2,38
BB0.5	3,9	2,48	2,58	1,47	2,61
BB1	3,09	1,96	2,24	3,2	2,62
TB	3,3	2,45	3,55	4,36	3,42
TA	4,99	3,48	3,9	3,05	3,86
BA1	7,35	5,72	5,99	4,58	5,91
BA0.5	7	5,11	6,24	6,53	6,22
BA2	7,15	5,94	6,48	6,47	6,51
BA0.25	7,72	8,06			7,89

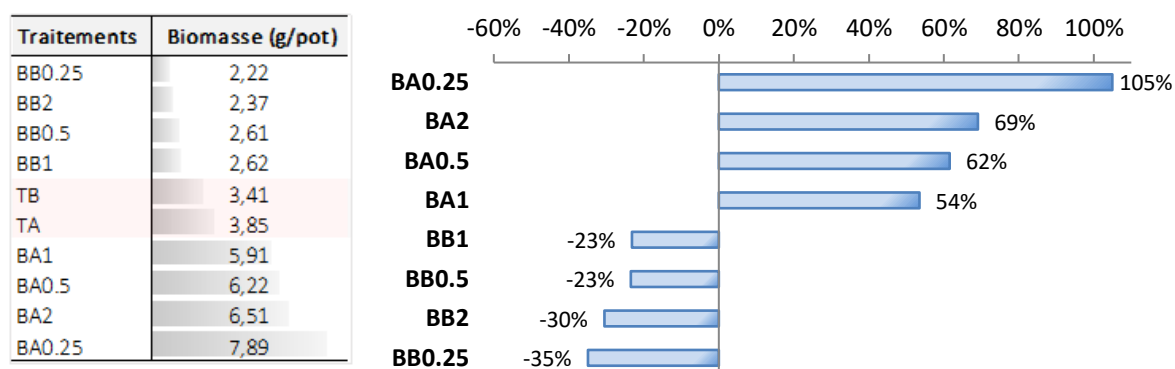


Figure 19. Différences en % de biomasse entre traitements au biochar & témoins respectifs

On voit très clairement sur ces diagrammes la différence chiffrée entre traitements (fig. 20). Il apparaît une zone d'intersection visible où l'on peut lire les valeurs des témoins TA & TB, on remarque aussi qu'il existe un écart assez notable entre les modalités du biochar actif noté (A) par rapport au biochar brut noté (B).

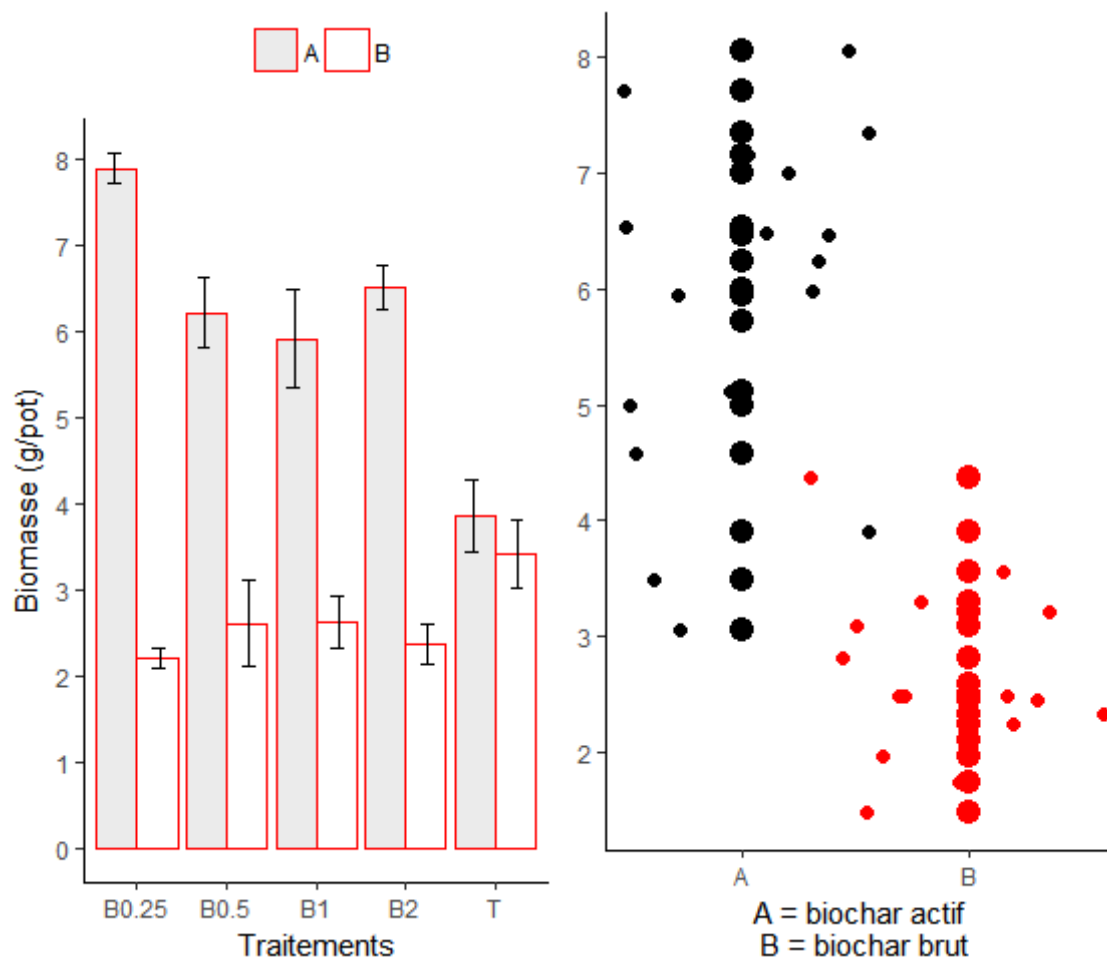


Figure 20. Moyennes des biomasses selon les dimensions (s.e. bars) & selon le biochar (à droite)

1.2 Etat hydrique & teneur en MS de la biomasse

A partir des poids frais et secs de la biomasse nous avons calculé le poids d'eau et déterminé l'humidité pondérale (HP) ainsi que le rapport Psec/Pfrais exprimé en pourcentage de matière sèche (tab.7).

Tableau 7. Humidité pondérale & teneur en MS de la biomasse

Traitements	Pfrais	Psec	Peau	HP	MS %
BB2	8,76	2,38	6,39	2,69	27
BB0.5	9,51	2,61	6,91	2,65	27
TB	11,00	3,42	7,58	2,22	31
BB0.25	7,01	2,22	4,80	2,16	32
TA	11,75	3,86	7,90	2,05	33
BB1	7,89	2,62	5,26	2,01	33
BA0.25	22,44	7,89	14,55	1,84	35
BA1	16,57	5,91	10,66	1,80	36
BA0.5	16,82	6,22	10,60	1,70	37
BA2	16,64	6,51	10,13	1,56	39

Peau = Pfrais – Psec

HP = Peau/Psec

MS = Psec/Pfrais*100

On constate qu'à un moment donné l'HP est inférieure dans la biomasse traitée au biochar actif fertilisé, pour 1 g de MS l'échantillon BB2 contient 2,69 g d'eau alors que le BA2 contient 1,56 g seulement. Comme l'essai a été conduit sans restriction hydrique, nous supposons que cette différence est la conséquence d'une forte transpiration liée à l'activité photosynthétique. Lorsqu'une plante se développe, sa surface foliaire augmente, ce qui accroît sa transpiration, sa photosynthèse et sa fabrication de biomasse aérienne et souterraine, on le voit dans la teneur plus élevée en MS (39 %) dans le cas précis du BA2.

1.3 Signes de carence en éléments nutritifs

Il est important de signaler que nous avons observé sur les plantes qui ont reçu le biochar brut une carence très nette en azote et en magnésium, qui s'est manifestée au stade tallage par des ponctuations claires en chapelet entre les nervures donnant un aspect strié aux feuilles, accompagnée d'un jaunissement et un dessèchement ainsi que la régression des talles formées. En plus d'un rougissement des gaines et des pointes des feuilles, un indice très fort du manque en phosphore (cf. annexe 3b). Ces symptômes, nous avons pu les vérifier et établir le diagnostic à partir des « fiches de carences » d'Arvalis¹⁰ (Arvalis, 2018a). Toujours est-il qu'il n'est pas prudent de juger une carence à l'œil, il est impératif de faire des analyses chimiques du sol et du végétal.

¹⁰ Arvalis : Institut du végétal (Organisme français de recherche appliquée agricole).

1.4 Traitement statistique des données

Nous avons d'abord commencé par vérifier la normalité de la distribution des données par un diagnostic graphique (fig. 21). On remarque sur l'histogramme et la courbe de densité que la distribution est plutôt bimodale, la ligne verticale sur l'histogramme représente la moyenne générale. Sur le QQ plot (droite de Henry) on voit que les valeurs élevées et les valeurs faibles s'éloignent fortement de l'axe. On constate également sur le boxplot que la médiane n'est pas centrée et que la distribution est plus allongée vers les valeurs élevées du rendement.

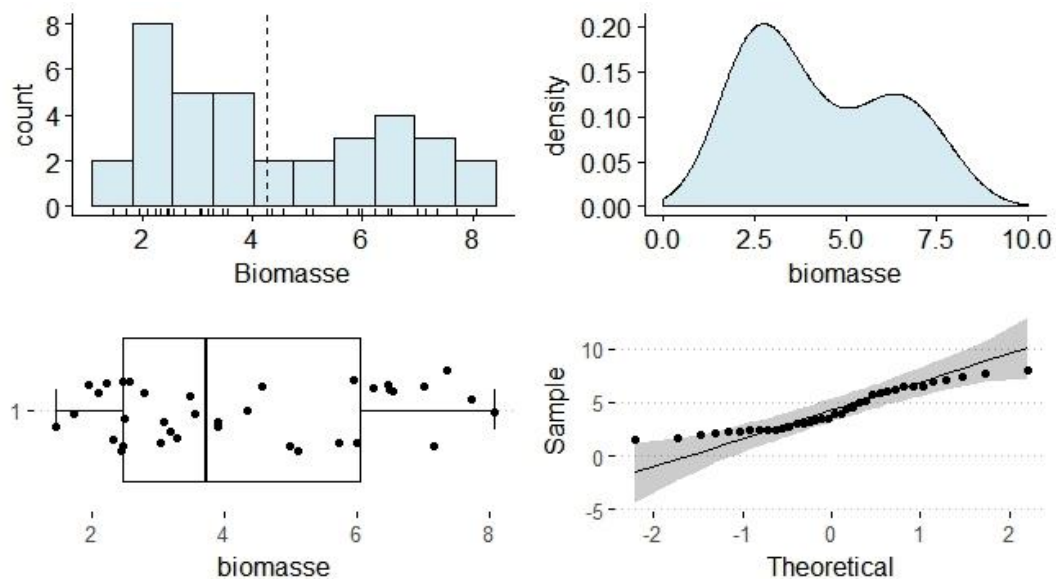


Figure 21. Distribution générale des données

Selon ce schéma il s'agit d'un mélange gaussien, à voir les deux pics de la courbe et l'allure de l'histogramme, il serait composé de deux sous groupes. Cette vraisemblance tient compte de la conception des modalités au départ, partagées entre biochar actif fertilisé vs biochar brut non fertilisé, ainsi que des observations que nous avons relevées sur la figure 20.

Généralement dans ce cas on procède à une classification à priori, on sépare les composantes avant de les traiter. Alors pour faire l'analyse d'une manière très objective, nous avons employé la méthode des modèles de mélange gaussien (GMM) et utilisé à cet effet le package Mclust dans R (Scrucca et al., 2016). Les résultats sont venus en accord avec nos présomptions. Notons aussi qu'une classification par la méthode des K-means a conduit presque au même partitionnement, sauf que le caractère probabiliste (annexe 4a) de la méthode des modèles de mélanges généralise l'algorithme des k-means, l'enrichi et donne un cadre statistique à la sélection du nombre de groupes (Biernacki, 2009).

Le modèle généré et sélectionné par la fonction Mclust a deux composantes de co-variances égales, de même volume mais d'orientation différente (EEV) avec une log-vraisemblance de -129 et un BIC de -290.97. Choisi parmi les trois meilleurs modèles comme indiqué sur le tracé (annexe 4b) ainsi que dans le résumé des différents critères :

```
-----
Gaussian finite mixture model fitted by EM algorithm
-----
Mclust EEV (ellipsoidal, equal volume and shape) model with 2 components:
log.likelihood n df BIC ICL
-129 36 9 -291 -294
Clustering table:
1 2
20 16
Top 3 models based on the BIC criterion:
EEV,2 EVE,2 EEE,2
-291 -292 -292
-----
```

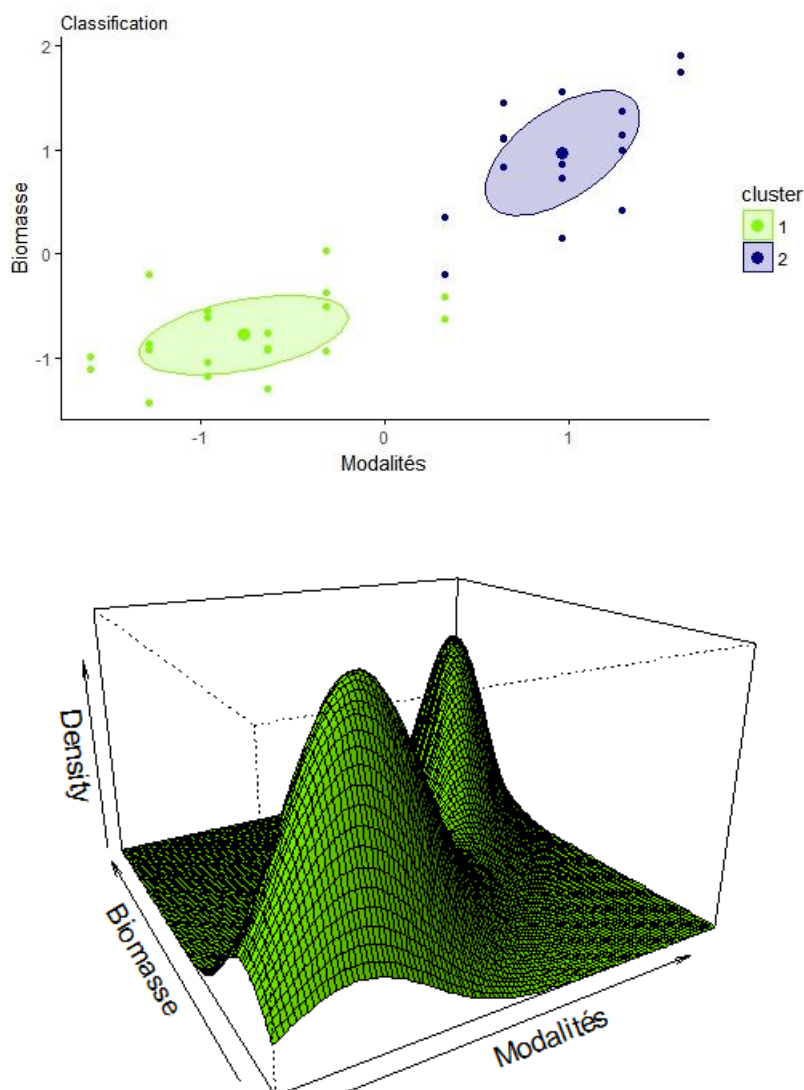


Figure 22. Classification & distribution des données selon le modèle des mélanges (GMM)

A la lumière de cette typologie nous avons organisé les modalités en deux groupes, en réintégrant les deux valeurs déclassés du témoin (TA) (annexe 4a), nous avons revu la distribution des données a posteriori et effectué des statistiques descriptives, les détails sont indiqués sur la figure suivante :

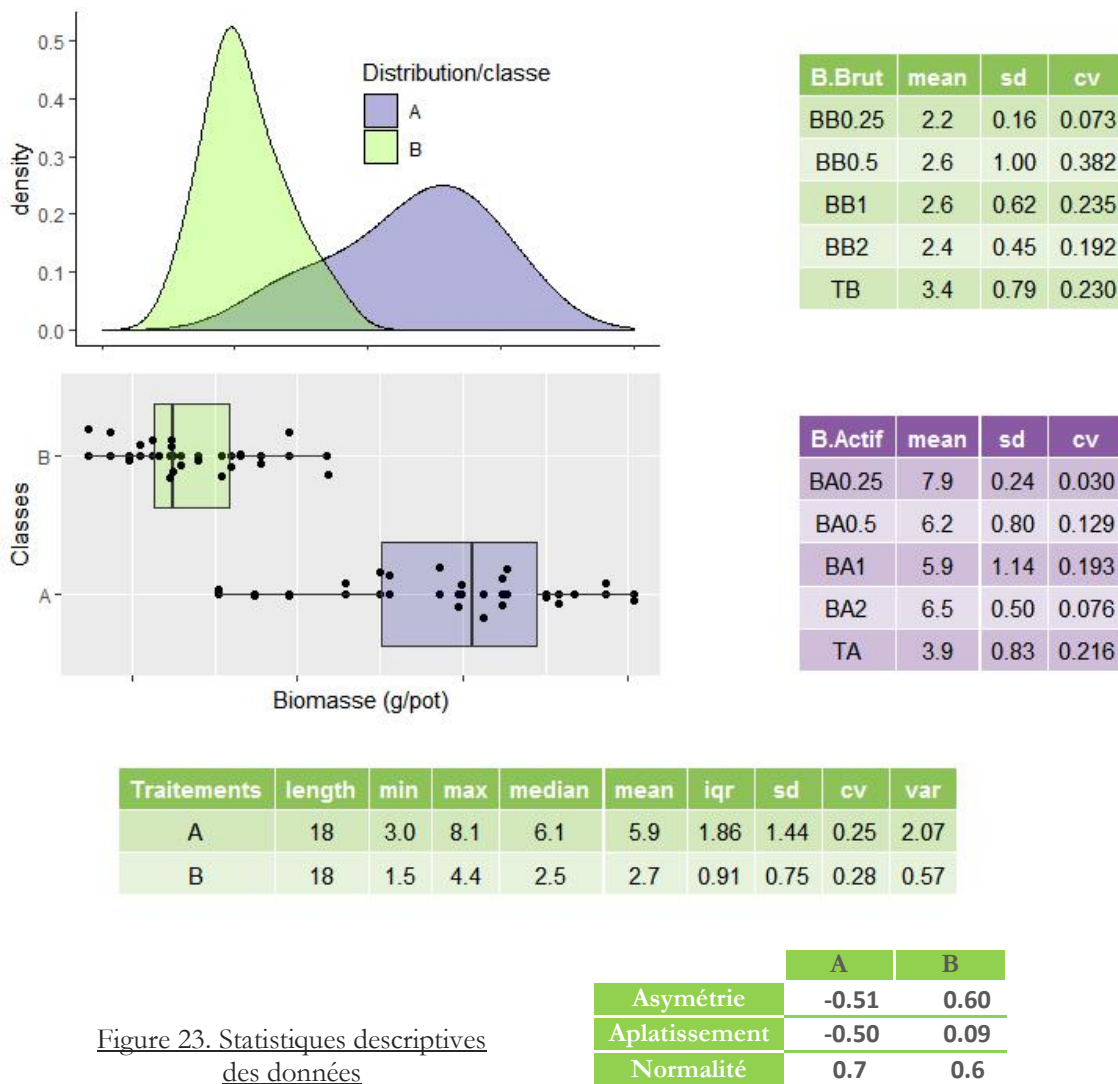


Figure 23. Statistiques descriptives des données

On voit que la dispersion des valeurs autour de la moyenne est presque similaire pour les deux groupes avec des coefficients de variation assez proches : 25 % pour le groupe A et 28 % pour le groupe B, mais des sigmas différents 1,44 et 0,75 respectivement. Les moyennes et médianes pour les deux groupes sont presque confondues, et les distributions observées présentent des asymétries légères : droite (0.60) dans le cas du B c'est-à-dire que les petites valeurs sont plus fréquentes que les valeurs plus élevées et inversement pour le A où l'asymétrie est gauche (-0.51), le coefficient d'aplatissement négatif pour le groupe A traduit bien la forme « platycurtique » de la courbe. Le test de normalité de Shapiro donne des p-values non significatives (0,6 et 0,7), les distributions suivent donc une loi normale.

Nous avons examiné l'homogénéité des variances par le test de Bartlett ($p = 0.01$) avant d'entamer l'analyse avec le *test t de Student pour groupes indépendants*.

- **Test t de Student pour groupes indépendants**

```
t = 8.31, df = 25.6, p-value = 0.0000000096
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 2.3931 3.9680

sample estimates:
mean in group A mean in group B
      5.8756      2.6950
```

Selon la statistique du test il existe une différence très hautement significative entre les moyennes des deux groupes comparés ($F = 69$; $p < 0,001$). Nous avons alors utilisé le test de Bartlett pour estimer l'homogénéité des variances au sein des deux groupes respectifs A, B ($p = 0,6$; $p = 0,5$) et procédé à une analyse de la variance par groupe.

- **ANOVA groupe A**

```
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
B.Actif    4    26.5     6.63    9.92 0.00066 ***
Residuals  13     8.7     0.67
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

- **ANOVA groupe B**

```
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
B.Brut    4     3.00    0.749    1.47  0.27
Residuals 13     6.62    0.509
```

L'analyse n'indique aucune différence significative dans le groupe B, alors que la différence entre les traitements du groupe A est très hautement significative ($F = 9,9$; $p < 0,001$). En terme de régression linéaire le coefficient de détermination fournit pour l'anova est très élevé ($R^2 = 75\%$). Une très bonne part de la variance de la biomasse est donc expliquée par la variabilité entre les traitements, nous avons alors complété l'analyse par des comparaisons multiples des moyennes en utilisant le *test de Tukey* (*Tukey Honestly Significant Difference HSD*).

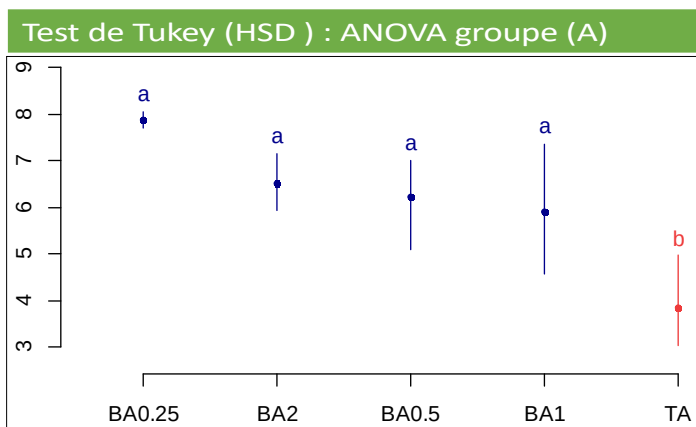
- **ANOVA de la matière sèche**

Pour cette analyse nous avons retenu le groupe A seulement, vérifié les conditions exigées pour un test paramétrique (normalité et homogénéité) et effectué l'ANOVA. Le résultat montre qu'il existe une différence très significative ($F = 4$; $p < 0,05$) avec un coefficient de détermination important ($R^2 = 56\%$). Il a été complété par le *test de Tukey*.

```
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Traitements 4 0.009116 0.0022789    4.142 0.0222 *
Residuals  13 0.007153 0.0005502
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

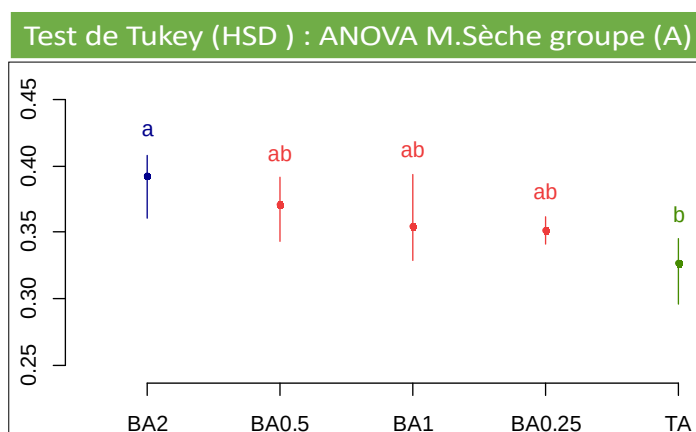
• Synthèse des tests statistiques

Test t de Student (A ~ B)	ANOVA groupe (A)	ANOVA MS groupe (A)	ANOVA groupe (B)
t = 8.31	F = 9.92	F = 4	1.47
p = 0.0000000096***	p = 0.00066 ***	p = 0.0222 *	p = 0.27
(F = 69 ; p < 0,001) très hautement significatif	(F = 9,92 ; p < 0,001) très hautement significatif	(F = 4 ; p < 0,05) très significatif	non significatif



Il est clair que la différence trouvée par l'ANOVA dans ce cas se concentre surtout entre le témoin TA (classé b) et l'ensemble de tous les autres traitements (classés a) dans l'ordre suivant : B0.25 > B2 > B0.5 > B1.

Il n'existe donc pas de différence significative entre les effets des différentes fractions de biochar prises deux à deux, et on constate aussi que la classification n'est pas ordonnée selon la taille des particules de biochar, ce qui indique l'instabilité de cette caractéristique physique ainsi que la complexité dans l'interaction du biochar avec les constituants du sol.



La comparaison des moyennes fait ressortir 3 classes, mais bien que le traitement BA2 se distingue des autres par sa teneur élevée en MS, le biochar dans tous les cas semble améliorer la nutrition minérale et hydrique des plantes, ainsi que l'efficacité des fertilisants, ce qui

permet d'augmenter la concentration en matière sèche par rapport au témoin.

2 . Résultats de la minéralisation du carbone

Toute technique utilisée pour déterminer l'activité microbienne générale dans le sol doit être non-spécifique pour idéalement prendre en compte la contribution de tous les micro-organismes du sol (Alef & Kleiner, 1987). Parmi les indicateurs de l'activité biologique globale les plus utilisés on retrouve la respirométrie (dégagement de CO₂) que nous avons retenu pour ce travail. Mais on doit bien retenir aussi que :

Le biochar possède une très grande capacité de sorption du CO₂ et de ce fait les résultats des incubations de sols amendés au biochar peuvent ne pas renseigner correctement sur l'intensité respiratoire, comme c'est le cas pour d'autres types de MO incorporées habituellement au sol. Ainsi, **la prudence dans l'interprétation des données de ces tests est clairement justifiée** (Lehmann & Joseph, 2015).

Les résultats que nous avons obtenus (tab.8) montrent que les quantités cumulées de carbone organique minéralisé au cours de l'incubation sont plus importantes dans le cas des sols fertilisés et traités au biochar actif, on remarque que les quantités potentielles de CO₂ libéré sont assez importantes dès le 14^{ème} jour de l'incubation pour ces traitements et aussi pour le témoin TA (sol fertilisé sans biochar), mais avec une nette tendance à la baisse pour le BA0.5 qui manifeste déjà un certain « priming effect » négatif par rapport au témoin (300 vs 420).

Tableau 8. Quantités cumulées de carbone organique minéralisé (C-CO₂ mg/Kg)

Temps (Jours)	Quantités cumulées de C-CO ₂ minéralisé (mg/Kg de sol)									
	TB	BB2	BB1	BB0.5	BB0.25	TA	BA2	BA1	BA0.5	BA0.25
7	120	120	240	240	120	240	300	300	240	240
14	180	240	420	300	540	420	720	660	300	600
21	420	540	540	900	660	780	1380	960	420	780
28	660	1260	780	1260	1260	1080	2040	1320	900	1140
35	660	1500	1260	1260	1380	1200	2220	1740	1380	1860
Cumuls nets C-CO₂ (mg/Kg)										
	840	600	600	720		540	1020	540	180	660
							180	-60	-420	-60
Priming Effects (%)										
	127	91	91	109			85	45	15	55
						↑ 82	21	-10	-70	-8

Nous avons calculé le priming effet du biochar sur la minéralisation du C en utilisant la méthode décrite par (Hamer & Marschner, 2005), où l'on soustrait le cumul de C-CO₂ dégagé par le sol traité au biochar de celui du sol témoin pour obtenir le cumul net de C minéralisé par traitement selon l'équation (1) :

$$Cumul\ net = CO_2 - C_{biochar} - CO_2 - C_{témoin} \quad \text{Equation (1)}$$

Le priming effet est calculé en utilisant ce terme dans l'équation (2) :

$$Priming\ effect\ \% = \frac{CO_2 - C_{biochar} - CO_2 - C_{témoin}}{CO_2 - C_{témoin}} \times 100 \quad \text{Equation (2)}$$

Par la suite nous avons considéré les BB comme des témoins et procédé au calcul du priming effet des BA sur la base de leurs cumuls nets par rapport aux cumuls nets respectifs des BB.

Le schéma général affiche une augmentation des taux de minéralisation dans le cas des BA. Mais qui semble être associée à l'application de l'engrais, on le voit dans les cumuls nets où le biochar actif manifeste plutôt une certaine baisse dans le taux de C-CO₂ dégagé, surtout pour les particules < à 2 mm, leurs valeurs sont inférieures à celles des BB, nettement pour le BA0.5 mais très légèrement et équitablement pour le BA1 et le BA0.25.

Trt	C net	PE
BA0.5	180	15%
BA1	540	45%
BA0.25	660	55%
BA2	1020	85%
BB1	600	91%
BB0.5	600	91%
BB0.25	720	109%
BB2	840	127%

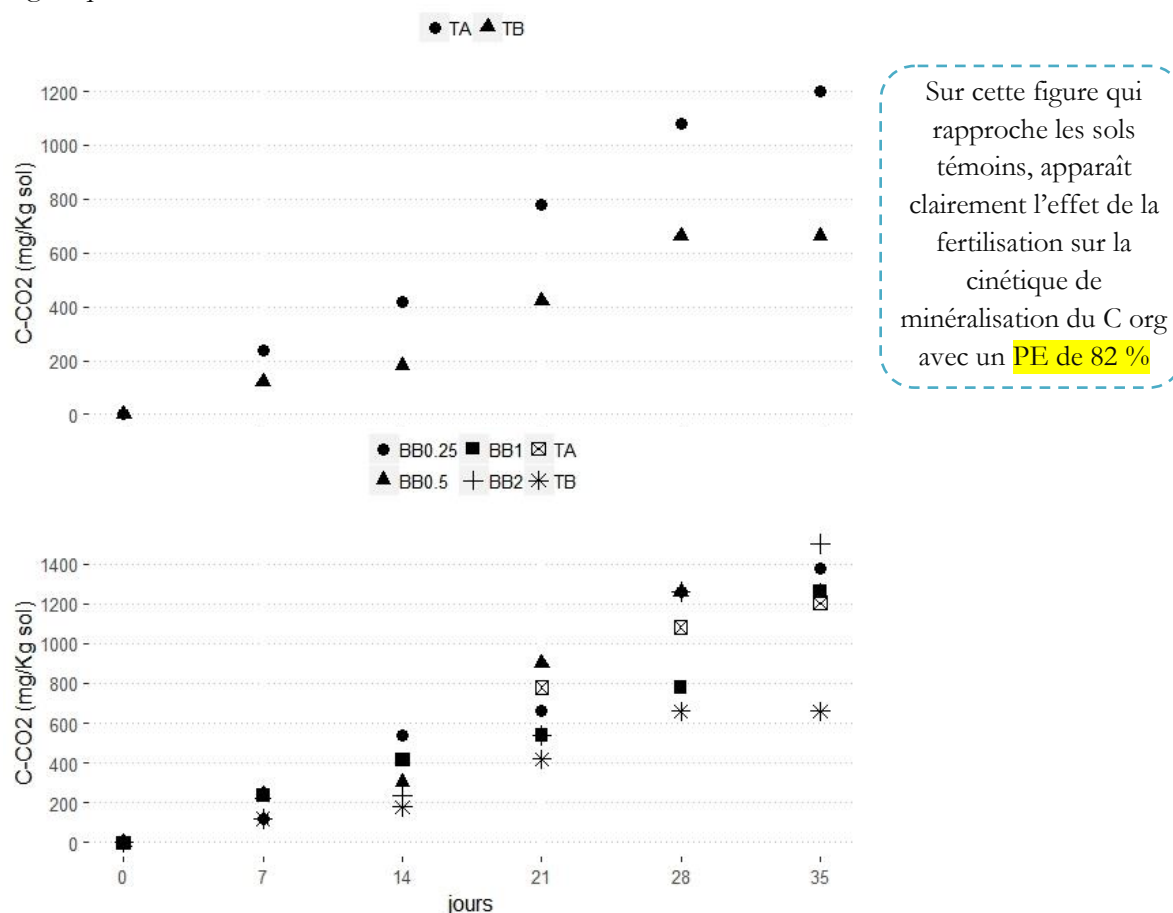
Cela suggère que dans le cas du biochar brut (BB) une fraction de la MO est dégradée obligatoirement par les microbes qui sont limités en ressources minérales afin de récupérer les éléments nécessaires à leur métabolisme qui est stimulé par l'addition de biochar. La disponibilité de l'azote et d'autres éléments indispensables apportés par la fertilisation (MAP et K₂SO₄) réduit le recours à la dégradation supplémentaire de la MO et favorise ainsi sa protection. Cette déduction est fondée sur la baisse considérable observée dans les pourcentages de « priming » par rapport au témoin, ces PE sont même négatifs pour les particules < à 2 mm dans les traitements au

biochar actif si on les situe par rapport au BB, ce qui implique donc une modification dans les propriétés physico-chimiques des

Trt	C net	PE
BA0.5	-420	-70%
BA1	-60	-10%
BA0.25	-60	-8%
BA2	180	21%

biochars après activation. Donc d'une manière générale, ces patrons traduisent une complexité dans l'interaction du biochar avec le microbiote et la fraction organo-minérale du sol, en raison de sa structure et de sa chimie de surface et en fonction aussi de la taille de ses particules, où la texture du sol semble jouer efficacement son rôle important dans la protection physique de la matière organique, sans toutefois perdre de vue les valeurs élevées des particules de 0,25 mm, c'est un autre fait important à considérer lors de l'interprétation des résultats.

En graphique toutes les courbes figurent des comportements assez semblables (fig. 24), l'évolution est presque linéaire, ce qui pourrait correspondre à un même pool de matière organique.



On note un changement de position dans la cinétique des biochars de 2 et 0,25 mm selon leur état (brut ou actif). Les points cinétiques se différencient et s'éloignent de plus en plus au cours de l'incubation dans le cas des BA, on peut supposer donc que l'évolution du biochar dans le temps (dans l'espace aussi) pourrait suivre des modèles très différents selon la dimension de ses particules.

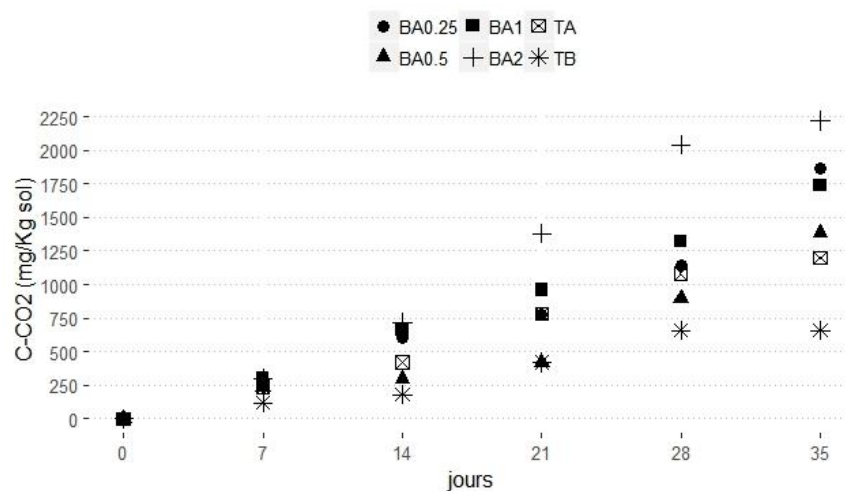


Figure 24. Cinétique de minéralisation du C organique : Quantités cumulées en mg C-CO₂/Kg de sol)

B . DISCUSSION DES RESULTATS

Les résultats que nous avons obtenus sur le plan végétal s'accordent dans une grande part avec ce qui est établi jusque là. Même si le biochar est le plus souvent présenté comme étant un produit riche en éléments fertilisants, capable d'augmenter la croissance des cultures et d'améliorer les propriétés du sol ; il a été signalé dans certains cas, qu'il pourrait avoir des effets négatifs ou du moins un impact très limité sur les plantes avec un faible effet transitoire sur les propriétés physico-chimiques du sol (Baidoo et al., 2016; Singh et al., 2018).

Ainsi, la réduction de la biomasse de seigle que nous avons enregistrée pour le biochar brut (BB), bien que statistiquement non significative elle reste notable, elle est estimée à environ 28 % en moyenne, en plus de l'apparition sur les plantules en début de végétation de signes de carence en éléments majeurs N, P et Mg par rapport au seigle témoin sans fertilisation (TB). Rappelons que nous sommes parti sur un sol alcalin ($\text{pH} = 8$) avec un risque potentiel de rétrogradation de ces éléments à cause de sa teneur en CaCO_3 (35 %) et aussi un biochar très riche en carbone ($\text{C/N} = 77$) et pauvre en éléments nutritifs, ces résultats prouvent donc la rusticité du seigle et sa tolérance même en étant au stade plantules à des conditions édaphiques difficiles. Nous voyons qu'il était possible de démarrer la culture sans la moindre fertilisation, il n'existe pas de différence remarquable entre les deux témoins (TA, TB), fertilisé ou non le seigle s'est comporté de façon similaire dans les conditions expérimentales définies. Un autre argument aussi intéressant à citer concerne la fertilité minérale initiale du sol, qui a permis d'amortir les effets négatifs possibles du charbon apporté au sol sans l'ajout d'éléments nutritifs. Notons aussi que la durée de l'essai relativement courte profite bien au résultat statistique obtenu. On aurait probablement observé un effet plus marqué et significatif à long terme, les symptômes de carence déjà soulignés vont tous dans ce sens. Cet état traduit donc un déséquilibre et une limitation dans la nutrition minérale de la culture qui seraient dus à une augmentation du pH, un effet secondaire que nous avons largement détaillé dans la synthèse bibliographique (voir p. 24), et très probablement associé à l'adsorption de l'azote par le biochar ce qui a donné suite à une perturbation dans le fonctionnement du végétal.

En effet, il a été démontré que la concentration du sol en azote disponible aux cultures diminue suite à l'apport de biochar notamment lors d'une première application où il est nécessaire d'ajouter un engrais minéral azoté (Fuchs et al., 2014). Sinon, le biochar se comportant telle une MO exogène avec un rapport C/N élevé, provoque l'immobilisation microbienne de l'azote, ou le cas échéant, la réduction de la minéralisation suite à l'adsorption

des ions NH_4^+ ou NO_3^- (K. Yin Chan & Xu, 2009; Ameloot, Sleutel, Das, Kanagaratnam, & de Neve, 2015). Il convient toutefois de noter que le potentiel d'immobilisation associé à l'apport de biochar serait grandement limité par sa nature réfractaire (Lehmann & Joseph, 2009).

Il a été démontré par (Cai, Qi, Liu, & He, 2016) que le biochar avait la capacité de retenir à long terme plus de 90 % de substances nutritives (ions ammoniums), de sorte qu'il pourrait être proposé pour la prochaine génération d'engrais azoté à libération lente. Les principaux groupes fonctionnels du biochar associés à la sorption des ions ammoniums, étaient les groupes carboxyles et cétones. Le biochar généré à basse température (200 °C) possédait une efficacité d'adsorption des ions ammoniums supérieure à celle de la biomasse pyrolysée à haute température en raison justement de l'abondance de groupes fonctionnels contenant de l'oxygène. Il a été aussi trouvé par (Hollister, Bisogni, & Lehmann, 2013) que le biochar de bois de chêne (*Quercus* spp.) produit à basse température (350 °C) pouvait potentiellement réduire la pollution diffuse des eaux par l'ion NH_4^+ grâce à sa capacité remarquable dans l'adsorption de cet élément, comme il pourrait retenir également mais d'une manière transitoire les ions phosphates PO_4^{3-} lorsqu'il est produit à 550 °C. On a trouvé aussi que le biochar de chêne pouvait retenir au bout de seulement 24 heures, jusqu'à 129 mg.g^{-1} de NH_4^+ contre 5 mg.g^{-1} de l'ion phosphate, alors que la désorption et la libération de ces éléments était inférieure à 5 mg.g^{-1} pour l'ammonium et plus importante pour le PO_4^{3-} . Ce constat suggère que l'ion NH_4^+ en plus d'être adsorbé par échange cationique serait aussi piégé à l'intérieur des pores du biochar, l'ion phosphate cependant serait retenu par les fonctions basiques qui se forment à des températures de pyrolyse plus grandes ou alors par précipitation à cause de la présence de métaux (Ca, Mg) dans les biochars et qui favorisent la formation de phosphates métalliques (Takaya, Fletcher, Singh, Anyikude, & Ross, 2016). Il convient ici de rappeler que nous avons utilisé un biochar issu de bois de chêne, et que les biochars des feuillus ont des teneurs élevées en Ca, Mg et K et ils augmentent la CEC du sol (Glaser et al., 2002).

Nous allons nous appuyer sur cette chimie de surface du biochar, sa capacité remarquable à retenir les éléments nutritifs et à servir de support pour une diffusion **lente** (ou retardée) dans le sol pour expliquer d'un autre côté l'effet positif qu'il a eu sur le seigle. L'augmentation en biomasse d'environ 70 % en moyenne que nous avons obtenue grâce à l'apport simultané d'engrais et de biochar activé (BA) s'expliquerait certainement par le traitement du biochar avec le sulfate de potassium K_2SO_4 en présence des ions phosphates PO_4^{3-} et des ions

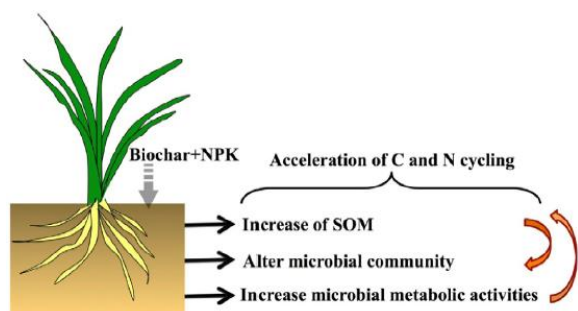
ammoniums NH_4^+ provenant du MAP. Qui ont certainement été adsorbés comme nous l'avons déjà expliqué, ce qui entraîne une modification physico-chimique du biochar et influence son comportement avec les composantes du sol.

Ces spéculations se fondent entre autres sur des cas très similaires, où le biochar enrichi en soufre sous forme de H_2S et SO_4^{2-} a permis une augmentation de 49 % des rendements de maïs, avec un accroissement des taux d'assimilation de N, P, K, Ca & Mg ainsi qu'en oligoéléments Zn, Mn & B (H. Zhang, Voroney, Price, & White, 2017). Cette même étude et d'autres ont montré que le SO_4^{2-} adsorbé par le biochar est disponible aux plantes, et que le biochar ainsi activé adsorbe également l'azote et le phosphore sous forme de NH_4^+ , NO_3^- et PO_4^{3-} (Hale et al., 2013), ces formes sont extractibles et utilisables par les plantes, avec une corrélation significative entre le taux d'azote minéral adsorbé et celui fourni aux plantes. Le biochar ainsi préparé, selon cette même étude, peut servir de support nutritif aux plantes et être utilisé comme engrais, une recommandation que nous appuyons fortement.

De même lors d'une expérience conduite en pot sur du seigle, on a provoqué une stimulation de la croissance des plantes par un apport de biochar de bois de particules inférieures à 2mm, ce qui a aussi entraîné une diversité fongique dans le sol, avec une abondance absolue et relative en *Trichoderma* spp. (Vecstaudza et al., 2018). Nous avons aussi constaté de notre part que la dimension des particules de biochar $\leq 2\text{mm}$ influence son comportement dans le sol, notamment avec le seigle, les rendements augmentent alors avec une pente de 73 %. L'effet spécifique à chaque fraction de biochar n'a cependant pas été statistiquement mis en évidence. La texture du sol en serait la cause probable, rappelons qu'il s'agit d'un sol de texture fine avec 52 % d'argile, susceptible de provoquer un colmatage des pores du biochar et donc d'effacer l'effet attendu de la surface spécifique associée à ces pores. Des observations microscopiques, ont permis de voir ce phénomène. Les petits pores seraient plus touchés par ce blocage, il concerne des fractions minérales et organiques aussi (Jaafar et al., 2015; Sorrenti, Masiello, Dugan, & Toselli, 2016).

Mais d'une manière générale, il est bien établi que le biochar appliqué à un taux approprié et mélangé à d'autres intrants augmente la production des cultures et améliore les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Baronti et al., 2010; Glaser et al., 2015; Al Wabel et al., 2018). Selon (Prommer et al., 2014) un apport combiné de biochar et d'engrais peut augmenter le stock d'azote organique et améliorer la séquestration du carbone dans le sol. Car ils ont trouvé que cette combinaison permet à court terme (4 à 18 mois) de réaliser un

découplage des cycles de l'azote organique et minéral : le biochar immobilise l'azote et augmente la nitrification et l'assimilation en N par les plantes, les microorganismes et les plantes s'appuient sur l'engrais azoté pour la croissance et contribuent ainsi à l'accumulation de N organique dans le sol. On a observé par ailleurs (Tian et al., 2016) que le biochar provoque une augmentation significative de l'activité peptidase des microbes pour accélérer la



décomposition des protéines du sol. Ajouter du NPK au biochar selon ce schéma semble profitable sur tous les plans car il permet la protection de la MOS et son renforcement à long terme.

Sur le plan hydrique le biochar pourrait avoir des caractéristiques très intéressantes, seulement l'expérience s'est déroulée sans contrainte en eau, nous avons essayé de maintenir une bonne alimentation pour garantir un équilibre entre l'absorption des racines et la transpiration des feuilles, ce qui est nécessaire à la production de matière sèche. Nous ne pouvons donc pas associer complètement les bonnes réponses obtenues à une augmentation de la disponibilité en eau pour les plantes à cause de l'ajout de biochar. Mais nous pouvons remarquer que cet ajout a permis une utilisation efficace de l'eau et une croissance potentielle du végétal lorsque la nutrition minérale est satisfaite, en soulignant que la teneur en matière sèche est plus importante et statistiquement significative ($R^2 = 56\%$) pour les traitements aux biochars activés (BA) surtout le BA2 (2mm) classé (a). Nous pouvons donc supposer qu'il existe un effet positif de la fraction la plus grossière de biochar sur la porosité du sol et donc une amélioration de la circulation de la solution du sol et une facilité dans les échanges des éléments entre les différents compartiments.

Il a été démontré que la taille des particules de biochar affecte le stockage de l'eau dans le sol en modifiant la forme même de l'espace interpore. Ainsi l'interférence des particules grossières de biochar avec les grains de sol plus fins réduit le compactage et augmente l'espace interpore (Z. Liu et al., 2017). De plus le biochar peut fournir un espace supplémentaire pour le stockage de l'eau au-delà de l'espace interstitiel entre les particules, il peut augmenter la porosité, la perméabilité et aussi le taux d'infiltration dans les sols argileux, ce qui les rend plus propices à la croissance des cultures (R. T. Barnes et al., 2014). Les autres fractions ont eu aussi des effets significatifs mais moins différenciés que dans le cas du BA2, il semble selon (Rees, 2014) que la porosité du biochar de bois lui confère une surface spécifique importante,

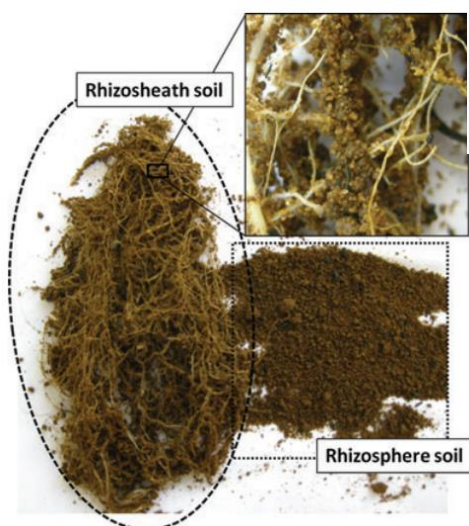
indépendante de la taille des particules puisque la différence de surface externe engendrée par la variabilité des tailles de particules est négligeable devant la surface interne développée grâce à la micro porosité, ce qui pourrait expliquer ces résultats dans une certaine limite, mais il y a aussi le rapport de la quantité utilisée de bicohar sur le taux important d'argile dans le sol, et qui pourrait contrecarrer l'effet souhaité des macro-particules de biochar en deçà de 2mm, rappelons que nous avons parlé d'un effet de « dilution » de la structure du sol à court terme et non pas d'une véritable amélioration.

L'effet du bicohar sur le végétal passe obligatoirement par la rhizosphère, cette espace d'interaction et d'échange entre le sol et le système racinaire joue un rôle principal dans la nutrition de la plante, en plus d'être le siège de beaucoup de processus microbiens, parfois très spécifiques à une plante donnée en raison de la nature de ses exsudats racinaires, tel que dans le cas du seigle par exemple. Le seigle produit des métabolites secondaires (benzoxazinones) qui sont relâchés dans la rhizosphère (J. P. Barnes & Putnam, 1987) puis transformés en composés allélochimiques stables grâce à une microflore adaptée, la bactérie Gram-*Acinetobacter calcoaceticus* particulièrement (Chase et al., 1991). L'*Acinetobacter* est un genre bactérien très impliqué dans la dégradation et la minéralisation des composés aromatiques en général (Fewson, 1991). Mais pas seulement, la rhizosphère du seigle constitue un système propice à la croissance et au développement d'une myriade de micro-organismes, elle est dominée par des genres bien spécifiques d'**actinomycètes** (Shirokikh & Merzaeva, 2005), leur stimulation découle sur une importante activité biochimique qui influence la culture.

Rappelons ici que la charosphère à son niveau peut être aussi sujette à une activité microbienne très intense. Dans les essais en pot sur ray-grass, on voit augmenter les populations des bactéries qui fixent l'azote, des bactéries solubilisant les phosphates, en plus d'une réduction potentielle des agents phytopathogènes et une abondance dans les familles bactériennes capables de dégrader les composés aromatiques récalcitrants, comme les **actinomycètes**, on a constaté aussi que les organismes impliqués dans la nitrification sont moins abondants tandis que la réduction des nitrates en NH_4^+ augmente avec la fixation de l'azote, l'ion ammonium étant adsorbé au biochar cela réduit les émissions de N_2 dans l'atmosphère (Anderson et al., 2011). Après seulement 126 jours le biochar provoque une abondance des nématodes bactériophages et une profusion de PGPR capables de minéraliser les phosphates et les sulfonates, de mobiliser ainsi ces éléments pour la plante ce qui a permis d'améliorer considérablement la croissance de *Lolium perenne* (Fox, Kwapinski, Griffiths, & Schmalenberger, 2014).

On a démontré que **l'amendement en biochar augmente l'étendue de la rhizosphère** des pousses de blé par rapport au témoin, à cause de l'extension des racines vers les particules de biochar qui constitue une source nutritive (Prendergast-Miller, Duvall, & Sohi, 2014).

Il contrôle ainsi l'acquisition des nutriments par les racines directement, et aussi indirectement, en modifiant la teneur du sol en éléments nutritifs. Il provoque aussi des changements morphologiques dans les racines au niveau du rhizoplan selon la disponibilité en phosphore



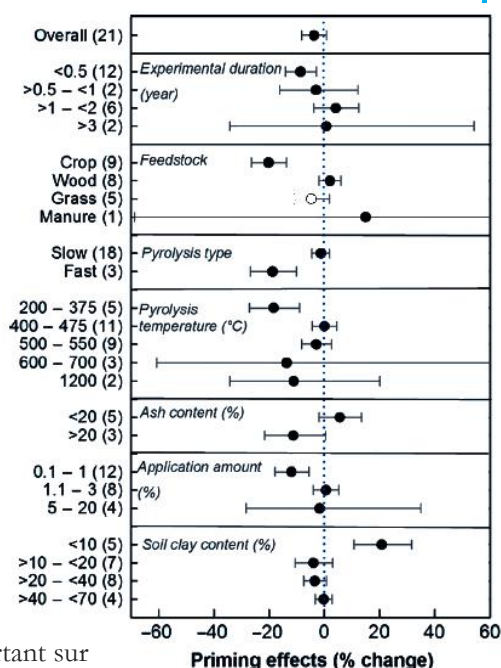
On voit ici des particules de biochar de 2 mm dans la rhizosphère des pousses de blé après 28 jours dans une RhizoBox. Nous avons constaté la même chose sur les racines de seigle dans cet essai, mais à cause de la texture fine du sol, il était difficile de les récupérer toutes intactes et d'en tirer des observations exploitables.

La morphologie du système racinaire et le microbiote associé au végétal sont des éléments très importants, qui auraient beaucoup éclairé notre compréhension des réactions du seigle au biochar. Mais en absence de telles observations on se limitera aux données empiriques pour supposer l'existence d'un effet synergique entre les microbes, les actinomycètes notamment et les champignons CMA, et le biochar actif enrichi en P et N sur le seigle, les actinomycètes étant particulièrement favorisés par cette plante et sont retrouvés très souvent dans la charosphère. Dans le cas du biochar brut, ce microbiote associé au seigle et qui possède une affinité pour les substances aromatiques se montre compétitif contre la plante hôte, d'autant plus que ce biochar est pauvre en éléments nutritifs, mais semble contenir des composés organiques volatiles (COV).

Les COV peuvent provoquer une phytotoxicité, ce qui pourrait expliquer aussi les symptômes observés sur le végétal et qui semblaient être induits par une carence. Le biochar devrait être prélevé pour éliminer ces résidus de la pyrolyse avant son application au sol, au risque de voir apparaître de tels effets (Intani, Latif, Islam, & Müller, 2018). Par ailleurs, il a été démontré par (Rillig et al., 2010) que la présence de ces substances dans le biochar peut affecter la croissance des plantes et celle du microbiote d'une manière opposée. C'est pourquoi nous n'avons pas enregistré de toxicité sur les microbes du sol dans l'expérience d'incubation.

Nous avons plutôt enregistré une augmentation dans l'activité microbienne dans les 14 premiers jours de l'incubation, pour tous les traitements au biochar par rapport aux sols témoins. Le biochar utilisé dans cet essai est produit à partir de bois par pyrolyse conventionnelle lente, ce sont là deux indices qui suggèrent que le surplus de CO₂ dégagé par les sols traités au biochar brut (BB) serait dû à la présence d'une fraction organique labile biodégradable et facilement accessible aux micro-organismes du sol. Cette situation doit être prévue, elle reflète une « stratégie-r » à fort taux de croissance, selon (Zimmerman et al., 2011) on l'observe dans la plupart des cas où l'on ajoute aux sols des biochars labiles, c.à.d. qui sont fabriqués à basse température. Cette hypothèse est la plus probable dans ce cas, elle a été énoncée et prouvée par de nombreux chercheurs (Ventura et al., 2015; J. Wang, Xiong, & Kuzyakov, 2016; Budai, Rasse, Lagomarsino, Lerch, & Paruch, 2016; Yu Luo et al., 2017). Il s'agit de la fraction organique labile du biochar qui disparaît dans les premiers jours suivants son incorporation au sol, conduisant parfois à des phénomènes de PE positif, susceptibles d'affecter la fraction stable de la MO du sol.

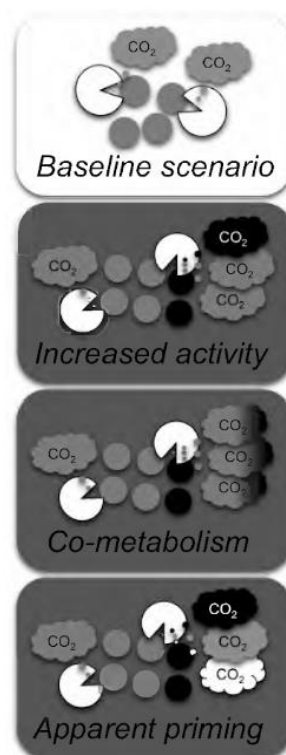
L'ampleur des primings dépend beaucoup des conditions expérimentales et des propriétés du biochar : de sa teneur en COV, en cendres, de sa porosité, ... mais aussi de la dimension de ses particules et de son degré d'oxydation, c'est pourquoi nous avons enregistré des différences entre les taux de CO₂ dégagé au cours de l'incubation alors qu'il s'agit du même produit.¹¹



¹¹ Ce diagramme présente les résultats d'une méta-analyse portant sur les PE provoqués par le biochar selon différentes variables explicatives (J. Wang, Xiong, & Kuzyakov, 2016).

Les traitements au biochar actif (BA) ont été marqués aussi par des dégagements importants de CO_2 . Mais en calculant les cumuls nets et les PEs par rapport au témoin fertilisé (TA), on trouve que cette augmentation est due en grande partie à l'ajout de l'engrais et que les PEs ont considérablement diminué dans les cas des particules inférieures à 2 mm par rapport à ceux des BB. L'azote apporté au sol, surtout sous forme ammoniacale NH_4^+ , provoque très fréquemment ce qu'on appelle le « priming effect » apparent, il est caractérisé par un fort dégagement de CO_2 suite à une augmentation dans l'intensité respiratoire des microbes sans toutefois impliquer une dégradation supplémentaire de la MO (Y. Kuzyakov, Friedel, & Stahr, 2000).

Par ailleurs, la perturbation du sol (suite au tamisage) expose la MO aux attaques microbiennes et le biochar incorporé est alors minéralisé par co-métabolisme, ce qui fait augmenter les taux de la minéralisation (Yakov Kuzyakov, Subbotina, Chen, Bogomolova, & Xu, 2009). Cette forte minéralisation en début d'incubation s'accompagne généralement par une forte diminution de la teneur en azote du sol (NH_4^+ et NO_3^-) durant les trois premières semaines (L. Wang et al., 2014).



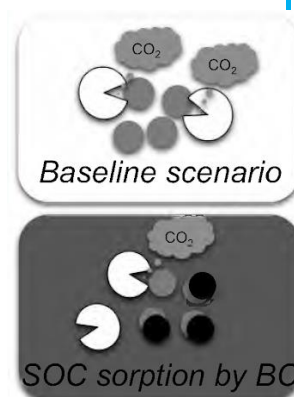
Des expériences ont démontré que la taille des particules peut influencer beaucoup la dégradation du biochar, aussi bien par action physique que par voie biologique : (Zimmerman, 2010) a trouvé que les taux de minéralisation du C dans le biochar fin (<0,25 mm) pendant une année d'incubation sont supérieurs 1,5 fois à ceux de la fraction grossière (>0,25 mm) **en absence d'argile**. La quantité de CO_2 dégagée par le biochar lors d'une courte incubation de 50 jours était significativement plus importante dans le cas des poussières (<0,42 mm) que pour les granulés (>2 mm) (Sigua et al., 2014). La dégradation biologique du biochar étant assurée par les enzymes extracellulaires, elle serait plus importante dans le cas des petites particules (Ameloot et al., 2013), d'un autre côté cette fraction fine du biochar peut se mélanger plus facilement avec les particules de sol et interagir pour former des agrégats (Blanco-Canqui, 2017). A travers **la formation d'agrégats**, le biochar se lie à la fraction organo-minérale du sol, où il est stabilisé par des ponts calciques Ca^{2+} . Cette structuration semble garantir une protection physique potentielle aussi bien au C pyrogénique qu'au C organique du sol, et **elle est influencée par la taille des particules de biochar** (J. Wang et al., 2016).

La protection physique du biochar dans le sol se ferait selon plusieurs mécanismes :

- Le premier mécanisme connu sous le nom de “mesopore protection hypothesis” suggère que les petites molécules de MO peuvent être piégées à l’intérieur des mésopores d’agrégats (2–50 nm de diamètre) qui sont difficilement accessibles aux décomposeurs et à leurs enzymes (Mayer, Schick, Hardy, Wagai, & McCarthy, 2004; Zimmerman, Goynes, Chorover, Komarneni, & Brantley, 2004), nous pouvons retenir cette première pour expliquer la baisse observée dans les taux de minéralisation des fractions < à 2 mm, sachant qu’en réduisant la taille des particules nous augmentons la surface de contact ce qui augmente le taux d’inclusion de la MO dans les mésopores du biochar.
- Le second mécanisme serait l’encapsulation du biochar dans les macro-agrégats, on l’associe à la teneur du sol en argile. On considère déjà que l’argile joue un rôle protecteur sur la MO du sol, cette idée a été étendue au biochar, vue l’affinité que possède l’argile vis-à-vis des substances organiques en général (Lehmann & Joseph, 2015)¹². De plus l’oxydation du biochar augmente les groupes fonctionnels acides en surface et favorise davantage la formation de complexes organo-minéraux, ce qui améliore la stabilisation de la MO du sol et réduit ainsi les taux de minéralisation, ce phénomène est plus important dans les sols argileux (Mia, Singh, & Dijkstra, 2017).

On rappelle à ce niveau que nous avons travaillé sur un sol argileux à 52 % et que l’activation du biochar par imprégnation dans la solution de sulfate de potassium (K_2SO_4) additionné de (MAP) est une véritable opération de vieillissement par oxydation chimique, cette manipulation modifie les propriétés du biochar et influence son devenir dans le sol.

L’oxydation du biochar, en milieu acide ou basique, fait augmenter la surface spécifique, elle permet le développement de mésopores, et l’augmentation de la capacité d’adsorption (Fan et al., 2018). Un biochar d’une surface spécifique de 3 m²/g peut réduire de 10 fois la communication bactérienne lorsque cette surface passe à 301 m²/g ; l’augmentation des sites d’adsorption des substances organiques lui permet d’inhiber l’activité enzymatique microbienne en fixant les molécules de signalisation, réduisant ainsi la dégradation de la MO (Masiello et al., 2013). L’adsorption de l’eau par le biochar provoque aussi le gonflement des feuillets de graphène, qui subissent alors une forte comminution,



¹² Illustration des PEs : Pac-men =microbes ; cercles gris =MOS ; cercles noires=biochar ; bulles=CO₂ dégagé (Lehmann & Joseph, 2015)

pouvant donner des fragments micro et nanométriques, ainsi que l'altération physique de la surface des particules de biochar, avec formation de microfissures, ce qui facilite la métabolisation des composés hautement aromatiques des biochars (K. A. Spokas et al., 2014). Mais d'un autre côté, ces fragments micro et nanométriques adhèrent très bien aux particules de sol pour constituer des complexes organo-minéraux, connus pour stabiliser la MO (Ye et al., 2016). Les fissures du biochar se remplissent elles-mêmes de particules organo-minérales, l'obturation de ces pores et cavités permet de protéger le biochar et de prolonger sa longévité dans le sol, **on compte beaucoup sur ce mécanisme de stabilisation, notamment dans les sols riches en argile** (K. A. Spokas et al., 2014).

Nous voyons cependant dans le cas des particules de 0,25 mm, aussi bien dans le BB que le BA, une augmentation de nouveau dans le taux de CO₂ dégagé, pour l'expliquer nous pouvons mettre en cause la teneur en carbonates du biochar. Il est très logique que lorsque nous avons tamisé le biochar pour séparer les différentes particules, la majorité des cendres s'est retrouvée dans la fraction la plus fine, c.à.d. le 0,25 mm, les carbonates de calcium (CaCO₃) formés pendant ou après la pyrolyse se concentrent généralement dans les cendres, des expériences ont démontré que la dissolution de ces carbonates inorganiques dégage du CO₂ en quantités assez notables, ce qui pourrait conduire par mal interprétation à une surestimation de la minéralisation en présence de biochar (Bruun, Clauson-Kaas, Bobuřská, & Thomsen, 2014).

Certes, les biochars de bois contiennent généralement moins de cendres par rapport aux autres types, mais leur taux change beaucoup selon les conditions de pyrolyse (F. Verheijen et al., 2010). Les biochars produits sans limitation complète en oxygène, en contiennent des proportions importantes (Bruun et al., 2014). Ce point nous conduit à mentionner la part très importante de cette minéralisation abiotique du biochar dans les émissions de CO₂ et qui pourrait constituer plus de la moitié des taux observés lors des expériences d'incubation (Zimmerman et al., 2011; Bruun et al., 2014).

Pour finir, on doit souligner qu'après un long suivi de l'évolution dans le sol d'un biochar marqué au ¹⁴C, on a trouvé que seulement 6 % ont été minéralisés au cours de plus de 8 ans (c'est la décomposition la plus lente obtenue expérimentalement pour un composé organique naturel). La fraction facilement dégradable a été épuisée très rapidement dans les premiers 18 mois de l'expérience, puis le biochar s'est fortement stabilisé. Ce qui mène à conclure que les expériences de courtes durées (moins d'une année) ne peuvent pas renseigner adéquatement sur la décomposition du biochar dans le sol (Yakov Kuzyakov, Bogomolova, & Glaser, 2014).

Conclusion

CONCLUSION

Pour voir l'influence spécifique de la taille des particules de biochar sur la fertilité du sol, nous avons testé une série de fractions, grossières à fines (2, 1, 0,5 à 0,25 mm), d'un biochar de bois (*Quercus* spp.) produit par pyrolyse lente, et combiné à une fertilisation minérale à base de NPK. Le test a été réalisé sur le seigle (*Secale cereale* L.), dans un essai en pot d'une durée de trois (03) mois, pour estimer la production de biomasse. Le traitement a été appliqué à raison de 1 % (p/p) de biochar sur un sol argileux et calcaire. Simultanément, une incubation de 35 jours au laboratoire en conditions contrôlées a été mise en place pour estimer la décomposition du biochar et son effet sur la minéralisation de la MO du sol.

D'une manière générale, la différence a été très hautement significative ($F = 69$; $p < 0,001$) entre le biochar actif fertilisé (BA) et le biochar brut (BB), ce dernier a provoqué une réduction d'environ 28 % en moyenne dans la biomasse de seigle, alors que dans le cas du BA on a enregistré une augmentation moyenne de 72 % ; la différence du BA avec son témoin TA (sol fertilisé sans biochar) a été très hautement significative aussi ($F = 9,9$; $p < 0,001$).

Aucune différence significative au seuil de 5 % n'a été trouvée entre les traitements, en considération de la taille des particules de biochar dans le cas de la biomasse ; mais la teneur en matière sèche a été significativement différente ($F = 4$; $p < 0,01$) avec une augmentation de 18 % dans le cas du (BA2) : biochar actif de 2 mm.

Ces chiffres montrent que le biochar pourrait améliorer considérablement la fertilité du sol, il augmente l'efficacité de la fertilisation et de l'apport d'eau, en agissant immédiatement sur le pH, sur la CEC du sol, et sur la densité en augmentant le volume poral ; sa capacité d'adsorption et d'échange réduit les pertes des éléments minéraux et assure leur mise en disponibilité pour les plantes, ce qui stimule les processus chimiques et biochimiques qui se déroulent au niveau de la rhizosphère. Le biochar semble bien se décomposer dans le sol, à voir les résultats de la minéralisation de la MO, donc nous supposons qu'il a influencé positivement le microbiote du sol, tout en réservant l'effet des facteurs abiotiques sur les émissions de CO₂ dans ce contexte. L'influence de la texture argileuse du sol, qui est présumée exercer un effet protecteur sur la MO, se manifeste bien dans les cumuls nets de C-CO₂ dégagé et les « priming effects » du biochar selon la taille des particules. Cet effet protecteur est plus important dans le cas des fractions < à 2 mm surtout le 0,5 mm, ce qui suggère la formation de complexes organo-minéraux, qui sont très importants pour la stabilité structurale et la qualité agronomique du sol.

Pour bien faire la part des choses, rappelons que le seigle est considéré comme une céréale rustique, peu exigeante qui s'adapte très bien aux sols pauvres, il peut être conduit généralement sans fertilisation. L'augmentation de son potentiel de production en présence de biochar est une confirmation de l'intérêt des composés carbonés pour améliorer la fertilité des sols. Il est évident par ailleurs que le biochar frais ne possède pas d'effet fertilisant par lui-même, surtout s'il est incorporé au sol à l'état brut, il est nécessaire de lui associer un engrais minéral ou alors de lui faire subir un prétraitement pour augmenter sa fonctionnalisation dans le sol, et éviter ainsi les effets négatifs sur les cultures, et les dégagements excessifs de CO₂, d'autant plus que l'altération physique et/ou chimique peut influencer la stabilité du biochar dans le sol.

Nous estimons toutefois, d'une manière très pragmatique, que cet essai, tel qu'il a été conçu, présente de grandes limites quant aux moyens et méthodes utilisés, il ne permet pas d'apporter des réponses satisfaisantes aux questions capitales que soulève cette technique de gestion des sols. Nous avons pu comprendre à travers la littérature, aussi bien que par l'expérience qu'il est impératif d'utiliser des moyens adéquats et des protocoles rigoureux pour obtenir des résultats assez fiables, surtout pour ce qui des facteurs biotiques et abiotiques qui sont associés aux processus de la minéralisation de la MO, et des mécanismes qu'ils impliquent, tels que les « priming effects » et les modifications dans la composition et dans l'activité du microbiote édaphique. Cependant, le résultat obtenu constitue une véritable sollicitation pour la mise en place d'expériences plus affinées, utilisant des biochars normalisés, fabriqués avec d'autres biomasses, tels que les résidus de l'industrie agroalimentaire, ainsi que les déchets agricoles inexploités. La mise au point de processus de pyrolyse plus écologiques, qui valorisent tous les sous-produits (biogaz, bio-huiles), comme la pyrolyse solaire que nous n'avons pas abordée, et qu'il est intéressant de citer au passage vue la disponibilité en énergie solaire exploitable à longueur d'année, surtout au sud de l'Algérie.

Le recours à l'utilisation du biochar, comme une technique innovante dans la gestion des sols, pourrait constituer une perspective très prometteuse pour les divers acteurs agroéconomiques, **tout en soulignant l'impact écologique que pourrait avoir une telle pratique, si elle n'est pas associée à des contrôles judicieux en termes de qualité et d'innocuité vis-à-vis de l'environnement.** Ces interventions doivent s'inscrire, impérativement dans une stratégie d'Etat, afin de garantir une valorisation optimale des différents résidus et une gestion durable des ressources dans un cadre écologique.

Références Bibliographiques

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2010). Biomass energy and the environmental impacts associated with its production and utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, 919–937. doi:10.1016/j.rser.2009.11.006
- Abiven, S. (2011). Le biochar: une nouvelle technique pour séquestrer du carbone et augmenter la fertilité du sol? *Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz. Bulletin*, 31, 47–50. doi:10.5167/uzh-51356
- Ahmed, A., Kurian, J., & Raghavan, V. (2016). Biochar influences on agricultural soils, crop production, and the environment: A review. *Environmental Reviews*, 24(4), 495–502. doi:10.1139/er-2016-0008
- Al Wabel, M. I., Hussain, Q., Usman, A. R. A., Ahmad, M., Abduljabbar, A., Sallam, A. S., & Ok, Y. S. (2018). Impact of biochar properties on soil conditions and agricultural sustainability: A review. *Land Degradation & Development*, 29(7), 2124–2161. doi:10.1002/ldr.2829
- Alef, K., & Kleiner, D. (1987). Estimation of anaerobic microbial activities in soils by arginine ammonification and glucose-dependent CO₂-production. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 683–686. doi:10.1016/0038-0717(87)90048-4
- Ameloot, N., Graber, E. R., Verheijen, F. G. A., & Neve, S. D. (2013). Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. *European Journal of Soil Science*, 64(4), 379–390. doi:10.1111/ejss.12064
- Ameloot, N., Sleutel, S., Das, K. C., Kanagaratnam, J., & de Neve, S. (2015). Biochar amendment to soils with contrasting organic matter level: effects on N mineralization and biological soil properties. *GCB Bioenergy*, 7(1), 135–144. doi:10.1111/gcbb.12119
- Anderson, C. R., Condrón, L. M., Clough, T. J., Fiers, M., Stewart, A., Hill, R. A., & Sherlock, R. R. (2011). Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. *Pedobiologia*, 54(5–6), 309–320. doi:10.1016/j.pedobi.2011.07.005
- Annabi, M., Bahri, H., & Latiri, K. (2009). Statut organique et respiration microbienne des sols du nord de la Tunisie. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 13(3), 401–408.
- Arvalis. (2018a). Les fiches accidents de culture. Consulté à l'adresse <http://www.fiches.arvalis-infos.fr>
- Arvalis. (2018b). Les fiches couverts végétaux. Consulté à l'adresse <http://www.fiches.arvalis-infos.fr>
- Askin, D., & Johnston, M. (2005). Doing Field Research-Container Grown Experiments. Consulté à l'adresse http://ard.nari.org.pg/uploads/library/johnston/2005/65_Johnston2005.doc
- Baidoo, I., Sarpong, D. B., Bolwig, S., & Ninson, D. (2016). Biochar amended soils and crop productivity: A critical and meta-analysis of literature. *International Journal of Development and Sustainability*, 5(9), 414–432.
- Bajpai, P. (2016). Structure of Lignocellulosic Biomass. In P. Bajpai, *Pretreatment of Lignocellulosic Biomass for Biofuel Production* (p. 7–12). Singapore: Springer Singapore. doi:10.1007/978-981-10-0687-6_2
- Barbier, J., Charon, N., Dupassieux, N., Loppinet-Serani, A., Mahé, L., Ponthus, J., ... Cansell, F. (2013). Correspondence Between Structure and Reactivity During Hydrothermal Conversion of Lignocellulosic Macromolecules. *Oil & Gas Science and Technology – Revue d'IFP Energies Nouvelles*, 68(4), 741–752. doi:10.2516/ogst/2012096
- Barnes, J. P., & Putnam, A. R. (1987). Role of benzoxazinones in allelopathy by rye (*Secale cereale* L.). *Journal of Chemical Ecology*, 13(4), 889–906. doi:10.1007/BF01020168
- Barnes, R. T., Gallagher, M. E., Masiello, C. A., Liu, Z., & Dugan, B. (2014). Biochar-Induced Changes in Soil Hydraulic Conductivity and Dissolved Nutrient Fluxes Constrained by Laboratory Experiments. *PLoS ONE*, 9(9), e108340. doi:10.1371/journal.pone.0108340
- Baronti, S., Alberti, G., Vedove, G. D., Gennaro, F. D., Fellet, G., Genesio, L., ... Vaccari, F. P. (2010). The Biochar Option to Improve Plant Yields: First Results From Some Field and Pot Experiments in Italy. *Italian Journal of Agronomy*, 3–12. doi:10.4081/ija.2010.3
- Batista, E. M. C. C., Shultz, J., Matos, T. T. S., Fornari, M. R., Ferreira, T. M., Szpoganicz, B., ... Mangrich, A. S. (2018). Effect of surface and porosity of biochar on water holding capacity aiming indirectly at preservation of the Amazon biome. *Scientific Reports*, 8(1), 10677. doi:10.1038/s41598-018-28794-z
- Belaid, D., & Paquier, G. (2015). *Le semis-direct, une opportunité de développement*. Communication au Séminaire International « Systèmes de Production en Zones Semi-arides. Diversité Agronomique et Systèmes de Cultures ». Université Mohamed Boudiaf de M'sila. 04 et 05 Novembre 2015.
- Berek, A. K., & Hue, N. V. (2016). Characterization of Biochars and Their Use as an Amendment to Acid Soils. *Soil Science*, 181(9/10), 412. doi:10.1097/SS.0000000000000177

- Bezerra, J. (2015). Terra Preta de Índio and Amazonian History. In J. Bezerra, *The Brazilian Amazon: Politics, Science and International Relations in the History of the Forest* (Vol. 21, p. 15-58). Cham: Springer International Publishing. doi:10.1007/978-3-319-23030-6_2
- Biederman, L. A., & Harpole, W. S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB Bioenergy*, 5(2), 202-214. doi:10.1111/gcbb.12037
- Biernacki, C. (2009). Pourquoi les modèles de mélange pour la classification? *Revue MODULAD*, (40), 22.
- Blanco-Canqui, H. (2017). Biochar and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81(4), 687. doi:10.2136/sssaj2017.01.0017
- Bozzi, E., Genesio, L., Toscano, P., Pieri, M., & Miglietta, F. (2015). Mimicking biochar-albedo feedback in complex Mediterranean agricultural landscapes. *Environmental Research Letters*, 10(8), 084014. doi:10.1088/1748-9326/10/8/084014
- Bridgwater, T. (2003). Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Chemical Engineering Journal*, 91, 87\textendash102. doi:10.1016/S1385-8947(02)00142-0
- Bruun, S., Clauson-Kaas, S., Bobuřská, L., & Thomsen, I. K. (2014). Carbon dioxide emissions from biochar in soil: role of clay, microorganisms and carbonates. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 52-59. doi:10.1111/ejss.12073
- Budai, A., Rasse, D. P., Lagomarsino, A., Lerch, T. Z., & Paruch, L. (2016). Biochar persistence, priming and microbial responses to pyrolysis temperature series. *Biology and Fertility of Soils*, 52(6), 749-761. doi:10.1007/s00374-016-1116-6
- Buhler, S. (2009). *Utilisation du seigle d'automne (Secale cereale) contre les mauvaises herbes dans la citrouille* (Master's Thesis). Laval, QC, Canada. Consulté à l'adresse www.theses.ulaval.ca/2009/26258/26258.pdf
- Butnan, S., Deenik, J. L., Toomsan, B., Antal, M. J., & Vityakon, P. (2015). Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy. *Geoderma*, 237-238, 105-116. doi:10.1016/j.geoderma.2014.08.010
- Cai, Y., Qi, H., Liu, Y., & He, X. (2016). Sorption/Desorption Behavior and Mechanism of NH₄(+) by Biochar as a Nitrogen Fertilizer Sustained-Release Material. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(24), 4958-4964. doi:10.1021/acs.jafc.6b00109
- Chan, K. Yin, & Xu, Z. (2009). Biochar: nutrient properties and their enhancement. *Biochar for environmental management: science and technology*, 1, 67-84.
- Chan, K.Y., & Xu, Z. (2009). Biochar: nutrient properties and their enhancement. *Biochar for environmental management. Science and Technology*, 67-81.
- Chase, W. R., Nair, M. G., Putnam, A. R., & Mishra, S. K. (1991). 2, 2'-oxo-1, 1'-azobenzene: microbial transformation of rye (*Secale cereale* L.) allelochemical in field soils by *Acinetobacter calcoaceticus*: III. *Journal of chemical ecology*, 17(8), 1575-1584.
- Clark, A. (2007). *Managing cover crops profitably* (3rd ed). College Park, MD: Sustainable Agriculture Research & Education (Program).
- Crane-Droesch, A., Abiven, S., Jeffery, S., & Torn, M. S. (2013). Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environmental Research Letters*, 8(4), 044049. doi:10.1088/1748-9326/8/4/044049
- da Costa, M. L., & Kern, D. C. (1999). Geochemical signatures of tropical soils with archaeological black earth in the Amazon, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 66(1), 369-385. doi:10.1016/S0375-6742(99)00038-2
- Dagnelie, P. (2012). *Principes d'expérimentation. Planification des expériences et analyse de leurs résultats*. Gembloux: Presses agronomiques de Gembloux. 413 Pages. pp. 38 - 39 , pp. 45 - 46.
- Davet, P. (1996). *Vie microbienne du sol et production végétale*. Paris: Institut National de la Recherche Agronomique.
- De Mendiburu, F. (2017). agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research (Version 1.2-8). Consulté à l'adresse <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>
- De Mendiburu, F., & Simon, R. (2015). Agricolae - Ten years of an open source statistical tool for experiments in breeding, agriculture and biology. doi:10.7287/peerj.preprints.1404v1
- Dehkhoda, A. M., Ellis, N., & Gyenge, E. (2016). Effect of activated biochar porous structure on the capacitive deionization of NaCl and ZnCl₂ solutions. *Microporous and Mesoporous Materials*, 224, 217-228. doi:10.1016/j.micromeso.2015.11.041

- Ding, Y., Liu, Y., Liu, S., Li, Z., Tan, X., Huang, X., ... Zheng, B. (2016). Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(2), 36. doi:10.1007/s13593-016-0372-z
- Dittmer, H. J. (1937). A Quantitative Study of the Roots and Root Hairs of a Winter Rye Plant (*Secale Cereale*). *American Journal of Botany*, 24(7), 417-420. doi:10.2307/2436424
- Domene, X. (2016). A Critical Analysis of Meso- and Macrofauna Effects Following Biochar Supplementation (p. 268-292). doi:10.1016/B978-0-12-803433-0.00011-4
- Driessen, P. M. (2001). *Lecture notes on the major soils of the world*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 334 Pages.
- Duchaufour, P. (1953). La dégradation de la structure des sols forestiers. *Revue Forestière Française*, (10), 657. doi:10.4267/2042/26933
- Ducouso, M. (2015). *Gasification biochar reactivity toward methane cracking* (Thèse de Doctorat : Génie des procédés et de l'environnement). Université de Toulouse.
- EBO. (2014). Comparison of European Biochar Certificate Version 4. 8 and IBI Biochar Standards Version 2.0 | European Biochar Organisation. Consulté à l'adresse <http://www.european-biochar.org>
- El-Hage, N., & Hattam, C. (2003). *Agricultura orgánica, ambiente y seguridad alimentaria*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Fan, Q., Sun, J., Chu, L., Cui, L., Quan, G., Yan, J., ... Iqbal, M. (2018). Effects of chemical oxidation on surface oxygen-containing functional groups and adsorption behavior of biochar. *Chemosphere*, 207. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.05.044
- FAO. (1983). *Techniques simples de carbonisation*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 158 Pages.
- Farina, M., Mauri, M., Patriarca, G., Simonutti, R., Klasson, K. T., & Cheng, H. N. (2016). Xe NMR studies of morphology and accessibility in porous biochar from almond shells. *RSC Advances*, 6(105), 103803-103810. doi:10.1039/C6RA18104J
- Faurie, C., Ferra, C., Médori, P., Devaux, J., & Hemptinne, J.-L. (2012). *Écologie: approche scientifique et pratique*. Éditions Tec&Doc : Lavoisier. 488 Pages.
- Feller, C. (1995). La matière organique du sol : un indicateur de la fertilité. Application aux zones sahélienne et soudanienne. *Agriculture et Développement*, 35-41.
- Fewson, C. A. (1991). Metabolism of Aromatic Compounds by *Acinetobacter*. In K. J. Towner, E. Bergogne-Bérézin, & Federation of European Microbiological Societies (Éd.), *The Biology of acinetobacter: taxonomy, clinical importance, molecular, biology, physiology, industrial relevance*. New York: Plenum Press.
- Fontana, A. (2007). Les Techniques thermiques: Pyrolyse-Thermolyse et Gazéification. *Working papers CEB. Université Libre de Bruxelles – Solvay Business School – Centre Emile Bernheim*, 7(32), 13.
- Fox, A., Kwapinski, W., Griffiths, B. S., & Schmalenberger, A. (2014). The role of sulfur- and phosphorus-mobilizing bacteria in biochar-induced growth promotion of *Lolium perenne*. *FEMS Microbiology Ecology*, 90(1), 78-91. doi:10.1111/1574-6941.12374
- Fuchs, J., Générumont, S., Houot, S., Jardé, E., Ménasseri, S., Mollier, A., ... Vieublé, L. (2014). Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers (p. 204). Présenté à Expertise collective Mafor : Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usages agricole ou forestier, INRA.
- Gaşior, D., & Tic, W. J. (2017). Application of the Biochar-Based Technologies as the Way of Realization of the Sustainable Development Strategy. *Economic and Environmental Studies*, 17(43), 597-611. doi:10.25167/ees.2017.43.9
- Gavériaux, J.-P. (2012). - Mycorrhizes VAM et Geosiphon pyriformis (Kützing) Wettstein -. *Bull. Soc. Mycol. Nord Fr.* 92:01-17 (2012-2), (92), 1-17.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2001). The « Terra Preta » phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88(1), 37-41. doi:10.1007/s001140000193
- Glaser, B., Lehmann, J., & Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils*, 35(4), 219-230. doi:10.1007/s00374-002-0466-4

- Glaser, B., Wiedner, K., & Dippold, M. (2013). Studying the Role of Biochar using Isotopic Tracing Techniques. In N. Ladygina & F. Rineau (Éd.), *Biochar and Soil Biota* (p. 134-164). CRC Press. doi:10.1201/b14585-6
- Glaser, B., Wiedner, K., Seelig, S., Schmidt, H.-P., & Gerber, H. (2015). Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(2), 667-678. doi:10.1007/s13593-014-0251-4
- Gobat, J.-M., Aragno, M., & Matthey, W. (2017). *Le sol vivant: bases de pédologie-biologie des sols*. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Gray, M., Johnson, M. G., Dragila, M. I., & Kleber, M. (2014). Water uptake in biochars: The roles of porosity and hydrophobicity. *Biomass and Bioenergy*, 61, 196-205. doi:10.1016/j.biombioe.2013.12.010
- Hagemann, N., Joseph, S., Schmidt, H.-P., Kammann, C. I., Harter, J., Borch, T., ... Kappler, A. (2017). Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility. *Nature Communications*, 8(1). doi:10.1038/s41467-017-01123-0
- Hale, S. E., Alling, V., Martinsen, V., Mulder, J., Breedveld, G. D., & Cornelissen, G. (2013). The sorption and desorption of phosphate-P, ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars. *Chemosphere*, 91(11), 1612-1619. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.12.057
- Hamer, U., & Marschner, B. (2005). Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(3), 445-454. doi:10.1016/j.soilbio.2004.07.037
- Hammer, E. C., Balogh-Brunstad, Z., Jakobsen, I., Olsson, P. A., Stipp, S. L. S., & Rillig, M. C. (2014). A mycorrhizal fungus grows on biochar and captures phosphorus from its surfaces. *Soil Biology and Biochemistry*, 77, 252-260. doi:10.1016/j.soilbio.2014.06.012
- Hollister, C. C., Bisogni, J. J., & Lehmann, J. (2013). Ammonium, nitrate, and phosphate sorption to and solute leaching from biochars prepared from corn stover (*Zea mays* L.) and oak wood (*Quercus* spp.). *Journal of environmental quality*, 42(1), 137-144.
- Hu, L., Cao, L., & Zhang, R. (2014). Bacterial and fungal taxon changes in soil microbial community composition induced by short-term biochar amendment in red oxidized loam soil. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 30(3), 1085-1092. doi:10.1007/s11274-013-1528-5
- Hunt, J., DuPont, M., Sato, D., & Kawabata, A. (2010). The Basics of Biochar : A Natural Soil Amendment. *Soil and Crop Management. College of Tropical Agriculture and Human Resources. University of Hawai'i*, 17.
- IBI. (2018). About-IBI | International Biochar Initiative. Consulté à l'adresse <https://biochar-international.org/about-ibi/>
- Intani, K., Latif, S., Islam, M., & Müller, J. (2018). Phytotoxicity of Corncob Biochar before and after Heat Treatment and Washing. *Sustainability*, 11(1), 30. doi:10.3390/su11010030
- ITGC. (2013). Fertilisation des céréales | Institut Technique des Grandes Cultures. Consulté à l'adresse <http://www.itgc.dz>
- Jaafar, N. M., Clode, P. L., & Abbott, L. K. (2015). Soil Microbial Responses to Biochars Varying in Particle Size, Surface and Pore Properties. *Pedosphere*, 25(5), 770-780. doi:10.1016/S1002-0160(15)30058-8
- Jahirul, M., Rasul, M., Chowdhury, A., & Ashwath, N. (2012). Biofuels Production through Biomass Pyrolysis — A Technological Review. *Energies*, 5(12), 4952-5001. doi:10.3390/en5124952
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M., & Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 175-187. doi:10.1016/j.agee.2011.08.015
- Jeffery, Simon, Gardi, C., Jones, A., European Commission, Joint Research Centre, & Institute for Environment and Sustainability. (2013). *Atlas Européen de la biodiversité des sols*. Luxembourg: Publications Office.
- Jenkins, J. R., Viger, M., Arnold, E. C., Harris, Z. M., Ventura, M., Miglietta, F., ... Taylor, G. (2017). Biochar alters the soil microbiome and soil function: results of next-generation amplicon sequencing across Europe. *GCB Bioenergy*, 9(3), 591-612. doi:10.1111/gcbb.12371
- Job, D., & Briat, J.-F. (2017). *Les sols et la vie souterraine: Des enjeux majeurs en agroécologie* (1^{re} éd.). Editions QUAE GIE. 328 Pages.
- Karaosmanoglu, F., Işığür-Ergüdenler, A., & Sever, A. (2000). Biochar from the Straw-Stalk of Rapeseed Plant. *Energy & Fuels*, 14(2), 336-339. doi:10.1021/ef9901138

- Kelton, J., Price, A. J., & Mosjidis, J. (2012). Allelopathic Weed Suppression Through the Use of Cover Crops. *Weed Control*. doi:10.5772/34196
- Kulkarni, V., Butte, K., & Rathod, S. (2012). Natural Polymers- A comprehensive Review. *International Journal of Research in Pharmaceutical and Biomedical Sciences*, 3, 1597-1613.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J. K., & Stahr, K. (2000). Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 32(11/12), 1485-1498.
- Kuzyakov, Yakov, Bogomolova, I., & Glaser, B. (2014). Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 70, 229-236. doi:10.1016/j.soilbio.2013.12.021
- Kuzyakov, Yakov, Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., & Xu, X. (2009). Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(2), 210-219. doi:10.1016/j.soilbio.2008.10.016
- Laurin-Lancôt, S. (2015). *Effet de l'amendement en biochar des sols biologiques pour une culture de tomates sous serre : Rétenion en nutriments, activité biologique et régie de fertilisation* (Maîtrise en sols et environnement). Université LAVAL, QC. Consulté à l'adresse <http://www.theses.ulaval.ca/2015/31583/31583.pdf>
- Lehmann, J., & Joseph, S. (Éd.). (2009). *Biochar for environmental management: science and technology*. London ; Sterling, VA: Earthscan.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Routledge.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9), 1812-1836. doi:10.1016/j.soilbio.2011.04.022
- Li, H., Dong, X., da Silva, E. B., de Oliveira, L. M., Chen, Y., & Ma, L. Q. (2017). Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. *Chemosphere*, 178, 466-478. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.03.072
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., ... Neves, E. G. (2006). Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719. doi:10.2136/sssaj2005.0383
- Liao, N., Li, Q., Zhang, W., Zhou, G., Ma, L., Min, W., ... Hou, Z. (2016). Effects of biochar on soil microbial community composition and activity in drip-irrigated desert soil. *European Journal of Soil Biology*, 72, 27-34. doi:10.1016/j.ejsobi.2015.12.008
- Liesch, A. M., Weyers, S. L., Gaskin, J. W., & Das, K. C. (2010). Impact of Two Different Biochars on Earthworm Growth and Survival. *Annals of Environmental Science*, 4. Consulté à l'adresse <https://openjournals.neu.edu/aes/journal/article/view/v4art1>
- Liu, X., Zhang, A., Ji, C., Joseph, S., Bian, R., Li, L., ... Paz-Ferreiro, J. (2013). Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions—a meta-analysis of literature data. *Plant and Soil*, 373. doi:10.1007/s11104-013-1806-x
- Liu, X.-H., & Zhang, X.-C. (2012). Effect of Biochar on pH of Alkaline Soils in the Loess Plateau: Results from Incubation Experiments. *Int. J. Agric. Biol.*, 14(5), 6.
- Liu, Z., Dugan, B., Masiello, C. A., & Gonnermann, H. M. (2017). Biochar particle size, shape, and porosity act together to influence soil water properties. *PLOS ONE*, 12(6), e0179079. doi:10.1371/journal.pone.0179079
- Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q., Devonshire, B. J., & Brookes, P. C. (2013). Microbial biomass growth, following incorporation of biochars produced at 350 °C or 700 °C, in a silty-clay loam soil of high and low pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 513-523. doi:10.1016/j.soilbio.2012.10.033
- Luo, Yu, Lin, Q., Durenkamp, M., Dungait, A. J., & Brookes, P. C. (2017). Soil priming effects following substrates addition to biochar-treated soils after 431 days of pre-incubation. *Biology and Fertility of Soils*, 53(3), 315-326. doi:10.1007/s00374-017-1180-6
- Martinsen, V., Alling, V., Nurida, N. L., Mulder, J., Hale, S. E., Ritz, C., ... Cornelissen, G. (2015). pH effects of the addition of three biochars to acidic Indonesian mineral soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(5), 821-834. doi:10.1080/00380768.2015.1052985
- Masiello, C. A., Chen, Y., Gao, X., Liu, S., Cheng, H.-Y., Bennett, M. R., ... Silberg, J. J. (2013). Biochar and microbial signaling: production conditions determine effects on microbial communication. *Environmental science & technology*, 47(20), 11496-11503. doi:10.1021/es401458s

- Mayer, L. M., Schick, L. L., Hardy, K. R., Wagai, R., & McCarthy, J. (2004). Organic matter in small mesopores in sediments and soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(19), 3863-3872. doi:10.1016/j.gca.2004.03.019
- Meyer, S., Bright, R. M., Fischer, D., Schulz, H., & Glaser, B. (2012). Albedo impact on the suitability of biochar systems to mitigate global warming. *Environmental Science & Technology*, 46(22), 12726-12734. doi:10.1021/es302302g
- Mia, S., Singh, B., & Dijkstra, F. A. (2017). Aged biochar affects gross nitrogen mineralization and recovery: A ¹⁵N study in two contrasting soils. *GCB Bioenergy*, 9(7), 1196-1206. doi:10.1111/gcbb.12430
- Mollard, É., & Walter, A. (2013). Chapitre 10. La fertilité des sols. In *Agricultures singulières* (p. 265-280). Marseille: IRD Éditions. Consulté à l'adresse <http://books.openedition.org/irdeditions/2870>
- Moughli, L. (2000). Les engrais minéraux : Caractéristiques et Utilisations. *Bulletin mensuel d'information et de liaison du PNTTA.Transfert de Technologie en Agriculture Maroc* N° 72. Consulté à l'adresse <https://www.agrimaroc.net/2018/06/18/les-engrais-mineraux-caracteristiques-et-utilisations/>
- Mukherjee, A., & Lal, R. (2013). Biochar Impacts on Soil Physical Properties and Greenhouse Gas Emissions. *Agronomy*, 3(2), 313-339. doi:10.3390/agronomy3020313
- Munera-Echeverri, J. L., Martinsen, V., Strand, L. T., Zivanovic, V., Cornelissen, G., & Mulder, J. (2018). Cation exchange capacity of biochar: An urgent method modification. *The Science of the Total Environment*, 642, 190-197. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.017
- Novotny, Etelvino H., Hayes, M. H. B., Madari, B. E., Bonagamba, T. J., Azevedo, E. R. de, Souza, A. A. de, ... Mangrich, A. S. (2009). Lessons from the Terra Preta de Índios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 20(6). doi:10.1590/S0103-50532009000600002
- Novotny, Etelvino Henrique, Maia, C. M. B. de F., Carvalho, M. T. de M., & Madari, B. E. (2015). BIOCHAR: Pyrogenic carbon for agricultural use - A critical review. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 39(2), 321-344. doi:10.1590/01000683rbc20140818
- Odeh, A. O. (2017). Pyrolysis: Pathway to Coal Clean Technologies. In M. Samer (Éd.), *Pyrolysis*. InTech. doi:10.5772/67287
- Paz-Ferreiro, J., Fu, S., Méndez, A., & Gascó, G. (2014). Interactive effects of biochar and the earthworm *Pontoscolex corethrurus* on plant productivity and soil enzyme activities. *Journal of Soils and Sediments*, 14(3), 483-494. doi:10.1007/s11368-013-0806-z
- Ponge, J.-F., Topoliantz, S., Ballof, S., Rossi, J.-P., Lavelle, P., Betsch, J.-M., & Gaucher, P. (2006). Ingestion of charcoal by the Amazonian earthworm *Pontoscolex corethrurus*: a potential for tropical soil fertility. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(7), 2008-2009. doi:10.1016/j.soilbio.2005.12.024
- Prendergast-Miller, M. T., Duvall, M., & Sohi, S. P. (2014). Biochar-root interactions are mediated by biochar nutrient content and impacts on soil nutrient availability: Biochar-root interactions. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 173-185. doi:10.1111/ejss.12079
- Prommer, J., Wanek, W., Hofhansl, F., Trojan, D., Offre, P., Urich, T., ... Hood-Nowotny, R. C. (2014). Biochar Decelerates Soil Organic Nitrogen Cycling but Stimulates Soil Nitrification in a Temperate Arable Field Trial. *PLoS ONE*, 9(1). doi:10.1371/journal.pone.0086388
- Quilliam, R. S., Glanville, H. C., Wade, S. C., & Jones, D. L. (2013). Life in the 'charosphere' – Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms? *Soil Biology and Biochemistry*, 65, 287-293. doi:10.1016/j.soilbio.2013.06.004
- Rees, F. (2014). *Mobilité des métaux dans les systèmes sol-plante-biochar* (Thèse de doctorat : Sciences agronomiques). Université de Lorraine. Consulté à l'adresse <http://www.theses.fr/2014LORR0293>
- Reisser, M., Purves, R. S., Schmidt, M. W. I., & Abiven, S. (2016). Pyrogenic Carbon in Soils: A Literature-Based Inventory and a Global Estimation of Its Content in Soil Organic Carbon and Stocks. *Frontiers in Earth Science*, 4. doi:10.3389/feart.2016.00080
- Rillig, M. C., Wagner, M., Salem, M., Antunes, P. M., George, C., Ramke, H.-G., ... Antonietti, M. (2010). Material derived from hydrothermal carbonization: Effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. *Applied Soil Ecology*, 45(3), 238-242. doi:10.1016/j.apsoil.2010.04.011
- Rousset, P., Turner, I., Donnot, A., & Perre, P. (2006). Choix d'un modèle de pyrolyse ménagée du bois à l'échelle de la microparticule en vue de la modélisation macroscopique. *Annals of Forest Science*, 63, 213-229.

- Schmidt, M.W.I. and Noack, A.G. (2000) Black Carbon in Soils and Sediments: Analysis, Distribution, Implications, and Current Challenges. *Global Biogeochemical Cycles*, 14, 777-793. doi:10.1029/1999GB001208
- Scrucca, L., Fop, M., Murphy, T. B., & Raftery, A. E. (2016). mclust 5: Clustering, Classification and Density Estimation Using Gaussian Finite Mixture Models. *The R journal*, 8(1), 205-233.
- Shackley, S., Ruysschaert, G., Zwart, K., & Cross, A. (2016). The role of biochar in agricultural soils. In *Biochar in European Soils and Agriculture: Science and Practice* (1 edition). Routledge.
- Shirokikh, I. G., & Merzaeva, O. V. (2005). Actinomycete complexes in the rhizosphere of winter rye on soddy podzolic soil. *Microbiology*, 74(2), 230-235. doi:10.1007/s11021-005-0056-1
- Sigua, G. C., Novak, J. M., Watts, D. W., Cantrell, K. B., Shumaker, P. D., Szögi, A. A., & Johnson, M. G. (2014). Carbon mineralization in two ultisols amended with different sources and particle sizes of pyrolyzed biochar. *Chemosphere*, 103, 313-321. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.12.024
- Singh, V. K., Kumar, A., & Singh, R. (2018). Biochar Amendment to Soil for Sustainable Agriculture. In E. Lichtfouse (Éd.), *Sustainable Agriculture Reviews 32: Waste Recycling and Fertilisation* (p. 207-227). Cham: Springer International Publishing. doi:10.1007/978-3-319-98914-3_8
- Sorrenti, G., Masiello, C. A., Dugan, B., & Toselli, M. (2016). Biochar physico-chemical properties as affected by environmental exposure. *Science of The Total Environment*, 563-564, 237-246. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.245
- Spokas, K. A., Novak, J. M., Masiello, C. A., Johnson, M. G., Colosky, E. C., Ippolito, J. A., & Trigo, C. (2014). Physical Disintegration of Biochar: An Overlooked Process. *Environmental Science & Technology Letters*, 1(8), 326-332. doi:10.1021/ez500199t
- Spokas, Kurt A., Novak, J. M., Stewart, C. E., Cantrell, K. B., Uchimiya, M., DuSaire, M. G., & Ro, K. S. (2011). Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. *Chemosphere*, 85(5), 869-882. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.06.108
- Stengel, P., & Gelin, S. (1998). *Sol: interface fragile*. Paris: Institut National de la Recherche Agronomique.
- Tahiri, A., Destain, J., Druart, P., & Thonart, P. (2014). Propriétés physico-chimiques et biologiques des substances humiques en relation avec le développement végétal (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 10.
- Takaya, C. A., Fletcher, L. A., Singh, S., Anyikude, K. U., & Ross, A. B. (2016). Phosphate and ammonium sorption capacity of biochar and hydrochar from different wastes. *Chemosphere*, 145, 518-527. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.11.052
- Tammeorg, P., Parviainen, T., Nuutinen, V., Simojoki, A., Vaara, E., & Helenius, J. (2014). Effects of biochar on earthworms in arable soil: avoidance test and field trial in boreal loamy sand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 191, 150-157. doi:10.1016/j.agee.2014.02.023
- Thies, J. E., & Rillig, M. C. (2009). Characteristics of Biochar: Biological Properties. In J. Lehmann and S. Joseph (Éd.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (p. 85-106). Routledge
- Tian, J., Wang, J., Dippold, M., Gao, Y., Blagodatskaya, E., & Kuzyakov, Y. (2016). Biochar affects soil organic matter cycling and microbial functions but does not alter microbial community structure in a paddy soil. *Science of The Total Environment*, 556, 89-97. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.010
- Tsai, S., O'Neill, B., Cannavan, F., Saito, D., Falcao, N., Kern, D., ... Thies, J. (2009). The Microbial World of Terra Preta. In W. I. Woods, W. G. Teixeira, J. Lehmann, C. Steiner, A. WinklerPrins, & L. Rebellato (Éd.), *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision* (p. 299-308). Dordrecht: Springer Netherlands. doi:10.1007/978-1-4020-9031-8_15
- UK.BRS. (2018). UK Biochar Research Centre | Standard Biochars. Consulté à l'adresse https://www.biochar.ac.uk/standard_materials.php
- USDA. (2011). Role of Soil Organic Matter | NRCS Soils. Consulté à l'adresse <https://www.nrcs.usda.gov>
- USDA. (2015a). Cool Season Cover Crop Species and Planting Dates and Techniques. Consulté à l'adresse <https://www.nrcs.usda.gov>
- USDA. (2015b). Cover Crops and Soil Health | NRCS Plant Materials Program. Consulté à l'adresse <https://www.nrcs.usda.gov>

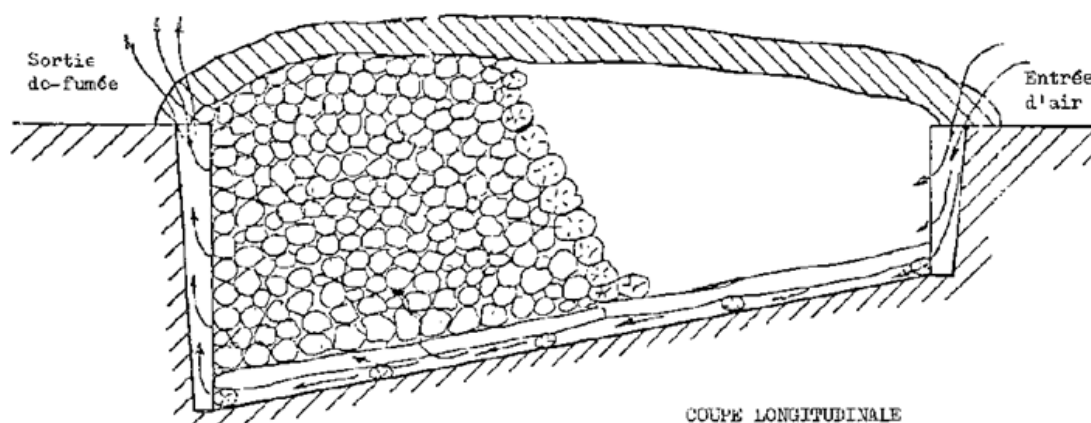
- Vecstaudza, D., Grantina-Ievina, L., Makarenkova, G., Kasparinskis, R., Selga, T., Steinberga, V., ... Muter, O. (2018). The impact of wood-derived biochar on the survival of *Trichoderma* spp. and growth of *Secale cereale* L. in sandy soil. *Biocontrol Science and Technology*, 28(4), 341-358. doi:10.1080/09583157.2018.1450488
- Ventura, M., Alberti, G., Viger, M., Jenkins, J. R., Girardin, C., Baronti, S., ... Tonon, G. (2015). Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices. *GCB Bioenergy*, 7(5), 1150-1160. doi:10.1111/gcbb.12219
- Verheijen, F. G. A., Jeffery, S., van der Velde, M., Penížek, V., Beland, M., Bastos, A. C., & Keizer, J. J. (2013). Reductions in soil surface albedo as a function of biochar application rate: implications for global radiative forcing. *Environmental Research Letters*, 8(4), 044008. doi:10.1088/1748-9326/8/4/044008
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., European Commission, Joint Research Centre, & Institute for Environment and Sustainability. (2010). *Biochar application to soils: a critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions*. Luxembourg: Publications Office. Consulté à l'adresse <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/472>
- Vilain, M. (2012). *Méthodes expérimentales en agronomie: pratique et analyse*. Paris: Éditions Tec & doc. pp. 170-171
- Vincent-Caboud, L., Peigné, J., & Casagrande, M. (2017). Semis direct de cultures de printemps sous couvert végétal roulé en agriculture biologique. Partie 1: Les apports de la recherche Nord-américaine. Edition ISARA-Lyon/ITAB. Consulté à l'adresse <http://www.itab.asso.fr>
- Wang, J., Xiong, Z., & Kuzyakov, Y. (2016). Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, 8(3), 512-523. doi:10.1111/gcbb.12266
- Wang, L., Butterly, C. R., Wang, Y., Herath, H. M. S. K., Xi, Y. G., & Xiao, X. J. (2014). Effect of crop residue biochar on soil acidity amelioration in strongly acidic tea garden soils. *Soil Use and Management*, 30(1), 119-128. doi:10.1111/sum.12096
- Wang, T., Camps Arbestain, M., Hedley, M., Singh, B. P., Calvelo Pereira, R., & Wang, C.-Y. (2014). Determination of carbonate-C in biochars. *Soil Research*, 52, 495-504. doi:10.1071/SR13177
- Wang, Y., Yin, R., & Liu, R. (2014). Characterization of biochar from fast pyrolysis and its effect on chemical properties of the tea garden soil. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 110, 375-381. doi:10.1016/j.jaap.2014.10.006
- Weil, R. R. (2000). Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-Term Experiments in North America. *American Journal of Alternative Agriculture*, 15(01), 43. doi:10.1017/S0889189300008456
- Wertz, J.-L., Richel, A., & Gérin, P. (2015). Molécules issues de la valorisation de la lignine. Consulté à l'adresse <https://orbi.uliege.be/handle/2268/182162>
- Weyers, S. L., & Spokas, K. A. (2011). Impact of Biochar on Earthworm Populations: A Review. *Applied and Environmental Soil Science*, 2011, 1-12. doi:10.1155/2011/541592
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T. L., Takahashi, K., Wilke, C., ... RStudio. (2018). *ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics (Version 3.0.0)*. Consulté à l'adresse <https://CRAN.R-project.org/package=ggplot2>
- Wild, P. de. (2011). *Biomass pyrolysis for chemicals*. S.l.; Groningen: s.n.] ; University Library Groningen] [Host. Consulté à l'adresse <http://irs.ub.rug.nl/ppn/334587484>
- Woods, W., & Denevan, W. (2009). Amazonian Dark Earths: The First Century of Reports. In W. I. Woods, W. G. Teixeira, J. Lehmann, C. Steiner, A. WinklerPrins, & L. Rebellato (Éd.), *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision* (p. 1-14). Dordrecht: Springer Netherlands. doi:10.1007/978-1-4020-9031-8_1
- Ye, J., Zhang, R., Nielsen, S., Joseph, S. D., Huang, D., & Thomas, T. (2016). A Combination of Biochar-Mineral Complexes and Compost Improves Soil Bacterial Processes, Soil Quality, and Plant Properties. *Frontiers in Microbiology*, 7. doi:10.3389/fmicb.2016.00372
- Yuan, J.-H., & Xu, R.-K. (2011). The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic Ultisol: Soil acidity corrected by biochar. *Soil Use and Management*, 27(1), 110-115. doi:10.1111/j.1475-2743.2010.00317.x
- Yuan, Jin-Hua, & Xu, R.-K. (2012). Effects of biochars generated from crop residues on chemical properties of acid soils from tropical and subtropical China. *Soil Research*, 50(7), 570-578. doi:10.1071/SR12118
- Yuan, Jin-Hua, Xu, R.-K., & Zhang, H. (2011). The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology*, 102(3), 3488-3497. doi:10.1016/j.biortech.2010.11.018

- Zaman, C. Z., Pal, K., Yehye, W. A., Sagadevan, S., Shah, S. T., Adebisi, G. A., ... Johan, R. B. (2017). Pyrolysis: A Sustainable Way to Generate Energy from Waste. In M. Samer (Éd.), *Pyrolysis*. InTech. doi:10.5772/intechopen.69036
- Zasada, I., Rice, C., & Meyer, S. (2007). Improving the use of rye (*Secale cereale*) for nematode management: potential to select cultivars based on Meloidogyne incognita host status and benzoxazinoid content. *Nematology*, 9(1), 53-60. doi:10.1163/156854107779969745
- Zhang, H., Voroney, R. P., Price, G. W., & White, A. J. (2017). Sulfur-enriched biochar as a potential soil amendment and fertiliser. *Soil Research*, 55(1), 93. doi:10.1071/SR15256
- Zhang, Y., Hu, X., Zou, J., Zhang, D., Chen, W., Liu, Y., ... Wang, X. (2018). Response of surface albedo and soil carbon dioxide fluxes to biochar amendment in farmland. *Journal of Soils and Sediments*, 18(4), 1590-1601. doi:10.1007/s11368-017-1889-8
- Zhang, Y., Xueyu, H., Di, Z., Wei, C., & Juan, Z. (2015). Effects of Biochar on Soil Surface Albedo, Temperature and Moisture in Agricultural Soil. *Research of Environmental Sciences*, 28, 1234-1239. doi:10.13198/j.issn.1001-6929.2015.08.08
- Zhao, L., Cao, X., Mašek, O., & Zimmerman, A. (2013). Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*, 256-257, 1-9. doi:10.1016/j.jhazmat.2013.04.015
- Zhu, X., Chen, B., Zhu, L., & Xing, B. (2017). Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: A review. *Environmental Pollution*, 227, 98-115. doi:10.1016/j.envpol.2017.04.032
- Zimmerman, A. R. (2010). Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science & Technology*, 44(4), 1295-1301. doi:10.1021/es903140c
- Zimmerman, A. R., Gao, B., & Ahn, M.-Y. (2011). Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(6), 1169-1179. doi:10.1016/j.soilbio.2011.02.005
- Zimmerman, A. R., Goyne, K. W., Chorover, J., Komarneni, S., & Brantley, S. L. (2004). Mineral mesopore effects on nitrogenous organic matter adsorption. *Organic Geochemistry*, 35(3), 355-375. doi:10.1016/j.orggeochem.2003.10.009
- Zirbes, L., Collin, C., Dufey, J., Tu, P. K., Duyet, N., Francis, F., ... Brostaux, et Y. (2009). Mise en relation de la diversité des vers de terre et des caractéristiques du sol de Thua Thien Hue (Centre Vietnam). *Tropical Conservation Science*, 2(3), 282-298. doi:10.1177/194008290900200302
- Ziza, F. Z. (2013). *L'Expérience de l'agriculture de conservation en Algérie*. Communication à l'atelier Algéro-français sur l'agriculture de conservation. Algérie. Consulté à l'adresse <http://www.minagri.dz>
- Zwieten, L. V., Kimber, S., Morris, S., Chan, K. Y., Downie, A., Rust, J., ... Cowie, A. (2010). Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 327(1-2), 235-246. doi:10.1007/s11104-009-0050-x

Annexes

Annexe 1a : Techniques classiques de carbonisation du bois : en fosse ou par la meule (pyrolyse conventionnelle lente)

Pour garantir un chauffage convenable du bois en vue de la carbonisation, on assure le passage des gaz chauds tout le long du fond de la fosse en plaçant la charge sur un soubassement de grumes. Ce soubassement supporte la charge tout en permettant aux gaz chauds, une fois qu'on a allumé à une extrémité, de passer par-dessous et de chauffer la charge en se dirigeant vers le conduit de fumée situé à l'extrémité opposée, la température de carbonisation est d'environ 280 °C. Il se produit alors une décomposition spontanée du bois avec dégagement de chaleur, qui donne du charbon de bois. Un volume important de vapeur d'eau, d'acide acétique et autres, de méthanol et de goudrons se dégage en même temps. La phase de carbonisation peut durer de 20 à 30 jours, et elle s'accompagne d'une diminution marquée du volume de la charge de bois, jusqu'à 50 -70 % de son volume initial. Lorsque la couverture de la fosse s'est affaissée sur toute sa surface, la carbonisation est considérée comme terminée, on obstrue alors toutes les ouvertures, et on laisse la charbonnière se refroidir, ce qui peut prendre une quarantaine de jours environ, selon le temps qu'il fait. La nature de la carbonisation en fosse rend difficile l'obtention d'une fournée de qualité uniforme (FAO, 1983).



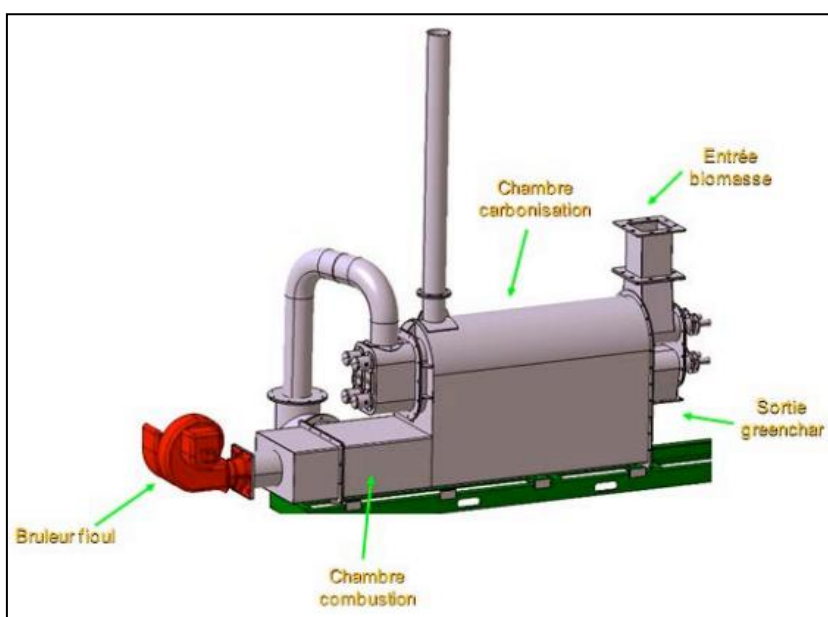
La charbonnière en meule:
Montage d'une meule de bois
pour la fabrication de charbon



Annexe 1b : Technologies modernes de prolyse.**Exemple des machines CarboChar : CarboChar-1 . https://www.pronatura.org/?page_id=521**

Emplacement minimum : 4 m x 7 m / 2,5 m de haut.

Température de fonctionnement : 400-550 °C et 900-1100 °C



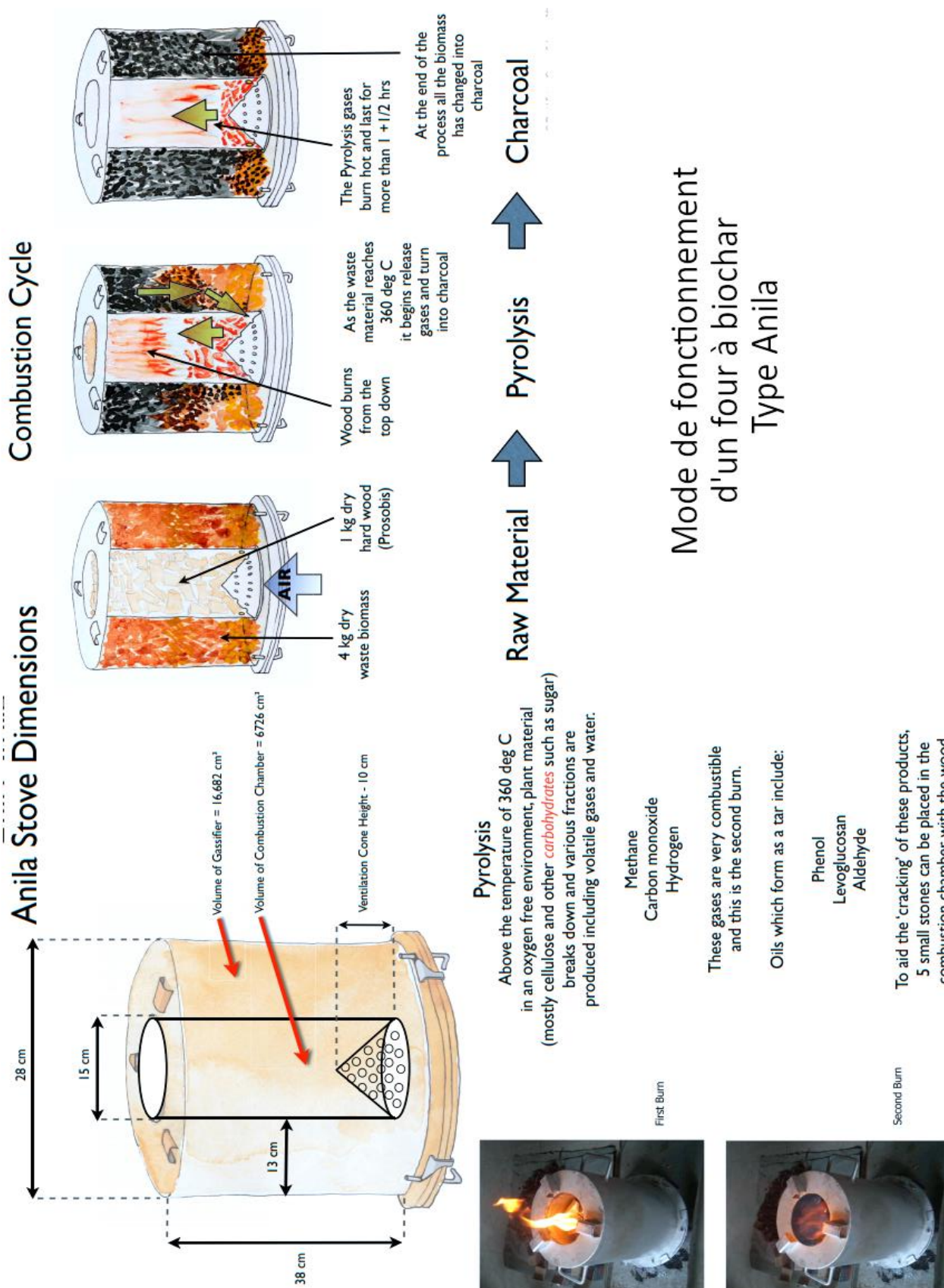
Ces machines produisent du biochar de très haute qualité de manière écologique.

- Le fonctionnement est continu, 7 jours par semaine, 24 heures sur 24
- Après allumage, l'unité est chauffée en brûlant les gaz émis pendant la carbonisation
- Toutes sortes de biomasses peuvent être utilisées. Au besoin, un séchoir et un broyeur peuvent être rajoutés afin de préparer la biomasse pour la pyrolyse
- La température et le temps de séjour de la biomasse dans la machine sont réglables pour produire le biochar optimisé en fonction de chaque type de résidus
- Il existe 3 modèles de CarboChar avec des productions journalières s'étageant entre 1 et 5 tonnes et avec des rendements d'environ 40 %.

Annexe 1c : Four à biochar : Modèle (Anila)

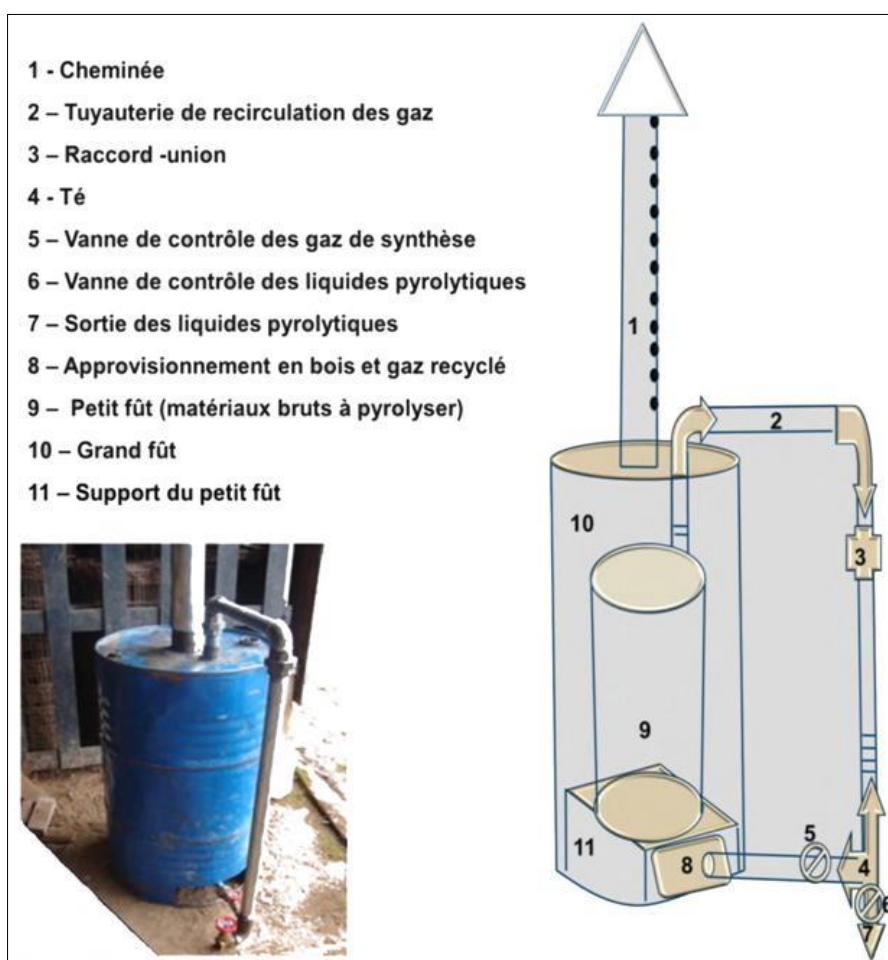
Proposé par l'IBI comme un modèle simplifié pour produire du biochar et générer de l'énergie.

http://www.bioenergylists.org/stovesdoc/ravikumar/Biochar_Anila.pdf



Annexe 1d : Fours à biochar : Bottom-lit updraft / Top-lit updraft / Four à moufle
Modèle simplifié proposé par l'IBI

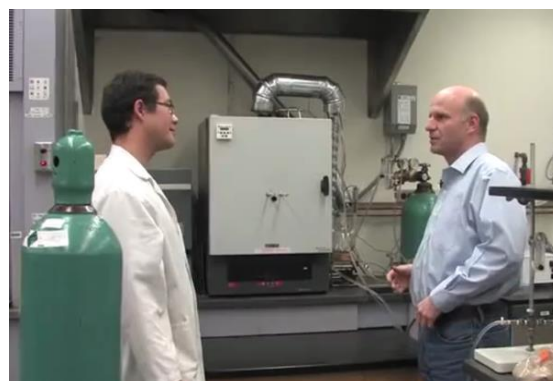
Le pyrolyseur présenté ici est un four simple, monté selon le principe du « bottom-lit updraft », c'est à dire que le feu est allumé en dessous du four, puis l'air chauffé traverse la biomasse en courant ascendant. Un autre type de four appelé TLUD (pour Top-Lit UpDraft) a le même fonctionnement mais le feu se trouve au sommet du réacteur. La conception diffère selon l'objectif visé, il est possible avec la première technique de récupérer les huiles pyrolytiques.



Cette image montre un prototype réalisé dans le cadre d'un travail de thèse par Djousse K. Boris Merlain. 9^e Colloque annuel du CEF, 30 avril - 1^{er} Mai 2015, UQAR, Centre d'Étude pour la Forêt (CEF) et Centre de recherche sur les matériaux renouvelables (CRMR), Université Laval, Département de Foresterie.
 DOI:10.13140/RG.2.2.16568.34562

Enfin, il est possible, à des fins expérimentales, de préparer du biochar au laboratoire dans un four à moufle avec un équipement adéquat :

[Méthode expliquée par le Dr Johannes Lehmann](#)



Annexe 2 : Aperçu de certains composés organiques volatiles (COV) retrouvés dans les biochars (Kurt A. Spokas et al., 2011)

Frequency of detection of various compounds sorbed to biochars by TCD-FID analyses.

Compound	% of biochars containing
Carbon dioxide	100
Methane	100
Ethylene/acetylene ^a	97
Ethane	95
Propylene	99
Propane	95
Butane	93
Methanol	81
Ethanol	100

^a Ethylene and acetylene co-elute on the column.

Frequency of detection of VOCs sorbed to various biochars by GC/MS.

Compound	% of biochars containing
Acetone	67
Benzene	65
Methyl ethyl ketone	60
Toluene	60
Methyl acetate	52
Propanal	50
Octanal	48
2,3 butanedione	45
Pentanal	45
3-Methyl-butanal	43
Ethylbenzene	43
1-Dodecane	42
Tetrachloroethene	40
Butanal	39
Cyclo pentanone	38
Furan	37
Heptanal	37
2-Pentanone	35
Hexanal	35
Hexane	34
Benzaldehyde	34
1,2,3-Trimethylbenzene	34
Methyl propanal	31
Hexene	31

Ces composés ont été isolés et quantifiés par différentes techniques :

TCD : détecteurs à conductibilité thermique

FID : détection par ionisation de flamme

GC : chromatographie gazeuse

MS : spectrométrie de masse

**Annexe 3a : Technique de fabrication du biochar utilisé pour cet essai
(charbonnière en meule revisitée)**



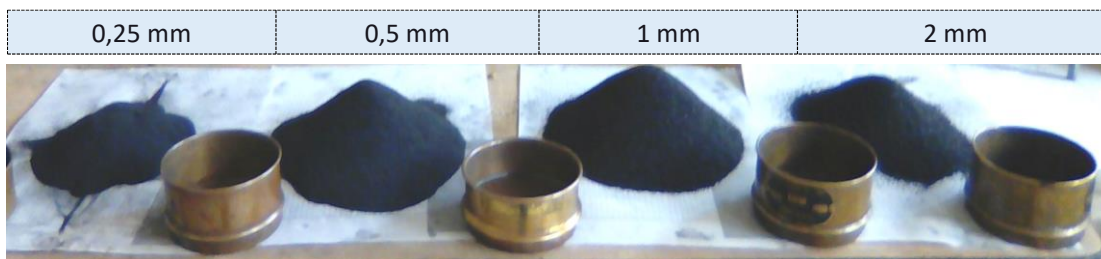
<https://www.facebook.com/2027208160837718/photos/pcb.2198070483751484/2198069923751540/?type=3&theater>



C'est à l'origine un charbon de bois, produit par des sociétés industrielles dans le cadre de l'exploitation du liège & du charbon.

Annexe 3b : Préparation du biochar

■ Broyage & tamisage



■ Activation



50 g MAP + 6 g K_2SO_4
+ 1000 ml H_2O dis



Ratio : 1/2 (masse/volume)

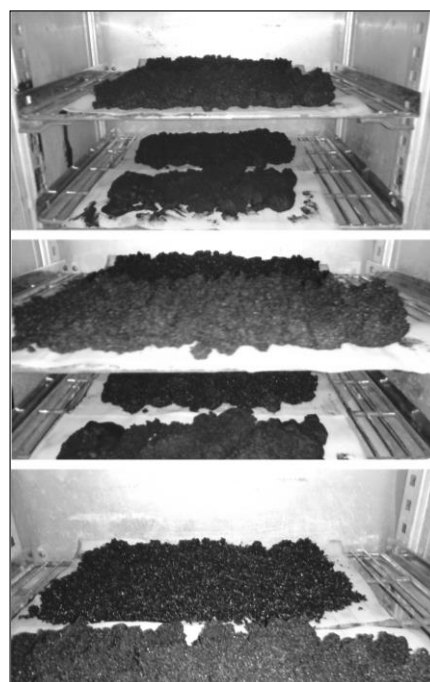


Durée : 07 jours
à l'air ambiant & remué régulièrement

L'activation dans ce cas consiste à tremper le biochar dans une solution à base de MAP & de K_2SO_4 . Les quatre bocaux contiennent chacun un biochar de dimension donnée (voir le détail dans Matériel & Méthodes, page 40).

■ Filtration & séchage

Après 7 jours de
macération les
biochars sont filtrés
& séchés à l'étuve



étuvage du biochar
48 h à 65°C

Annexe 3b : Mise en place & suivi de l'essai en pot

Station expérimentale - ISVSA - Hadj Lakhdar - U.Batna1

Le sol récupéré de la station expérimentale est séché à l'air ambiant puis concassé et tamisé à ± 5 mm d'épaisseur, il est mélangé par la suite au biochar comme indiqué ci-dessous.



1% en masse

3 Kg de terre
+ 30 g de biochar

On mélange les proportions de chaque pot à part pour assurer le maximum d'homogénéité, mais on les remplit tous en même temps afin de maintenir une densité apparente égale.

Après le semis les pots sont arrosés et placés sous abris comme le montre ces images :

Initialement :
16 graines/pot
équidistantes
à 2 cm de
profondeur

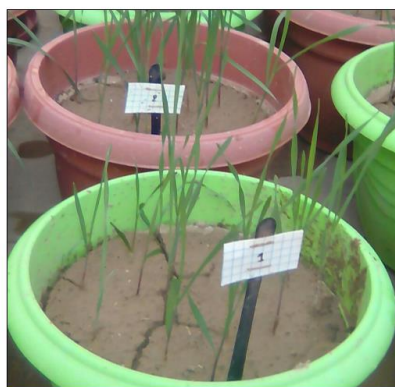


Dispositif en randomisation totale - sous abris vitré

... / ...



Biochar Actif



Biochar Brut

Différence très nette entre la végétation selon le type de biochar, ici on voit le BA2 & le BB1.



Biochar Brut



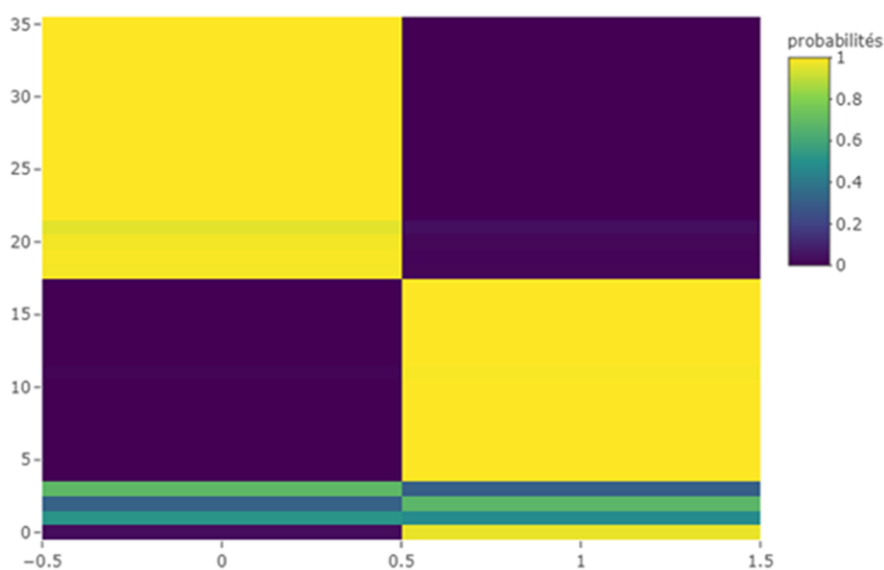
Indices de carence en P, N & Mg

- Rougissement des gaines
- Jaunissement des feuilles
- Vrilles & nécroses

(Images à droite : *Arvalis*)

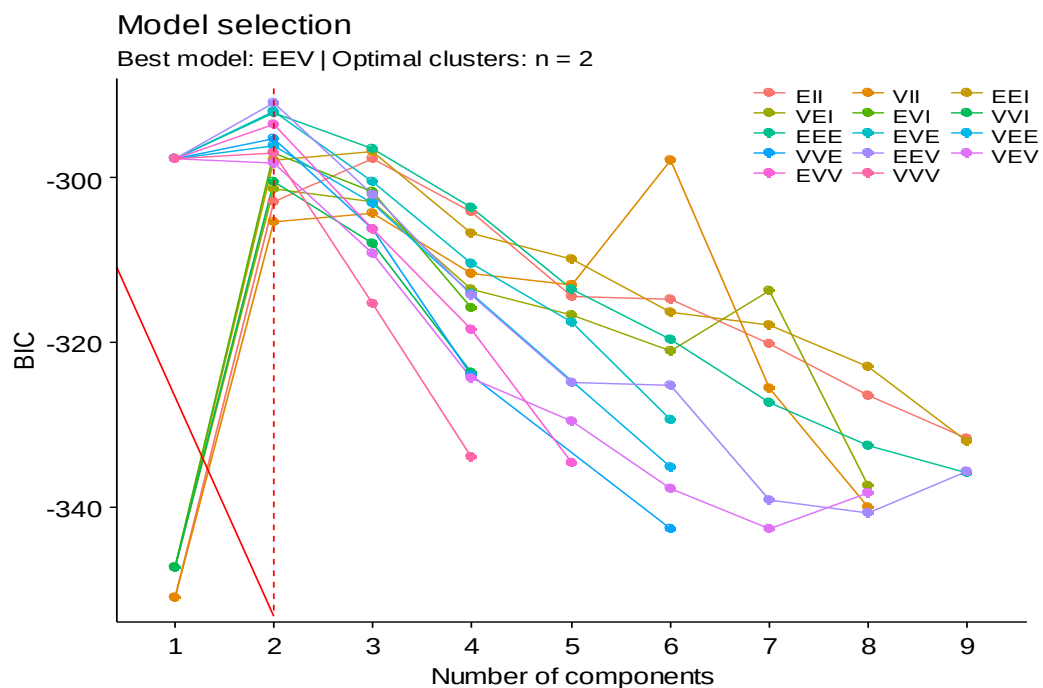
Annexe 4a : Classification des données par la méthode des modèles de mélanges (GMM) + Kmeans (donné pour comparaison à titre indicatif).

GMM (probabilités)					Modalités
	[,1]	[,2]	Kmeans		
[1,]	3.2e-02	9.7e-01	2	2	TA
[2,]	5.2e-01	4.8e-01	1	2	TA
[3,]	3.2e-01	6.8e-01	2	2	TA
[4,]	6.8e-01	3.2e-01	1	2	TA
[5,]	9.6e-07	1.0e+00	2	2	BA2
[6,]	1.9e-04	1.0e+00	2	2	BA2
[7,]	2.0e-05	1.0e+00	2	2	BA2
[8,]	2.1e-05	1.0e+00	2	2	BA2
[9,]	4.5e-08	1.0e+00	2	2	BA1
[10,]	1.1e-04	1.0e+00	2	2	BA1
[11,]	3.5e-05	1.0e+00	2	2	BA1
[12,]	9.1e-03	9.9e-01	2	2	BA1
[13,]	8.2e-08	1.0e+00	2	2	BA0.5
[14,]	9.1e-04	1.0e+00	2	2	BA0.5
[15,]	4.7e-06	1.0e+00	2	2	BA0.5
[16,]	1.0e-06	1.0e+00	2	2	BA0.5
[17,]	5.1e-10	1.0e+00	2	2	BA0.25
[18,]	5.3e-11	1.0e+00	2	2	BA0.25
[19,]	9.9e-01	1.3e-02	1	1	TB
[20,]	9.9e-01	8.5e-03	1	1	TB
[21,]	9.8e-01	1.5e-02	1	1	TB
[22,]	9.6e-01	4.0e-02	1	1	TB
[23,]	1.0e+00	6.0e-04	1	1	BB2
[24,]	1.0e+00	8.9e-04	1	1	BB2
[25,]	1.0e+00	5.7e-04	1	1	BB2
[26,]	1.0e+00	6.0e-04	1	1	BB2
[27,]	1.0e+00	1.6e-05	1	1	BB1
[28,]	1.0e+00	3.4e-05	1	1	BB1
[29,]	1.0e+00	2.6e-05	1	1	BB1
[30,]	1.0e+00	1.5e-05	1	1	BB1
[31,]	1.0e+00	1.4e-07	1	1	BB0.5
[32,]	1.0e+00	3.7e-07	1	1	BB0.5
[33,]	1.0e+00	3.3e-07	1	1	BB0.5
[34,]	1.0e+00	1.7e-06	1	1	BB0.5
[35,]	1.0e+00	4.2e-09	1	1	BB0.25
[36,]	1.0e+00	6.3e-09	1	1	BB0.25



Heatmap des probabilités estimées par le modèle des mélanges (GMM)

Les 4 bandes en bas du graphe correspondent aux valeurs encadrées sur le tableau (cf. page 49)

Annexe 4b : Tracé du BIC pour les modèles adaptés aux données

On voit apparaître sur ce tracé les **3 meilleurs modèles** qui maximisent le BIC et minimisent la log-vraisemblance :

Gaussian finite mixture model fitted by EM algorithm

Mclust EEV (ellipsoidal, equal volume and shape) model with 2 components:

log.likelihood	n	df	BIC	ICL
-129	36	9	-291	-294

Clustering table:

1	2
20	16

Top 3 models based on the BIC criterion:

EEV,2	EVE,2	EEE,2
-291	-292	-292

Résumé

Il est bien établi que l'amendement en biochar améliore la qualité du sol et influence l'émission de gaz à effet de serre (GES). Par sa richesse en carbone, son pouvoir adsorbant et sa structure poreuse, le biochar peut augmenter la disponibilité en éléments nutritifs et favoriser l'activité microbienne, il agit aussi sur la capacité de rétention en eau et possède une action agrégative, favorable à la structuration du sol. Afin de voir l'influence spécifique de la taille des particules de biochar sur la fertilité du sol, nous avons fait un essai en pot sur le seigle (*Secale cereale* L.) avec une série de fractions de différentes dimensions (0,25 à 2mm) d'un biochar de bois produit par pyrolyse lente conventionnelle, appliqué au sol à raison de 1 % (p/p) et associé à une fertilisation minérale (NPK). Simultanément, une expérience en microcosmes a été réalisée au laboratoire, durant 35 jours d'incubation à 28 °C, pour voir l'effet de ces particules de biochar de différentes tailles sur la dynamique de la minéralisation du carbone organique du sol. Nous avons obtenu un résultat très hautement significatif ($F = 69$; $p < 0,001$) surtout avec l'apport d'engrais, une augmentation de la productivité en biomasse allant jusqu'à 70 % en moyenne avec une très forte pente ($R^2 = 75 \%$), ainsi qu'une augmentation dans la teneur en matière sèche, surtout avec la fraction grossière de 2mm ($F = 4$; $p < 0,05$). Le biochar a provoqué aussi des changements dans la cinétique de la minéralisation de la MO du sol, avec un minimum d'émission de CO₂ enregistré avec la fraction de 0,5mm. En général le biochar a manifesté un bon potentiel de séquestration du carbone et une amélioration de la fertilité du sol.

Mots clés : Biochar, dimension de particule, Seigle (*Secale cereale* L.), Minéralisation C org.

ملخص

ثبت أن الفحم الحيوي (Biochar) يحسن نوعية التربة و يساعد على تقليص انبعاث غازات الاحتباس الحراري. بفضل هيكله المسامي، و محتواه العالي من الكربون، و قدرته الممتازة على الامتصاص يزيد الفحم النباتي من توافر المغذيات في التربة و يعزز النشاط الميكروبي، كما أن له تأثيراً على قدرة الاحتفاظ بالمياه بالإضافة إلى تجميع و هيكل التربة. لمعرفة مدى تأثير حجم جسيمات الفحم النباتي (0,25 مم حتى 2 مم) على خصوبة التربة، أجريت هذه التجربة في أصص على نبات الجاودار (*Secale cereale* L.)، مع إضافة الفحم الحيوي الناتج عن التحلل الحراري التقليدي البطيء و دمج في التربة بمعدل 1 % (ك/ك) إضافة للسماط المعدني. كما تم في نفس الوقت حضانة التربة 35 يوماً في شروط بيولوجية ملائمة (28°م)، خلال تجربة مصغرة في المختبر لمعرفة تأثير حجم جسيمات الفحم الحيوي على النشاط الميكروبي و ديناميكا تحلل الكربون العضوي في التربة. تحصلنا على زيادة في الكتلة الحيوية النباتية بلغت نسبتها 70 % مع فارق كبير جداً ($F = 69$; $p < 0,001$) بوجود السماط المعدني، و كذا زيادة معتبرة في المادة الجافة مع جسيمات 2 مم ($F = 4$; $p < 0,05$). كما أثر الفحم في حركية تحلل المادة العضوية في التربة بشكل متفاوت حسب حجم الجسيمات، سجلت أقل نسبة في انبعاث غاز ثاني أكسيد الكربون CO₂ مع حجم 0,5 مم. عموماً أثبت الفحم قدرة على عزل الكربون مع ملاحظة زيادة خصوبة التربة بشكل جيد.

الكلمات المفتاحية : الفحم الحيوي، حجم الجسيمات، نبات الجاودار (*Secale cereale* L.)، تحلل الكربون العضوي.