



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO CONDICIONADOR DO  
SOLO: EFEITOS NAS PROPRIEDADES AGRONÔMICAS,  
FERTILIDADE DO SOLO E QUALIDADE DA MATÉRIA  
ORGÂNICA**

**WALDA MONTEIRO FARIAS**

**TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA**

**BRASÍLIA / DF**  
**FEVEREIRO/2018**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO CONDICIONADOR DO  
SOLO: EFEITOS NAS PROPRIEDADES AGRONÔMICAS,  
FERTILIDADE DO SOLO E QUALIDADE DA MATÉRIA  
ORGÂNICA**

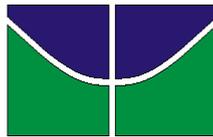
**WALDA MONTEIRO FARIAS**

**ORIENTADOR: CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO  
CO-ORIENTADOR: AILTON TEIXEIRA VALE**

**TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA**

**PUBLICAÇÃO: TESE/2018**

**BRASÍLIA / DF  
FEVEREIRO/2018**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO COMO CONDICIONADOR DO SOLO: EFEITOS NAS PROPRIEDADES AGRONÔMICAS, FERTILIDADE DO SOLO E QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA**

**WALDA MONTEIRO FARIAS**

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM AGRONOMIA.**

**APROVADA POR:**

---

**CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO (Orientador)**

Professor Doutor (FAV - UnB), email: cicerocf@unb.br

---

**MARIA REGINA SILVEIRA SARTORI DA SILVA (Examinadora externa)**

Professora Doutora (IB/UnB), email: rsartori@unb.br

---

**CARLOS EDUARDO PACHECO LIMA (Examinador externo)**

Doutor (Embrapa Hortaliças), email: carlos.pacheco-lima@embrapa.br

---

**ALCIDES GATTO (Examinador externo)**

Professor Doutor (EFL/UnB), email: alcidesgatto@unb.br

**BRASÍLIA/DF  
FEVEREIRO/2018**

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FARIAS, W. M. **Biochar de lodo de esgoto como condicionador do solo: efeitos nas propriedades agronômicas, fertilidade do solo e qualidade da matéria orgânica.** Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília-Brasília, 2018; 119 p. (Tese de Doutorado em Agronomia).

## CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Walda Monteiro Farias

TÍTULO DA TESE: Biochar de lodo de esgoto como condicionador do solo: efeitos nas propriedades agronômicas, fertilidade do solo e qualidade da matéria orgânica. GRAU: Doutora, ANO: 2018

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

Walda Monteiro Farias

Email: waldamonfar@yahoo.com.br

Farias, Walda Monteiro

Biochar de lodo de esgoto como condicionador do solo: efeitos nas propriedades agronômicas, fertilidade do solo e qualidade da matéria orgânica / Walda Monteiro Farias. -- Brasília, 2018.

121f. : il.

Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2018.

Orientador: Prof. Dr. Cícero Célio de Figueiredo

Co-orientador: Prof. Dr. Ailton Texeira Vale

Bibliografia

1. Biossólido. 2. Pirólise. 3. *Zea mays* L. 4. Frações da matéria orgânica. I. Farias, Walda Monteiro. II. Universidade de Brasília. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. Doutorado em Agronomia. III. Título. IV. Figueiredo, Cícero Célio de. V. Doutor

## **DEDICO**

*Ao meu amado filho, Vinicius Farias de Carvalho,*

*por me fazer sempre querer ir além.*

*Ao meu marido, José Carvalho Filho,*

*pelo companheirismo, amor e por sonhar os meus sonhos comigo.*

*Aos meus pais, Anatécia e Raimundo Nonato,*

*Por estarem durante toda minha jornada sempre juntos, apoiando com amor e paciência.*

*Aos meus irmãos, Vanessa, Vania, Willon e Mariana*

*Por me fazerem me sentir orgulhosa e vitoriosa sempre.*

*A minha avó, Maria (in memoriam) pelo amor e saudade... ambos infinitos.*

## AGRADECIMENTOS

*A Deus, pois sem Ele eu nada seria!*

*Ao meu estimado orientador, Dr. Cícero Célio de Figueiredo, pela paciência, amizade, compreensão, ensinamentos e por me permitir compartilhar um pouco deste projeto maravilhoso.*

*Ao co-orientador, Dr. Ailton Texeira Vale, pela parceria no projeto, disponibilidade e dicas ao longo do trabalho.*

*A estimada Dra. Thaís Coser, pela amizade, apoio, incentivo, ensinamentos e por tornar essa jornada mais agradável.*

*Aos colegas e amigos do LabMOS UnB: Alysson Silva, Bruna Schneider, Bruno Araújo, Stênio, Gustavo Zafalon, Helen Neves, Isis Lima, Jhon Kenedy, Jóisman, Juliana Sato, Larissa Gomes, Matheus, Sara, Thamires Pinheiro, Thiago Silva e Tulio Moreira, pela colaboração nas análises, incentivo e tantos momentos agradáveis. A todos, minha gratidão!*

*A querida técnica do laboratório, Priscila Reis, pela sua amizade, carinho, colaboração e ensinamentos. Obrigada PRI!*

*Aos demais e não menos importantes técnicos da UnB: Wanduí (em especial), João Paulo e Ricardo.*

*Aos amigos e companheiros da pós-graduação: Sarah, Sabrina, Hellen Neves, Daniel Fernando, Geisy e Katharina (Biologia)... muito obrigada pela amizade e colaboração!*

*Aos professores da FAV/UnB: Jader Busato, Lucrécia, Ernandes, Fagioli, Delvio, José Ricardo, Tairone, Fabio Faleiro e em especial Alessandra Monteiro, por compartilharem conhecimentos, colaborarem com meu projeto ou simplesmente tornarem as coisas possíveis.*

*Aos funcionários da FAL: Antônio, Vasco, Ramom, Luiz, João e todos aqueles que colaboraram para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.*

*Ao Coordenador do PPGA prof. Dr. Ernandes Rodrigues e ao Secretário Guilherme, por todo o suporte nos trâmites burocráticos da FAV-UnB.*

*À Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), especialmente à Engenheira Leiliane Saraiva Oliveira, pela disponibilidade do lodo usado nesta tese e por todas as informações indispensáveis para a realização deste trabalho.*

*À CAPES, pela bolsa concedida durante o desenvolvimento da tese de doutorado.*

## RESUMO

A produção de resíduos urbanos tem aumentado significativamente nas últimas décadas, acompanhando o acelerado e concentrado crescimento populacional. Porém, as alternativas para destinação final de resíduos como o lodo de esgoto (LE) proveniente do tratamento de águas residuárias ainda são reduzidas. Além disso, a implementação da Resolução CONAMA 375/2006 impôs uma série de restrições legais que praticamente inviabilizou o uso agrícola do LE produzido na maior parte das estações de tratamento do Brasil. Assim, como uma alternativa sustentável para utilização do LE em áreas agrícolas tem sido proposto o tratamento térmico desse resíduo por processo de pirólise, cujo produto final é denominado de biochar (BC). Produzido por pirólise a elevadas temperaturas e condições anóxicas, o BC possui características adsorventes, fertilizantes e condicionadoras de solos. A sua aplicação no solo tem demonstrado benefícios como a fixação de carbono, a redução de gases de efeito estufa, aumento na eficiência agronômica dos fertilizantes, maior desenvolvimento e produtividade das culturas e a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Entretanto, as propriedades do BC, o seu potencial agronômico e seus efeitos no solo variam conforme a origem da matéria prima e as condições de pirólise. Informações sobre os efeitos do BC de LE sobre a fertilidade do solo e nutrição de plantas em condições de campo e por dois anos consecutivos de cultivos de milho ainda são escassos na literatura. Entretanto, essas informações são fundamentais para elucidação de questões que esclareçam as condições do processo de produção que potencializem os efeitos do BC no solo e maximizem a produtividade das culturas. Assim, esse estudo foi conduzido com o objetivo de avaliar o efeito de BC de LE nas propriedades químicas e no acúmulo de carbono no solo, e na nutrição e produtividade do milho. O experimento foi desenvolvido em área experimental da Fazenda Água Limpa-UnB, Brasília, DF, em Latossolo Vermelho Amarelo. Foram avaliados os seguintes tratamentos, compostos pela aplicação de BC de LE e fertilizante mineral (NPK): 1) Controle, 2) NPK, 3) BC300 produzido a 300 °C, 4) BC300 + NPK, 5) BC500 produzido a 500 °C, 6) BC500 + NPK, dispostos em blocos ao acaso com quatro repetições. Amostras de solos foram coletadas para análises dos atributos de fertilidade, carbono nas diferentes frações da matéria orgânica, e das características microbiológicas relacionadas ao fósforo. As plantas foram analisadas quanto aos parâmetros de produtividade e teores de macro e micronutrientes foliares. A aplicação do biochar de LE

ao solo resultou em uma maior absorção de nutrientes pelas plantas e maiores rendimentos de milho, portanto, seu uso agrícola pode substituir fertilizantes minerais (nitrogênio, fósforo e micronutrientes) na produção dessa cultura. A combinação de BC de LE com NPK foi capaz de promover aumentos nos teores de COT. Além disso, o uso de biochars obtidos em diferentes temperaturas representa uma boa estratégia para o fornecimento de C promovendo ao mesmo tempo acúmulo de C com permanência de curto e longo prazo no solo. O biochar de LE também elevou a colonização das raízes de milho por fungos micorrízicos arbusculares (FMA's) e estimulou a síntese e excreção de proteína ligada a glomalina facilmente extraível do solo. A aplicação do BC de LE ao solo constitui um fator de diferenciação e seleção para comunidade de FMA's associados às plantas de milho. Assim, os resultados obtidos neste trabalho indicam que o BC de LE apresenta potencial para uso agrícola e pode atuar como fertilizante fornecedor de fertilizantes como P e N, além de favorecer a microbiota do solo. Ao mesmo tempo, o BC de LE apresenta ganhos ambientais por meio do acúmulo de carbono no solo.

**Palavras-chave:** Biossólido, pirólise, *Zea mays* L, frações da matéria orgânica

## ABSTRACT

The production of urban waste has increased significantly in the last decades, following the accelerated and concentrated population growth. However, alternatives to final disposal of waste such as sewage sludge (SS) from wastewater treatment are still reduced. In addition, the implementation of CONAMA Resolution 375/2006 imposed a series of legal restrictions that practically prevented the agricultural use of SS produced in most treatment plants in Brazil. Thus, as a sustainable alternative for the use of SS in agricultural areas has been proposed the thermal treatment of this residue by pyrolysis process, whose final product is called biochar (BC). Produced by pyrolysis at high temperatures and anoxic conditions, the BC has adsorbent characteristics, fertilizers and soil conditioners. Its application to the soil has demonstrated benefits such as carbon sequestration, reduction of greenhouse gases emissions, increase in the agronomic efficiency of fertilizers, greater crop development and productivity, and improvement of soil physical, chemical and biological properties. However, the properties of the BC, its agronomic potential and its effects on the soil vary according to the origin of the raw material and the pyrolysis conditions. Information on the effects of SS biochar (SSB) on soil fertility and plant nutrition in field conditions and for two consecutive years of corn crops are still scarce in the literature. However, this information is fundamental for the elucidation of issues that clarify the conditions of the production process that potentiate the effects of SSB on the soil and maximize crop productivity. Thus, this study was conducted with the objective of evaluating the effect of SSB on chemical properties and soil carbon accumulation, and on corn nutrition and yield. The experiment was carried out in an experimental area of Fazenda Água Limpa-UnB, Brasília, DF, in Yellow Red Latosol. The following treatments were evaluated: 1) Control, 2) NPK, 3) BC300 produced at 300 ° C, 4) BC300 + NPK, 5) BC500 produced at 500 ° C, 6) BC500 + NPK, arranged in randomized blocks with four replicates. Soil samples were collected for analyzes of the fertility attributes, carbon in different fractions of organic matter, and the microbiological characteristics related to phosphorus. The plants were analyzed for productivity parameters and macro and micronutrients contents. The application of SSB biochar to the soil resulted in a higher nutrient uptake by plants and higher maize yields, therefore, its agricultural use can substitute mineral fertilizers (nitrogen, phosphorus and micronutrients) in the production of this crop. The combination of BC from LE with

NPK was able to promote increases in TOC levels. In addition, the use of biochars obtained at different temperatures represents a good strategy for the supply of C while promoting accumulation of C with short and long-term permanence in the soil. LE biochar also increased the colonization of maize roots by arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) and stimulated the synthesis and excretion of glomalin-bound protein easily extractable from the soil. The application of BC of LE to the soil is a factor of differentiation and selection for FMA community associated with maize plants. Thus, the results obtained in this work indicate that the SSB has potential for agricultural use and can act as a fertilizer supplier of nutrients such as P and N, besides favoring the soil microbiota. At the same time, the BC of LE presents environmental gains through the accumulation of carbon in the soil.

**Keywords:** Biosolids, pyrolysis, *Zea mays* L, organic matter fractions

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Perfil da Terra preta de índios e amostra de 0-20 cm de profundidade.....	10
---	----

### CAPÍTULO I

Figura 5.1. Precipitação pluviométrica diária (mm) na área experimental nos meses de condução do experimento, durante dois ciclos consecutivos de cultivo do milho (2015 e 2016).....	38
Figura 5.2. Croqui da área experimental destacando a distribuição das plantas dentro das parcelas.....	39
Figura 5.3. Vista aérea da área experimental antes do estabelecimento do experimento (Google Earth®).....	40
Figura 5.4. Forno pirolisador com sistemas de saída de gases e óleo (a); termostato digital (b).....	41
Figura 5.5. Características químicas do solo com aplicação de biochar de LE.....	46
Figura 5.6. Indicadores de fertilidade do solo com aplicação de biochar de LE.....	48
Figura 5.7. Produtividade de grãos de milho em resposta a aplicação de biochar de LE.....	52

### CAPÍTULO II

Figura 6.1. Carbono orgânico total (COT) do solo afetado pela adição de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral.....	68
Figura 6.2. Carbono das frações lábeis da matéria orgânica do solo em resposta a aplicação de biochar de LE.....	69
Figura 6.3. Carbono das frações estáveis da matéria orgânica do solo em resposta a aplicação de biochar de LE.....	70
Figura 6.4. Índices de humificação da matéria orgânica em solo com aplicação de biochar de LE.....	71

### CAPÍTULO III

Figura 7.1. Precipitação pluviométrica e temperatura diária (mm) na área experimental nos meses de condução do experimento (2015/2016).....	86
---	----

Figura 7.2. Avaliação da colonização micorrízica em raízes de milho após aplicação de biochar de lodo de esgoto.....	88
Figura 7.3. Etapas da análise molecular de diversidade de fungos micorrízico.....	91
Figura 7.4. Colonização radicular por FMA's em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto.....	92
Figura 7.5. Propriedades microbiológicas do solo, na camada de 0-10 cm, em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto.....	93
Figura 7.6. Relação entre teor de P no solo e absorção de P pelo milho sob aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral.....	94
Figura 7.7. Dendograma de similaridade genética da comunidade de FMAs construído com o índice de Jaccard.....	95
Figura 7.8. Colonização micorrízica em raízes de milho cultivado em solo com aplicação de biochar de lodo de esgoto.....	98

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Concentração máxima permitida de substâncias inorgânicas em lodo de esgoto ou produtos derivados.....	7
Tabela 2. Concentração máxima permitida de agentes patogênicos em classes de lodo de esgoto ou produtos derivados.....	7
Tabela 3. Rendimentos dos produtos em função das condições de pirólise.....	11

## CAPÍTULO I

Tabela 5.1. Características químicas, físicas e biológicas do solo e dos biochars estudados.....	40
Tabela 5.2. Características do lodo de esgoto <i>in natura</i> .....	41
Tabela 5.3. Absorção de macro e micronutrientes em plantas de milho cultivadas sob aplicação de biochar e adubação mineral em dois anos de cultivo.....	50
Tabela S1. Concentração foliar de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Fe, Mn em duas safras consecutivas de milho.....	59

## LISTA DE SIGLAS

AF – ÁCIDO FÚLVICO

AH – ÁCIDO HÚMICO

BC300 – BIOCHAR PIROLISADO A 300 °C

BC500 – BIOCHAR PIROLISADO A 500 °C

BLE – BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO

C – CARBONO ORGÂNICO

CAESB – COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL

CBM – CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA

CE – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

CFO – CARBONO FACILMENTE OXIDÁVEL

CI – CARBONO INERTE

CT – CARBONO ORGÂNICO TOTAL

CONH – CARBONO ORGÂNICO NÃO HUMIFICADO

CTC – CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA

ETE – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

FMA'S – FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES

GEE – GASES DE EFEITO ESTUFA

GFE – GLOMALINA FACILMENTE EXTRAÍVEL

K - POTÁSSIO

LE – LODO DE ESGOTO

MO – MATÉRIA ORGÂNICA

MOS – MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

N – NITROGÊNIO

P – FÓSFORO

SB – SOMA DE BASE

SH - SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

TPI – TERRA PRETA DE ÍNDIO

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA .....	4
2.1. Lodo de esgoto: produção e uso .....	4
2.1.2. Uso de lodo de esgoto na agricultura.....	5
2.2. Biochar: uma solução proposta.....	8
2.2.1. Origem da tecnologia biochar e suas características físico-químicas.....	10
2.3. Uso de biochar de lodo de esgoto em solos agrícolas .....	14
2.3.1. Efeitos do uso de biochar na microbiota do solo.....	16
3. HIPÓTESES E OBJETIVOS.....	18
3.1. Hipóteses .....	18
3.2. Objetivos.....	18
3.2.1. Objetivo geral .....	18
3.2.2. Objetivos específicos.....	18
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20
<b>CAPÍTULO I.....</b>	<b>35</b>
5. EFEITOS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO, NUTRIÇÃO E PRODUTIVIDADE DO MILHO: UM EXPERIMENTO DE CAMPO DE DOIS ANOS.....	36
5.1. RESUMO.....	36
5.2. INTRODUÇÃO.....	37
5.3. MATERIAL E MÉTODOS .....	38
5.3.1. Área experimental.....	38
5.3.2. Produção do biochar .....	40
5.3.3. Condução do experimento .....	42
5.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	43
5.4.1. Propriedades químicas do solo .....	43
5.4.2. Absorção de nutrientes pelo milho .....	48
5.4.3. Produtividade do milho .....	52
5.5. CONCLUSÕES .....	53
5.6. REFERÊNCIAS .....	54
<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>60</b>

6. BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO E ADUBAÇÃO MINERAL: EFEITOS NAS FRAÇÕES LÁBEIS E ESTÁVEIS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO.....	61
6.1. RESUMO .....	61
6.2. INTRODUÇÃO.....	64
6.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	64
6.3.1. Localização e caracterização da área experimental e da produção dos biochars.....	64
6.3.2. Coleta de solo e condução do experimento .....	64
6.3.3. Avaliação da biomassa microbiana .....	64
6.3.4. Carbono lábil .....	65
6.3.5. Carbono orgânico facilmente oxidável.....	65
6.3.6. Substâncias húmicas .....	66
6.3.7. Carbono inerte .....	67
6.4. RESULTADOS .....	67
6.4.1. Carbono orgânico total .....	67
6.4.2. Frações lábeis da matéria orgânica.....	68
6.4.3. Frações estáveis da matéria orgânica.....	69
6.4.4. Índices de humificação da matéria orgânica.....	70
6.5. DISCUSSÃO .....	71
6.5.1. Efeitos da aplicação de biochar e adubo orgânico no carbono orgânico total.....	71
6.5.2. Efeitos da aplicação de biochar e adubo mineral nas frações lábeis da matéria orgânica.....	72
6.5.3. Efeitos da aplicação de biochar e adubo mineral nas frações estáveis da matéria orgânica do solo.....	74
6.5.4. Efeitos da aplicação de biochar e adubo mineral nos índices de humificação da matéria orgânica do solo.....	75
6.6. CONCLUSÕES .....	76
6.7. REFERÊNCIAS .....	77
<b>CAPÍTULO III</b> .....	<b>82</b>
7. BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO ALTERA A COLONIZAÇÃO RADICULAR E A DIVERSIDADE DE FUNGO MICORRÍZICO DE SOLO CULTIVADO COM MILHO.....	83
7.1. RESUMO .....	83
7.2. INTRODUÇÃO.....	83
7.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	85

7.3.1. Histórico da área e caracterização da área experimental e da produção dos biochars.....	85
7.3.2. Análises microbiológicas do solo .....	86
7.3.2.1. Avaliação da biomassa microbiana.....	86
7.3.2.2. Determinação de P no solo e na planta.....	87
7.3.2.3. Proteína do solo relacionada a glomalina facilmente extraível.....	87
7.3.2.4. Avaliação da taxa de colonização micorrízica.....	87
7.3.2.5 Avaliação da estrutura da comunidade de FMAs por meio de PCR-DGGE.....	89
7.3.3. Análise estatística .....	91
7.4. RESULTADOS.....	92
7.5. DISCUSSÃO.....	95
7.6. CONCLUSÃO.....	100
7.7. REFERÊNCIAS.....	101

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Diante das questões ambientais e sociais decorrentes do crescimento populacional, o desenvolvimento de tecnologias para uso na agricultura é uma estratégia fundamental para a sustentabilidade da produção agrícola (BOECHAT et al., 2014).

A utilização de recursos subaproveitados ou inaproveitados resultantes das atividades antrópicas constitui prática relevante inserida dentro de um contexto baseado em princípios sustentáveis (FARIAS et al., 2013). A produção crescente e inesgotável de resíduos urbanos, por exemplo, possibilita o seu uso como fontes alternativas de adubos orgânicos em diversas atividades contribuindo para diminuir os impactos negativos da sociedade moderna sobre os ecossistemas (CORRÊA et al., 2010). O lodo de esgoto (LE) é um desses resíduos, cujo acúmulo em pátios de secagem de estações de tratamento de esgoto constitui um grande problema ambiental agravado por se tratar de um resíduo com geração crescente no mundo inteiro (RIGO et al., 2014).

No Distrito Federal são 17 estações de tratamentos de esgoto (ETE) produzindo aproximadamente 400 Mg de LE por dia (CAESB, 2014). Grande parte desta produção era destinada à agricultura (CORRÊA et al., 2010), porém, com a implementação da Resolução CONAMA n° 375/2006 que visa evitar riscos a saúde pública e ao meio ambiente, foram estabelecidos critérios e procedimentos para uso de LE, em áreas agrícolas. O uso de LE in natura na agricultura foi, portanto, inviabilizado. Além disso, outra limitação no uso agrícola de LE foi levantada, pois de acordo com o Decreto Federal n° 4.954/2004 (MAPA, 2004) é vetada a utilização de insumos e resíduos que contenham significativas concentrações de metais tóxicos e patógenos. Embora o LE produzido nas ETE's do DF, de origem eminentemente doméstica, apresente baixa concentração de metais tóxicos (LEMAINSKI & SILVA, 2006; CAESB, 2014), a presença de patógenos como coliformes termotolerantes e helmintos limitam o uso agrícola do LE, com conseqüente acúmulo de grandes quantidades desse resíduo nos pátios de secagem das ETE's e/ou seu descarte em aterros sanitários.

No Distrito Federal, a resolução do CONAM/DF n° 03/2006 (CONAM, 2006) juntamente com CONAMA n° 375/2006 (CONAMA, 2006) regulamentaram o uso do LE e derivados na agricultura objetivando encontrar uma solução viável e sustentável para sua disposição final.

O tratamento térmico do LE, realizado pelo método pirolítico de conversão de biomassa ou decomposição térmica, realizada na ausência de oxigênio (VIEIRA et al.,

2014), tem se mostrado uma alternativa relevante. A pirólise produz um material sólido denominado biochar que pode ser utilizado na agricultura, além de bio-gás e bio-óleo que podem ser usados na agricultura como fonte alternativa de energia (ABNISA et al., 2011). Trabalhos iniciais indicam que o biochar de LE atende aos requisitos previstos na legislação para uso agrícola de produtos derivados do tratamento de esgotamento sanitário (AGRAFIOTI et al., 2013). A transformação por pirólise possibilita a eliminação dos agentes patogênicos e torna o produto mais seguro para aplicação no solo (DEVI & SAROHA, 2013), permitindo ainda a ciclagem de nutrientes.

Apesar de todo o avanço das pesquisas sobre o manejo da fertilidade de solos extremamente intemperizados, como os que predominam no Cerrado, a busca por tecnologias alternativas e sustentáveis para correção e potencialização do uso dos solos desse bioma, caracterizados como de baixa disponibilidade de nutrientes e com elevado nível de acidez, deve ser estimulada. O biochar é uma tecnologia com grande potencial para uso em solos intemperizados. Entre as diversas propriedades, o biochar apresenta potencial para elevar a produtividade das culturas (JEFFERY et al., 2011; SOUSA & FIGUEIREDO, 2016), diminuir a lixiviação e fornecer nutrientes como nitrogênio e fósforo (LAIRD et al., 2010); melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo; promover a remediação de solos contaminados (BESLEEY et al., 2011); aumentar a retenção de elementos minerais e reduzir a biodisponibilidade de compostos tóxicos (YANG et al., 2010; BEESLEY et al., 2010); além de mitigar a emissão de gases de efeito estufa (WU et al., 2013), fixando carbono por longos períodos, potencialmente por centenas de anos (LEHMANN et al., 2012) e reduzir a emissão de N<sub>2</sub>O por processos biológicos (HARTE et al., 2014).

No caso específico do biochar de LE, a maioria das pesquisas tem se concentrado na produção do bio-óleo com potencial combustível (FONTES et al., 2012), no processo de pirólise (HOSSAIN et al., 2009; PEDROZA et al., 2014) e na utilização do biochar como adsorventes para remover poluentes da água (WANG et al., 2011). Poucos estudos focam nos efeitos da adição de biochar de LE em solos agrícolas e sua influência nas propriedades agronômicas das culturas em condições de campo.

O biochar de LE é um produto rico em carbono orgânico e nutrientes como nitrogênio e fósforo (TIAN et al., 2014), e apresenta grande potencial para corrigir a acidez do solo (ZIELINSK et al., 2015). Os grupamentos orgânicos funcionais em sua superfície permitem ainda aumentar as cargas do solo (BUTNAN et al., 2015),

diminuindo a perdas de nutrientes. Essas características são extremamente importantes para as condições dos Latossolos que predominam no Cerrado.

Entre os nutrientes fornecidos pelo biochar de LE, o fósforo tem se destacado pela alta disponibilidade no solo e pela elevada absorção desse nutriente pelas culturas (SCHNEIDER et al., 2016). Atualmente, já é bem estabelecido o conhecimento de que o biochar de LE é uma fonte rica em P, com potencial para substituir fontes minerais solúveis desse nutriente. No entanto, estudos sobre a dinâmica de P e da microbiota relacionada à sua ciclagem no solo sob aplicação de biochar de LE são incipientes e isso representa uma importante lacuna científica, uma vez que a eficiência da adubação fosfatada em solos com alta capacidade de adsorção de P é muito baixa.

Deve-se considerar ainda que as propriedades do biochar, seu potencial agrônomo e seus efeitos no solo variam com a origem da matéria prima e as condições de pirólise (PAZ-FERREIRO et al., 2014). Embora seja crescente o número de publicações com uso de biochar, no caso específico do biochar de LE ainda são escassos os trabalhos realizados sob condições de campo, por safras consecutivas, em solos extremamente intemperizados como os do Cerrado. Além disso, o efeito combinado de biochar obtido por diferentes temperaturas e da adubação mineral em solos de baixa disponibilidade de nutrientes precisa ser melhor compreendido.

Portanto, esse estudo objetiva avaliar os efeitos do biochar de lodo de esgoto nas propriedades agrônômicas, fertilidade, qualidade da matéria orgânica e nas propriedades microbiológicas do solo em experimento de campo conduzido por dois anos sob cultivo de milho.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Lodo de esgoto: produção e uso**

A produção de águas residuárias e LE vêm aumentando nas últimas décadas acompanhando o acelerado crescimento populacional. Com poucas alternativas para destinação final, geralmente, estes resíduos são depositados em aterros sanitários ou lançados novamente nos mananciais, sendo de uma forma geral, pouco aproveitados (LOBO et al., 2013).

O LE, também denominado biossólido, é resultante do tratamento em nível primário, secundário e/ou terciário de esgoto doméstico e industrial. Material heterogêneo, sua composição está intimamente relacionada ao tratamento recebido nas ETE's e ao nível sociocultural da população. Sua composição pode variar consideravelmente de uma localidade para outra (MOREIRA, 2013), pois os resíduos que originam os lodos dependem dos hábitos alimentares, saneamento básico, saúde e, ainda, do estágio de desenvolvimento industrial da sociedade (BETTIOL & CAMARGO, 2006).

Nos processos aplicados na Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), o tratamento do lodo tem início com a utilização de peneiras, grades ou caixas de areia para reter resíduos maiores e evitar que ocorram danos aos equipamentos subsequentes, além de facilitar o transporte do efluente pelo sistema. O tratamento primário consiste na decantação e posterior retirada do lodo primário. No tratamento secundário os microrganismos alimentam-se da matéria orgânica, convertendo-a em gás carbônico e água e em nível terciário ocorre a precipitação de elementos como nitrogênio e fósforo que, em excesso, podem poluir os cursos de água (CAESB, 2014). As funções principais do tratamento do LE consistem em estabilizar a matéria orgânica, reduzir a massa e favorecer as etapas seguintes de desidratação (FERNANDES et al., 2001).

De uma maneira geral, os LEs são ricos em nutrientes e carbono orgânico. Além do N, o LE contém P e elementos essenciais, como Fe, Cu, Mn e Zn, porém, a concentração de K nesse resíduo é normalmente baixa para suprir as necessidades das culturas agrícolas (LOBO et al., 2013).

Devido à sua composição química, o LE tem potencial para ser utilizado na agricultura, silvicultura, floricultura, paisagismo e recuperação de áreas degradadas

(ZUBA JUNIO et al., 2011). No entanto, o LE apresenta limitações para sua disposição em áreas agrícolas devido aos riscos de contaminação do solo com metais pesados e agentes patogênicos (LOPES et al., 2005). O Decreto Federal nº 4.954/2004 tornou restrito o uso agrícola de insumos e resíduos que contenham significativas concentrações de metais tóxicos e patógenos (MAPA, 2004).

No Brasil, a utilização do LE é evidente em trabalhos nas diversas áreas: citricultura (ROMEIRO et al., 2014), produção de grãos (LOBO et al., 2014; ZUBA JUNIO et al., 2013; VIEIRA et al., 2005) silvicultura (FARIA et al., 2013; BOECHAT et al., 2014); e recuperação de áreas degradadas (DALCHIAVON et al., 2013; ARRUDA et al., 2013). Seu uso agrícola configura, portanto, uma prática altamente promissora para o desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis, porém, as rígidas normas para elaboração de projetos devem ser seguidas para minimizar os impactos deletérios sobre o meio ambiente (CONAMA, 2006).

Com um dos maiores índices de cobertura de saneamento do Brasil (CAESB, 2014), a coleta e tratamento de esgotos no Distrito Federal superam 90% da quantidade produzida por uma população estimada em 2,9 milhões de habitantes resultando na produção diária de aproximadamente 400 Mg de lodo, em base úmida (CAESB, 2014; IBGE, 2014).

Ao considerar as características do esgotamento sanitário no DF, especialmente o fato de não possuir fontes industriais expressivas que contribuam com a carga das águas residuais tratadas pela CAESB, o LE, em geral, possui concentração de substâncias químicas dentro dos limites estabelecidos pela legislação correlata, CONAMA nº 375/2006 (CONAMA, 2006) e CONAM/DF nº 03/2006 (CONAM, 2006). Desse modo, a CAESB incentiva a destinação ambientalmente equilibrada desse lodo por meio de sua incorporação ao solo agricultável, isto é, por meio da reciclagem dos seus nutrientes e matéria orgânica em atividades de agricultura, silvicultura ou recuperação de áreas degradadas/mineradas (CAESB, 2014).

### **2.1.2. Uso de lodo de esgoto na agricultura**

A disposição de esgotos na agricultura é uma prática antiga, as informações mais conhecidas são as originárias da China. No ocidente, sabe-se que na Prúcia, a irrigação com efluentes de esgotos era praticada desde 1560. Na Inglaterra, por volta de 1800, foram desenvolvidos muitos projetos para utilização agrícola dos efluentes de esgotos (BETTIOL & CAMARGO, 2006).

O uso do solo como meio de disposição do lodo tem sido frequente em muitos países. Nos EUA, estima-se que 45% do lodo produzido é aplicado em atividades agrícolas, silvicultura e recuperação de áreas degradadas (GODWIN, 2012). A União Européia aplica na agricultura cerca de 37% das 9,9 milhões Mg ano<sup>-1</sup> de biossólido gerado (EVANS, 2012). Na China, 44% do lodo de esgoto é utilizado no setor da agricultura e na Alemanha cerca de 54% (ELJARRAT et al., 2008; YU, 2011). No Japão, embora o uso agrícola do lodo de esgoto não seja a principal destinação do material, uma vez que o país não possui grandes quantidades de áreas agrícolas, cerca de 11% é destinado para uso na agricultura (MATSUMIYA, 2012).

Em alguns países, incluindo o Brasil, embora o manejo do LE não seja alvo de grande preocupação, inevitavelmente no futuro consistirá em problema, considerando a limitada cobertura dos serviços de tratamento de esgotos e a necessidade de superar este desafio (BASTOS et al., 2013).

Segundo Ministério das Cidades, por meio do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento, 38,7% do esgoto urbano produzido no Brasil é tratado antes de ser lançado nos rios, e poucas são as cidades dotadas de estações de tratamento (SNIS, 2012). Entretanto, os municípios brasileiros que estão realizando coleta e tratamento adequado dos esgotos, produzem diariamente toneladas de lodo.

O uso agrícola do LE é considerado uma das alternativas mais viáveis do ponto de vista econômico e ambiental, para descarte do resíduo, sendo seu uso preconizado, principalmente em culturas que não são diretamente utilizadas na alimentação humana (RIBEIRINHO et al., 2012). Embora haja benefícios do uso de LE no sistema produtivo, o manejo incorreto deste resíduo pode resultar na contaminação do solo, das plantas e águas superficiais e subterrâneas, com nitratos, fosfatos e metais pesados (BETTIOL & GHINI, 2011). A presença de microrganismos patogênicos e compostos orgânicos tóxicos também podem comprometer a segurança ambiental, limitando a adoção dessa prática (DOMINGUES et al., 2012).

Para liberação do resíduo na agricultura, o Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA aprovou em 2006 a resolução n° 375 que define critérios e procedimentos para uso agrícola de lodos de esgotos sanitário e seus produtos derivados. Esta resolução limita a concentração de substâncias potencialmente tóxicas e lista critérios para uso do resíduo, bem como as culturas aptas a receberem o material. Conforme a resolução é vetada a aplicação em pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos, raízes e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte

comestível entre em contato direto com o solo (CONAMA, 2006). Algumas exigências quanto à concentração máxima permitida de substâncias inorgânicas e de agentes patogênicos descritas na norma são apresentadas nas tabelas 1 e 2, respectivamente.

**Tabela 1.** Concentração máxima permitida de substâncias inorgânicas em lodo de esgoto ou produtos derivados.

Substâncias inorgânicas	Concentração máxima permitida (mg kg <sup>-1</sup> , base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Cromo	1000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Fonte: CONAMA, 2006.

De maneira geral, as estações de tratamento de esgotos brasileiras não geram lodos contaminados por metais pesados. Quando ocorre, a contaminação é detectada em alguns casos isolados onde há relativa contribuição de áreas industriais (LeBLANC et al., 2008). No entanto, a contaminação por agentes patogênicos é generalizada, variando apenas no grau de contaminação.

**Tabela 2.** Concentração máxima permitida de agentes patogênicos em classes de lodo de esgoto ou produtos derivados.

Classe	Concentração de patógenos
A	Coliformes Termotolerantes < 10 <sup>3</sup> NMP / g de ST
	Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo / g de ST
	<i>Salmonella</i> : ausência em 10 g de ST
	Vírus < 0,25 UFP ou UFF / g de ST
B	Coliformes Termotolerantes < 10 <sup>6</sup> NMP / g de ST
	Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos / g de ST

Fonte: CONAMA, 2006

## **2.2. Biochar: uma solução proposta**

O biochar consiste em um material rico em carbono orgânico e com elevada porosidade, produzido a partir da pirólise de biomassa submetida a elevadas temperaturas, em condições anóxicas ou de baixos teores de oxigênio (LEHMANN & STEPHEN, 2009; LABEGALINI, 2013).

Essa transformação térmica permite ao produto final apresentar características adsorventes (SOHI et al., 2014; YAVARI et al., 2015), fertilizantes (HOSSAIN et al., 2011; SHULZ et al., 2013;) e condicionadoras de solo (HOSSAIN et al. 2009; OBIA et al., 2016) por ser um produto que promove a melhoria das propriedades físicas, químicas ou atividade biológica podendo recuperar solos degradados ou desequilibrados nutricionalmente (MAPA). Sua característica alcalinizante potencializa o seu uso como corretor da acidez do solo, podendo elevar a capacidade de troca de cátions e promover um ambiente mais favorável ao desenvolvimento do sistema radicular e das atividades biológicas (ACHETE et al., 2013). Além disso, pode contribuir para mitigação das mudanças climáticas por meio da fixação de C, devido a sua elevada resistência a degradação, conferida pela presença de cadeias aromáticas condensadas (NOVOTNY et al., 2015).

A qualidade do biochar é dependente do tipo e fonte da matéria-prima utilizada para a sua produção e também das condições utilizadas no tratamento térmico (MENDEZ et al., 2013). Apesar disso, algumas características são próprias do produto pirolisado, como a formação de um material orgânico com carbono em forma, predominantemente estável, comparado à matéria-prima que lhe deu origem (MOSLEY et al., 2015). No processo de pirólise, outros subprodutos são gerados como bio-gás e bio-óleo, com potencial de geração de energia. De acordo com Madari et al. (2012), entre as tecnologias de biocombustíveis disponíveis, a pirólise de biomassas merece destaque pelo potencial adicional que apresenta em contribuir para a melhoria ou manutenção das propriedades do solo, e, portanto, para a produção de energia sustentável e alimentos.

O biochar pode ser obtido a partir de uma ampla variedade de fontes, incluindo materiais lenhosos, resíduos agrícolas, esterco e outros produtos residuais (ZWIETEN et al., 2010) como lodo de esgoto. As altas temperaturas de pirólise utilizadas no processo de produção do biochar, além de reduzirem a disponibilidade de contaminantes, promovem a eliminação de patógenos encontrados no lodo de esgoto

tornando o produto seguro para aplicação no solo e desenvolvimento das culturas (DEVI & SAROHA, 2013; KHAN et al., 2013b). Com isso, os problemas atuais referentes à destinação do lodo produzido em estações de tratamento de esgotos (ZIELINSKA et al., 2015) também são minimizados possibilitando a destinação sustentável deste resíduo (LOPES, 2013).

A eficiência em aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo, elevando conseqüentemente a produção de biomassa das plantas e em geral o potencial produtivo do solo (LEHMANN et al., 2003), é outro ponto relevante do uso do biochar na agricultura. As condições da maioria dos solos brasileiros agricultáveis, como os Latossolos do Cerrado, que apresentam baixa disponibilidade natural de fósforo, bem como a escassez brasileira de reservas de rochas fosfáticas de boa qualidade, fazem com que o país tenha que importar metade de todo P utilizado (BENITES, 2015). Nesse contexto, deve-se ressaltar que a produção de biochar utilizando como matéria prima o lodo de esgoto, pode contribuir com a elevação dos teores de P do solo (ADAM et al., 2009; HOSSAIN et al., 2011), podendo assim tornar o processo produtivo menos oneroso.

Além disso, o biochar possui alta superfície específica, grande quantidade de sítios quimicamente reativos e alta porosidade, o que torna esse material capaz de diminuir as emissões de gases de efeito estufa, principalmente dos provenientes de adubações nitrogenadas (PETTER & MADARI, 2012). Promove ainda aumento da adsorção de herbicidas (KASOZI et al., 2010) e retenção de nutrientes a serem disponibilizados às plantas (LAIRD et al., 2010).

Diversos trabalhos têm demonstrado os benefícios promovidos pelo uso de biochar no manejo do solo: fixando carbono (REZENDE et al., 2011), reduzindo as emissões de CH<sub>4</sub> (KARHU et al., 2011) e N<sub>2</sub>O (CAYUELA et al., 2013), promovendo o aumento da eficiência agrônômica dos fertilizantes (NOVOTNY et al., 2012), aumentando o crescimento das plantas e produtividade das culturas (GRABER et al., 2010; SOUSA & FIGUEIREDO, 2016) e melhorando as propriedades físicas, químicas (ABEL et al., 2013; HERATH et al., 2013; KHAN et al., 2013) e biológicas do solo (PAZ-FERREIRO et al., 2012).

### 2.2.1. Origem da tecnologia biochar e suas características físico-químicas

Os estudos com biochar são relativamente recentes quando comparados à idade da inspiração de sua origem – a “terra preta de índios” (TPI) ou terra escura antropogênica da Amazônia (MADARI et al., 2012). Descobertas na Amazônia, em meados de 1870, as terras pretas são manchas de solo escuro e fértil, diferentes dos solos pobres existente em quase toda a região (MANGRICH et al., 2011). Associados às ocupações indígenas, identificadas por fragmentos de cerâmica, ossos, artefatos e outros vestígios incorporados a matriz do horizonte superficial, estes solos alterados pelo homem pré-colombiano tem origem datada entre 500 a 2500 anos atrás e apresentam áreas de menos de um hectare à quilômetros quadrados de extensão (WOODS & GLASSER, 2004).

Devido à sua alta fertilidade e capacidade de reter carbono, evitando que seja liberado para a atmosfera (MANGRICH et al., 2011), além do alto teor de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio, fósforo, potássio e cálcio (CUNHA et al., 2009), as TPI's inspiraram os pesquisadores a estudarem e produzirem o biochar, como material com propriedades edáficas similares às TPI's



**Figura 1.** Perfil da Terra preta de índios e amostra de 0-20 cm de profundidade (a) perfil de Latossolo da região Amazônica e amostra de 0-20 cm de Latossolo Amarelo típico (b). **Fonte:** ACHETE et al. (2013).

As pesquisas relacionando as TPI's à agricultura iniciaram aproximadamente no ano 2000. As propostas científicas do uso agrícola do biochar são ainda mais recentes (MADARI et al., 2012) e seus benefícios nas propriedades do solo com efeitos na produção de biomassa e os múltiplos usos e aplicações, tem sido motivo de pesquisa em vários países nas diversas áreas da pesquisa.

Existem vários tipos de processos de pirólise que diferem entre si, de acordo com a velocidade de transferência do calor das partículas da matéria-prima, a temperatura, o tempo de residência (NOVOTNY et al., 2015) e as características da

biomassa que resultam no rendimento dos produtos (Tabela 3). Furness et al. (2000) descrevem abaixo as características dos produtos formados pela pirólise:

1. Fração sólida (biochar); que consiste principalmente de carvão, que é na maioria das vezes carbono puro com pequenas quantidades de materiais inertes.
2. Fração líquida (bio-óleo); composta por um óleo que contém substâncias como ácido acético, acetona e metanol.
3. Fração gasosa; gases não condensáveis que contém principalmente hidrogênio, metano, monóxido de carbono, dióxido de carbono, e vários outros gases em menores concentrações.

**Tabela 3.** Rendimentos dos produtos em função das condições de pirólise.

TIPO	CONDIÇÕES	BIO-ÓLEO	BIOCHAR	GASES
<b>RÁPIDA</b>	Temperatura ~ 500 °C, curto tempo de residência ~ 5 - 10s.	75%	12%	13%
<b>INTERMEDIÁRIA</b>	T ~ 500 °C, curto tempo de residência 10 – 20 s.	50%	20%	30%
<b>LENTA</b>	T ~ 400 °C, muito longo tempo de residência do sólido, 30 minutos.	30%	35%	35%

Fonte: adaptado de LEHMANN, 2009.

Os processos de pirólise podem ser classificados de acordo com as condições reacionais e os rendimentos de produto (proporção de massa de produto formado com base no peso seco da matéria-prima inicial) (Libra et al., 2011). Os principais processos de acordo com Novotny et al. (2015) são:

- I. Pirólise lenta, provavelmente a forma mais comum de produção de biochar. Recomendada para produção de sólidos (20 - 40% do carvão ou biocarvão), onde baixa temperatura (300 a 600 °C) e tempo de residência (horas a dias) conduzem a uma alta funcionalização do biocarvão, uma vez que a degradação incompleta e drenagem insuficiente preservam parte da estrutura original de hidratos de carbono e fenóis, mantendo um elevado teor de grupos hidroxila e carboxila. Características desejáveis quando a função pretendida com o uso do biocarvão é melhorar a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo;
- II. Pirólise rápida (~500 °C), principal processo utilizado para a produção de bio-óleo. Apesar de sua importância particular para o bio-óleo, produz 10 a 15% de sólidos, que pode ser usado como biochar ou carvão peletizado;

III. Pirólise *flash*, é realizado a um tempo de reação ainda mais curto (apenas alguns segundos) e com taxas de aquecimento muito altas (400 a 950 °C); Este processo é utilizado principalmente para produzir bio-óleo;

No uso dessa tecnologia termoquímica de transformação, a biomassa (lodo de esgoto) na ausência parcial ou total de oxigênio é submetida a temperaturas entre 250 °C a 800 °C (LABEGALINI, 2013) sob processo de pirólise lenta, sofrendo decomposição térmica de seus precursores orgânicos por processo exotérmico e liberando grandes quantidades de componentes voláteis e calor, resultando em uma matriz carbonosa com estrutura porosa rudimentar, o biochar (CZERNIK & BRIDGWATER, 2004). Além do biochar ocorre a liberação de gás rico em hidrocarbonetos e formação de bio-óleo com potencial combustível. Para Khiari et al. (2004) o processo de pirólise pode ser dividido em três etapas:

1. A vaporização de materiais voláteis;
2. Decomposição primária de componentes não voláteis, resultando em biocarvão sólido, produção do bio-óleo e gases;
3. Pirólise superior secundária, onde muitos hidrocarbonetos aromáticos e compostos encontram-se na fase final volátil.

A temperatura é um dos parâmetros mais importantes no processo de pirólise de materiais orgânicos e, conseqüentemente, influencia grandemente as propriedades químicas e físicas do biochar (MENDEZ et al., 2013; KIM et al., 2012). O tamanho dos agregados formados da biomassa do lodo de esgoto e o teor de umidade das amostras, não são considerados críticos para o sistema de produção, porém, a redução de tamanho e secagem prévia do material devem ser realizadas para melhores resultados (LAIRD et al., 2009).

O tipo de matéria-prima utilizada como biomassa e as condições de pirólise afetam a quantidade e o tipo de substâncias produzidas (Tabela 3). No lodo de esgoto, por exemplo, de origem doméstica ou comercial, embora a energia recuperável a partir da combustão do biogás seja menor do que a energia necessária para aquecer a amostra até a temperatura de carbonização, o excesso de energia gerada através da combustão da fração de bio-óleo torna-o possível de ser utilizado como fonte geradora (HOSSAIN et al., 2009).

Outros tipos de biomassas sob determinadas condições de temperatura e tempo de residência podem resultar na geração de materiais orgânicos cancerígenos e potencialmente fitotóxico (LIMA et al., 2005). Condições sub-ótimas de pirólise

também podem resultar em um biochar completamente ineficaz em reter nutrientes e sequestrar carbono, sendo susceptível a decomposição microbiana (LEHMANN, 2007).

#### **a) Composição do biochar**

A grande variedade de biomassa e condições utilizadas na produção do biochar resulta em produtos com características muito variáveis. Além disso, sua recente utilização na agricultura apresenta uma série de requisitos e desafios. Entretanto a especificidade na produção do biochar oferece a possibilidade de produzir e testar uma grande variedade de biomassas e avaliar a sua adequação para aplicação em diferentes condições ambientais, cenários econômicos e agrícolas (MASEK et al., 2013).

Diferentemente do carvão utilizado para fins energéticos, onde quanto maior a aromaticidade das estruturas carbonáceas, maior seu potencial de queima e quanto maior o estado de redução do carbono no carvão, maior será seu potencial de oxidação e, portanto, maior seu poder calorífico. No biochar, a presença de grupos funcionais oxigenados, tais como hidroxilas e carboxilas ligadas a grupos recalcitrantes, torna-o ativo e funcional (HANSEL et al., 2013). Isso contribui para a capacidade de troca de cátions do solo (NOVOTNY et al., 2015) e possibilita sua interação com os microrganismos, servindo como fonte de energia e habitat para a microbiota do solo (GOMEZ et al., 2014).

Considerando que a composição química e as propriedades físicas finais do biochar dependem das características iniciais da matéria-prima, no caso lodo de esgoto, e das condições de pirólise (ENDERS et al., 2012), o rendimento do biochar é muito variável. Geralmente esse rendimento varia entre 35 e 80% em peso, em base seca (FONTS et al., 2012). A área superficial e o volume de poros são uma função principalmente da temperatura de pirólise, sendo a liberação dos produtos voláteis o mecanismo principal responsável pelo desenvolvimento da porosidade (MASEK et al., 2013).

Ao avaliarem o efeito da temperatura de pirólise para produção de biochar de lodo de esgoto, Mendez et al. (2013) observaram uma diminuição de rendimento (em massa) no biochar com o aumento da temperatura de 78% a 400 °C para 73% a 600 °C. Lu et al. (2013) verificaram resultados semelhantes com diminuição de cerca de 3% do rendimento do biochar de lodo de esgoto, com aumento da temperatura de 300° para 600 °C. Houssain et al. (2011) mantendo o LE de mesma origem, com variação da

temperatura de pirólise observou uma redução mais brusca no rendimento do biochar, passando de 72,3% a 300 °C, para 52,4% a 700 °C.

No biochar encontra-se presente ainda vários elementos importantes para as culturas, tais como N, P, Ca e Mg, além de micronutrientes como Fe, S, Cu e Zn (HOSSAIN et al., 2011).

Estudos também mostram que o biochar do LE apresenta uma elevação do pH com o aumento da temperatura tendendo a alcalinidade (SONG et al., 2014). Para Fontes et al. (2012), biochars de LE são geralmente de natureza alcalina. A justificativa para essa característica é a remoção de ácidos oxigenados contidos na superfície de grupos da fração orgânica (STAMMBACH et al., 1989). Para Hossain et al. (2011) o biochar produzido a baixas temperaturas (300 °C, 400 °C) é ácido, enquanto que a altas temperaturas (700 °C), é alcalino. Mendez et al. (2012) observaram um aumento de aproximadamente 2,5 unidades no pH do solo com a aplicação de biochar de LE pirolisado a 500 °C em trabalho com efeito do biochar de lodo na disponibilidade de metal para planta após aplicação no solo.

A condutividade elétrica (CE) e o teor de matéria orgânica também são características do lodo de esgoto alteradas após o processo de pirólise. Gascó et al. (2012) observaram uma diminuição na CE e matéria orgânica após a transformação térmica do lodo de esgoto em biochar obtido a 500 °C de temperatura. Efeito semelhante de diminuição da CE com o aumento da temperatura de 300 para 700 °C, foi descrito por Yuan et al. (2015) ao avaliarem a influência da temperatura de pirólise nas propriedades físicas e químicas de biochar de lodo de esgoto.

### **2.3. Uso de biochar de lodo de esgoto em solos agrícolas**

O uso de biochar em solos agrícolas tem atraído recentemente a atenção da comunidade científica e de gestores públicos devido ao seu potencial agronômico e econômico, além de benefícios ambientais (KHAN et al., 2013a).

Nas regiões tropicais e subtropicais, os solos altamente intemperizados com características ácidas, os colóides minerais secundários apresentam baixa capacidade de troca de cátions e a adição de material orgânico tem importância fundamental para a manutenção da fertilidade do solo (FERRER et al., 2011).

Considerando a fitotoxicidade do LE associada à presença de organismos patogênicos e os efeitos da transformação termoquímica por pirólise na matéria prima,

Khan et al. (2013b) julgam o uso de biochar de LE na agricultura uma alternativa promissora.

A transformação térmica de LE, além de proporcionar vantagens na redução dos custos com o volume e o transporte de resíduos, remove patógenos do lodo e viabiliza a aplicação no solo (MENDEZ et al., 2012). Assim como para biochars obtidos de outras matérias primas, o biochar de lodo promove melhorias na estrutura e na qualidade do solo (PAZ-FERREIRO et al., 2012), aumento da produção agrícola e fixação de carbono, devido à sua maior estabilidade química (LEHMANN, 2007; LAIRD et al., 2010).

Ao avaliarem o efeito do biochar de lodo de esgoto nas propriedades do solo, Mendez et al. (2012) observaram maior agregação e água disponível quando aplicado material contendo 8% de biochar de LE pirolisado a 500 °C. Da mesma forma, Hossain et al. (2010) verificaram aumento do pH do solo, elevação dos teores de nitrogênio total, fósforo extraível e CTC, além da diminuição nos teores de alumínio, quando incorporado 10 t ha<sup>-1</sup> de biochar de lodo pirolisado a 550 °C em solo ácido do Sudoeste de Sydney, Austrália. Mendez et al. (2013) constataram aumento da capacidade de campo e água disponível do solo após aplicação de biochar de lodo pirolisado a 600 °C em solo argiloso. Em estudo com adsorção de fósforo, Yu et al. (2015) concluíram que o biochar produzido a partir de lodos de esgotos apresentam forte afinidade adsorvente para P mantendo a disponibilidade ao longo do tempo e reduzindo possíveis perdas por erosão.

O biochar apresenta grande potencial para aumentar a produtividade agrícola (McHENRY, 2009). Através das melhorias nas propriedades do solo traz benefícios ao desenvolvimento das culturas que podem ser observados pelo aumento de biomassa da parte aérea e de raízes de plantas e maior absorção de nutrientes resultantes da resposta fisiológica a sua adição ao solo com efeito significativo no aumento da produtividade.

A avaliação e quantificação das propriedades do biochar propícias para aumentar a produtividade das culturas e qualidade do solo é mais complexa de avaliar do que aquelas que caracterizam a estabilidade em biochars, pois, diferentes condições do solo podem exigir diferentes propriedades do biocarvão (ENDERS et al., 2012).

Khan et al. (2013b) em estudo com alface (*Lactuca sativa* L.) em solos alterados com LE e biochar de LE, obtiveram os melhores rendimentos de biomassa de raiz e de parte aérea na presença do biochar. Song et al. (2014) observaram aumento de rendimento e um crescimento mais acelerado de alho (*allium ativum* L.) em estudo com

aplicação de biochar de LE em cultivo de plantas. Hossain et al. (2010) ao avaliarem propriedades agronômicas de biochar de LE em plantas de tomate (*Lycopersicon esculentum*) puderam constatar um maior número de frutos por planta e aumento significativo na altura das plantas cultivadas na presença do biochar de LE pirolisado a 550 °C e os mesmos autores observaram um maior rendimento da produção de tomate cereja quando combinados biochar e fertilizante mineral. Avaliando o desempenho agronômico do biochar de LE em plantas de arroz, Khan et al. (2013a) também observaram aumento na produtividade da cultura, além da diminuição nas emissões de gases de efeito estufa com o uso do biochar 550 °C.

Embora estudos de longo prazo sejam necessários para determinar quando um estado de equilíbrio é atingido, ou se e quando um declínio começa a ocorrer, uma única aplicação biochar pode proporcionar benefícios ao longo de vários anos no rendimento das culturas (MAJOR et al., 2010). Para Zhang et al. (2012) o uso de biochar no solo para produção de milho no Norte da China é uma medida eficaz e aplicável para alcançar simultaneamente alta produção de grãos e baixa emissão de gases de efeito estufa.

Considerando os efeitos positivos do uso de biochar na produção agrícola, estudos com biochar de LE são necessários a fim de determinar quais são as etapas do processamento a serem seguidas, as taxas específicas a serem aplicadas, e quais efeitos gerados nas características físicas, químicas e biológicas do solo (ENDERS et al., 2012).

### **2.3.1. Efeitos do uso de biochar na microbiota do solo**

O impacto do biochar nos processos bióticos e relacionados aos microrganismos tem sido discutido recentemente por muitos pesquisadores. Entretanto, ainda há uma compreensão limitada das interações entre as alterações promovidas pelo biochar no solo e os processos biológicos, incluindo o impacto direto do biochar nos microrganismos do solo (ABUJABHAH et al., 2016).

O biochar pode alterar significativamente a população microbiana, o que pode explicar os efeitos deste produto na atividade enzimática dos organismos solo, crescimento de plantas e ciclagem de nutrientes, porém, as interações entre biochar e os microrganismos do solo devem ser melhor identificadas para uma real compreensão dos agro-ecossistemas e para o desenvolvimento de sistemas de solos efetivos (MÄDER et al., 2002).

O funcionamento e a sustentabilidade da fertilidade do solo são em grande parte governada pela atividade de microorganismos do solo (Anderson, 2003). Constituindo mais de 90% do total da biomassa microbiana do solo, as bactérias e fungos são reguladores da dinâmica da matéria orgânica do solo e transformação de nutrientes (SIX et al., 2006). A aplicação de biochar pode alterar as propriedades abióticas do solo, que poderiam potencialmente modificar a biomassa microbiana, composição comunitária ou ambas (LEHMANN et al., 2011). Portanto, a melhoria da produtividade e qualidade do solo com aplicação de biochar poderia estar relacionada a uma alteração na composição e abundância da comunidade microbiana (LEHMANN et al., 2011; GRABER et al., 2010; KOLTON et al., 2011).

Atráves de estudos com análise molecular de comunidades bacterianas em solos cultivados com arroz após aplicação de biochar de palha de trigo, Chen et al. (2015) constataram o potencial do biochar em aumentar a abundância bacteriana, diversidade e composição da comunidade de bactérias envolvidas na ciclagem do nitrogênio em condições de campo. Ahmad et al. (2016) avaliando solo com aplicação de biochars derivados de soja e pinho também puderam observar um aumento nas concentrações microbianas de bactérias totais, bactérias gram negativas (G-) e gram positivas (G+), actinomicetos, fungos e micorrizas arbusculares. Abujabhah et al. (2016) pesquisando sobre os efeitos das alterações de biochar de resíduos de acácia em solo de um pomar de maçã sugeriram que há uma influência nas características do solo, levando a mudanças nas estruturas fúngicas da comunidade mais de três anos após a aplicação inicial do biochar. Os mesmos autores afirmam que as mudanças na estrutura da comunidade eucariótica poderia ser associada a macroporosidade e a bioturbação nos solos promovidas pela presença do biochar.

Outros autores também observaram a influência do uso de biochars na microbiologia do solo. Xu et al. (2016) avaliando a aplicação de biochar de palha de milho observou um aumento da biomassa microbiana e diversidade bacteriana do solo com efeitos na redução da lixiviação de nitrogênio. Tian et al. (2016) estudando a aplicação de biochar de madeira de pinho no ciclo da matéria orgânica e funções microbinas constatou uma alteração na estrutura da comunidade microbiana quando adicionado adubo mineral (NPK) em conjunto com biochar. Hammer et al. (2014) apresentaram as primeiras evidências de que os fungos micorrízicos arbusculares (MA) podem usar biochar como matriz de crescimento e fonte de nutrientes. Utilizando microscopia eletrônica de varredura, observaram que as hifas de fungos MA

crecem sobre e em dois tipos contrastantes de partículas de biochar, fortemente ligados a superfícies interiores e exteriores.

### **3. HIPÓTESES E OBJETIVOS**

#### **3.1. Hipóteses**

- Biochars de lodo de esgoto (LE) produzidos em diferentes temperaturas de pirólise (300 e 500 °C) apresentam propriedades diferenciadas, relacionadas à disponibilidade de nutrientes, qualidade da matéria orgânica, mudança na microbiota do solo e produtividade de milho.
- A aplicação de biochar de LE aumenta a eficiência de uso dos fertilizantes minerais.
- A aplicação de biochar de LE aumenta o acúmulo de frações lábeis e estáveis da matéria orgânica do solo.
- O uso de biochar de lodo de esgoto em cultivo de milho promove mudanças na comunidade microbiana influenciando a ciclagem biogeoquímica do fósforo.

#### **3.2. Objetivos**

##### **2.3.2. Objetivo geral**

Avaliar o efeito de biochar de LE nas propriedades do solo e na nutrição e produtividade de milho (*Zea mays* L.).

##### **2.3.3. Objetivos específicos**

- Avaliar o efeito da temperatura de pirólise (300 e 500 °C) no desempenho do biochar de LE como condicionador do solo;
- Avaliar os efeitos da aplicação de biochar exclusivo ou associado com adubo mineral nas propriedades agronômicas relacionadas à disponibilidade de nutrientes, qualidade da matéria orgânica, comunidade microbiana e à produtividade do milho;
- Determinar os efeitos da aplicação de biochar exclusivo ou associado com adubo mineral no acúmulo de frações lábeis e estáveis da matéria orgânica do solo;

- Avaliar os efeitos da aplicação de biochar exclusivo ou associado com adubo mineral na biomassa microbiana, colonização micorrízica e na estrutura da comunidade de fungos micorrízico arbusculares (FMAs) por técnica molecular de fingerprint PCR-DGGE.

#### 4. REFERÊNCIAS

- ABEL, S.; PETERS, A.; TRINKS, S.; SCHONSKY, H.; FACKLAM, M.; WESSOLEK, G. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. **Geoderma**, v. 202, p. 183-191, 2013.
- ABNISA, F.; WAN DAUD, W.M.A.; HUSIN, W.N.W.; SAHU, J.N. Utilization possibilities of palm shell as a source of biomass energy in Malaysia by producing bio-oil in pyrolysis process. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, p. 1863-1872, 2011.
- ABUJABHAH, I.S.; BOUND, S.A.; DOYLE, R.; BOWMAN, J.P. Effects of biochar and compost amendments on soil physico-chemical properties and the total community within a temperate agricultural soil. **Applied soil ecology**. v. 98, p. 243 - 253, 2016.
- ADAM, C.; PEPLINSKI, B.; MICHAELIS, M.; KLEY, G.; SIMON, F.G. Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. **Waste Management**, v. 29, p. 1122-1128, 2009.
- ADDINSOFT 'XLSTAT 2013: statistical software to MS Excel.' Addinsoft: New York, 2013.
- ACHETE, A.A.; FALCÃO, N.; ARCHANJO, B. A nanociência desvendando os segredos do biocarvão das terras pretas de índio da Amazônia. **Revista Analytica**, n. 36, p. 12-13, 2013.
- AGRAFIOTI, E.; BOURAS, G.; KALDERIS, D.; DIAMADOUPOULOS, E. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 101, p. 72-78, 2013.
- ANDERSON, TH. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 98, p. 285-293, 2003.
- APHA. AMERICAN PUBLI HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association; AWWA; WPCF, 1569 p., 1999.
- ARRUDA, O.G. ALVES, M.C.; BONINI, C.S.B.; MARCHINI, D.C. Atributos físicos de um Latossolo degradado tratado com Biossólido há cinco anos. **Revista Científica**, v. 41, n. 1, p. 73-81, 2013.
- ASAI, H.; SAMSON, B. K.; STEPHAN, H. M.; SONGYIKHANSUTHOR, K.; HOMMA, K.; KIYONO, Y.; INOUE, Y.; SHIRAIWA, T.; HORIE, T. Biochar amendment techniques for upland rice production in northern Laos: Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. **Field Crops Research**, 111: 81-84, 2009.

BATISTA, L.F. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgoto no Distrito Federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final.** 2015. 197p. Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2015.

BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; MARA, D.D. Análise crítico-comparativa das regulamentações brasileira, estadunidense e britânica de qualidade microbiológica de biossólidos para uso agrícola. **Revista DAE**, n. 191, 20 p., 2013.

BEESELEY, L.; MARMIROLI, M. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 474-480, 2011.

BEESELEY, L.; MORENO-JIMÉNEZ, E.; GOMEZ-EYLES, J. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 2282-2287, 2010.

BENITES, V. M. A importância da pesquisa na avaliação da eficiência das tecnologias em fertilizantes fosfatados no Brasil. **Boletim Informativo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.** v. 40, p. 36-38, 2015.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura.** Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, 349 p. 2006.

BETTIOL, W.; GUINI, R. Impacts of sewage sludge in tropical soil: a case study in Brazil. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2011, 11p., 2011.

BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, v.46, p.1459-1466, 1995.

BOECHAT, C.L.; RIBEIRO, M.O.; RIBEIRO, L.O.; SANTOS, J.A.G.; ACCIOLY, A.M.A. Lodos de esgoto doméstico e industrial no crescimento inicial e qualidade de mudas de pinhão-mansão. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 3, p. 782-791, 2014.

BREMNER, J.M.; MULVANEY, C.S. nitrogen total. In: PAGE, A.L. MILLER, R.H. KEENEY, D.R. (Eds). **Methods of Soil Analysis: chemicals and microbiological properties.** Madison: American Society of agronomy, 2<sup>nd</sup> edition, v. 2, p. 595-624, 1982.

BUTMAN, S.; DEENIK, J.L.; TOOMSAN, B.; ANTAL, M.J.; VITYAKON, P. Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy. **Geoderma**, v. 237-238, p. 105-116, 2015.

CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Disponível em: <http://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html>; acesso em: 9/08/2014.

CAYUELA, M.L.; SÁNCHEZ-MANEDERO, M.A.; ROIG, A.; ENDERS, A.; LEHMANN, J. Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N<sub>2</sub>O emissions? **Nature**, 3:1732, 2013.

CHEN, J.; LIU, X.; LI, L.; ZHENG, J.; QU, J.; ZHENG, J.; ZHANG, X.; PAN, G. Consistent increase in abundance and diversity but variable change in community composition of bacteria in topsoil of rice paddy under short term biochar treatment across three sites from South China. **Applied Soil Ecology**. v. 9, p. 68-79, 2015.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n° 375/2006, 29/8/2006. <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano/>. Acesso em: 10/08 2014.

CONAM. Conselho de Meio Ambiente do Distrito Federal. Resolução no 03/2006, 18/7/2006. Diário Oficial do Distrito Federal, n. 138, 20/7/2006, p. 10. Acesso em 10/08/2014.

CORREA, R.S.; FONSECA, Y.M.F.; CORREA, A.S. Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 420-426, 2007.

CORRÊA, R.S.; SILVA, L.C.R.; BAPTISTA, G.M.M.; SANTOS, P.F. Fertilidade química de um substrato tratado com lodo de esgoto e composto de resíduos domésticos. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, 2010.

CORNELISSEN, G.; MARTINSEN, V.; SHITUMBANUMA, V.; ALLING, V., BREEDVELD, G.D.; RUTHERFORD, D.W.; SPARREVIK, M.; HALE, S.E.; OBIA, A.; MULDER, J. Biochar effect on maize yield and soil characteristics in five conservation farming sites in zambia. **Agronomy**, v. 3, p. 256-274, 2013.

CUNHA, T.J.F.; MARADI, B.E.; CANELLAS, L.P.; RIBEIRO, L.P.; BENITES, V. M.; SANTOS, G.A. Soil organic matter and fertility of anthropogenic dark earths (Terra Preta de Índio) in the Brazilian amazon basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 85-93, 2009.

CZERNIK, S.; BRIDGWATTER, A.V.; Overview of applications of biomass fast pyrolysis oil. **Energy & Fuels**. v.18, p. 590-598, 2004.

DEVI, P.; SAROHA, A.K. Effect of temperature on biochar properties during paper mill sludge pyrolysis. **International Journal of Chemistry Technology Research**, 5:682-687, 2013.

DALCHIAVON, F.C.; DAL BEM, E.A.; SOUZA, M.F.P.; RIBEIRO, R.; ALVES, M.C.; COLODRO, G.; Atributos físicos de um Latossolo Vermelho distrófico degradado em resposta à aplicação de biossólidos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.8, n. 2, p. 205-210, 2013.

DEVI, P.; SAROHA, A.K. Effect of temperature on biochar properties during paper mill sludge pyrolysis. **International Journal of Chemistry Technology Research**, v. 5, p. 682-687, 2013.

DOMINGUES, R.R.; CARVALHO, C.S.; COSCIONE, A.R.; ANDRADE, C.A.; de MARIA, A.C. Metais pesados em agregados de solo submetido à aplicação sucessiva de lodo de esgoto. **FertBio - A responsabilidade socioambiental da pesquisa agrícola**, Maceió - AL, 2012.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solos. 2 ed. Rio de Janeiro, 230 p., 2011.

ENDERS, A.; HANLEY, K.; WHITMAN, T.; JOSEPH, S.; LEHMANN, J. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 644-653, 2012.

ELJARRAT, E.; MARSH, G.; LABANDEIRA, A.; BARCELÓ, D. Effect of sewage sludges contaminated with polybrominated diphenylethers on agricultural soils. **Chemosphere**, v. 71, p. 1079-1086, 2008.

EVANS, T. D. Biosolids in Europe. Proc. 26 th Water Environmental Federation. **Residuals & Biosolids Conference**. Raleigh, NC, USA. 2012.

FARIA, J.C.T.; CALDEIRA, M.V.W.; DELARMELINA, W.M.; LACERDA, L.C.; GONÇALVES, E.O. Substratos à base de lodo de esgoto na produção de mudas de *Senna alata*. **Comunicata Scientiae**, v. 4, n. 4, p. 342-351, 2013.

FARIAS, W.M.; ANDRADE, L.A.; PEREIRA, E.D.; DIAS, B.O.; ALBUQUERQUE, M.B.; FRAGA, V.S. Propriedades físicas e químicas de substratos produzidos utilizando macrófitas aquáticas. **Semina: Ciências Agrária**, v. 34, n. 6, p. 3257-3270, 2013.

FERNANDES, F.; LARA, A.I.; ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. Normatização para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.;

FERNANDES, F. **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba, SANEPAR/FINEP. p. 263-291, 2001.

FERNANDES, F.; SOUZA, S. G.; ANDREOLI, C.V. Estabilização de lodo de esgoto. In: **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rima artes e textos, Curitiba, v.1, p. 32-57, 2001.

FERRER, A.; OÑA, J.; OSORIO, F.; MOCHÓN, I. Evolution of the soil and vegetation cover on road embankments after the application of sewage sludge. **Water Air Soil Pollution**. v. 214, p. 231–240, 2011.

FONTS, I.; GEA, G.; AZUARA, M.; ABREGO, J.; ARAUZO, J. Sewage sludge pyrolysis for liquid production: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 2781– 2805, 2012.

FURNESS, D.T.; HOGGETT, L.A.; JUDD, S.J.; Thermochemical treatment of sewage sludge. **Water and Environment Journal**, v. 14, p. 57–65, 2000.

GASCÓ, G.; PAZ-FERREIRO, J.; MENDEZ, A. Thermal analysis of soil amended with sewage sludge and biochar from sewage sludge pyrolysis. **Journal Thermal Analysis Calorimetry**, v. 108, p. 769-775, 2012.

GIOVANNETTI, M.; MOSSE, B. An evaluation of techniques to measure vesicular - arbuscular mycorrhizal infection in roots. **New Phytologist**, Oxford, v. 84, n.3, p. 484-500, 1980.

GRABER, E.R.; HAREL, Y.M.; KOLTON, M.; CYTRYN, E.; SILBER, A.; DAVID, D.R.; TSECHANSKY, L.; BORENSHTEIN, M.; ELAD, Y. Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. **Plant & Soil**, v. 337, p. 481-496, 2010.

GODOY, L.A. A logística na destinação do lodo de esgoto. **Revista Científica On-line Tecnologia – Gestão – Humanismo**, v. 2, n. 1, 2013.

GODWIN, A. Benefits of biosolids: how water utilities are turning waste into resource. **Water World**, v. 8, n. 7, 2012.

GOMEZ, J.D.; DENEFF, K.; STEWART, C.E.; ZHENG, J.; COTRUFO, M.F. Biochar addition rate influences soil microbial abundance and activity in temperate soils. **European Journal of Soil Science**, v. 65, p. 28–39, 2014.

HAEFELE, S.M.; KONBOONC, Y.; WONGBOONC, W.; AMARANTEA, S.; MAARIFAT, A.A.; PFEIFFER, E.M.; KNOBLAUCHB, C. Effects and fate of biochar from rice residues in rice-based systems. **Field Crops Research**, v. 12, p. 430-440, 2011.

HAMMER, E.C.; BALOGH-BRUNSTAD, Z.; JAKOBSEN, I.; OLSSON, P.A.; STIPP, S.L.S.; RILLIG, M.C. A mycorrhizal fungus grows on biochar and captures phosphorus from its surfaces. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 77, p. 252-260, 2014.

HANSEL, F.A.; ALHO, C.F.B.V.; MAIS, C.M.B.F. Efeito da temperatura de carbonização na produção de biocarvão. In: **Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas**, 10, Santo Antônio de Goiás. Matéria orgânica e qualidade ambiental: anais, Goiás, p. 321-323, 2013.

HARTER, J.; KRAUSE, H.M.; SCHUETTLER, S.; RUSER, R.; FROMME, M. SCHOLTEN, T.; KAPPLER, A.; BEHRENS, S. Linking N<sub>2</sub>O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community. **The ISME Journal**, v. 8, p. 660-674, 2014.

HERATH, H.M.S.K.; ARBESTAIN, M.C.; HEDLEY, M. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol. **Geoderma**, 209-210, p. 188-197, 2013.

HOSSAIN, M.K.; STREZOV, V.; CHAN, K.Y.; ZIOLKOWSKI, A.; NELSON, P.F. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal of Environmental Management**, 92: 223-228, 2011.

HOSSAIN, M.K.; STREZOV, V.; NELSON, P.F. Thermal characterisation of the products of wastewater sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 85, p. 442-446, 2009.

HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; CHAN, K.Y.; NELSON, P.F. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). **Chemosphere**, v. 78, p. 1167-1171, 2010.

HOSSAIN, A. K.; STREZOV, V.; CHAN, K.Y.; ZIOLKOWSKI, A.; NELSON, P.F. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 223-228, 2011.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Trabalho e Rendimento, Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua 2014. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?lang=&sigla=df>. Acesso em: 30/10/2015.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, 27:408-416, 1998.

JACKSON, M. L. **Soil chemical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 498p., 1958.

JEFFERY, S.; VERHEIJEN, F.G.A.; VAN DER VELDE, M.; BASTOS, A.C. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, p. 175-187, 2011.

KARHU K.; MATTILA T.; BERGSTRÖM I.; REGINA K. Biochar addition to agricultural soil increased CH<sub>4</sub> uptake and water holding capacity-Results from a short-term pilot field study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 140, p. 309-313, 2011.

KASOZI, G.N.; ZIMMERMAN, A.R.; NKEDI-KIZZA, P.; GAO, B. Catechol and humic acid sorption onto a range of laboratory produced black carbons (Biochars). **Environment Science and Technology**, v.44, p. 6189-6195, 2010.

KHAN, S.; CHAO, C.; WAQAS, M.; ARP, H.P.H.; ZHU, Y.Z. Sewage sludge biochar influence upon rice (*Oryza sativa* L) yield, metal bioaccumulation and greenhouse gas emissions from acidic paddy soil. **Environmental Science and Technology**, n. 47, p. 8624-8632, 2013a.

KHAN, S.; WANG, N.; REID, B.J.; FREDDO, A.; CAI, C. Reduced bioaccumulation of PAHs by *Lactuca sativa* L. grown in contaminated soil amended with sewage sludge and sewage sludge derived biochar. **Environmental Pollution**, n. 175, p. 64-68, 2013b.

KHIARI, B. Analytical study of the pyrolysis process in a wastewater treatment pilot station. *Desalination*, v. 167, p. 39-47, 2004.

KIM, K.H.; KIM, J.Y.; CHO, T.S.; CHOI, J.W. Influence of pyrolysis temperature on physicochemical properties of biochar obtained from the fast pyrolysis of pitch pine (*Pinus rigida*). **Bioresource Technology**, v. 118, p. 158-162, 2012.

KOLTON, M.; MELLER H. Y.; PASTERNAK, Z.; GRABER, E.R.; ELAD, Y.; CYTRYN, E. Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. **Applied Environmental Microbiology**. v.77, p. 4924–4930, 2011.

LEHMANN, J.; RILLIG, M.C.; THIES, J.; MASIELLO, C.A.; HOCKADAY, W.C.; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota – a review. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 43, p.1812–1836, 2011.

LABEGALINI, A. **Obtenção de biochar a partir da pirólise rápida da torta de pinhão manso: Uso como adsorvente e suporte**. 2013. 116p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, 2013.

- LAIRD, D.A.; BROWN, R.C.; AMONETTE, J.E.; LEHMANN, J. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 3, p. 547-562, 2009.
- LAIRD, D.; FLEMING, P.; WANG, B.; HORTON, R.; KARLEN, D. Biochar impact on nutrient leaching from a midwestern agricultural soil. **Geoderma**, v. 158, p. 436-442, 2010.
- LeBLANC, R.J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R.P. **Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource**. Nairobi, 608 p. 2008. Disponível em: <[http://esa.un.org/iys/docs/san\\_lib\\_docs/habitat2008.pdf](http://esa.un.org/iys/docs/san_lib_docs/habitat2008.pdf)>. Acesso em:10/09/2014.
- LEHMANN, J. Bio-energy in the black. **Frontiers Ecology Environment**, v. 5, p. 381–387, 2007.
- LEHMANN, J.; SILVA, J. P. DA; STEINER, C.; NEHLS, T.; ZECH, W.; GLASER, B. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. **Plant and Soil**, The Hague, v. 249, n. 2, p. 343-357, 2003.
- LEHMANN, J.; STEPHEN J. **Biochar for environmental management: science and technology**. Earthscan, London, 944p., 2009.
- LEMANSKI, J.; SILVA, J.E. Utilização do biossólido da CAESB na produção de milho no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 30, n. 4, p. 741-750, 2006.
- LIBRA, J.A.; RO, K.S.; KAMMANN, C.; FUNKE, A.; BERGE, N.D.; NEUBAUER, Y.; TITIRICI, M.M.; FUHNER, C.; BENS, O.; KERN, J.; EMMERICH, K.H. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. **Biofuels**, v. 2, p. 89-124, 2011.
- LIMA, A.; FARRINGTON, J.; REDDY, C. Combustion-derived polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment - a review. **Environment Forensics**, v. 6, p. 109–13, 2005.
- LOBO, T.F.; GRASSI FILHO, H.; BULL, L.T.; MOREIRA, L.L.Q. Manejo do lodo de esgoto e nitrogênio mineral na fertilidade do solo ao longo do tempo. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 2705-2726, 2013.

LOBO, T.F.; GRASSI FILHO, H.; KUMMER, A.C.B. Aplicações sucessivas de lodo de esgoto no girassol e efeito residual no trigo e triticale. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 18, n. 9, p. 881-886, 2014.

LOPES, H.M. Caracterização química e física de biocarvão de lodo de esgoto sob diferentes temperaturas de pirólise. **Monografia**, 38p. Universidade de Brasília, 2013.

LOPES, J. C.; RIBEIRO, L. G.; ARAÚJO, M. G.; BERALDO, M. R. B. S. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 23, n. 1, p. 143-147, 2005.

LU, H.; ZHANG, W.; WANG, S.; ZHUANG, L. YANG, Y.; QIU, R. Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 102, p. 137-143, 2013.

MADARI, B.E.; MAIA, C.M.B.F.; NOVOTNY, E.H. Context and importance of biochar research. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.47, p. i-ii, 2012.

MÄDER, P.; FLIESSBACH, A.; DUBOIS, D.; GUNST, L.; FRIED, P.; NIGGLI, U. Soil fertility and biodiversity in organic farming, **Science**, v. 296, p. 1694–1697, 2002.

MAJOR, J.; RONDON, M.; MOLINA, D.; RIJA, S.J.; LEHMANN, J. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. **Plant & Soil**, n. 333, p. 117–128, 2010.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, A.S. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fósforo. 201p., 1989.

MADARI, B.E.; MAIA, C.M.B.F.; NOVOTNY, E.H. Context and importance of biochar research. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. i-ii, 2012.

MANGRICH, A.S.; MAIA, C.M.B.F.; NOVOTNY, E.H. Biocarvão as terras pretas de índio e o sequestro de carbono. **Ciência Hoje**, v. 47, p. 48-52, 2011.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Decreto no 4.954, 14/1/2004. <<http://www.planalto.gov.br>>. 10 Dez. 2004. Acesso em: 10/10/2014.

MASEK, O.; BUDARIN, V.; GONNOW, M.; CROMBIE, K.; BROWNSORT, P.; FITZPATRICK, E.; HURST, P. Microwave and slow pyrolysis biochar—Comparison of physical and functional properties. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. v. 100, p. 41–48, 2013.

MATSUMIYA, Y. Green Energy Production from Municipal Sewage Sludge in Japan. Japan Sewage Works Association, 2012. 14 p. Disponível em: < [28](http://gcus.jp/wp/wp-</a></p></div><div data-bbox=)

content/uploads/2011/10/b9d3da09628478f76161e05c89b06be91.pdf>. Acesso em: 07/11/2015.

McHENRY, M.P., Agricultural biochar production, renewable energy and farm carbon sequestration in Western Australia: certainty, uncertainty and risk. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, v. 129, p. 1-7, 2009.

MENDEZ, A.; GOMEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. **Chemosphere**, v. 89, p. 1354-1359, 2012.

MENDEZ, A.; TARQUIS, A.M.; SAA-REQUEJO, A.; GUERRERO, F.; CASCÓ, G. Influence of pyrolysis temperature on composted sewage sludge biochar priming effect in a loamy soil. **Chemosphere**, v. 93, p. 668-676, 2013.

MENDEZ, A.; TERRADILLOS, M.; GASCÓ, G. Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 102, p. 124-130, 2013.

MOREIRA, R.S. **Aplicação de lodo de esgoto em Latossolo distrófico: fertilidade e disponibilidade de metais pesados**. 2013. 50p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas – MG, 2013.

MOSLEY, L.M.; WILLSON, P.; HAMILTON, B.; BUTLER, G.; SEAMAN, R. The capacity of biochar made from common reeds to neutralize pH and remove dissolved metals in acid drainage. **Environmental Science and Pollution Research**, 10p. 2015. Disponível em: <DOI 10.1007/s11356-015-4735-9>, acesso em: 10/11/2015.

NOVOTNY, E.H.; NADARI, B.E.; MAIA, C.M.B.F.; MANGRICH, A.S. O potencial do biocarvão (carbono pirogênico) no sequestro de carbono; na ciclagem de nutrientes; no crescimento das plantas e no estímulo de processos microbiológicos. In: FertBio - A responsabilidade socioambiental da pesquisa agrícola, Maceió – AL. Anais, Viçosa: SBCS, 4p. 2012.

NOVOTNY, E.H.; MAIA, C.M.B.F.; CARVALHO, M.T.M.; MADARI, B.E. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use – a critical review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 39, p. 321-344, 2015.

OBIA, A.; MULDER, J.; MARTINSEN, V.; CORNELISSEN, G.; BORRESEN, T. In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 33-44, 2016.

PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G.; GUTIÉRREZ, B.; MÉNDEZ, A. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage

sludge and sewage sludge biochar to soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 48, p. 511–517, 2012.

PAZ-FERREIRO, J.; LU, H.; FU1, S.; MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. **Solid Earth**, v.5, p.65-75, 2014.

PAUL, E. A.; MORRIS, S. J.; BOHM, S. Determination of soil C pool sizes and turnover rates: Biophysical fractionation and tracers. In: **Assessment methods for soil**.

KIMBLE, J. M.; FOLLET, R. F.; STEWART, B. A. (Eds.).CRC Press, 696 p., 2000.

PEDROZA, M.M.; VIEIRA, G.E.G.; SOUSA, J.F.; PICKLER, A.C.; LEAL, E.R. M.; MILHOMEN, C.C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 11. n. 16, p. 89-188, 2010.

PEDROZA, M.M.; SOUSA, J.F.; VIEIRA, G.E.G.; BEZERRA, M.B.D. Characterization of the products from the pyrolysis of sewage sludge in 1 kg/h rotating cylinder reactor. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 105, p. 108-115, 2014.

PETTER, F.A.; MADARI, B.E. Biochar: Agronomic and environmental potential in Brazilian savannah soils. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 761-768, 2012.

PIRES, A.M.M. **Uso agrícola do lodo de esgoto: aspectos legais**. Embrapa-Meio Ambiente, Jaguariúna, 2006.

REZENDE, E.I.P.; ANGELO, L.C.; SANTOS, S.S.; MANGRICH, A.S. Biocarvão (biochar) e sequestro de carbono. **Revista Virtual de Química**, n. 3, v. 5, p. 426-433, 2011.

RIBEIRINHO, V.S.; MELO, W.J.; SILVA, D.H.; FIGUEIREDO, L.A.; MELO, G.M.P. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 42, n. 2, p. 166-173, 2012.

RIGO, M.M.; RAMOS, R.R.; CERQUEIRA, A.A.; SOUZA, P.S.A.; MARQUES, M.R.C. Destinação e reuso na agricultura do lodo de esgoto derivado do tratamento de águas residuárias domésticas no Brasil. **Gaia Scientia**, v. 8, p. 174-186, 2014.

ROMEIRO, J.C.T.; GRASSI FILHO, H.; MOREIRA, L. L. Q. Absorção de n, p, k, ca e mg por laranjeiras ‘pêra’ fertilizadas com lodo de esgoto compostado em substituição à adubação nitrogenada mineral. **Irriga**, v. 19, n. 1, p. 82-93, 2014.

SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density and magnetic fractionations. **Soil Science**, Baltimore, v. 162, n. 11, p. 795-807, 1997.

SHULZ, H.; DUNST, G.; GLASER, B. Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. **Agronomy for Sustainable Development**, v.33, p. 817-827, 2013.

SILVA, F.C da. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes** Brasília: EMBRAPA Comunicação para transferência de tecnologia, 2009.

SIX, J.; FREY, S.D.; THIET, R.K.; BATTEN, K.M. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*. v. 70, p. 555–569, 2006.

SOCCOL, T.V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Metodologia de Análise Parasitológica em Lodo de esgoto e Esgoto. In: ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (Orgs.). **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. Curitiba: Sanepar; Prosab, 2000.

SOHI, S.; CLEAT, R.; GRAHAM, M.; CROSS, A. Long-term balance in heavy metal adsorption and release in biochar derived from sewage sludge. **Geophysical Research Abstracts**, v. 16, 2014.

SNIS, Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento - Ministério das Cidades. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2012>>. Acesso em 07/11/2015.

SOUSA, A.A.T.C.; FIGUEIREDO, C.C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture & Horticulture**, 12p. 2016. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1080/01448765.2015.1093545> > Acesso em: 24/11/2015

SPINOSA, L. **Wastewater sludge: a global overview of the current status and future prospects**. IWA Publishing Ltd, Alliance house 12 Caxton St, London, 28p. 2011.

STAMMBACH, M.R.; KRAAZ, B.; HAGENBUCHER, R.; RICHARZ, W. Pyrolysis of sewage sludge in a fluidized bed. **Energy and Fuels**, v. 3, p. 255–259, 1989.

SUN, K.; GAO, B.; RO, K.S.; NOVAK, J.M.; WANG, Z.; HERBERT, S.; XING, B.; Assessment of herbicide sorption by biochars and organic matter associated with soil and sediment. **Environmental Pollution**. n. 163, p. 167-173, 2012.

SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T.; SUMNER, M.E. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America: American Society of Agronomy. p.1011-1020, 1996.

TIAN, K.; LIU, W.J.; QIAN, T.T.; JIANG, H.; YU, H.Q. Investigation on the Evolution of N-Containing Organic Compounds during Pyrolysis of Sewage Sludge. **Environment science Thechnology**, v. 48, p. 10888-10896, 2014.

TIAN, K.; WANG, J.; DIPPOLD, M.; GAO, Y.; BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. 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**, v. 556, p. 89–97, 2016.

UZOMA, K, C.; INOUE, M.; ANDRY, H.; FUJIMAKI, H.; ZAHOOR, A.; NISHIHARA, E. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. **Soil Use and Management**, v. 27, p. 205-212, 2011.

VIEIRA, G. E. G.; ALEXANDRE, G. P. Tratamento, caracterização e obtenção de bio-óleo combustível a partir da pirólise termocatalítica de lodo de esgoto doméstico – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 15, n. 23, p. 01-104, 2014.

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M.; PÉREZ, D. V.; SILVA, C. M. M. de S. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 919-926, 2005.

WANG, J.; ZHANG, M.; XIONG, Z.; LIU, P.; PAN, G. Effects of biochar addition on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from two paddy soils. **Biology and Fertility of Soils**, n.47, p. 887-896, 2011.

WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of the degtjarref method for determining soil organic matter and proposed modification of the chronic tritration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.

WRIGHT, S.F.; UPADHYAYA, A.A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. **Plant and Soil**, v. 198, n. 1, p. 97-107, 1998.

WU, F.; JIA, Z.; WANG, S.; CHANG, S.X.; STARTSEV, A. Contrasting effects of wheat straw and its biochar on greenhouse gas emissions and enzyme activities in a Chernozemic soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, p. 555-565, 2013.

WOODS, W. I.; GLASER, B. **Amazonian Dark Earths: Explorations in Space and Time**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Hardcover, XIV, 216p. 2004.

XU, N.; TAN, G.; WANG, H.; GAI, X. Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure. **European Journal of Soil Biology**, v. 74, p.1-8, 2016.

YANG, X.B.; YING, G.G.; PENG, P.A.; WANG, L.; ZHAO, J.L.; ZHANG, L.J.; YU, G.; ZHANG, B.; LU, X.; LI, J.; CHEN, J.; ZUO, J. Efficient removal of phosphorus in bioretention system by sludge pyrolysis residue. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 8, p. 3491–3499, 2015.

YUAN, H.; LU, T.; HUANG, H.; ZHAO, D.; KOBAYASHI, N.; CHEN, Y. Influence of pyrolysis temperature on physical and chemical properties of biochar made from sewage sludge. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 112, p. 284–289, 2015.

YUAN, P.; HE, H.P. Influence of biochars on plant uptake and dissipation of two pesticides in an agricultural soil. **Journal Agricultural Food Chemistry**, v. 58, p. 7915-7921, 2010.

YANKO, W. A. Occurrence of pathogens in distribution and marketing Municipal sludges. In: Environmental regulation and technology: control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. **Rapport U. S. EPA 600/I-87/014**. National Technical Information Service: Springfield, Virginia. 1987.

YAVARI, S.; MALAKHAMAD, A.; SAPARI, N.B. Biochar efficiency in pesticides sorption as a function of production variables—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 13824-13841, 2015.

YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science Plant Analysis**, v.19, p. 1467-1476, 1988.

YU, J. The foreground analysis of sewage sludge agriculture application in China. **Advance Materials Research**, 335-336, p. 1316-1320, 2011.

ZHANG, A.; LIU, Y.; PAN, G.; HUSSAIN, Q.; LI, L.; ZHENG, J.; ZHANG, X. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain. **Plant & Soil**, v.351, p.263-275, 2012.

ZHOU, Y.; GAO, B.; ZIMMERMAN, A.R.; FANG, J.; SUN, Y.; CAO, X. Sorption of heavy metals on chitosan-modified biochars and its biological effects. **Chemical Engineering Journal**, n. 231, p. 512-518, 2013.

ZIELINSK, A.; OLESZCZUK, P.; CHARMAS, B.; SKUBISZEWSK-ZIEBA, J.; PASIECZNA-PATKOWSKA, SYLWIA. Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**. v. 112, p. 201–213, 2015.

ZUBA JUNIO, G.R.; SAMPAIO, R.A.; NASCIMENTO, A.L.; SANTOS, G.B.; SANTOS, L.D.T.; FERNANDES, L.A. Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 7, 2013.

ZUBA JUNIO, G.R.; SAMPAIO, R.A.; SANTOS, G.B.; NASCIMENTO, A.L.; PRATES, F.B.S.; FERNANDES, L.A. Metais pesados em milho fertilizado com fosfato natural e composto de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 10, p. 1082-1088, 2011.

ZWIETEN, V. L.; KIMBER, S.; MORRIS, S.; CHAN, K.Y.; DOWNIE, A.; RUST, J.; JOSEPH, S.; COWIE, A. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. **Plant and Soil**, v. 327, p. 235-246, 2010.

## **CAPÍTULO I**

### **BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO PODE SUBSTITUIR FERTILIZANTES INORGÂNICOS PARA PRODUÇÃO DE MILHO? EVIDÊNCIAS DE UM EXPERIMENTO DE CAMPO DE DOIS ANOS**

Artigo publicado na revista: Archives of Agronomy and Soil Science em 07 de agosto de  
2017

DOI 10.1080/03650340.2017.1360488

## 5. BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO PODE SUBSTITUIR FERTILIZANTES INORGÂNICOS PARA PRODUÇÃO DE MILHO? EVIDÊNCIAS DE UM EXPERIMENTO DE CAMPO DE DOIS ANOS

### 5.1. RESUMO

O lodo de esgoto (LE) é um subproduto originado do tratamento de águas residuais das atividades humanas e industriais. Seu manejo é difícil e novas tecnologias de tratamento precisam ser buscadas para viabilizar a sua disposição final. O LE pode ser pirolizado e gerar um produto final sólido denominado biochar. Este processo tecnológico pode viabilizar o uso agrícola do LE. Apesar do grande número de pesquisas sobre os efeitos agrônômicos do biochar, ainda são escassos os trabalhos realizados em condições de campo tendo o LE como matéria-prima. Foi conduzido um experimento de campo por dois anos onde foram avaliados os efeitos da aplicação de biochar de LE produzido sob diferentes temperaturas de pirólise e sua combinação com adubação mineral nas propriedades químicas do solo, nutrição e produtividade do milho. Para isso, foram aplicados 15 Mg ha<sup>-1</sup> de biochar combinado ou não com adubo mineral (NPK) nas safras 2015 e 2016. Avaliaram-se as propriedades químicas relacionadas à fertilidade do solo, absorção de macro e micronutrientes e produtividade do milho. A aplicação de biochar de LE ao solo promoveu um aumento nos atributos químicos do solo, principalmente nos teores de P, Mg, capacidade de troca catiônica e saturação por bases do solo. De maneira geral, nas duas safras, os efeitos do biochar no solo resultaram em uma maior absorção de nutrientes pelas plantas, destacadamente de P, além de maior produtividade de grãos de milho. Concluí-se que a aplicação de biochar de LE é capaz de substituir a adubação mineral com N e P para a produção de grãos de milho em solos intemperizados do Brasil central.

**Palavras-chave:** Biosólido; Pirólise; *Zea mays* L

### 5.2. INTRODUÇÃO

As projeções de crescimento populacional mundial indicam que até o fim deste século a população ultrapassará os 11 bilhões de habitantes (ONU, 2015). Este aumento populacional traz consigo dois grandes desafios para as sociedades: elevar os níveis de produção de alimentos e encontrar formas adequadas e sustentáveis de utilização dos resíduos urbanos gerados.

O tratamento de efluentes urbanos e industriais gera inevitavelmente quantidades significativas de LE (ZHANG et al., 2015). Atualmente, entre as alternativas de destino do LE, em termos mundiais, destacam-se a reutilização em áreas agrícolas (42%), incineração (27%), aterro (14%) e outros (17%) (SAMOLA et al., 2014). No entanto, todas essas alternativas envolvem inconvenientes relacionados à poluição do ar e/ou do solo (ALVAREZ

et al., 2015). Entre os principais poluentes presentes no LE estão os metais pesados (SONG et al., 2014), compostos tóxicos (ATÍENZA-MARTINEZ et al., 2013) e microrganismos patogênicos, que têm provocado a limitação do uso do LE em diversos países do mundo.

No Brasil, em respeito às limitações impostas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) na resolução 375/2006, o LE gerado nas estações de tratamento de esgoto (ETEs), embora possua grande potencial de utilização agrícola, tem se acumulado nos pátios de secagem ou sido descartado em aterros, representando um grande problema ambiental. No entanto, em ETEs de centros urbanos não industrializados como no caso do Distrito Federal, o LE produzido apresenta baixa concentração de metais tóxicos (LEMAINSKI & SILVA, 2006; CAESB, 2014). Nesse caso a limitação de uso é decorrente apenas da presença de microrganismos patogênicos possibilitando que a situação seja contornada pela transformação termoquímica do LE por pirólise em condições anóxicas. Nesse processo há a eliminação dos agentes causadores de doenças e geração de um produto denominado biochar, seguro para aplicação no solo (DEVI & SAROHA, 2013) e capaz de promover a ciclagem de nutrientes e fixar carbono por longo período de tempo.

Os primeiros trabalhos com biochar de LE demonstram o seu potencial para uso na agricultura com melhorias no condicionamento e qualidade do solo (PAZ-FERREIRO et al., 2012). Outros resultados indicam ainda aumento da produção agrícola pelo incremento de matéria orgânica e fornecimento de nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) (TIAN et al., 2014), correção da acidez do solo (ZIELINSKI et al., 2015), além de aumento da CTC através da ativação de grupamentos funcionais de superfícies (BUTNAN et al., 2015), diminuição das perdas de nutrientes por lixiviação (LAIRD et al., 2010), e fixação de carbono no solo decorrente da sua elevada estabilidade química (LEHMANN, 2007; LAIRD et al., 2010). Seu uso agrícola configura, portanto, uma prática altamente promissora para o desenvolvimento de sistemas sustentáveis.

Embora seja crescente o número de publicações com uso de biochar a partir de diversas matérias-primas, ainda são incipientes os experimentos de campo que utilizam o LE pirolisado, por duas safras consecutivas. Além disso, o efeito da aplicação de biochar de LE obtido por diferentes temperaturas, exclusiva ou em combinação com adubação mineral, em solos extremamente intemperizados com baixa disponibilidade de nutrientes precisa ser melhor compreendido.

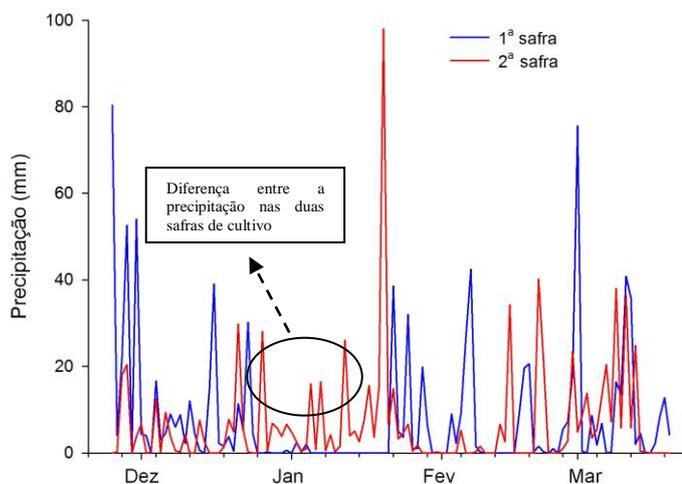
No presente trabalho foi testada a hipótese de que a aplicação de biochar de LE é capaz de substituir a adubação mineral com NPK para a produção de grãos de milho em solos intemperizados do Brasil central.

Nessa perspectiva, o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da aplicação de biochar de LE produzido sob diferentes temperaturas de pirólise e sua combinação com adubação mineral nas propriedades químicas do solo, nutrição e produtividade do milho.

### 5.3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 5.3.1. Área experimental

O experimento de campo foi conduzido na fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília, localizada no Núcleo Rural Vargem Bonita, Brasília – DF, latitude 15 °56 ' 45 ''S, longitude de 47 °55 '43 ''W e altitude 1095 metros. O clima da região é do tipo Aw (tropical estacional de savana, Köppen). A região passa por uma estação chuvosa de outubro a março e uma estação seca de abril a setembro, com precipitação anual média (período de 2001 a 2014) de 1500 mm e temperaturas variando de 17 a 28 ° C. Na Figura 5.1 são apresentadas a precipitação e a temperatura média do ar durante os meses de cultivo do milho nas duas safras estudadas, destacando a diferença entre o volume de chuva no meses de janeiro nos dois anos avaliados.



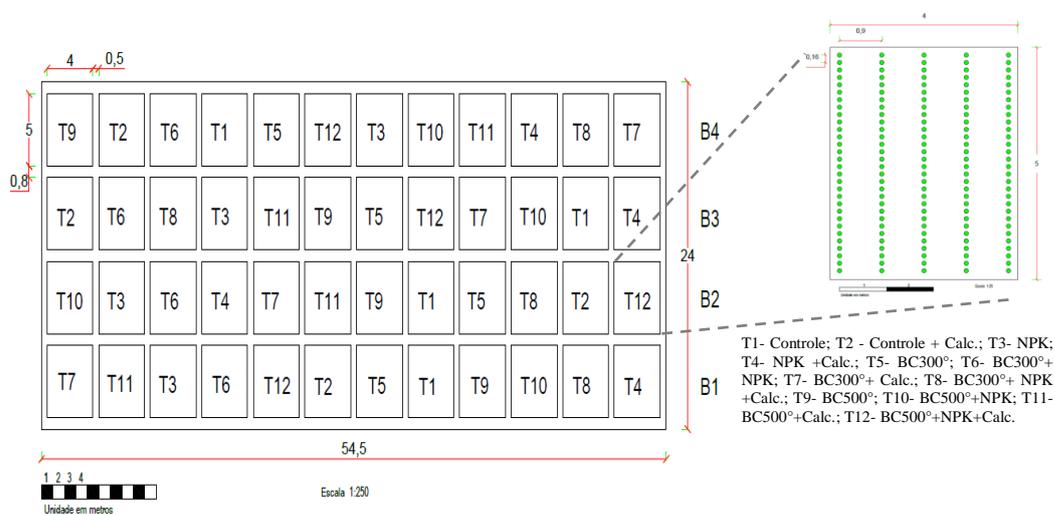
**Figura 5.1.** Precipitação pluviométrica diária (mm) na área experimental nos meses de condução do experimento, durante dois ciclos consecutivos de cultivo do milho (2015 e 2016). Fonte: Estação meteorológica da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, Brasil.

O estudo foi conduzido durante dois anos agrícolas nas safras de 2014/2015 (1° safra) e 2015/2016 (2° safra) em área ocupada por pastagem em avançado estágio de degradação,

com solo classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo ácrico petroplúntico, profundo, textura argilosa, estrutura granular a grumosa (EMBRAPA, 2006).

Antes da instalação do experimento amostras de solo foram coletadas para caracterização química da área, cujos resultados são apresentados na Tabela 5.1. O experimento foi composto por seis tratamentos dispostos em delineamento de blocos casualizados: 1) controle - sem biochar e fertilizante NPK; 2) NPK - com fertilizante NPK; 3) BC300: com biochar produzido na pirólise temperatura de 300° C; 4) BC500: com biochar produzido à temperatura de pirólise de 500° C; 5) BC300 + NPK: com BC300 e fertilizante NPK; 6) BC500 + NPK: com BC500 e fertilizante NPK.

Cada parcela experimental continha 20 m<sup>2</sup> (5 m × 4 m), onde foram aplicados manualmente em superfície, antes do estabelecimento do experimento, o equivalente a 15 Mg ha<sup>-1</sup> (em peso seco) de biochar de LE, isolado ou em combinação com adubo mineral NPK (fórmula 4-14-8), na dose de 714 kg ha<sup>-1</sup>. Foram aplicados nas linhas de cultivo 30 kg ha<sup>-1</sup> de N (como uréia), 45 kg ha<sup>-1</sup> de P (como superfosfato simples e triplo) e 48 kg ha<sup>-1</sup> de K (como cloreto de potássio). Quantidades aplicadas para obter um rendimento de grãos de aproximadamente 10 t ha<sup>-1</sup>.



**Figura 5.2.** Croqui da área experimental destacando a distribuição das plantas dentro das parcelas.

As aplicações nos dois anos de cultivo seguiram as recomendações de Sousa & Lobato (2004) para região do cerrado brasileiro. As características dos biochars e do solo são apresentadas na Tabela 5.1.



**Figura 5.3.** Vista aérea da área experimental antes do estabelecimento do experimento (Google Earth®)

**Tabela 5.1.** Características químicas, físicas e biológicas do solo e dos biochars estudados.

Propriedade	Solo	BC 300 °C	BC 500 °C
CT (%)	-	23,4	19,0
NT (%)	-	3,3	2,3
C/N	-	7,0	8,3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	-	17,5	5,84
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	-	431,9	169,3
P (mg kg <sup>-1</sup> )	0,00238	41,1	61,3
K <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	0,061	1,06	1,25
Ca <sup>+2</sup>	2,38 <sup>a</sup>	6,7 <sup>b</sup>	7,8 <sup>b</sup>
Mg <sup>+2</sup>	0,86 <sup>a</sup>	1,8 <sup>b</sup>	1,7 <sup>b</sup>
S (g kg <sup>-1</sup> )	-	15,1	7,4
Al <sup>+3</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>3</sup> )	0,04	-	-
H+Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>3</sup> )	5,90	-	-
SB (cmol <sub>c</sub> dm <sup>3</sup> )	3,40	-	-
t (cmol <sub>c</sub> dm <sup>3</sup> )	3,44	-	-
T (cmol <sub>c</sub> dm <sup>3</sup> )	9,30	-	-
V (%)	36,6	-	-
B (mg kg <sup>-1</sup> )	-	9,1	12,05
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	-	1,4	1,1
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )	-	450	541
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	-	1,0	1,2
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	-	5,3	6,2
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,9	6,0	6,5
AF	-	24,3	4,3
AH	-	19,3	1,1
Humina	-	74,8	95,6
VP (ml/g)	-	0,027	0,053
ASE (m <sup>2</sup> /g)	-	20,17	52,470
Coliforme termotolerante <sup>c</sup>	-	<1	<1
Helmintos <sup>d</sup>	-	0	0

<sup>a</sup> (cmol<sub>c</sub> dm<sup>3</sup>); <sup>b</sup> (g/kg); <sup>c</sup>(NMP/g matéria seca); <sup>d</sup> (ovos viáveis/g matéria seca); F-ácido fúlvico; AH-ácido húmico; VP-volume de poros; ASE-área superficial específica.

### 5.3.2. Produção do biochar

Os biochars foram produzidos a partir de amostras de LE coletadas nas estações de tratamento de esgoto (ETE) do Gama e Samambaia, pertencentes à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Estas ETE's utilizam o sistema de tratamento em nível terciário, no qual, além da decomposição anaeróbia do lodo, são

removidos, do efluente líquido, nutrientes específicos como fósforo e nitrogênio que permanecem na massa de lodo de esgoto final que posteriormente é disposta em pátios de secagem. Na tabela 5.2 são apresentadas algumas características do lodo de esgoto *in natura*.

**Tabela 5.2.** Características do lodo de esgoto *in natura*.

Parâmetro	Unidade	Valor
Umidade (65 °C)	g g <sup>-1</sup>	0,17
Sólidos voláteis	g g <sup>-1</sup>	0,45
Cinzas	g g <sup>-1</sup>	0,54
pH	-	4,78
P	g kg <sup>-1</sup>	0,035*
NT	g kg <sup>-1</sup>	43,9*
CT	g kg <sup>-1</sup>	308,8*
Ca	g kg <sup>-1</sup>	5,8*
Mg	g kg <sup>-1</sup>	1,0*
K	g kg <sup>-1</sup>	1,0*

\*Fonte: Batista L.F (2015).

A produção do biochar foi realizada no Laboratório de Qualidade e Preservação da Madeira, localizado na FAL - UnB. Para isso, o LE seco ao ar (aproximadamente 20% de umidade) foi passado em peneira de malha 8 mm e submetido às temperaturas de 300 °C e 500 °C em forno de pirólise (Linn Elektro Therm, Eschenfelden, Alemanha) a uma taxa média de aumento de temperatura de 2,5 °C min<sup>-1</sup>, totalizando 120 e 200 minutos para atingir 300 e 500 °C respectivamente e tempo de residência de 30 minutos. Dentro do forno, as amostras foram colocadas em um recipiente de metal adaptado ao espaço interno do forno que contém um sistema de saída de gases e bio-óleo, com mecanismo para evitar o fluxo de oxigênio, além de um termostato digital para o controle de temperatura (Figura 5). Após a pirólise o biochar foi pesado e acondicionado em sacos plásticos para posterior incorporação ao solo.



**Figura 5.4.** Forno pirolisador com sistemas de saída de gases e óleo (a); termostato digital (b).

### 5.3.3. Condução do experimento

Antes da instalação do experimento, foram realizadas operações de aração, gradagem e adubação corretiva na área experimental, com aplicação de 200 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (1110 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples) e 51 kg ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O (85 kg ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio). No segundo ano foram aplicados 100 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (555 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples) e 60 kg ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O (100 kg ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio).

A semeadura foi realizada em novembro de 2014 e 2015, utilizando sementes de milho híbrido LG 6030, com espaçamento entre linhas de 0,90 m e densidade de seis plantas por metro linear, totalizando aproximadamente 60000 plantas ha<sup>-1</sup> conforme recomendação técnica para o híbrido. Nas parcelas que receberam NPK, em ambas as safras, a adubação de cobertura foi realizada utilizando-se 150 kg ha<sup>-1</sup> de nitrogênio (na forma de uréia), parcelada em duas aplicações, quando as plantas apresentavam de 4 a 6 folhas (V4) e outra ao apresentarem de 8 a 10 folhas (V6).

Após a colheita, espigas colhidas de cinco plantas localizadas nas fileiras centrais das parcelas foram debulhadas e os grãos pesados para determinação da produtividade do milho. Os dados obtidos foram corrigidos para 13% de umidade nos grãos.

Amostras foliares foram coletadas manualmente com auxílio de tesoura e corte do terço médio da folha inferior contrária à espiga, armazenadas em sacos de papel e submetidas à secagem em estufa com circulação de ar a 65 °C até peso constante. Posteriormente o material coletado foi moído e analisado quanto aos teores de macro e micronutrientes conforme metodologia apresentada por Malavolta et al., (1989). Os valores de absorção de nutrientes foram obtidos com base na matéria seca das plantas excluindo os grãos. Para análises das propriedades químicas do solo (P, K, Ca, Mg, pH, CEC e SB), amostras de solo no estado friável foram coletadas após a colheita do milho, em pontos aleatórios dentro da parcela, na camada de 0-20 cm, com auxílio de trado holandês. Posteriormente, as amostras foram passadas em peneiras de malha 2,0 mm e analisadas conforme metodologia da Embrapa (2011). P disponível e potássio (K) foram extraídos com Mehlich 1; Cations trocáveis Ca<sup>2+</sup>; Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup>) foram extraídos com uma solução de KCl 1 mol L<sup>-1</sup>; O pH do solo foi determinado em solução de 0,01 mol L<sup>-1</sup> CaCl<sub>2</sub>, usando uma suspensão de proporção solo: solução de 1: 2,5 (v:v). As concentrações de H + Al foram determinadas em extratos de solo obtidos com acetato de cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> - pH 7,0. As concentrações foram determinadas por titulação usando um padrão de NaOH 0,025 mol L<sup>-1</sup>. Com base na análise química foram

estimados a soma de bases (SB), a capacidade de troca catiônica (CTC) e a saturação de base (V%).

Os dados foram inicialmente analisados quanto à distribuição normal com o uso do teste de Kolmogorov-Smirnov e posteriormente submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ) utilizando-se o software XLSTAT (ADDINSOFT, 2013).

## **5.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.4.1. Propriedades químicas do solo**

Os mais destacados efeitos do biochar de LE nas propriedades químicas do solo foram observados nos teores de P disponível (Figura 5.5.A). Comparado ao controle, ambos os biochars (BC300 e BC500), exclusivos ou combinados com NPK, aumentaram os teores de P nos dois anos de cultivo. Os efeitos do biochar nos teores de P foram maiores do que aqueles da adubação mineral ( $P < 0,05$ ). Esse aumento no segundo ano de cultivo contribuiu para a adição de 44,25 kg ha<sup>-1</sup> (BC500 + NPK) a 60,70 kg ha<sup>-1</sup> (BC300) de P no solo. A quantidade média recomendada de P o solo para produzir 10 t ha<sup>-1</sup> de grãos de milho é em média 42 kg ha<sup>-1</sup> (COELHO & FRANÇA, 1995), indicando assim que a quantidade de P fornecida através da aplicação do biochar de LE é ainda maior. Isso se deve à alta concentração de P presente no LE (TORRI et al., 2017) e ao conhecido efeito da pirólise que promove perdas gasosas de certos elementos, tais como C, H, O e N (DELUCA et al., 2009), com os aumentos resultantes de P no biochar final, como pode ser observado na Tabela 5.1 para o biochar produzido a 300 e 500 ° C, de 41,1 e 61,3 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

O P disponível no LE está predominantemente na sua forma inorgânica (TORRI et al., 2017), cerca de 70-90% do P (O'CONNOR et al. 2004) e geralmente encontra-se na forma de fosfato de alumínio (SHANNON & VERGHESE, 1976) sendo portanto mais resistente a perda por volatilização, que, no caso do P, ocorre a temperaturas de pirólise acima de 700 °C (GASKIN et al., 2008; HOSSAIN et al. 2011). O P orgânico é encontrado principalmente como ortofosfato monoésteres, diésteres de ortofosfato, fosfonatos, fitatos e fosfolípidos (HINEDI et al., 1989).

Essa quantidade substancial de P presente no biochar eleva os teores desse nutriente no solo através da sua liberação direta na forma de P solúvel (DELUCA et al., 2009). Outros estudos também têm sugerido que o P encontrado no biochar de LE está predominantemente na forma disponível às plantas e pode promover o incremento desse nutriente no solo

(BRIDLE & PRITCHARD, 2004). Esta disponibilidade de P pelo biochar de LE aumenta a funcionalidade nutricional desse produto, fundamental para solos tropicais, como Latossolos que predominam no Brasil e que, naturalmente, têm teores muito baixos desse nutriente (SOUSA & FIGUEIREDO, 2015).

As alterações nos teores de P no solo podem ocorrer ainda através das mudanças nas frações de P inorgânico, como demonstrado por Xu et al. (2014). De acordo com estes autores, o biochar também pode adsorver diretamente cátions tais como  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$ , e  $Ca^{2+}$ , resultando em uma diminuição na adsorção ou precipitação de P no solo. Adam et al. (2009) afirmam que o tratamento termoquímico de LE aumenta a biodisponibilidade de P por ocorrer uma sequência de reações químicas e transformações das fases minerais contendo fosfato, incluindo a formação de fosfatos portadores de Ca e Mg, tais como clorapatita, farringtonita e stanfieldite. Deenik & Cooney (2016) também observaram incremento nos teores de P do solo após a aplicação de biochar de LE. Biochars produzidos a partir de outras matérias-primas, como esterco de gado, madeira, cama de frango e resíduos de culturas, também melhoraram a disponibilidade de P no solo (UZOMA et al., 2011; KLOSS et al., 2012; GAO et al., 2016).

Ao contrário do P, a aplicação de biochar não aumentou a disponibilidade de K quando comparado ao tratamento controle, para ambas as safras de cultivo. A elevada absorção de K pelas plantas, decorrentes da alta produtividade das parcelas alteradas com biochar explica o baixo teor deste nutriente no solo após o cultivo, com teores similares ao controle. Além disso, o elevado teor de Ca no solo pode ter facilitado a lixiviação de K (TAMMEORG et al., 2014). A adição da adubação mineral ao BC500 promoveu aumento no teor de K do solo em comparação à aplicação exclusiva do BC500, após a 1ª safra, justificado pelo fornecimento de K proveniente do NPK. Embora tenha ocorrido um aumento na concentração de K nos biochars pirolisados a 300 °C e 500 °C em relação ao lodo *in natura* (Tabela 5.1), essa maior concentração não foi suficiente para promover elevação do K no solo para teores ‘adequados’ segundo classificação de Sousa & Lobato (2004).

Sousa & Figueiredo (2015) observaram aumento no K do solo após extração pela cultura do rabanete somente com doses acima de 50 g kg<sup>-1</sup> de biochar de LE, condições economicamente inviáveis para aplicação em grandes áreas de produção. Cogger et al. (2006) também relataram que a baixa concentração de K no LE, geralmente de 0,1 a 0,6% requer aplicação de altas doses do biochar para promover aumento deste nutriente no solo. Portanto, pesquisas que promovam o enriquecimento do biochar de LE com K ou o suprimento desse nutriente por outras fontes tornam-se necessárias.

A aplicação de biochar ou adubação mineral não alterou os teores de Ca no solo, nos dois anos de cultivo, embora a pirólise tenha duplicado o Ca presente no LE *in natura*. A calagem realizada antes da instalação do experimento também sugere uma supressão no efeito do fornecimento de Ca ao solo. No primeiro ano de cultivo o teor de Mg foi maior no tratamento BC500+NPK comparado ao controle. Na presença da adubação mineral (NPK), pode ocorrer o deslocamento de cátions divalentes ( $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$ ) influenciado pelo aumento da força iônica provocado pela adição de  $\text{K}^+$  (DECHEN & CARMELLO, 1986) que, pela ação das massas, desloca íons adsorvidos, mesmo sendo íons de maior valência (MEURER et al., 2000).

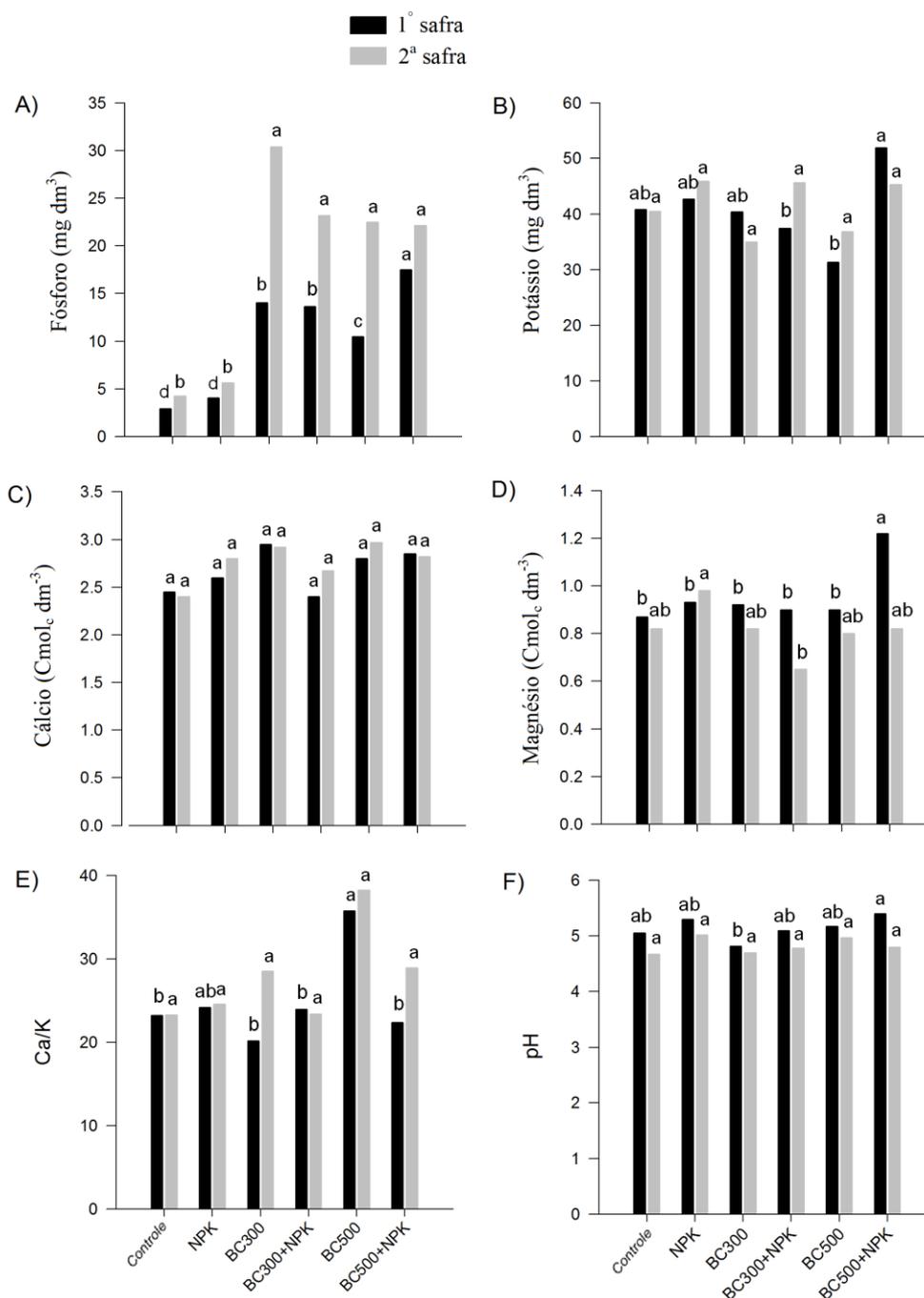
No segundo ano de cultivo, o biochar não aumentou o teor de Mg no solo, e a alta produtividade promovida pelo BC300+NPK resultou na elevada absorção deste nutriente, diminuindo, assim, seu teor no solo em relação ao controle.

Na 1ª safra a relação Ca/K do solo encontrou-se adequada para a região do Cerrado brasileiro, faixa que varia de 15 a 25 (Sousa & Lobato, 2004), em todos os tratamentos, exceto ao ser aplicado BC500 quando a relação se eleva para 35,75. O baixo teor de K no solo em virtude da elevada absorção deste elemento pelo milho sob aplicação BC500 aumentou a relação Ca/K. O equilíbrio entre os cátions básicos Ca/K é importante para que ambos sejam absorvidos pelas plantas, uma vez que alterações podem favorecer a absorção de um nutriente em detrimento do outro, tornando-o limitante para o desenvolvimento da cultura. Na segunda safra não houve efeito dos tratamentos sobre a relação Ca/K.

Não foi observado efeito da aplicação do BC300 e BC500 combinados ou não com adubação mineral NPK nos valores de pH do solo, em relação ao tratamento controle, nos dois anos de cultivo (Figura 5.5.F). Uma correção com calcário realizada em toda a área estudada antes da instalação do experimento inibiu o efeito alcalinizante do biochar na acidez do solo.

Sousa & Figueiredo (2015), avaliando a aplicação de diferentes doses de biochar de LE, também não observaram alterações no pH em solo com acidez previamente corrigida. Porém, alcalinizar solos ácidos é uma característica verificada em diversos biochars obtidos de diferentes matérias-primas quando não há uma prévia correção da acidez (VAN ZWIETEN et al., 2010; HOSSAIN et al., 2010; LAIRD et al., 2010; AMELLOT et al., 2015). Isso se deve ao fato de que durante a pirólise das matérias-primas, a concentração de carbonato é aumentada e uma vasta gama de grupos funcionais oxigenados, tais como  $-\text{COO}^-$  e  $-\text{O}^-$ , são gerados na superfície do biochar (AHMAD et al., 2014). Outros estudos atribuem esse efeito à formação de carbonatos e reações de polimerização/condensação ocorridas durante a pirólise

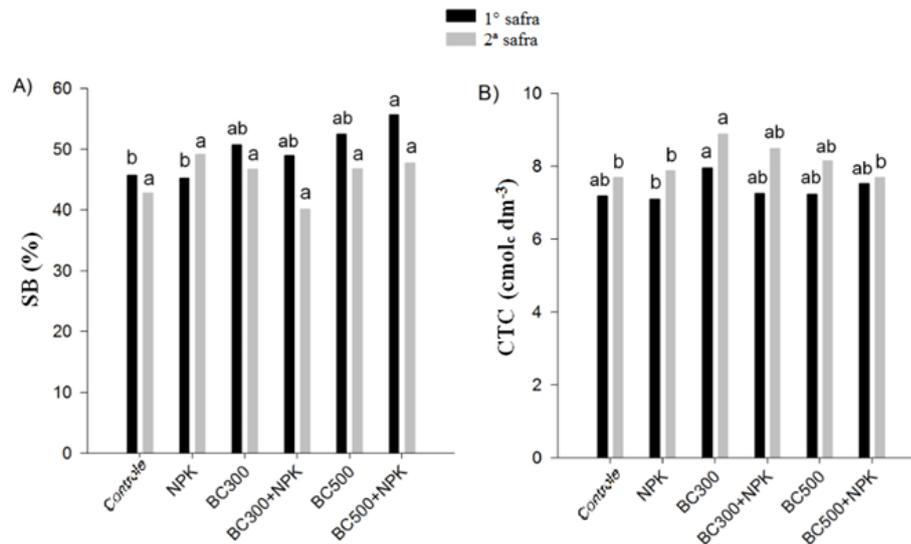
(MÉNDEZ et al., 2005). Além disso, temperaturas mais elevadas produzem biochars com maior efeito alcalinizante (YUAN et al., 2011), que pode ser ainda potencializado na presença da adubação mineral, como observado na comparação do BC300 e BC500+NPK, onde este último elevou o pH em 0,58 unidades (Figura 5.5.F).



**Figura 5.5.** Características químicas do solo com aplicação de biochar de LE. Letras iguais não diferem entre si na mesma safra pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ ).

Na figura 5.6 são apresentados os valores dos indicadores de fertilidade do solo em função da aplicação de biochar de LE e adubação mineral. Diferenças na saturação de bases (SB) entre os tratamentos foram observadas apenas no primeiro ano avaliado, onde a presença do BC500+NPK aumentou a SB do solo em cerca de 10% comparado ao tratamento controle e à adubação mineral (Figura 5.6.A). Esse aumento pode estar relacionado ao incremento nos teores de K e Mg promovido pelo tratamento BC500+NPK, uma vez que esses cátions básicos passam a ocupar cargas do complexo de troca anteriormente ocupadas por  $H^+$  e  $Al^{+3}$ , aumentando a SB do solo (YUAN et al., 2011). De maneira geral houve uma redução da SB na segunda safra comparada à primeira. Isso é decorrente de dois fatores: a não aplicação de calcário no segundo ano e a maior produtividade da cultura, favorecida pela maior precipitação pluviométrica ocorrida no segundo ano de cultivo (Figura 5.1).

No primeiro ano avaliado não houve efeito do biochar e da adubação mineral na CTC do solo, comparado ao tratamento controle (Figura 5.6.B). Porém, nesse primeiro ano, o BC300 proporcionou maior CTC do solo comparado ao NPK ( $P < 0,05$ ). Da mesma forma, no segundo ano de cultivo, a CTC foi elevada com a aplicação do BC300 que apresentou valor maior do que os tratamentos controle, NPK e BC500+NPK ( $P < 0,05$ ). A maior CTC promovida pelo BC300 pode ser decorrente do maior número de grupos orgânicos nesse biochar com potencial para gerar cargas negativas na sua superfície. Com a pirólise a  $300\text{ }^{\circ}\text{C}$  há a transformação dos grupos funcionais orgânicos com a presença de C carboxílico capaz de reter cátions, com o aumento da temperatura, este grupo funcional e os grupos hidroxilos diminuem progressivamente (ZORZONA et al., 2016). Para amostras de biochar, a CTC varia muito com as diferentes matérias-primas e temperaturas de pirólise (CELY et al., 2015). Contudo, esta propriedade química é componente-chave para o manejo de solos tropicais altamente intemperizados como os que ocorrem na região central do Brasil.



**Figura 5.6.** Indicadores de fertilidade do solo com aplicação de biochar de LE. A) soma de bases (SB). B) capacidade de troca de cátions (CTC). Letras iguais não diferem entre si na mesma safra pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ )

#### 5.4.2. Absorção de nutrientes pelo milho

Em geral, a aplicação de biochar aumentou a absorção de nutrientes pelas plantas (Tabela 5.3). Assim sendo, este estudo confirma o valor nutricional do biochar de LE e o inclui no grupo dos biochars de diferentes matérias-primas que são benéficas para fins nutricionais de diferentes culturas agrícolas (HOSSAIN et al., 2010; KHAN et al. 2013; SONG et al., 2014; DOAN et al., 2015; GWENZI et al., 2015). A absorção de nutrientes pelo milho foi maior na segunda safra (Tabela 5.3). Isso pode ser decorrente do maior volume de chuva no segundo ano (Figura 5.1), além dos benefícios da reaplicação do biochar no aumento da reserva de alguns nutrientes no solo. Na primeira safra, tanto o biochar de LE quanto a adubação mineral NPK elevaram a absorção de N pelas plantas em relação ao controle. Na segunda safra, apenas o BC300+NPK aumentou a absorção desse nutriente,  $107,66 \text{ kg ha}^{-1}$  a mais que o tratamento controle. A maior concentração de N no BC300, associada a aplicação de N via adubação mineral, permitiu um maior aporte ao solo e maior absorção de N pelas plantas. Durante a pirólise, os materiais contendo N são decompostos, liberando diferentes compostos sólidos, líquidos e gasosos e as maiores perdas de N na forma de gases ocorrem conforme o aumento da temperatura de 300 a 500 °C (TIAN et al., 2014).

Comportamento semelhante ao do N no primeiro ano de plantio foi observado com o P, onde a presença do biochar nas duas temperaturas de pirólise e o tratamento com aplicação

exclusiva de NPK elevaram a absorção de P em relação ao controle (Tabela 5.3). A adição da adubação mineral ao BC300 (BC300+NPK) elevou seu potencial nutricional proporcionando maior absorção de P as plantas igualmente a aplicação isolada do BC500. A alta concentração de P no biochar resultou em elevada disponibilidade deste nutriente no solo e, consequentemente maior absorção pelo milho, tornando a concentração foliar de P adequado às plantas nas duas safras (Tabela 5.1), entre 2,5 e 3,5 g kg<sup>-1</sup> (MARTINEZ et al., 1999). Da mesma forma, Kim et al. (2016) observaram um aumento no rendimento de milho relacionado ao aumento de 51% de P no solo com aplicação de biochar de casca de arroz e fertilizante mineral em relação ao controle. Parvage et al. (2013) também relataram que a aplicação ao solo de biochar produzido com resíduos de trigo promoveu um aumento no P solúvel em água de 11 a 253%. Outro fator relevante que pode explicar o aumento da absorção de P na presença do biochar seria um aumento da micorrização. Fungos micorrízicos arbusculares são especialmente importantes para aquisição de P, que apresenta baixa mobilidade no solo e alta interação com a superfície de colóides minerais, dificultando sua absorção pelas plantas (SMITH & READ, 2008).

Em solos com baixa disponibilidade de nutrientes, Blackwel et al. (2015) observaram uma alta absorção de nutrientes como consequência do aumento da colonização micorrízica na presença de biochar. Budi & Setyaningsih (2013) também observaram um aumento da colonização micorrízica com o aumento da taxa de biochar adicionado. Entretanto, ainda são poucos os estudos relatando o efeito do biochar na colonização micorrízica e resultados divergentes são normalmente apresentados (HAMMER et al., 2014). Portanto, estudos mais aprofundados necessitam ser conduzidos, considerando a grande concentração de P solúvel presente no LE.

Embora o fornecimento de K através da aplicação de biochar e adubo mineral não tenha elevado o teor deste nutriente no solo, a absorção de K pelas plantas na presença dos biochars adicionados a adubação mineral (BC300+NPK, BC500+NPK) assim como somente do NPK, foi superior ao controle na segunda safra (2016), o que pode ser associado a maior produtividade e por tanto, necessidade deste nutriente nos demais tratamentos.

As plantas cultivadas na presença de BC300 e BC500 isolado ou combinado com NPK ou ainda sob adubação mineral exclusiva tiveram maior absorção de Ca, comparadas ao controle, no primeiro ano de cultivo do milho (Tabela 5.3). No segundo ano, apenas o BC300+NPK e BC500 promoveram aumento na absorção de Ca nas plantas em relação ao controle, não havendo diferenças estatísticas entre os demais tratamentos ( $P < 0,05$ ). No primeiro ano de cultivo do milho a absorção de Mg pelo milho nos tratamentos BC300,

BC300+NPK e BC500 foi superior ao controle, não havendo diferença entre os demais tratamentos ( $P < 0,05$ ). No segundo ano, apenas a aplicação de BC500 resultou em maior absorção de Mg pelas plantas ( $48,91 \text{ kg ha}^{-1}$ ) em relação ao controle ( $24,84 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

**Tabela 5.3.** Absorção de macro e micronutrientes em plantas de milho cultivadas sob aplicação de biochar e adubação mineral em dois anos de cultivo.

Safr	N		P		K		Ca	
	kg ha <sup>-1</sup>							
	1°	2°	1°	2°	1°	2°	1°	2°
Controle	50,46 b	145,48 b	4,88 b	14,97 c	33,11 b	135,23 c	8,72 b	30,28 b
NPK	80,39 a	225,42 ab	7,45 a	25,08 b	47,15 a	219,01 ab	16,58 a	40,75 ab
BC300	75,30 a	214,58 ab	8,70 a	26,87 b	41,18 ab	163,63 bc	18,08 a	44,63 ab
BC300+NPK	72,79 a	253,14 a	8,52 a	35,62 a	37,50 ab	285,89 a	17,15 a	46,40 a
BC500	72,05 a	217,15 ab	8,98 a	29,75 ab	40,86 ab	178,27 bc	18,03 a	48,12 a
BC500+NPK	69,76 a	221,88 ab	8,58 a	26,39 b	41,84 ab	225,87 ab	14,17 a	33,69 ab

Safr	Mg		S		Cu		Zn	
	kg ha <sup>-1</sup>							
	1°	2°	1°	2°	1°	2°	1°	2°
Controle	8,78 b	24,84 bc	3,94 b	11,07 c	0,04 b	0,07 c	0,04 b	0,11 c
NPK	12,72 ab	27,03 bc	6,73 a	17,64 ab	0,06 b	0,10 bc	0,04 b	0,17 b
BC300	16,03 a	38,75 ab	6,80 a	15,77 bc	0,13 a	0,12 ab	0,09 a	0,26 a
BC300+NPK	15,16 a	26,23 bc	6,31 a	22,90 a	0,14 a	0,15 a	0,10 a	0,26 a
BC500	17,52 a	48,91 a	6,41 a	17,04 ab	0,14 a	0,13 ab	0,10 a	0,25 a
BC500+NPK	13,01 ab	20,68 c	6,33 a	16,23 bc	0,14 a	0,10 bc	0,09 a	0,19 b

Safr	Fe		Mn	
	kg ha <sup>-1</sup>			
	1°	2°	1°	2°
Controle	0,47 a	0,8 c	0,03 d	0,2 c
NPK	0,46 a	1,2 ab	0,64 bc	0,3 bc
BC300	0,54 a	1,1 bc	0,09 a	0,4 b
BC300+NPK	0,62 a	1,5 a	0,07 ab	0,6 a
BC500	0,54 a	1,3 ab	0,05 c	0,3 b
BC500+NPK	0,51 a	1,2 abc	0,06 bc	0,4 ab

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ ).

Da mesma forma que a adubação mineral NPK, a aplicação de BC300 e BC500, isolado ou em combinação com NPK, promoveu no primeiro ano de cultivo, maiores absorções de S e Mn pelo milho. No segundo ano, a aplicação de biochar (BC300 e BC500) elevou o teor de Mn acima do nível crítico (Tabela S1), que estima a dose de nutrientes suficientes para uma produção máxima de até 95% (ULRICH & HILLS, 1967) e quando um dado nutriente encontra-se acima da faixa crítica, considera-se que a cultura esteja bem nutrida do elemento em questão. A aplicação do BC300+NPK e BC500 ao solo elevou a absorção de S pelas plantas, comportamento observado também na presença de NPK em

relação ao controle. Uma menor temperatura de pirólise promove maior acúmulo de S na biomassa, este efeito adicionado ao S presente na matéria prima utilizada na formulação NPK resultou na maior absorção desse nutriente pelas plantas. Considerando as condições atuais dos solos agrícolas do cerrado brasileiro e a importância do S para a produção, tornou-se comum a adição desse nutriente nas formulações NPK comerciais.

A aplicação de biochar elevou a absorção de Cu pelas plantas (Tabela 5.3), tanto na primeira quanto na segunda safra. No primeiro ano de cultivo, aumentos de até 100% foram observados com aplicação de biochar exclusivo ou combinado com NPK, elevando a concentração foliar deste nutriente para faixa acima do adequado, 6-20 mg dm<sup>-3</sup> (MARTINEZ et al., 1999). Na segunda safra a concentração foliar de Cu encontra-se dentro da faixa ideal. Quando absorvido em excesso, o Cu pode causar redução de biomassa, sintomas de clorose e afetar o desenvolvimento das raízes (YADAV et al., 2010). Além disso, pode causar deficiência de outros nutrientes na planta, como N e Fe, através da interferência no mecanismo de absorção desses elementos, quando em competição com íons de Cu (LLORENS et al., 2000). A presença do BC300 e BC500 duplicou o teor de Cu nas plantas. O BC300+NPK elevou em 2,1 vezes o teor deste micronutriente comparado ao tratamento controle. A alta afinidade do Cu com a matéria orgânica pode fazer com que este nutriente se eleve durante o processo de pirólise. Isso ocorre através do processo de desidratação e despolimerização do material, que altera as estruturas orgânicas deixando o elemento em forma mais disponível para as plantas (BIBAR et al., 2013).

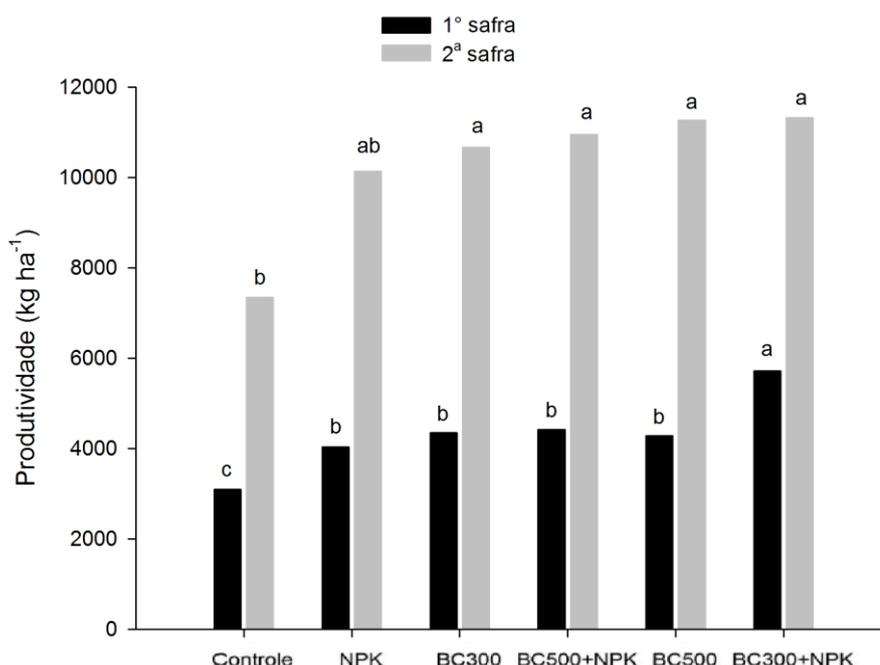
O mesmo comportamento pode ocorrer com o Zn, que além de metal potencialmente tóxico é um micronutriente essencial ao desenvolvimento das plantas, sendo sua disponibilidade, portanto, desejada, desde que não seja em quantidades excessivas causando toxicidade. No presente trabalho, as plantas que se encontravam na presença do biochar, exclusivo ou com adição de NPK, absorveram maior teor de Zn em relação ao tratamento controle, e portanto, apresentaram concentração foliar dentro da faixa de suficiência (Tabela S1) de 20-70 mg dm<sup>-3</sup> (MARTINEZ et al., 1999) nos dois anos de cultivo.

Não houve efeito dos tratamentos sobre a absorção de Fe no primeiro ano avaliado. Porém, no segundo ano, assim como o Zn, os tratamentos NPK, BC300+NPK e BC500 promoveram maior absorção de Fe pelas plantas. Entretanto, todos os tratamentos apresentaram teor foliar de Fe dentro da faixa considerada ideal para o milho (Tabela S1) 20-250 mg dm<sup>-3</sup> (MARTINEZ et al., 1999). A aplicação de biochar aumentou a absorção de Mn pelo milho, com destaque para as plantas dos tratamentos BC300 e BC300+NPK que se encontram com a concentração de Mn dentro dos valores adequados para a cultura do milho

(Tabela S1) no primeiro ano superando os demais tratamentos. No segundo ano de cultivo, embora a aplicação do biochar tenha elevado a absorção de Mn, as plantas de todos os tratamentos apresentaram concentração foliar dentro da faixa ideal de 20-150 mg dm<sup>-3</sup> (MARTINEZ et al., 1999).

### 5.4.3. Produtividade do milho

Como resposta aos efeitos positivos da aplicação de biochar de LE na fertilidade do solo e na absorção de nutrientes pela cultura, um aumento na produtividade do milho foi observado (Figura 5.7). De maneira geral, a produtividade do milho foi maior na segunda safra em todos os tratamentos avaliados. Essa diferença de produtividade entre os anos também é explicada pelo maior volume de chuva na safra 2016 (Figura 5.1), além da presença de veranicos no mês de janeiro de 2015, fase decisiva do ciclo da cultura na 1ª safra.



**Figura 5.7.** Produtividade de grãos de milho em resposta a aplicação de biochar de LE. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ )

Em relação ao tratamento controle, a aplicação de biochar de LE exclusivo ou combinado com NPK aumentou a produtividade de grãos de milho nos dois anos avaliados ( $P < 0,05$ ). No primeiro ano, BC300+NPK foi o tratamento que resultou na maior produtividade de grãos, produzindo até 3544 kg ha<sup>-1</sup> de grãos acima da produtividade do tratamento controle, mostrando o efeito positivo da aplicação de biochar suplementado pela adubação mineral. De qualquer forma, a aplicação apenas de biochar produzido em 300 ou 500 °C resultou, nos dois anos avaliados, em produtividades de grãos de milho similares à

aplicação de adubo mineral com NPK. Isso demonstra o potencial do biochar de LE para substituir adubação mineral na produção de grãos em solos altamente intemperizados, como os da região central do Brasil.

Outros estudos também indicam que aplicação de biochar de LE ao solo aumenta o rendimento das culturas. Sousa & Figueiredo (2015) afirmam que por promover a melhoria da fertilidade do solo o biochar de LE é capaz de melhorar o desenvolvimento de plantas de ciclo curto como rabanete. Para Gwenzi et al. (2016), a aplicação de biochar de lodo ao solo melhora as propriedades químicas e eleva o crescimento e produção de biomassa do milho. Khan et al. (2013) observaram o potencial do biochar de LE em aumentar a biomassa de plantas de alface.

Resultados semelhantes foram obtidos na produtividade de milho com a aplicação de outros tipos de biochars. Agegnehu et al. (2016) observaram um aumento significativo na produtividade de milho utilizando madeira de salgueiro (*Salix Spp.*) como matéria prima na produção do biochar, além de constatar um aumento no estoque de carbono no solo com potencial para fixar a longo prazo. Uzoma et al. (2011) obtiveram resultados semelhantes de aumento significativo na produtividade de milho com picos de rendimento de grãos na taxa de 15 t ha<sup>-1</sup> de biochar de esterco bovino, os autores relacionam os resultados a melhoria na CTC do solo. Major et al. (2010) observaram melhoras no rendimento de culturas (milho e soja) em até 4 anos após aplicação de biochar de madeira vendido comercialmente.

## **5.5. CONCLUSÃO**

A aplicação de biochar de LE ao solo promoveu um aumento nos parâmetros de fertilidade do solo, principalmente nos teores de P e Mg, na CTC e na saturação por bases do solo. O biochar não apresentou efeitos sobre o teor de K do solo. As melhorias nos indicadores de fertilidade do solo promovidas pelo biochar resultaram em uma maior absorção de nutrientes pelas plantas, principalmente na segunda safra, resultando em um melhor desenvolvimento e produtividade da cultura do milho. A aplicação de biochar de LE produzido em baixa ou alta temperatura (300 e 500 °C) foi capaz de substituir a adubação convencional de milho com adubo mineral solúvel (NPK), mantendo a mesma quantidade de grãos.

## 5.6. REFERÊNCIAS

ADAM, C.; PEPLINSKI, B.; MICHAELIS, M.; KLEY, G.; SIMON, F.G. Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. **Waste Management**. 29, 1122-1128, 2009.

ADDINSOFT, 2013. 'XLSTAT 2011: statistical software to MS Excel.' Addinsoft: New York.

AGEGNEHU, G.; BASS, A.M.; NELSON, P.N.; BIRD, M.I. Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. **Science of the Total Environment**. 543, 295-306, 2016.

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A.U.; LIM, J.E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S.S.; OK, Y.S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**. 99, 19-33, 2014.

ALVAREZ, J.; AMUTIO, M.; LOPEZ, G.; BARBARIAS, I.; BILBAO, J.; OLAZAR, M. Sewage sludge valorization by flash pyrolysis in a conical spouted bed reactor. **Chemical Engineering Journal**. 273, 173-183, 2015.

BIBAR, M.P.S.; COSCIONE, A.R.; ANDRADE, C.A. Disponibilidade de Cu, Zn, Cr e Cd em resíduos orgânicos e biocarvões pirolisados a 400 °C e 700 °C. In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, Florianópolis-SC, 2013. Ciência do solo para quê e para quem: disponível em: [www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/.../1/2013AA41.pdf](http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/.../1/2013AA41.pdf). Acesso em: 05/12/2015.

BUDI, S.W.; SETYANINGSIH, L. Arbuscular mycorrhizal fungi and biochar improved early growth of neem (*Melia azedarach* Linn.) seedling under greenhouse conditions. **Jurnal Manajemen Hutan Tropika**. 19, 103-110, 2013.

BRIDLE, T.R.; PRITCHARD, D. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. **Water Science Technology**. 50, 69-175, 2004.

CAESB: Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Brasília: CAESB; <http://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html>. Acessado em 5 Nov 2016.

CELY, P.; GASCÓ, G.; PAZ-FERREIRO, J.; MÉNDEZ, A. Agronomic properties of biochars from different manure wastes. **Journal Analytical Applied Pyrolysis**. 111, 173-182, 2015.

COGGER, S.G.; FORGE, T.A.; NEILSEN, G.H. Biosolid recycling: nitrogen management and soil ecology. **Canadian Journal of Soil Science**. 86, 613- 620, 2006.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 375/2006, 29/8/2006. <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano/>>. Acesso em: 10/08 2014.

DECHEN, A. R.; CARMELLO, Q. A. C. Simpósio de química avançada e fertilidade do solo. I Piracicaba, Campinas: Fundação Cargil, 179p, 1986.

DEENIK, J. L.; COONEY, M. J. The potential benefits and limitations of corn cob and sewage sludge biochars in an infertile Oxisol. **Sustainability**. 8, 131, 2016.

DELUCA, T.H.; MACKENZIE, M.D.; GUNDALE, M.J. Biochar effects on soil nutrient transformations. In: LEHMANN J. JOSEPH S. (eds) Biochar for Environmental Management. Earthscan, London, 251–269, 2009.

DEVI, P.; SAROHA, A.K. Effect of temperature on biochar properties during paper mill sludge pyrolysis. **International Journal Chemical Technology Research**. 682-687, 2013.

DOAN, T.T.; HENRY-DES-TUREAX, T.; RUMPEL, C.; JANEAU, J.L.; JOUQUET, P. Impact of compost, vermicompost and biochar on soil fertility, maize yield and soil erosion in Northern Vietnam: A three year mesocosm experiment. **Science of the Total Environment**. 514, 147–154, 2015.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solos. 2 ed. Rio de Janeiro, 230 p., 2011.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 306p., 2006.

GAO, S.; HOFFMAN-KRULL, K.; BIDWELL, A. L.; DELUCA, T. H. Locally produced wood biochar increases nutrient retention and availability in agricultural soils of the San Juan Islands, USA. **Agriculture Ecosystems Environment**. 233, 43-54, 2016.

GASKIN, J.W.; STEINER C.; HARRIS K.; DAS, K.C.; BIBENS, B. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. **T Asabe**. 51, 2061-2069, 2008.

HAMMER, E.C.; BALOGH-BRUNSTAD, Z.; JAKOBSEN, I.; OLSSON, P.A.; STIPP, S.L.S.; RILLIG, M.C. A mycorrhizal fungus grows on biochar and captures phosphorus from its surfaces. **Soil Biology Biochemistry**. 77, 252-260, 2014.

HINEDI, Z.R.; CHANG, A.C.; LEE, R.W.K. Characterization of phosphorus in sludge extracts using phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Journal Environmental Quality**. v. 18, p. 23-329, 1989.

HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; CHAN, K.Y.; NELSON, P.F. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). **Chemosphere**. 78, 1167-1171, 2010.

HOSSAIN, M.K.; STREZOV, V.; CHAN, K.Y.; ZIOLKOWSKI, A.; NELSON, P.F. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal Environment Management**. 92, 223-228, 2011

KHAN, S.; CHAO, C.; WAQAS, M.; ARP, H.P.H.; ZHU, Y.Z. Sewage sludge biochar influence upon rice (*Oryza sativa* L.) yield, metal bioaccumulation and greenhouse gas

emissions from acidic paddy soil. **Environment Science and Technology**. 47, 8624-8632, 2013.

KLOSS, S.; ZEHETNER, F.; DELLANTONIA, A.; HAMID, R.; OTTNER, F.; LIEDTKE, V.; SCWANNINGER, M.; GERZABEK, M. H.; SOJA, G. Characterization of slow pyrolysis biochars: effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties. **Journal Environment Quality**. 41, 990-1000, 2012.

KIM, H.S.; KIM, K.R.; YANG, J.E.; OK, Y.S.; OWENS, G.; NEHLS, T.; WESSOLEK, T.; KIM, K.H. Effect of biochar on reclaimed tidal land soil properties and maize (*Zea mays* L.) response. **Chemosphere**. 142:153–159, 2016.

LAIRD, D.; FLEMING, P.; WANG, B.; HORTON, R.; KARLEN, D. Biochar impact on nutrient leaching from a midwestern agricultural soil. **Geoderma**. 158, 436-442, 2010.

LEHMANN, J. Bio-energy in the black. **Frontiers Ecology and the Environment**. 5, 381–387, 2007.

LEMAINSKI, J.; SILVA, J.E. Utilização do biossólido da CAESB na produção de milho no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**. 30, 741-750, 2006

LLORENS, N.; AROLA, L.; BLADÉ, C.; MAS, A. Effects of copper exposure upon nitrogen metabolism in tissue cultured *Vitis vinifera*. **Plant Science**. 160, 159-163, 2000.

MAJOR, J.; RONDON, M.; MOLINA, D.; RIJA, S.J.; LEHMANN, J. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. **Plant Soil**. 333, 117–128, 2010.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, A.S. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 201pp, 1989.

MARTINEZ, H. E. P.; CARVALHO, J. G.; SOUZA, R. B. Diagnose foliar. In: RIBEIRO, A. C., GUIMARÃES, P. T. G., ALVAREZ V. V. H., (eds.) Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5ª Aproximação. Viçosa: UFV, 143-168, 1999.

MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G.; FREITAS, M, M, A.; SIEBIELEC, G.; STUCZYNSKY, T. Preparation of carbon-based adsorbents from pyrolysis and air activation of sewage sludge. **Chemical Engineering Journal**. 108, 169–177, 2005

MEURER, E. J. Fundamentos de química do solo. 1ªed., Porto Alegre: Gênese, 169 p., 2000.

O'CONNOR, G. A.; SARKAR, D.; BRINTON, S. R.; ELLIOTT, H. A.; MARTIN, F. G. Phytoavailability of biosolids phosphorus. **Journal Environment Quality**. 33, 703–712, 2004.

ONU. Organização das Nações Unidas. Desenvolvimento Sustentável. Novo estudo da ONU indica que mundo terá 11 bilhões de habitantes em 2100. Disponível em: <<http://nacoesunidas.org/novo-estudo-da-onu-indica-que-mundo-tera-11-bilhoes-de-habitantes-em-2100/>>. Acesso em : 07/12/2015.

PARVAGE, M.M.; ULÉN, B.; ERIKSSON, J.; STROCK, J.; KIRCHMANN, H. Phosphorus availability in soils amended with wheat residue char. **Biology and Fertility of Soils**. 49, 245-250, 2013.

PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G.; GUTIÉRREZ, B.; MÉNDEZ, A. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. **Biology and Fertility of Soils**. 48, 511–517, 2012.

SAMOLA, M.C.; ZABANIOTOU, A.A. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. **Waste Management**. 34, 411-420, 2014.

SHANNON, E. E., VERGHESE, K. I., 1976. Utilisation of alumized red mud solids for phosphorus removal. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. 48, 1948-1954.

SMITH, S.E., READ, D.J. Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press, Cambridge, UK, 2008.

SOUSA, A.A.T.C.; FIGUEIREDO, C.C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture and Horticulture**. 12 p., 2015.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Cerrado: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 416 p., 2004.

SONG, X.D.; XUE, X.Y.; CHEN, D.Z.; HE, P.J.; DAI, X.H. Application of biochar from sewage sludge to plant cultivation: Influence of pyrolysis temperature and biochar-to-soil ratio on yield and heavy metal accumulation. **Chemosphere**. 109, 231-220, 2014.

TAMMEORG, P.; SIMOJOKI, A.; MAKELA, P.; STODDARD, F.L.; ALAKUKKU, L.; HELENIUS, J. Short-term effects of biochar on soil properties and wheat yield formation with meat bone meal and inorganic fertiliser on a boreal loamy sand. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. 191, 108-116, 2014.

TIAN, K.; LIU, W.J.; QIAN, T.T.; JIANG, H.; YU, H.Q. Investigation on the evolution of n-containing organic compounds during pyrolysis of sewage sludge. **Environmental Science and Technology**. 48, 10888-10896, 2014.

TORRI, S.I.; CORREA, R.S.; RENELLA, G. Biosolid application to agricultural land a contribution to global phosphorus recycle: a review. **Pedosphere**. 27, 1-16, 2017.

ULRICH, A.; HILLS, F. J. 1967. Principles and practices of plant analysis. In: SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. Soil testing and plant analysis. Madison, p. 11-24.  
.[UN] United Nations. 2015. UN projects world population to reach 8.5 billion by 2030, driven by growth in developing countries; accessed 2015 Dec 2. <http://www.un.org/apps/news/story.asp?NewsID=51526#.WNQccxSreOM>.

UZOMA, K.C.; INOUE, M.; ANDRY, H.; FUJIMAKI, H.; ZAHOOR, A., NISHIHARA, E. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. **Soil Use Management**. 27, 205-212, 2011.

VAN, ZWIETEN. L.; KIMBER, S.; MORRIS, S.; CHAN, K.Y.; DOWNIE, A.; RUST, J.; JOSEPH, S.; COWIE, A. Effects of biochar from slow pyrolysis of paper mill waste on agronomic performance and soil fertility. **Plant Soil**. 327, 235-246, 2010.

XU, G.; SUN, J.; SHAO, H.; CHANG, S.X. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. **Ecological Engineering**. 62, 54–60, 2014.

YADAV, S. K. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**. 76, 167-179, 2010.

YUAN, J.H.; XU, R.K.; QIAN, W.; WANG, R.H. Comparison of the ameliorating effects on an acidic ultisol between four crop straws and their biochars. **Journal of Soils and Sediments**. 11, 741–75, 2011.

YUAN, J.H.; XU, R.K.; WANG, N.; LI, J.Y. Amendment of acid soils with crop residues and biochars. **Pedosphere**. 21, 302–308, 2011.

ZHANG, J.; LU, F.; ZHANG, H.; SHAO, L.; CHEN, D.; HE, P. Multiscale visualization of the structural and characteristic changes of sewage sludge biochar oriented towards potential agronomic and environmental implication. **Scientific Reports**. 5, 9406, 2015.

ZORZONA, R., MORENO-BARRIGA, F., ACOSTA, J.A., MUNOZ, M.A., FAZ, A., 2016. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. **Chemosphere**. 144, 122-130.

ZIELINSK, A.; OLESZCZUK, P.; CHARMAS, B.; SKUBISZEWSK-ZIEBA, J.; PASIECZNA-PATKOWSKA, S. Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. **Journal Analytical Applied Pyrolysis**. 112, 201–213, 2015.

## Material suplementar

### Concentração foliar de macro e micronutrients em duas safras consecutivas de milho

**Tabela S1.** Concentração foliar de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Fe, Mn em duas safras consecutivas de milho

Safras	N		P		K		Ca	
	g kg <sup>-1</sup>							
	1°	2°	1°	2°	1°	2°	1°	2°
Controle	21,97	21,00	2,1	2,17	14,4	19,60	3,67	4,37
NPK	22,63	22,17	2,1	2,47	13,27	21,57	4,67	4,00
BC300	22,17	23,57	2,57	2,93	12,33	17,63	5,30	5,00
BC300+NPK	21,93	20,57	2,57	2,97	11,3	24,07	5,17	3,80
BC500	21,47	20,83	2,67	2,90	12,05	16,40	5,40	4,67
BC500+NPK	20,53	23,30	2,53	2,77	12,40	23,70	4,20	3,53

Safras	Mg		S		Cu		Zn	
	g kg <sup>-1</sup>							
	1°	2°	1°	2°	1°	2°	1°	2°
Controle	3,73	3,60	1,70	1,60	17,33	10,00	18,33	15,33
NPK	3,53	2,67	1,90	1,73	18,00	10,00	13,67	16,67
BC300	4,63	4,20	2,00	1,73	37,67	13,00	26,67	30,33
BC300+NPK	4,57	2,17	1,90	1,90	42,00	12,00	30,33	21,33
BC500	5,20	4,83	1,90	1,63	42,00	12,00	29,00	24,67
BC500+NPK	3,87	2,17	1,87	1,70	41,00	11,00	26,33	20,00

Safras	Fe		Mn	
	mg kg <sup>-1</sup>			
	1°	2°	1°	2°
Controle	204,67	120,67	12,00	23,33
NPK	130,00	118,67	18,33	28,33
BC300	154,67	120,67	26,67	45,67
BC300+NPK	186,33	126,67	22,00	46,67
BC500	166,33	121,67	16,00	32,00
BC500+NPK	152,67	123,00	18,33	43,67

## **CAPÍTULO II**

### **BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO E ADUBAÇÃO MINERAL: EFEITOS NAS FRAÇÕES LÁBEIS E ESTÁVEIS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO**

## 6. BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO E ADUBAÇÃO MINERAL: EFEITOS NAS FRAÇÕES LÁBEIS E ESTÁVEIS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

### 6.1. RESUMO

Um das principais vantagens do uso de biochar na agricultura é a sua capacidade de armazenar carbono (C) no solo por longo prazo. A forma de acúmulo e o tempo de permanência desse C no solo é dependente do tipo de biochar e da temperatura de pirólise utilizada. O estudo de frações lábeis e estáveis da matéria orgânica do solo (MOS) pode ser um bom indicador da dinâmica do biochar em solos agrícolas. No presente trabalho objetivou-se avaliar os efeitos da aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE), produzido sob diferentes temperaturas de pirólise, e sua combinação com adubação mineral nas frações lábeis e estáveis da MOS, em experimento de campo sob cultivo de milho. Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, composto por 6 tratamentos: 1) Controle; 2) Adubação mineral (NPK); 3) Biochar produzido a 300 °C (BC300); 4) BC300 associado a adubação mineral (BC300 + NPK); 5) Biochar produzido a 500 °C (BC500); 6) BC500 associado a adubação mineral (BC500 + NPK). Foram aplicados 15 Mg ha<sup>-1</sup> de biochar e 714 kg ha<sup>-1</sup> (4-14-8) de NPK na safra 2015/2016. Além do C orgânico total (COT), foram avaliadas frações lábeis e estáveis da MOS e os índices que indicam sua estabilidade e recalitrância. A combinação de BLE com NPK foi capaz de promover efeito sinérgico, promovendo aumentos de 22 a 40% nos teores de COT, quando comparado aos tratamentos controle e NPK, respectivamente. A aplicação BLE ao solo quando pirolisado a temperatura mais baixa (300 °C) aumentou o acúmulo de frações lábeis da MOS, especialmente o C da biomassa microbiana (CBM), portanto, com maior potencial para mineralização e fornecimento de nutrientes em curto prazo. Por outro lado, a adição de BC500 exclusivo ou combinado com NPK favoreceu o acúmulo de C em frações estáveis como humina e C inerte. Os índices de estabilidade indicaram que o BC300 + NPK promoveu a maior porcentagem de C não humificado na MOS e o maior grau de polimerização do C. Além combinação de BLE com NPK, o uso conjunto de biochars obtidos em diferentes temperaturas representa uma boa estratégia para o acúmulo de C com tempos de permanência diferenciadas no solo.

**Palavras – chave:** pirólise, carbono orgânico, *Zea mays* L.

### 6.2. INTRODUÇÃO

O uso intensivo do solo com atividade agrícola tem promovido perda contínua de matéria orgânica (MO) associada à diminuição da qualidade do solo e da sua capacidade em oferecer serviços ecossistêmicos (PAZ-FERREIRO et al., 2012). Diante desse cenário e considerando a demanda crescente por insumos agrícolas, a busca por produtos que, ao mesmo tempo, elevem os teores de matéria orgânica do solo (MOS) em quantidade e qualidade tem sido estimulada. No Brasil, o programa agricultura de baixo carbono (ABC) tem sido incentivado por políticas públicas (BRASIL, 2015) como estratégia para reduzir as

emissões de gases de efeito estufa (COSER et al., 2018). Entre os temas adotados nesse programa, o uso de diversos resíduos na agricultura tem sido amplamente estimulado (BRASIL, 2015). Nesse sentido, o uso de novas tecnologias que viabilizem o uso de resíduos orgânicos em solos agrícolas deve ser estimulado e adotado.

O LE é um resíduo urbano que apresenta grande potencial para utilização agrícola, porém a maior parte desse resíduo produzido no mundo ainda é imprópria para uso agrícola, principalmente devido à presença de patógenos, entre outras limitações. O tratamento térmico desse resíduo por processo de pirólise tem sido apresentado como uma adequada tecnologia para viabilizar o uso do LE na agricultura e, ao mesmo tempo, fixar C no solo (FIGUEIREDO et al., 2017).

Ao longo dos últimos anos, diversos estudos com biochar, produto resultante da decomposição termoquímica (pirólise) da matéria orgânica, sob condições anóxicas, têm avaliado o potencial deste produto em promover melhorias no solo, com destaque para a fixação de carbono (SMIDER & SINGH, 2014; INTANI et al., 2016). Definido ainda como matéria orgânica "parcialmente carbonizada" (LEHMANN & JOSEPH, 2009; LEHMANN & JOSEPH, 2015), o biochar apresenta grande potencial para armazenar C na forma de estruturas estáveis, por longo período de tempo, de séculos a milênio (ZIMMERMAN, 2010), pois a pirólise que cataliza a transformação da biomassa, promove a retenção do C na forma de carvão (NOVOTNY et al., 2015). Portanto, na agricultura, o biochar tem contribuído grandemente com a mitigação de gases do efeito estufa e diminuição dos impactos do aquecimento global (PLAZA et al., 2016).

Com a predominância de uma estrutura química aromática altamente resistente à degradação biológica (SINGH et al., 2012), a biomassa pirolisada é responsável por manter um alto nível de MO no solo como ocorre com as terras pretas de índio da Amazônia (CHIA et al., 2014), que apresentam manchas de solo de alta fertilidade encontradas em vasta extensão de terra na região (CUNHA et al., 2017). Além disso, o biochar desempenha um papel significativo na melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo através de sua elevada área superficial, alta porosidade, densidade de carga (BIEDERMAN & HARPOLE, 2013; MAJOR, 2010) e potencial alcalinizante.

Para uma compreensão geral do potencial agrônômico e ambiental do biochar, é necessário conhecer seus efeitos no acúmulo de MO bem como o tempo de permanência do C no solo. De maneira geral, biochars obtidos em temperaturas mais baixas por volta de 300 °C apresentam estruturas menos aromáticas do que aqueles obtidos em elevadas temperaturas (AL-WABEL et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2017). Essas diferenças na matriz orgânica

dos biochars exercem forte influência no tempo de mineralização/liberação de nutrientes e no acúmulo de C em longo prazo (AL-WABEL et al., 2013). Através da quantificação das frações MO do solo é possível avaliar e modelar efeitos provocados pelo BC nas emissões de GEE, e no estoque de C do solo (FIDEL et al., 2017). Entre essas frações, as mais lábeis e ativas como a biomassa microbiana, C lábil e o C facilmente oxidável apresentam maior sensibilidade às mudanças promovidas pelos cultivos agrícolas (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992; AL-WABEL et al., 2013), e as frações estáveis como as substâncias húmicas e o C inerte representam formas mais recalcitrantes da MOS, ambas são consideradas indicadores sensíveis da qualidade do solo (LI et al., 2017).

O biochar tem sido conhecido por promover aumento (priming positivo), diminuição (priming negativo) ou efeitos neutros no C orgânico nativo do solo, e diversos mecanismos foram propostos para explicar esses efeitos (FARRELL et al., 2013). De maneira geral, as condições pirolíticas e as propriedades da matéria prima utilizadas determinam a qualidade do material adicionado ao solo (JOSEPH et al., 2009) que em contato com os diferentes tipos de solo resultam em complexas interações (LUO et al., 2016). Um caráter multicomponente do biochar com uma fração lábil rica em celulose residual e grupo alquilo de rápida decomposição (NOVOTNY et al., 2015) e efeitos nutricionais (FARIAS et al., 2017), é bem conhecido. Entretanto, sua elevada estabilidade e potencial para fixar C não podem ser negligenciados.

A curto prazo, os bio-óleos residuais e os adsorvidos sobre a superfície do biochar, imediatamente após a pirólise, servem como suporte lábil de C para o metabolismo microbiano relativamente curto (STEINER et al., 2008). Os compostos voláteis originados da matéria prima também podem alterar a atividade microbiana (SPOKAS et al., 2011) elevando a taxa de mineralização da matéria orgânica nativa (INTANI et al., 2016). Em longo prazo, a sorção de biochar com a MOS pode aumentar o armazenamento de C no solo proporcionando proteção física à MO contra a decomposição microbiana (CROSS & SOHI, 2011; KEITH et al., 2011; ZIMMERMAN et al., 2011). Para Liang et al. (2010) muitos compostos orgânicos solúveis podem ser adsorvidos nas superfícies do biochar, e agem como agentes cimentantes na formação de agregados impossibilitando de serem detectados no solo. Entretanto, apesar dos potenciais benefícios do biochar, ainda existem muitos questionamentos sobre seus impactos a curto e longo prazo e sobre o modo de ação no solo (CERNANSKY, 2015). Além disso, no caso específico do BLE ainda são escassos os trabalhos realizados sob condições de campo por anos consecutivos que demonstrem os efeitos da sua aplicação no acúmulo de C no solo.

Assim, objetivou-se com este trabalho avaliar os efeitos do BLE produzidos em diferentes temperaturas de pirólise sobre o comportamento das frações mais lábeis e estáveis da MOS e conseqüentemente o acúmulo de C no solo no Cerrado brasileiro.

### **6.3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **6.3.1. Localização e caracterização da área experimental e da produção dos biochars**

O detalhamento das informações sobre localização, caracterização e condução do experimento, bem como a descrição da produção dos biochars de LE utilizados neste capítulo, encontram-se nos itens 5.3.1, 5.3.2 e 5.3.3 do Capítulo 1 deste trabalho.

#### **6.3.2. Coleta de solo e condução do experimento**

Em cada parcela, seis subamostras de solo foram coletadas na profundidade 0-20 cm formando uma amostra composta. As coletas foram realizadas na floração do milho nas safras 2015/2016 para análises de carbono das frações da matéria orgânica, biomassa microbiana, lábil, COF, inerte, e carbono das substâncias húmicas.

#### **6.3.3. Avaliação da biomassa microbiana**

Amostras de solo refrigeradas (4 °C) foram posteriormente tamisadas em peneira de 2 mm, sendo excluídos os restos de raízes e vegetais, e deixadas em temperatura ambiente por 12 horas.

A determinação do carbono da biomassa microbiana (CBM) foi realizada pelo método de irradiação-extração, proposto por Islam & Weil (1998), onde seis subamostras de 10 g de solo foram pesadas e divididas para serem irradiadas durante 1,17 minutos em forno de microondas. Tempo de irradiação calculado em função da potência real do forno de microondas. Posteriormente, a extração foi realizada com 80 mL de sulfato de potássio 0,5 mol L<sup>-1</sup> por amostra. As amostras de solo foram agitadas em agitador horizontal por 30 minutos a 150 rpm. Logo após, deixadas em repouso por 30 minutos para decantação dos sedimentos. O sobrenadante foi passado em filtro de passagem lento (8 µm). Uma alíquota de 8 ml do extrato filtrado foi utilizada para a determinação do CBM com adição de 2 ml de dicromato de potássio 0,066 mol L<sup>-1</sup> e 10 ml de ácido sulfúrico concentrado. Após agitação, as amostras ficaram em repouso por mais 30 minutos para esfriar e foram adicionados 50 ml de água destilada. Como indicador utilizou-se o Ferroin (1,485 g de orto-fenantrolina + 0,695 g de

sulfato ferroso em 100 mL de água) e sulfato ferroso amoniacal 0,033 mol L<sup>-1</sup> para posterior titulação.

A estimativa do carbono da biomassa microbiana foi realizada conforme a equação:

$$CBM = (CI - CNI) \times Kc^{-1}$$

Onde:

CI = teor de carbono extraído do solo irradiado;

CNI = teor de carbono extraído do solo não irradiado;

Kc = fator de correção (0,33).

#### **6.3.4. Carbono lábil**

Para determinação do carbono lábil foi seguido procedimento de Blair et al. (1995), adaptado por Shang & Tiessen (1997), onde o carbono lábil (CL) é considerado como o C oxidável pela solução de KMnO<sub>4</sub> 0,033 mol L<sup>-1</sup>. Um grama de TFSA foi pesado e passado em peneira de malha de 0,5 mm, em seguida essa amostra foi colocada em tubos de centrífuga de 50 mL enrolados com papel alumínio para evitar a fotoxidação do permanganato. Adicionou-se 25 mL da solução de KMnO<sub>4</sub> 0,033 mol L<sup>-1</sup>, e os tubos foram agitados por 1 hora sendo centrifugados por 5 minutos após agitação. Posteriormente foram pipetados 1 mL do sobrenadante em balões volumétricos de 250 mL, e completado seu volume com água destilada. A leitura das amostras foi realizada em espectrofotômetro em comprimento de onda de 565 nm. A curva padrão obtida a partir de uma solução contendo 0,00060 mol L<sup>-1</sup> de KMnO<sub>4</sub>. Para cada ponto da curva foram pipetadas em 5 balões de 100 mL as quantidades correspondentes à: 13,3; 16,67; 18,67; 20,0; e 22,0 mL completando o volume com água destilada. Para a construção da curva, assumiu-se que 1 mM de MnO<sub>4</sub> é consumido (MnVII + MnII) na oxidação de 0,75 mmol ou 9 mg de carbono, e assim, foi quantificado o teor de carbono oxidável.

#### **6.3.5. Carbono orgânico facilmente oxidável**

O COF foi determinado por dicromatometria (WALKLEY & BLACK, 1934) utilizando 0,5 g de TFSA passada em peneira de 0,5 mm onde foram adicionados 20 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> p.a. ao solo. A mistura foi agitada por 1 minuto e posteriormente deixada em repousando por 30 minutos. Em seguida a mistura foi titulada com Fe(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 0,5 N para quantificação do carbono oxidado.

### 6.3.6. Substâncias húmicas

Para o fracionamento químico da MOS, foi utilizada a técnica de solubilidade diferencial (SWIFT, 1996), com adaptações realizadas por Schiavo et al. (2009).

Foram pesados, em tubos de centrifuga de 50 mL, 2 g de TFSA passados em peneira com malha de 0,5 mm e adicionados 40 mL  $\text{H}_3\text{PO}_4$  2 mol  $\text{L}^{-1}$ . O material passou por agitação por 10 minutos a 80 rpm e posteriormente foi centrifugado por 20 minutos a 4000 rpm. O solo retido no tubo de centrífuga foi submetido à extração das frações ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HU), após a adição de 40 mL de NaOH 0,1 mol  $\text{L}^{-1}$ . O material foi agitado por 4 horas a 80 rpm e permaneceu em repouso por 12 horas. Posteriormente, foi centrifugado a 4.000 rpm por 30 minutos, onde o sobrenadante foi recolhido e reservado em recipiente separado. Adicionou-se novamente 40 mL de NaOH ao material retido nos mesmos tubos de centrífuga. Em seguida foram agitados por 2,5 horas a 80 rpm e centrifugados a 4000 rpm por 30 minutos. O sobrenadante foi adicionado ao que estava reservado, formando assim um extrato alcalino no copo descartável contendo as frações AH e AF. Neste trabalho a fração humina foi considerada todo o resíduo insolúvel em ácido e base restante como precipitado nos tubos de centrífuga. Este precipitado foi cuidadosamente transferido para beakers de 50 mL, utilizando água destilada com mínimo de líquido possível ( $\pm 10$  ml), aquecido em estufa a 55 - 65°C (até a secagem completa).

O pH do extrato alcalino foi ajustado para 1,0-1,5, pela adição de gotas de solução de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado. Após o ajuste do pH o extrato foi centrifugado por 20 minutos a 4.000 rpm para separação dos AH e AF. O sobrenadante corresponde aos ácidos fúlvicos foi transferido para outro tubo de centrífuga. Ao precipitado que corresponde ao AH foram adicionados 30 mL de NaOH 0,1 mol  $\text{L}^{-1}$ , homogeneizado e o volume completado com água destilada para 50 mL.

A determinação dos teores de carbono nos extratos das frações AF, AH e HU foram realizadas por meio da oxidação do C com dicromato de potássio e titulação com sulfato ferroso amoniacal de acordo com a metodologia de Yeomans & Bremner (1988), onde as amostras são aquecidas a 150 °C em tubos de ensaio em bloco digestor.

Diferentes índices de humificação foram calculados de acordo com Jouraiphy et al. (2005): Índice de humificação (IH), que corresponde à percentagem de C da fração ácido húmico (C-FAH) em relação ao C orgânico total (COT); RH, ou razão de humificação, que estabelece a percentagem de substâncias húmicas (SH) em relação ao C orgânico total; GP, ou grau de polimerização, que representa o C da fração ácido húmico (C-AH) em relação ao C da

fração ácido fúlvico (C-AF); e SH representa as substâncias húmicas (C-AH + C-AF); CONH, carbono orgânico não humificado, calculado pela diferença do carbono orgânico da amostra e substâncias húmicas {CONH = Carbono orgânico da amostra – (C-AF + C-AH + C-Hum)}; CE – carbono estável representa CI/COT.

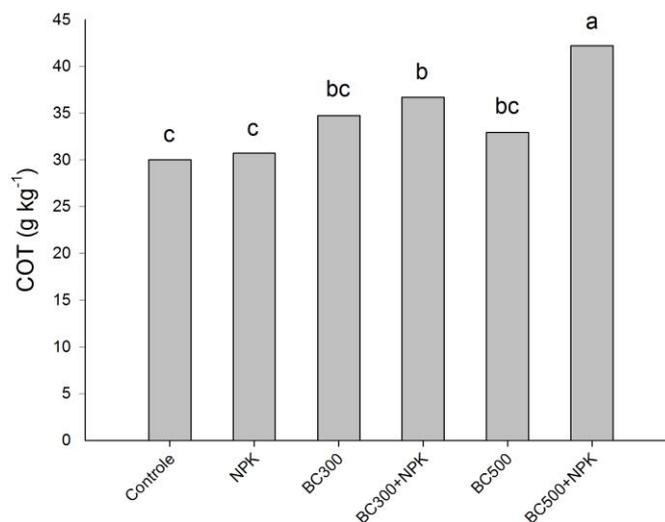
### **6.3.7. Carbono inerte**

Para quantificação do carbono inerte (CI) foi utilizada a metodologia proposta por Jackson (1958) que considera esta fração de C como parte do compartimento estável da matéria orgânica. Para tanto, foram pesados 1 g de solo de TFSA em béqueres de 100 ml e posteriormente adicionados 10 ml de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) a 30% (v/v). A amostra foi aquecida a 100 °C em chapa aquecedora até completar o processo de fervura e então, mais 5 ml da solução de peróxido de hidrogênio foram adicionadas até que não houvesse mais efervescência e a amostra estivesse seca. Os béqueres com amostras foram levados para estufa a 100°C para secagem por no mínimo 12 h. As amostras foram recoletadas e pesadas para quantificar a diferença de massa após a reação com a solução de peróxido de hidrogênio. Após a pesagem, as amostras foram maceradas e analisadas para quantificação do carbono total utilizando o analisador elementar Eurovector 3000.

## **6.4. RESULTADOS**

### **6.4.1. Carbono orgânico total**

A aplicação isolada tanto do fertilizante mineral NPK quanto dos biochars não aumentou os teores de COT (Figura 6.1). No entanto, quando combinados com NPK, ambos o biochars (BC300+NPK e BC500+NPK) elevaram os teores de COT no solo ( $p < 0,05$ ). A adição combinada de BC500+NPK promoveu o maior acúmulo de COT no solo, sendo, em média, 40% maior do que os tratamentos controle e NPK. Esse aumento foi de 22% quando se utilizou o BC300+NPK não se diferenciando dos tratamentos BC300 e BC500.



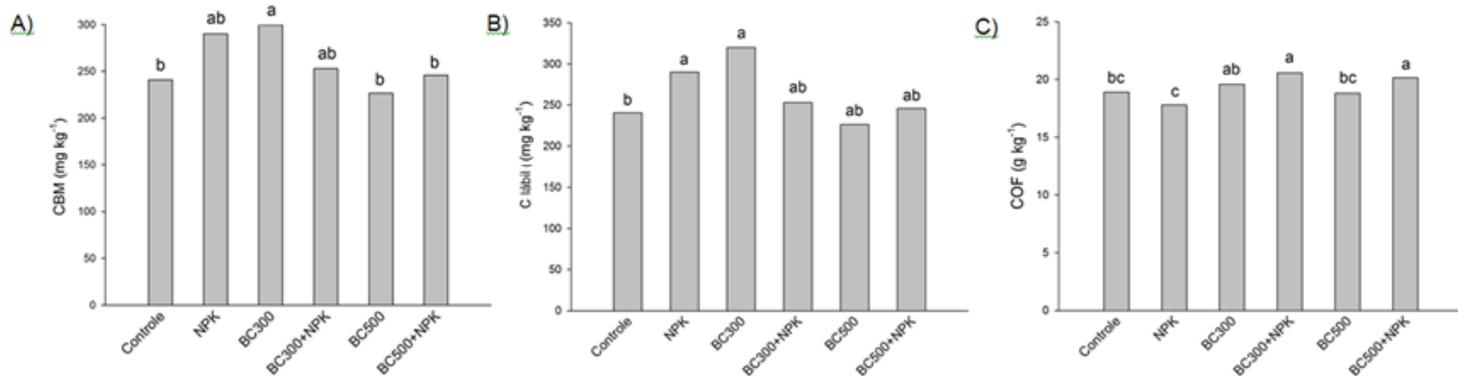
**Figura 6.1.** Carbono orgânico total (COT) do solo afetado pela adição de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ).

#### 6.4.2. Frações lábeis da matéria orgânica

Os teores de CBM são apresentados na Figura 6.2-A. O BC300 contribuiu para o aumento do CBM, apresentando incrementos de aproximadamente 36%, 43% e 35%, quando comparado aos tratamentos controle, BC500 e BC500+NPK, respectivamente.

A aplicação separada tanto de BC300 como de NPK aumentou o teor de CL no solo, não sendo verificadas diferenças entre os demais tratamentos (Figura 6.2-B;  $P < 0,05$ ). O BC300 apresentou incremento de 25% no CL em relação ao controle.

O teor de CFO foi maior no solo quando os biochars foram combinados com adubo mineral (BC300+NPK e BC500+NPK) ( $P < 0,05$ ), o que representou um acréscimo de aproximadamente 9% e 7%, respectivamente, em relação ao controle. O BC300 teve valores intermediários, com maior teor de CFO do que o NPK e não diferindo dos demais tratamentos ( $P < 0,05$ ) (Figura 6.2-C).



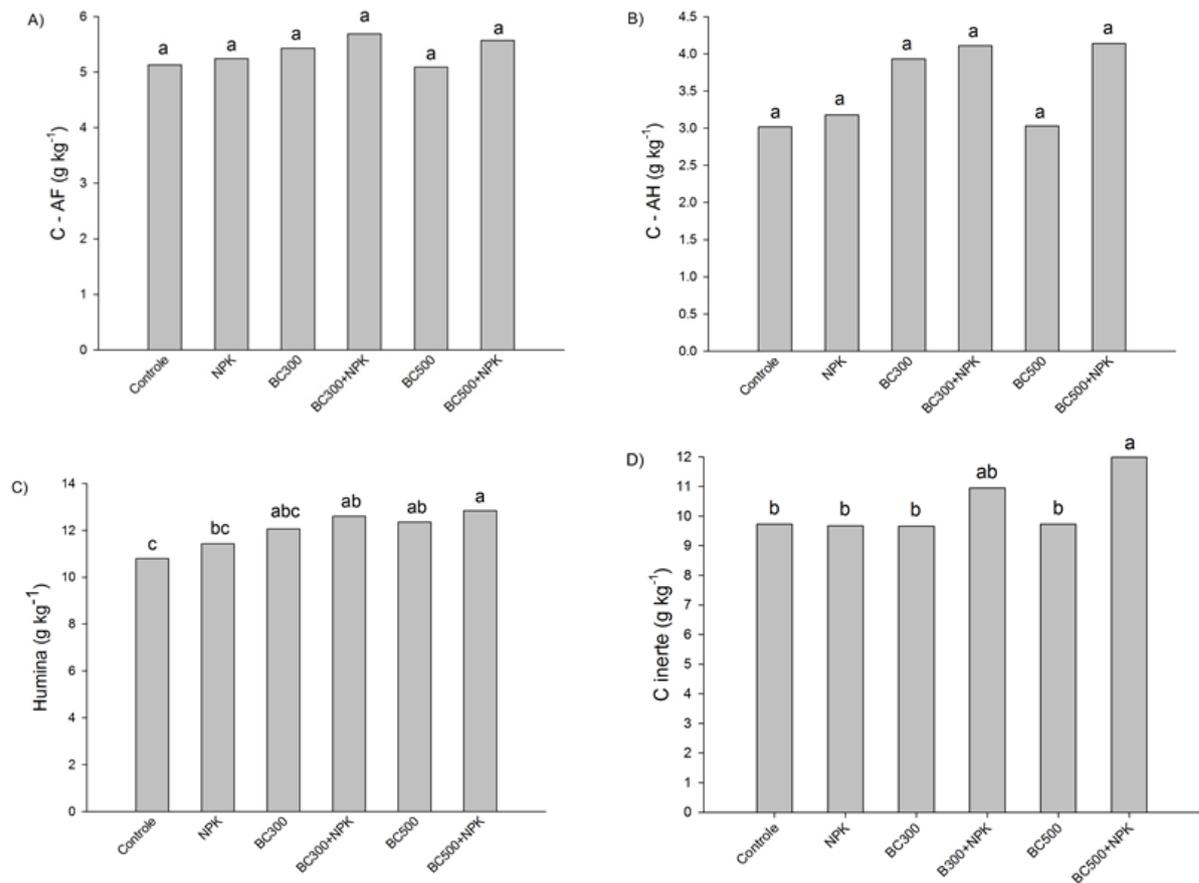
**Figura 6.2.** Carbono das frações lábeis da matéria orgânica do solo em resposta a aplicação de biochar de LE. CBM - C da biomassa microbiana; CL - C lábil; COF - Carbono facilmente oxidável. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ ).

#### 6.4.3. Frações estáveis da matéria orgânica

Os teores de C na fração humina (C-Hum), Figura 6.3.C, foram afetados significativamente pela presença dos biochars combinados com adubo mineral BC300+NPK e O BC500+NPK, bem como pela aplicação do BC500 isolado ( $P < 0,05$ ). O BC500+NPK aumentou os teores de C-Hum em 18 e 13% quando comparado ao controle e o NPK, respectivamente. A aplicação de BC300 de forma isolada não incrementou C-Hum no solo, mas foi beneficiada pela combinação com NPK (BC300+NPK).

No presente estudo, os teores de C-AF e C-AH não foram afetados pelo fornecimento de biochar e adubação NPK, aplicados de forma isolada ou combinada ( $P < 0,05$ ), Figuras 6.3.A e 6.3.B.

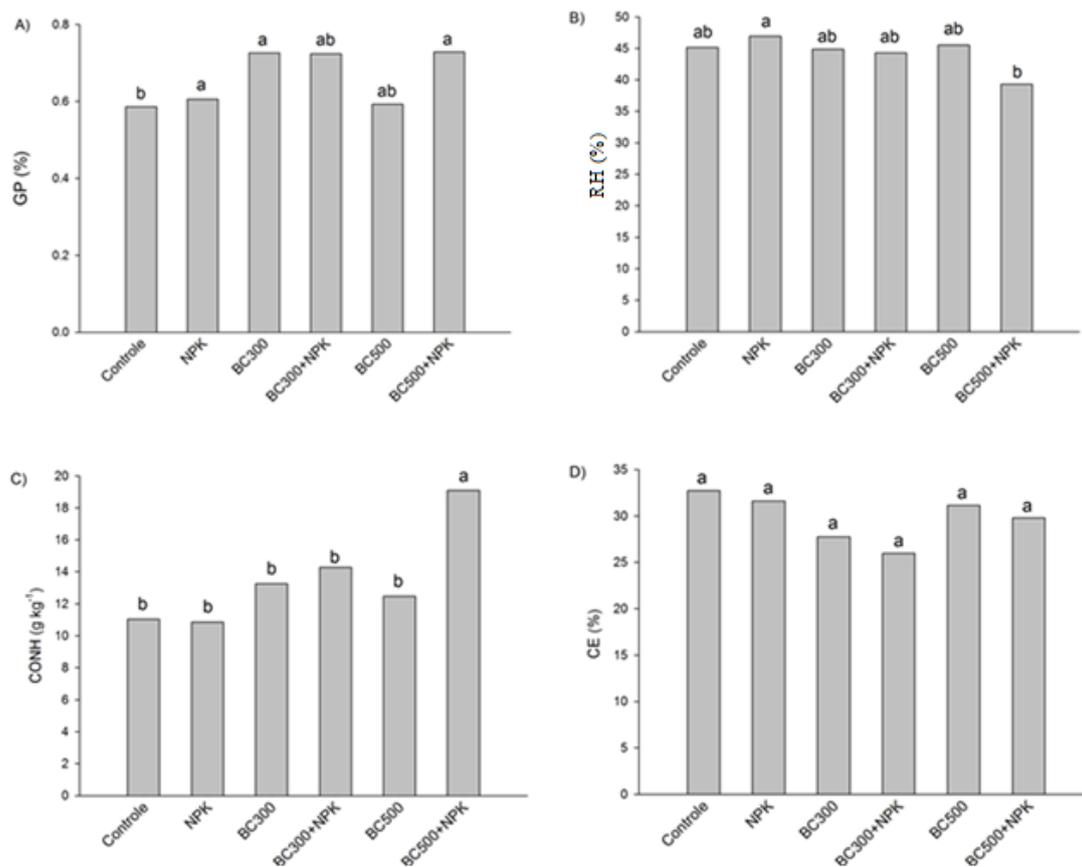
A aplicação de BC500+NPK apresentou maior teor de CI que os demais tratamentos, com exceção do BC300+NPK ( $P < 0,05$ ). O teor de CI foi 2,24 g kg<sup>-1</sup> maior após a aplicação de BC500+NPK comparado ao controle. Os demais tratamentos não apresentaram diferenças nos teores de CI (Figura 6.3.D).



**Figura 6.3.** Carbono das frações estáveis da matéria orgânica do solo em resposta a aplicação de biochar de LE. C-AF - C da fração ácido fúlvico; C-AH - C da fração ácido húmico; CI - C inerte. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ ).

#### 6.4.4. Índices de humificação da matéria orgânica

O grau de polimerização da MOS (C-AH/C-AF) foi elevado na presença do BC300, BC300+NPK e BC500+NPK em comparação ao solo sem aplicação de biochar (controle), Figura 6.4.A. Não houve efeito da aplicação dos biochars na RH do solo (Figura 6.4.B). O NPK isolado apresentou maior IH do que o BC300+NPK ( $P < 0,05$ ). O uso do BC500+NPK foi capaz de elevar  $8,0\ g\ kg^{-1}$  o teor de CONH em relação ao tratamento controle (Figura 6.4.C). O uso do biochar e da adubação mineral NPK isolados não foi eficiente em alterar o CE da MOS (Figura 6.4.D).



**Figura 6.4.** Índices de humificação da matéria orgânica em solo com aplicação de biochar de LE. GP - Grau de polimerização (C-AH/C-AF); RH - Razão de humificação (SH/COT)\*100; CONH - C orgânico não humificado (COT-SH); CE - C estável (C inerte/COT). Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ ).

## 6.5. DISCUSSÃO

### 6.5.1. Efeitos da aplicação de biochar e adubo mineral no carbono orgânico total

O uso combinado de biochar com adubo mineral (BC300+NPK e BC500+NPK) demonstra que além do fornecimento direto de C pelos biochars, o equilíbrio nutricional proporcionado pelo adubo mineral favoreceu a maior entrada de C pelos resíduos da cultura, conforme foi demonstrado por Faria et al. (2017).

Os resultados do presente trabalho mostram que o efeito sinérgico pode ter promovido o aumento dos teores de COT no solo, quando foram aplicados os diferentes tipos de biochars com adubação mineral (NPK). Esta combinação promoveu um maior desenvolvimento da cultura do milho e conseqüentemente um maior aporte de biomassa no solo, advindo das

plantas de milho após a colheita, que combinado ao carbono mais recalcitrante do BC500, contribuíram para o aumento do COT no solo.

Segundo Fischer e Glaser (2012) a associação de fertilizante mineral e biochar se mostrou mais eficiente quando comparada à utilização exclusiva de fertilizante mineral ou biochar, ao promover o maior desenvolvimento das plantas, além de favorecer as propriedades e a qualidade do solo. O trabalho de Liu et al. (2012) também relatou que a utilização exclusiva de biochar pode não ser suficiente para o fornecimento de quantidades adequadas de nutrientes, mas ao ser incorporado a outros compostos pode promover uma fonte sustentável de nutrientes ao solo. Os resultados apresentados por Bera et al. (2016) também demonstraram que o biochar de madeira foi capaz de influenciar significativamente nas propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo, e quando associado ao NPK, promoveu efeito sinérgico, resultando no aumento dos teores de COT. A expressiva elevação no teor de COT após adição de BC500+NPK comparado ao BC300+NPK está ligada ainda a alta recalcitrância e estabilidade desse material produzido em temperatura mais elevada (RITTL et al., 2015). A presença de estruturas aromáticas e a alta relação C/N deste material aumentam a estabilidade da matéria orgânica, uma vez que sua mineralização ocorre lentamente no solo (PETTER et al., 2016).

Outros estudos mostram a elevação do COT com adição de biochar exclusivo (LEHMANN et al. 2006; PETTER et al. 2016), ou associado com adubos minerais (TIAN et al., 2016). Os efeitos produzidos pela interação do biochar com o solo, como a formação de microagregados, além da adsorção da MO pelas partículas de biochar, também podem promover a redução da sua degradação quando produzido em altas temperaturas (BRODOWSKI et al., 2006; NGUYEN; LEHMANN, 2009), contribuindo com a estabilização e o acúmulo do COT no solo (ZIMMERMAN et al., 2011).

Por outro lado, quando pirolisado a baixas temperaturas o biochar de LE apresenta maior porcentagem de carbono em formas mais lábeis que pode ser facilmente mineralizado pelos microrganismos, explicando o fato do teor de COT do solo quando aplicado BC300 isolado apresentar-se semelhante ao teor de COT do controle. Estudos mostram que as perdas acentuadas de C são acompanhadas do consumo de frações de maior labilidade (SILVA et al., 1994). Novotny et al. (2015) afirmam que a aplicação de biochar que aumente os teores de C no solo constrói sistemas de cultivo mais férteis e resilientes.

### **6.5.2. Efeitos da aplicação de biochar e adubo mineral nas frações lábeis da matéria orgânica**

De maneira geral, as frações lábeis da MOS foram favorecidas pela aplicação de biochar produzido em mais baixa temperatura (BC300). Esse resultado enfatiza uma diferença importante dos efeitos da temperatura de pirólise na composição do C do biochar, uma vez que não houve alteração do CBM com as demais aplicações. Por apresentar uma maior labilidade e ser fonte imediata de nutrientes, o BC300 pode estimular o crescimento e desenvolvimento de microrganismos do solo. Grandes mudanças ambientais ocorrem nas proximidades das partículas de biochar expondo os microrganismos (LEHMANN et al., 2015). Estas alterações promovidas no solo podem modificar as propriedades químicas do habitat para colonização microbiana, e portanto, afetam a atividade e a estrutura da comunidade microbiana no solo (PRAYOGO et al., 2014).

Zhou et al. (2017) observaram um aumento moderado no CBM, em cerca de 107 trabalhos de um total de 413 por meta-análise, com adição de biochars de diversas matérias primas. Este aumento do CBM é resultante do incremento de carbono lábil ou extraível através da adição de biochar (LOU et al., 2016).

Baixas temperaturas de pirólise como no BC300 proporcionam a geração de materiais ainda ricos em estruturas lábeis, passíveis de serem rapidamente mineralizadas no solo (NOVOTNY et al., 2015). Temperaturas intermediárias e mais elevadas geram materiais potencialmente resistentes à degradação microbiana e com maior recalcitrância por haver uma maior condensação das estruturas aromáticas (SINGH et al., 2010).

Nos biochars produzidos a temperaturas menores que 500 °C as moléculas orgânicas lábeis consistem de ácidos orgânicos de baixo peso molecular, fenóis, hidrocarbonetos aromáticos e alcanos (CHIA et al., 2014; GRABER et al., 2010). Evidências do impacto específico da adição de biochar ao solo no CBM têm sido demonstradas em alguns trabalhos (LOU et al., 2013; ZHANG et al., 2014). Quilliam et al. (2013), observaram que após aplicação de biochar, alterações de curto prazo podem ser observadas na abundância microbiana do solo como resultado direto da utilização de C lábil constituinte do biochar por microrganismos do solo. Khodadad et al. (2011) observaram um aumento no número e diversidade de actinobactérias em decorrência da adição de biochar. Anderson et al. (2011) sugerem que o biochar influencia positivamente as bactérias envolvidas no ciclo do N e a adição de biochar ao solo potencialmente aumenta a população organismos, especificamente aqueles que podem diminuir o fluxo de N<sub>2</sub>O.

A presença de compostos biodisponíveis no biochar pode ser favorável a atividade microbiana (SPOKAS et al., 2011), pois a disponibilidade de componentes orgânicos lábeis é originada da fragmentação e rearranjo de estruturas químicas originárias da matéria-prima pirolisada (FARREL et al., 2013).

Da mesma forma que ocorreu com CBM, o teor de C lábil, fração com alta atividade, sensível a ação dos microorganismos e altamente suscetível a oxidação e decomposição (CHEN et al., 2010), foi maior após a adição de BC300. As frações lábeis do carbono são fundamentais para a manutenção da qualidade do solo e observação de mudanças iniciais nas reservas de carbono orgânico (YANG et al., 2017).

Quando produzido em baixa temperatura o biochar resulta em um produto rico em carbono prontamente disponível (AHMAD et al., 2014) e essa maior disponibilidade de CL promove um efeito *priming* positivo por meio do estímulo à atividade microbiana promovendo melhor desenvolvimento da microbiota do solo (CHENG et al., 2017). A maioria dos biochars contém uma reserva de CL que consiste em biopolímeros totalmente pirolisados e voláteis de baixo peso molecular, compostos orgânicos que condensaram ou sorveram no biochar ou dentro dele durante a pirólise, e um grupo de C inorgânico constituído por carbonatos ( $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{CO}_3^{2-}$ ) associados com cátions básicos das cinzas que são misturadas com biochar (FIDEL et al., 2017). Na presença exclusiva da adubação mineral o aumento no teor de CL se deu provavelmente pelo efeito indireto no aumento da biomassa aérea e radicular das plantas de milho.

A maior concentração de compostos lábeis no biochar BC300 assim como os nutrientes fornecidos pelo adubo mineral nas combinações BC300+NPK e BC500+NPK favoreceram o teor de COF do solo, com teor maior do que na aplicação exclusiva de NPK.

Algumas hipóteses poderiam explicar este aumento promovido pela combinação de biochar e NPK. A principal explicação é o efeito sinérgico entre eles, pois no sistema solo-planta-atmosfera as interações mútuas incapacitam a distinção dos papéis individuais dos agentes (COSTA et al., 2009). A adubação mineral apresentou influência direta no comportamento das plantas de milho, melhorando seu desenvolvimento e proporcionando um aumento da produção de raízes e, com isso elevando o teor de matéria orgânica refletindo no aumento no COF. Além disso, o fluxo dos exsudados liberados pelas raízes, rico em C de baixo peso molecular (composto por açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos) (BODDY et al., 2007), também pode ser afetado pela dinâmica dos nutrientes na rizosfera e a sua aquisição, pelo estado nutricional das plantas e pela impedância mecânica do substrato (MARSCHNER, 1995) elevando o teor de COF. Tem-se ainda a capacidade do biochar de

adsorver substâncias inibidoras de crescimento, inativando-as, o que provavelmente contribui para o aumento da biota do solo (LEHMANN et al., 2011) ligada ao COF. Este efeito é potencializado pela disponibilidade de nutrientes provindos do adubo mineral aos microrganismos. Além disso, a aplicação de BC500 de forma isolada pode não ter proporcionado aumento no COF simplesmente pela incapacidade do método utilizado em oxidar todas as complexas moléculas orgânicas possivelmente presentes na MOS que recebeu o BC500. O aumento da temperatura de pirólise aumenta a aromaticidade no biochar (YUAN et al., 2013) resultando em estruturas mais recalcitrantes.

### **6.5.3. Efeitos da aplicação de biochar e adubo mineral nas frações estáveis da matéria orgânica do solo**

Enquanto que as frações lábeis foram positivamente afetadas pelo biochar obtido em menor temperatura, as frações mais estáveis da MOS foram alteradas pela adição de BC500. Isso se deu em função da maior presença de grupos aromáticos e de anéis benzênicos, do maior grau de polimerização e menor suscetibilidade ao ataque microbiano presentes nos biochar obtidos em temperaturas elevadas (MADARI et al., 2009). A superfície ácida do biochar com capacidades catalíticas parece ser uma importante fonte para o aumento das estruturas aromáticas carboxiladas desse material (WANG et al., 2014). O aumento no teor de C-Hum após adição de BC500 (exclusivo ou combinado com NPK) e BC300+NPK pode ter sido decorrente da predominância dessa fração húmica nos biochars, além da maior atividade microbiana pela aplicação combinada de biochar e adubo mineral (TIAN et al., 2016) uma vez que os microrganismos do solo são os responsáveis pela síntese de substâncias húmicas mais condensadas (CANELLAS et al., 2001).

A influência do biochar (BC500 e BC500+NPK) na fração de C-Hum, que representa a fração insolúvel da MO, intimamente ligada aos minerais do solo (CANELLAS et al., 2001) está relacionada à estrutura molecular do biochar, com estruturas aromáticas policondensadas, que é semelhante à da humina (HAUMAIER & ZECH, 1995). Durante a pirólise da matéria prima (~ 300-900 ° C), 20 a 50% do biopolímero de C original é transformado em C aromático condensado, a forma primária de C em biochar (FIDEL et al., 2017). Além disso, as substâncias húmicas, com alta aromaticidade são preferencialmente adsorvidas pelas argilas (BALCKE et al., 2002) e a oxidação do biochar durante a decomposição provoca a formação de grupos que podem se ligar aos minerais (SCHELLEKENS et al., 2017).

As interações organo-minerais podem ter um papel substancial na estabilização de C orgânico (SOLOMON et al., 2012). Para Madari et al. (2009) a maior presença de

grupos aromáticos, anéis benzênicos e um maior grau de polimerização aliado a menor suscetibilidade ao ataque microbiano explicam o elevado teor de C associado a fração humina (C-Hum) em relação às demais frações húmicas. Schellekens et al. (2017) também observaram a presença de estruturas poliaromáticas macromoleculares altamente condensadas. Além disso, as frações C-AF e C-AH quando comparada ao C-Hum apresentam menor estabilidade, portanto, são mais facilmente mineralizadas, polimerizadas ou translocadas para camadas mais profundas (FONTANA et al., 2006).

Da mesma forma que o COT, o maior teor de CI foi observado após aplicação da combinação BC500+NPK. Essa relação CI e COT também foi observada por Jantalia et al. (2007) e demonstra que além do efeito direto do biochar obtido a 500 °C, o C provindo da biomassa das plantas também influenciou o CI do solo. Logo, duas questões são aqui levantadas: a primeira de que a metodologia aqui utilizada para extração do CI pode estar favorecendo a extração de outras formas de carbono e, portanto o processo de oxidação da matéria orgânica com peróxido seja apenas parcialmente bem sucedido (JANTALIA et al., 2007). A segunda de que o teor de CI do solo vai além do C encontrado na forma de carvão vegetal no solo. Logo, tem sido sugerido uma redefinição para o CI e que consiste de um compartimento da MOS resistente ou protegido que é altamente isolada da população microbiana devido a barreiras físicas, químicas ou biológicas (MARSCHNER et al., 2008).

Jantalia et al. (2007) observaram que uma grande proporção do CI encontrado no estudo do efeito do manejo no estoque de carbono do solo foi derivada da matéria orgânica coloidal que provavelmente é mais recalcitrante (humificado) a medida que se avança no perfil do solo. Waggooner et al. (2015) sugerem que um mecanismo não-pirogênico, através da criação de compostos que são policondensados e carboxil-substituídos, pode produzir compostos que se assemelham ao carvão vegetal onde a lignina poderia ser responsável por pelo menos uma parte deste produto formado.

#### **6.5.4. Efeitos da aplicação de biochar e adubo mineral nos índices de humificação da matéria orgânica do solo**

Apesar de não ter havido diferença entre os tratamentos nos teores de C-AF e C-AH, a aplicação de biochar exclusivo BC300 ou combinado com NPK (BC300+NPK e BC500+NPK) elevou o grau de polimerização da MOS. Pode-se observar que na camada 0-20 cm do solo estudado houve predomínio de compostos bem polimerizados (Hum) em todos os tratamentos. Entre as frações húmicas solúveis, houve predomínio do C-AF, figura 6.3 (A). Esses compostos são mais facilmente degradáveis, ricos em polissacarídeos e, portanto a

primeira fração a sofrer ataque microbiano (SILVA et al., 2009). O C-Hum é considerado quimicamente mais estável e conseqüentemente tem um tempo de persistência maior no solo (MADARI et al., 2009). Além disso, em solos ácidos, o desenvolvimento de fungos é favorecido e promove a degradação de ligninas em polifenóis que dão origem a menos substâncias húmicas polimerizadas. O baixo teor de bases trocáveis no solo pode também diminuir a intensidade do processo de humificação, isto é, condensação e síntese (CANELLAS et al., 2002), conseqüentemente, o GP é menor nesses solos.

O teor de C das frações húmicas variou de 53 a 64% do COT. O CONH foi em média 37% do COT, nos tratamentos, exceto onde houve aplicação do BC300+NPK cujo valor foi 46%. De maneira geral, o BC500+NPK foi o tratamento que mais equilibrou o incremento de frações lábeis e estáveis de C no solo. Outro fator relacionado ao teor de CONH deve-se à adsorção de MO ao biochar, dentro dos seus poros (encapsulamento) ou nas superfícies externas deste, devido à grande afinidade de adsorção de matéria orgânica nativa ao biochar (ZIMMERMAN et al., 2011).

## **6.6. CONCLUSÃO**

A aplicação de biochar de LE foi capaz de elevar o teor de COT do solo. De maneira geral, o biochar pirolisado a temperatura mais baixa (BC300) afetou principalmente as frações mais lábeis e quando pirolisado a temperatura mais alta (BC500) a influência se deu principalmente nas frações mais estáveis da MOS. Tanto o COT quanto o COF foram influenciados de forma significativa pela adição dos biochars combinados ao adubo mineral (BC300+NPK e BC500+NPK). A pirólise de LE a temperatura mais baixa (BC300) promoveu aumento nas frações do CBM e C lábil, representando uma importante estratégia para uso em culturas de ciclo curto, com maior liberação de nutrientes de forma mais rápida. Nas frações mais estáveis, a presença dos biochars (BC300+NPK, BC500 e BC500+NPK) promoveu aumento no teor de humina no solo, indicando maior estabilidade da matéria orgânica do solo. Da mesma forma o carbono inerte foi favorecido pela aplicação conjunta de BC500+NPK, assim como observado para o teor de CONH. Considerando o equilíbrio no fornecimento de C em formas lábeis e estáveis da MOS, o BC300 apresenta grande potencial para uso agroambiental.

## 6.7. REFERÊNCIAS

AL-WABEL, M. I.; AL-OMRAN, A.; EL-NAGGAR, A. H.; NADEEM, M.; USMAN, A. R. A. Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. **Bioresource Technology**, 131:374–379, 2013.

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A.U.; LIM, J.E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; Ok, Y.S.; Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-23, 2014.

ANDERSON, C.R.; CONDRON, L.M.; CLOUGH, T.J.; FIERS, M.; STEWART, A.; HILL, R.A.; SHERLOCK, R.R. Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. **Pedobiologia**, v. 54, p. 309-320, 2011.

BALCKE, G.U.; KULIKOVA, N.A.; HESSE, S.; KOPINKE, F.D.; PERMINOVA, I.V.; FRIMME, F.H. Adsorption of Humic Substances onto Kaolin Clay Related to Their Structural Features. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, p. 1805-1812, 2002.

BERA, T.; COLLINS, H.P.; ALVA, A.K.; PURAKAYASTHA, T.J.; PATRA, A.K. Biochar and manure effluent effects on soil biochemical properties under corn production. **Applied Soil Ecology**, v. 107, p. 360-367, 2016.

BRAZIL. Intended Nationally Determined Contribution: Towards achieving the objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change, 2015.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; RUMJANEK, V.M.; MORAES, A.A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, p. 1529-1538, 2001.

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; RUMJANEK, V.M.; GURIDI, F.; OLIVARES, F.L.; SANTOS, G.A.; BRAZ-FILHO, R. Distribution of the humified fractions and characteristics of the humic acids of an ultisol under cultivation of eucalyptus and sugar cane. **Terra**, v. 20, p. 371-381, 2002.

CHEN, H.L.; ZHOU, J.M.; XIAO, B.H. Characterization of dissolved organic matter derived from rice straw at different stages of decay. **Journal Soils Sediments**, v. 10, p. 915– 922, 2010.

CHENG, H.; HILL, P.W.; BASTAMI, M. S.; JONES, D.L. Biochar stimulates the decomposition of simple organic matter and suppresses the decomposition of complex organic matter in a sandy loam soil. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 9, p. 1110–1121, 2017.

COSTA, S.E.V.G.A.; SOUZA, E.D.; ANGHINONI, I.; FLORE, J.P.C.; ANDRIGUETTI, M.H.; Distribuição de potássio e de raízes no solo e crescimento de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1291-1301, 2009.

CROSS, A.; SOHI, S.P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 2127-2134, 2011.

CUNHA, J.M.; GAIO, D.C.; CAMPOS, M.C.C.; SOARES, M.D.R.; SIVA, D.M.P.; LIMA, A.F.L. atributos físicos e estoque de carbono do solo em áreas de Terra Preta Arqueológica da Amazônia. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. v.12, p. 263-281, 2017.

GRABER, E.R.; HAREL, Y.M.; KOLTON, M.; CYTRYN, E.; SILBER, A.; DAVID, D.R.; TSECHANSKY, L.; BORENSHTEIN, M.; ELAD, Y. Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. **Plant Soil**, v. 337, p. 481-496, 2010.

FARREL, M.; KUHN, T.K.; MACDONALD, L.M.; MADDERN, T.M.; MURPHY, D.V.; HALL, P.A.; SINGH, B.P.; Baumann, K.; KRULL, E.S.; BALDOCK, J.A. Microbial utilisation of biochar-derived carbon. **Science of the Total Environment** v. 465, p. 288–297, 2013.

FIDEL, R.B.; LAIRD, D.A.; PARKIN, T.B. Impact of biochar and organic and inorganic carbon on soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, p. 505-513, 2017.

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; CUNHA, T. J. F.; SALTON, J. C. Atributos e fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 5, p. 847-853, 2006.

HAUMAIER, L.; ZECH, W. Black carbon – possible source of highly aromatic components os soil humic acids. **Orgnic Geochemistry**, Liverpool, Elsevier, Now York, v. 23, p. 191-196, 1995.

INTANI, K.; LATIF, S.; KABIR, A.K.M.R.; MULLER, J. Effect of self-purging pyrolysis on yield of biochar from maize cobs, husks and leaves. **Bioresource Technology**. v. 218, p. 541-551, 2016.

JANTALIA, C.P.; RESCK, D.V.S.; ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil & Tillage Research**, v. 95, p. 97–109, 2007.

KHODADAD, C.L.M.; ZIMMERMAN, A.R.; GREEN, S.J.; UTHANDI, S.; FOSTER, J.S.; Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 385–392, 2011.

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems – a review. **Mitigation and Adaptation Stratategies for Global Change**, Columbia, v. 11, p. 403–427, 2006.

LEHMANN, J.; KUZYAKOV, Y.; PAN, G.; OK, Y.S. Biochars and the plant-soil interface. **Plant Soil**, v. 395, p.1–5, 2015.

LEHMANN, J.; RILLIG, M.C.; THIES, J.; MASIELLO, C.A.; HOCKADAY, W.C.; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota - A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1812-1836, 2011.

LIANG, B.; LEHMANN, J., SOHI, S.P., THIES, J.E., O'NEILL, B., TRUJILLO, L., GAUNT, J., SOLOMON, D., GROSSMAN, J., NEVES, E.G., LUIZÃO, F.J. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. **Organic Geochemistry**, v. 41, p. 206–213, 2010.

LUO, X.; WANG, L.; LIU, G.; WANG, X.; WHANG, Z.; ZHENG, H. Effects of biochar on carbon mineralization of coastal wetland soils in the Yellow River Delta, China. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 329–336, 2016.

MADARI, B. E.; CUNHA, T. J. F.; NOVOTNY, E. H.; MILORI, D. M. B. P.; MARTIN NETO, L.; BENITES, V. M.; COELHO, M. R.; SANTOS, G. A. Matéria orgânica dos solos antrópicos da Amazônia (terra preta de índio): suas características e papel na sustentabilidade da fertilidade do solo. In: TEIXEIRA, W. G.; KERN, D. C.; MADARI, B. E.; LIMA, E. N.; WOODS, W. I. **As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental. p. 172-188, 2009.

MARSCHNER, B.; BRODOWSKI, S.; DREVES, A.; GLEIXNER, G.; GUDE, A.; GROOTES, P.M.; HAMER, U.; HEIM, A.; JANDL, G.; JI, R.; KAISER, K.; KALBITZ, K.; KRAMER, C.; LEINWEBER, P.; RETHEMEYER, J.; SCHAEFFER, A.; SCHMIDT, M.W.I.; SCHWARK, L.; WIESENBERG, G.L.B. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, p. 91-110, 2008.

NOVOTNY, E.H.; MAIA, C.M.B.F.; CARVALHO, M.T.M.; MADARI, B.E. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use - a critical review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 39, p. 321-344, 2015.

PETTER, F. A.; LIMA, L. B.; MARIMON JUNIOR, B. H.; MORAIS, L. A.; MARIMON, B. S. Impact of biochar on nitrous oxide emissions from upland rice. **Journal of Environmental Management**, p. 169, 27-33, 2016.

PRAYOGO, C.; JONES, J.E.; BAEYENS, J.; BENDING, G.D. Impact of biochar on mineralisation of C and N from soil and willow litter and its relationship with microbial community biomass and structure. **Biology and Fertility of Soils**, v. 50, p. 695-702, 2014.

RITTL, T. F.; ARTS, B.; KUYPER, T. W.; Biochar: An emerging policy arrangement in Brazil?. **Environmental Science & Policy**, v. 51, p. 45-55, 2015.

SCHELLEKENS, J.; ALMEIDA-SANTOS, T.; MACEDO, R.S.; BUURMAN, P.; KUYPER, T.W.; VIDAL-TORRADO, P. Molecular composition of several soil organic matter fractions from anthropogenic black soils (Terra Preta de Índio) in Amazonia — A pyrolysis-GC/MS study. **Geoderma**, v. 288, p. 154–165, 2017.

SILVA, F. A. M.; GUERRERO, LOPEZ, F.; VILLASBOAS, R.L.; Silva, R.B. Transformação a matéria orgânica em substancias húmicas durante a compostagem de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Agrobiologia**. v. 4, n. 1, p. 59 - 66, 2009.

SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J.; RESCK, D.V.S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de cerrados do oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 3, p. 541-547, 1994.

SINGH, B.; SINGH, B.P.; COWIE, A.L. characterization and evolution of biochar for their application as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**, v. 48, p. 516-525, 2010.

SINGH, N.; ABIVEN, S.; TORN, M.S.; SCHMIDT, M.W.I. Fire-derived organic carbon in soil turns over on a centennial scale. **Biogeosciences**, v. 9, p. 2847-2857, 2012.

SOLOMON, D.; LEHMANN, J.; HARDEN, J.; WANG, J.; KINYANGI, J.; HEYMANN, K.; KARUNAKARAN, C.; LU, Y.; WIRICK, S.; JACOBSEN, C. Micro- and nano-environments of carbon sequestration: Multi-element STXM–NEXAFS spectromicroscopy assessment of microbial carbon and mineral associations. **Chemical Geology**, v. 329, p. 53-73, 2012.

SPOKAS, K.A., NOVAK, J.M., STEWART, C.E., CANTRELL, K.B., UCHIMIYA, M., DUSAIRE, M.G., RO, K.S. Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. **Chemosphere**, v. 85, p. 869-882, 2011.

STEINER, C.; TEIXEIRA, W.G.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Microbial response to charcoal amendments of highly weathered soils and Amazonian dark earths in Central Amazonia – preliminary results. In: GLASER, B.; WOODS, W.I. **Amazonian dark earths; explorations in space and time**. New York: Springer, p. 195-212<sup>a</sup>, 2004.

TIAN, J.; WANG, J.; DIPPOLD, M.; GAO, Y.; BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. 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**, v. 556, p. 89–97, 2016.

YANG, X.; MENG, J.; LAN, Y.; CHEN, W.; YANG, T.; YUAN, J.; LIU, S.; HAN, J. Effects of maize stover and its biochar on soil CO<sub>2</sub> emissions and labile organic carbon fractions in Northeast China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 240, p. 24-31, 2017.

YUAN, H.; LU, T.; ZHAO, D.; HUANG, H.; NORIYUKI, K. & CHEN, Y. Influence of temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, p. 1-5, 2013.

ZHANG, Q.; DIJKSTRA, F.A.; LIU, X.; WANG, Y.; HUANG, J.; LU, N. Effects of biochar on soil microbial biomass after four years of consecutive application in the north China plain. **Plos One**, 9, e102062, 2014.

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M.-Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar - amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1169-1179, 2011.

ZHOU, H.; ZHANG, D.; WANG, P.; LIU, X.; CHENG, K.; LI, L.; ZHENG, J.; ZHANG, X.; ZHENG, J.; CROWLEY, D.; ZWIETEN, L.V.; PAN, G. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: A Meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and environment**, 239, 80-89, 2017.

## **CAPÍTULO III**

**BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO ALTERA A COLONIZAÇÃO RADICULAR E A DIVERSIDADE DE FUNGO MICORRÍZICO DE SOLO CULTIVADO COM MILHO**

## **7. BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO ALTERA A COLONIZAÇÃO RADICULAR E A DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS DE SOLO CULTIVADO COM MILHO**

### **7.1. RESUMO**

O biochar de lodo de esgoto (BLE) tem mostrado grande potencial para melhorar a qualidade do solo, a disponibilidade de nutrientes e aumentar a produtividade das culturas. Já é bem conhecido o efeito do BLE no fornecimento de fósforo (P) ao solo, no entanto, ainda há carência de informação sobre o efeito dos teores de P oriundo do BLE na microbiota do solo, especialmente nos fungos micorrízicos arbusculares sob condições de campo. No presente estudo, foram investigados os efeitos da aplicação de BLE produzido sob diferentes temperaturas de pirólise e sua combinação com adubação mineral na comunidade microbiana envolvida na ciclagem de P no solo cultivado com milho. Para isso, foram utilizados seis tratamentos dispostos em blocos casualizados, com quatro repetições: 1) Controle - sem biochar; 2) Adubação mineral com NPK; 3) Biochar 300 °C; 4) Biochar 500 °C; 5) Biochar 300 °C + NPK; 6) Biochar 500 °C + NPK. Foram aplicados 15 Mg ha<sup>-1</sup> de biochar e adubo mineral (4-14-8) em duas safras consecutivas 2014/2015 e 2015/2016. Foram avaliados os teores de carbono da biomassa microbiana (CBM), porcentagem de colonização micorrízica, glomalina facilmente extraível (GFE) e os efeitos dos biochars na diversidade de fungos micorrízicos do solo através do uso de técnicas moleculares PCR-DGGE. A aplicação de BLE elevou o CBM e a colonização das raízes de milho por fungos micorrízicos arbusculares (FMAs). Como consequência, o BLE estimulou a síntese e excreção de proteína ligada a GFE do solo. Os altos teores de P fornecidos pelo BLE e sua combinação com NPK podem limitar a colonização micorrízica sem, entretanto, reduzir a absorção de P pelo milho. A aplicação do BLE ao solo constitui um fator de diferenciação e seleção para comunidade de FMA's associados às plantas de milho.

**Palavras – chave:** Biossólido, diversidade microbiana, fungos micorrízicos arbusculares, biomassa microbiana do solo.

### **7.2. INTRODUÇÃO**

A expansão da agricultura tropical é extremamente dependente de fontes não renováveis de fósforo (P). Apenas no Brasil foram consumidos cerca de 5 Mt de fertilizantes fosfatados apenas no ano de 2016 (ANDA, 2016). Esse elevado e crescente consumo de fertilizantes solúveis na agricultura tem sido amplamente discutido e fontes alternativas para o fornecimento de P têm sido estudadas. Entre as fontes alternativas de P para a agricultura, o lodo de esgoto (LE) se destaca como uma rica fonte desse nutriente para as plantas. Grande

parte do P usado na agricultura se acumula no LE, após o tratamento das águas residuárias (KAHILUOTO et al., 2015).

A transformação do LE em biochar, produto sólido por processo de pirólise, e sua aplicação agrícola, tem sido reconhecida como uma prática promissora na reciclagem do P. De maneira geral, o biochar possibilita elevação do potencial produtivo do solo (LEHMANN et al., 2003), tornando seu uso na agricultura cada vez mais frequente (STAVI & LAL 2012). Seus efeitos nas propriedades do solo podem ser observados através das populações de microorganismos que desempenham um papel importante nos ecossistemas e pode influenciar as funções biogeoquímicas do solo (LIU et al., 2017).

Com elevada concentração de nutrientes como o P, cujo teor geralmente varia entre 0,2-0,8% (QUIAN et al., 2013), além de elevada porosidade, área de superfície específica e efeito alcalinizante, o biochar tende a alterar a ciclagem dos nutrientes (BIEDERMAM & HARPOLE, 2013) e modificar o habitat microbiano. As alterações promovidas no solo afetam a biodiversidade, principalmente daqueles microrganismos mais sensíveis à presença de P, como os fungos micorrízicos arbusculares (WALKER, 2012). Estes fungos são considerados fosfolubilizadores (STELLA, 2013) de importância significativa na ciclagem biogeoquímica dos nutrientes (LIU et al., 2017).

O biochar apresenta grande potencial para recuperar o P extraído e exportado na agricultura (QUIAN et al., 2013) com elevada capacidade de reciclagem deste nutriente no sistema solo-planta (GUL & WHALEN, 2016). Logo, este produto constitui uma tecnologia complementar com potencial para aumentar a sustentabilidade da agricultura e segurança alimentar, considerando os limitados recursos globais de P (CORDELL et al., 2009). No entanto, os efeitos do biochar no solo variam com a matéria prima (MUKOME et al., 2013) e com as variáveis do processo de produção (pirólise).

Diversos efeitos do biochar explicam sua capacidade em elevar o P do solo disponível às plantas. Biedermam & Harpole (2013) afirmam que o aumento dos teores de P disponível está relacionado ao aumento da alcalinidade do solo promovida pelo biochar. Quian et al. (2013) sugerem que ocorre liberação de P pelo biochar influenciada por fatores como tempo de retenção, ânions de coexistência e outros elementos nutrientes presentes. Além disso, o biochar possui capacidade de induzir respostas heterogêneas na comunidade microbiana (ZHU et al., 2017) como aumento na abundância de microrganismos (CHEN et al., 2017) mudanças nos perfis enzimáticos e estrutura da comunidade (THIES et al., 2015). Essas mudanças são observadas através da introdução de compostos de carbono lábeis e/ou recalitrantes (ZIMMERMAN, 2010) e pelo habitat favorável ao desenvolvimento

microbiano (LEHMANN et al., 2011). Entretanto, os efeitos sobre as interações biochar-microrganismos ainda não são claros e pouco se conhece sobre o efeito do input desse material orgânico no solo (KOLTON et al., 2011).

Alguns trabalhos indicam efeitos indiretos do biochar na microbiota do solo especialmente na rizosfera onde a quantidade e a qualidade dos exsudatos de raízes são alteradas (ANDERSON et al., 2011). Outros autores mostram que a presença do biochar aumenta a colonização de raízes por fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em plantas (YAMATO et al., 2006) e, indiretamente, aumenta o teor de glomalina (QUIAO et al., 2016) uma glicoproteína produzida por hifas desses fungos (LUNA et al., 2016).

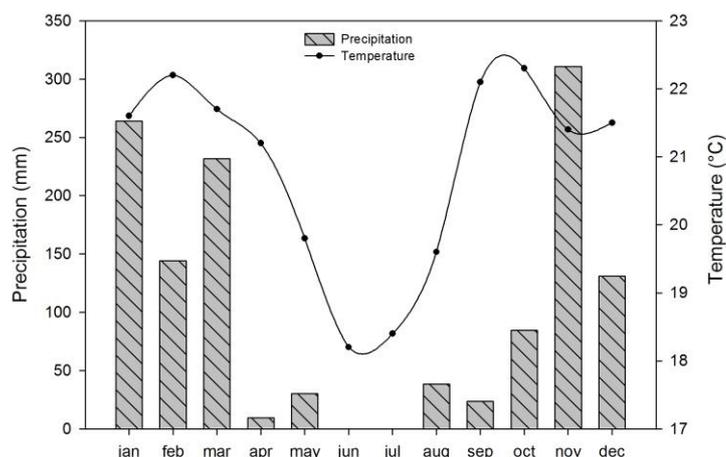
Tendo em conta as questões supramencionadas, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência exercida pelo BLE pirolisado em diferentes temperaturas, isolado ou associado com adubação mineral NPK, nas propriedades microbiológicas do solo relacionadas à disponibilidade de P às plantas em experimento de campo conduzido por dois anos com milho. Hipotetizou-se que a aplicação de biochar de LE, pirolisado sob diferentes temperaturas de pirólise promove mudanças na biomassa microbiana, colonização micorrízica e na comunidade de fungos micorrízicos do solo, aumentando a absorção de P pelo milho.

### **7.3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **7.3.1. Histórico da área e caracterização da área experimental e da produção dos biochars**

O detalhamento das informações sobre localização, caracterização e condução do experimento, bem como a descrição da produção dos biochars de lodo de esgoto utilizados neste capítulo, encontram-se nos itens 5.3.1, 5.3.2 e 5.3.3 do Capítulo 1 deste trabalho.

Na figura 7.1 são apresentadas a precipitação mensal e a temperatura média do ar durante o período de avaliação.



**Figura 7.1.** Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura diária (°C) na área experimental nos meses de condução do experimento (2015/2016). Fonte: Estação meteorológica da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, Brasil.

### 7.3.2. Análises microbiológicas do solo

#### 7.3.2.1. Avaliação da biomassa microbiana

Amostras de solo foram coletadas de 0-10cm de profundidade na floração da segunda safra do milho e refrigeradas (4°C). Posteriormente tamisadas em peneira de 2 mm com exclusão dos restos de raízes e vegetais, e deixadas em temperatura ambiente por 12 horas.

A determinação do carbono da biomassa microbiana (CBM) foi realizada pelo método de irradiação-extração, proposto por Islam & Weil (1998), onde seis subamostras de 10 g de solo foram pesadas e divididas para serem irradiadas durante 1,17 minutos em forno de microondas. O tempo de irradiação é calculado em função da potência real do forno de microondas. A extração foi realizada com 80 mL de sulfato de potássio 0,5 mol L<sup>-1</sup> por amostra. O solo foi agitado por 30 minutos em agitador horizontal a 150 rpm. Logo após, deixado em repouso por 30 minutos para decantação dos sedimentos. O sobrenadante foi passado em filtro de passagem lento (8 µm). Uma alíquota de 8 ml do extrato filtrado foi utilizada para a determinação do CBM com adição de 2 ml de dicromato de potássio 0,066 mol L<sup>-1</sup> e 10 ml de ácido sulfúrico concentrado. Após agitação, as amostras ficaram em repouso por mais 30 minutos para esfriar e foram adicionados 50 ml de água destilada. Como indicador utilizou-se o Ferroin (1,485 g de orto-fenantrolina + 0,695 g de sulfato ferroso em 100 mL de água) e sulfato ferroso amoniacal 0,033 mol L<sup>-1</sup> para posterior titulação.

A estimativa do carbono da biomassa microbiana foi realizada conforme a equação:

$$CBM = (CI - CNI) \times Kc^{-1}$$

Onde:

CI = teor de carbono extraído do solo irradiado;

CNI = teor de carbono extraído do solo não irradiado;

Kc = fator de correção (0,33).

### **7.3.2.2. Determinação de P no solo e na planta**

Amostras de P no solo e na planta foram coletados de acordo com Silva (2009). O P disponível foi extraído com Mehlich. Em plena floração (estágio R2), a primeira folha abaixo e oposta à espiga de milho (escolhida como representante do estado nutricional da planta) de cinco plantas selecionadas aleatoriamente de cada parcela foram colhidas. As porções centrais das folhas recolhidas foram colocadas em sacos de papel e levadas a estufa a 65 ° C até peso constante. A absorção de P pelo milho foi estimada multiplicando os teores de P na folha pela matéria seca de plantas de milho.

### **7.3.2.3. Proteína do solo relacionada à glomalina - facilmente extraível**

Foi utilizada a metodologia proposta por Wright & Upadhyaya (1996) onde amostras de 1,0 g de solo foram autoclavadas com 2 mL de solução de citrato de sódio (20 mM; pH 7,0) durante 30 minutos a 121 °C, seguida de centrifugação a 3.500 rpm durante 10 minutos. A quantificação da proteína sobrenadante foi quantificadas através do ensaio de Bradford em espectrofotômetro (595 nm), tendo como curva-padrão soro albumina bovina (BSA).

### **7.3.2.4. Avaliação da taxa de colonização micorrízica**

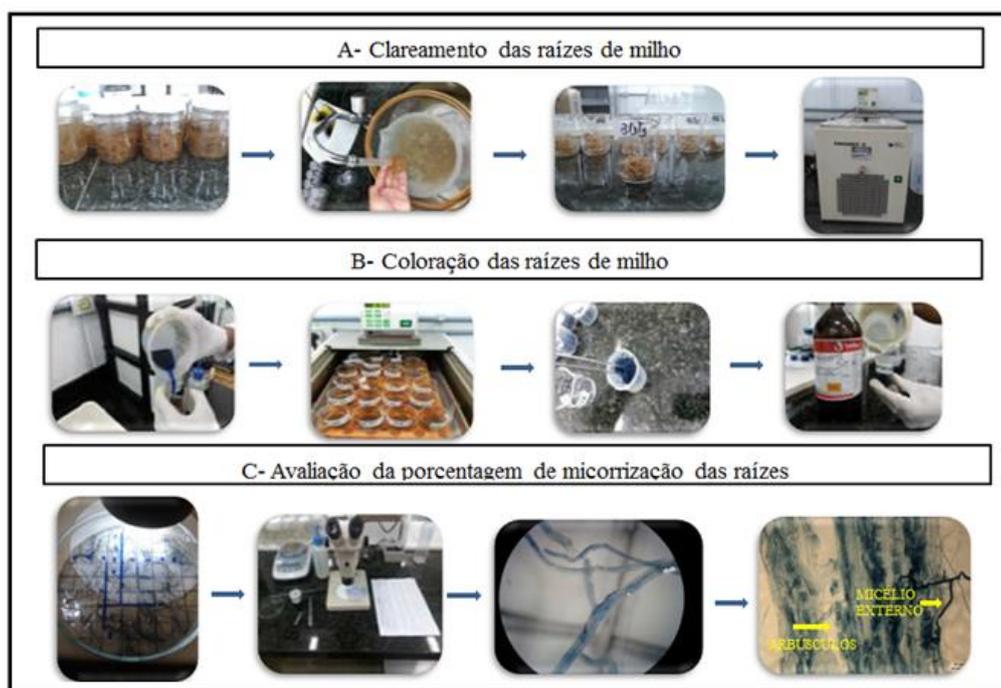
O clareamento das raízes e coloração das hifas dos FMAs para posterior avaliação da colonização micorrízica foi realizado pelo método proposto por Phillips & Hayman (1970). O clareamento foi efetivado pelo aquecimento das raízes em solução de KOH a 10% à temperatura de 60 °C em banho maria durante 30 minutos, após clareadas foram lavadas com água até eliminar os resíduos da solução para seguir a etapa de coloração.

O processo de coloração foi realizado mediante a imersão das raízes em uma solução de azul de tripan a 0,05% em lacto-glicerol (1:1:1 ácido láctico glacial, glicerol e água) e aquecida a temperatura de 60 °C em banho-maria durante 20 minutos, em seguida as amostras

foram lavadas com água destilada para retirar o excesso da solução e armazenadas em frascos contendo glicerol a 50% para posterior avaliação da taxa de colonização micorrízica.

Para análise da taxa de colonização foram selecionadas raízes finas das plantas de milho com avaliação através do método da placa quadriculada proposta por Gionvanetti & Mosse (1980). A identificação é feita por observação da presença de estruturas fúngicas na região do córtex das raízes, onde ocorre o desenvolvimento inter e intracelular de hifas, de arbúsculos originários de ramificações de hifas internamente das células e de vesículas que ocorrem intra e extracelularmente.

Os segmentos das raízes foram espalhados na placa de Petri delimitada no fundo por linhas quadriculadas de 1 cm e através de observação em lupa da presença e ausência de colonização nas linhas verticais e horizontais, exatamente no ponto onde as raízes cruzam as linhas, fazendo um mínimo de 100 pontos e estimou-se a porcentagem de colonização (%) Figura 7.2.



**Figura 7.2.** Avaliação da colonização micorrízica em raízes de milho após aplicação de biochar de lodo de esgoto

### 7.3.2.5. Avaliação da estrutura da comunidade de FMAs por meio de PCR-DGGE

#### a) Extração de DNA do solo

A extração de DNA do solo para PCR foi realizada com a utilização do FastDNA® SPIN kit for soil com as recomendações do fabricante e algumas modificações.

Depois de completado a extração verificou-se a quantificação do DNA extraído através de gel de agarose a 1,2%. As amostras aplicadas ao gel foram preparadas com 3 µL do DNA extraído e 5 µL de corante (azul de bromofenol).

A eletroforese foi conduzida em tampão TBE 1X a 80 volts e 400 amperes durante uma hora, posteriormente foi colocado numa solução de brometo de etídio (2 µg / mL) durante 20 minutos. A revelação da imagem foi realizada sob luz UV com ajuda de um fotodocumentador pelo programa Loccus Biotecnologia – Lpix Image. As amostras foram mantidas no freezer a -20 °C para a sua conservação.

#### b) Reação em cadeia da polimerase (PCR)

A PCR foi feita conforme descrito por Liang et al. (2008) com algumas modificações, os fragmentos de rDNA foram amplificados com os iniciadores específicos para FMAs AM1 (5'-GTTTCCC- GTAAGGCGCCGAA-3') e NS31 (5'- TTGGAGGGCAAGTCTGGTGCC-3') na primeira reação, seguido de uma segunda reação de *nested*-PCR com os primers Glo1 (5'-GCCTGCTTTAAACTCTA- 3') e NS31GC (5'-CGCCCGGGGCGCGCCCCGGGCGGGGCGGGGGCAC-GGGGGTTGGAGGGCAAGTCTGGTGCC-3') na segunda reação de PCR. Para a segunda PCR, um grampo GC foi adicionado ao terminal 5' do iniciador NS31GC para prevenir a completa desnaturação dos amplicons durante a eletroforese em gel com gradiente desnaturante (DGGE).

A primeira reação foi composta de 1 µL do DNA amostra (diluído na proporção de 1:10); 0,625 µL de enzima Taq polimerase; 1,25 µL de tampão 10x com MgCl<sub>2</sub>; 0,25 µL de dNTP's (0,2 mM); 0,375 µL de BSA (0,3mg/mL); 0,625 µL dos primers AM1 e NS31 (0,5 mM) e água mili-Q (água ultra pura) completando para um volume final de 12,5 µL na programação seguinte: desnaturação inicial de 1 minuto a 94 °C, 1 minuto a 66 °C e 90 segundos a 72 °C, seguido por 30 ciclos de 30 segundos a 94 °C, 1 minuto a 66 °C e 90 segundos a 72 °C e uma ultima extensão a 72 °C durante 10 minutos.

Para a segunda reação, o produto da primeira reação de PCR foi diluído em água mili-Q a 1:10. O volume final para esta reação foi de 50 µL contendo 1 µL do DNA amostra; 0,125

$\mu\text{L}$  de enzima Taq polimerase; 5  $\mu\text{L}$  de tampão 10x com  $\text{MgCl}_2$ ; 1,0  $\mu\text{L}$  de dNTP's (0,2 mM); 1  $\mu\text{L}$  dos primers Glo1 e NS31GC e 36  $\mu\text{L}$  de água mili-Q, sem adição de BSA, seguido da seguinte programação: desnaturação inicial de 5 minutos a 95 °C, seguido por 35 ciclos de desnaturação de 45" a 94 °C, anelamento de 45 segundos a 55 °C e extensão durante 1 minuto a 72 °C e uma ultima extensão a 72 °C durante 30 minutos.

Para a verificação das amplificações das PCR's realizou-se uma corrida do produto em gel de agarose a 1,2%. Foi adicionado 3  $\mu\text{L}$  da amostra diluída em 5  $\mu\text{L}$  de azul de bromofenol, também foi colocado 3  $\mu\text{L}$  de marcador molecular de 1 Kb Plus DNA Ladder (Invitrogen®) para a verificação dos tamanhos das bandas geradas no gel. A corrida dos produtos das PCR's no gel e a revelação dos géis foram realizadas sob o mesmo procedimento utilizado para a verificação da extração do DNA do solo (item 7.3.2.5.a).

### **c) Eletroforese em gel com gradiente desnaturante**

Os géis de poliacrilamida a 8% (w / v) foram feitos com um gradiente de desnaturação entre 35 e 55% (uréia-formamida), e os produtos de PCR foram aplicados na quantidade de 25  $\mu\text{L}$  adicionados a 20  $\mu\text{L}$  de corante (2% de azul de bromofenol, 2% de xileno cianol, glicerol 100%, água Milli-Q). A corrida do gel de DGGE foi feita usando-se o sistema de eletroforese vertical com voltagem constante de 60 V e temperatura de 55 °C por um período de 18 horas em tampão 0,5X TAE. Uma pré-corrída de 1 hora foi realizada com os mesmos parâmetros para uma limpeza inicial do gel.

Após a corrida, os géis foram corados com brometo de etídeo (2 $\mu\text{g}$  / mL) por 20 minutos, posteriormente, descorados em água destilada por 5 minutos. As bandas foram visualizadas em transiluminador U.V. com posterior fotografia do gel pelo programa Loccus Biotecnologia – Lpix Image.



**Figura 7.3.** Etapas da análise molecular de diversidade de fungos micorrízico

### 7.3.3. Análise estatística

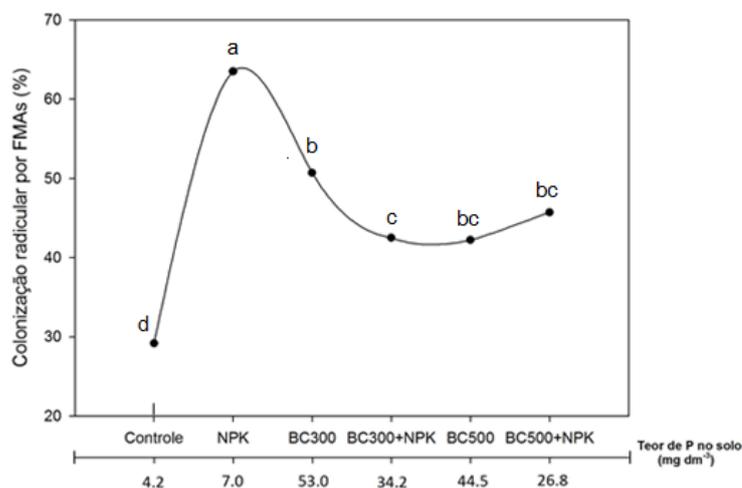
A distribuição normal dos dados foi testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Os dados foram então submetidos à análise de variância (ANOVA) e, no caso de diferença significativa, a comparação de médias foi realizada com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ), utilizando o software XLSTAT (ADDINSOFT, 2013).

Para a avaliação da estrutura da comunidade dos FMAs foram analisados os perfis de DGGE com a criação de uma matriz de presença/ausência das bandas através do programa Bionumerics (Applied Biosystems). O mesmo programa foi utilizado para a condução das análises de cluster (Dendograma de tipo UPGMA). O coeficiente de Jaccard foi aplicado como matriz de similaridade.

## 7.4. RESULTADOS

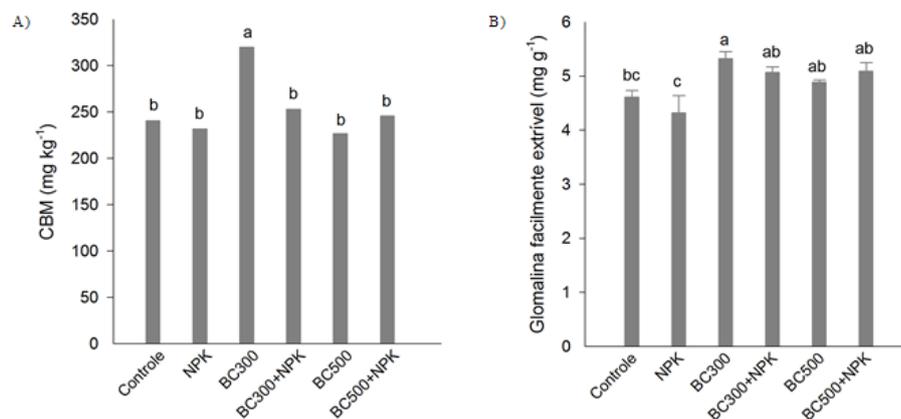
Nas figuras 7.4 e 7.5 são apresentadas as respostas das propriedades microbiológicas à aplicação de BLE. O BC300 promoveu os maiores teores de CBM ( $P < 0,05$ ). O BC300 apresentou teor de CBM 41% maior do que o BC500 (Figura 7.5.A). Os demais tratamentos não alteraram a biomassa microbiana do solo.

O biochar, a adubação mineral NPK e as suas combinações aumentaram a colonização micorrízica no milho, comparados ao controle (Figura 7.4). A adubação mineral NPK, sem biochar, promoveu a maior colonização micorrízica em raízes de milho ( $p < 0,05$ ). Entre os biochars, a adição de adubação mineral NPK ao BC300 (BC300+NPK) reduziu a colonização micorrízica promovida pelo BC300.



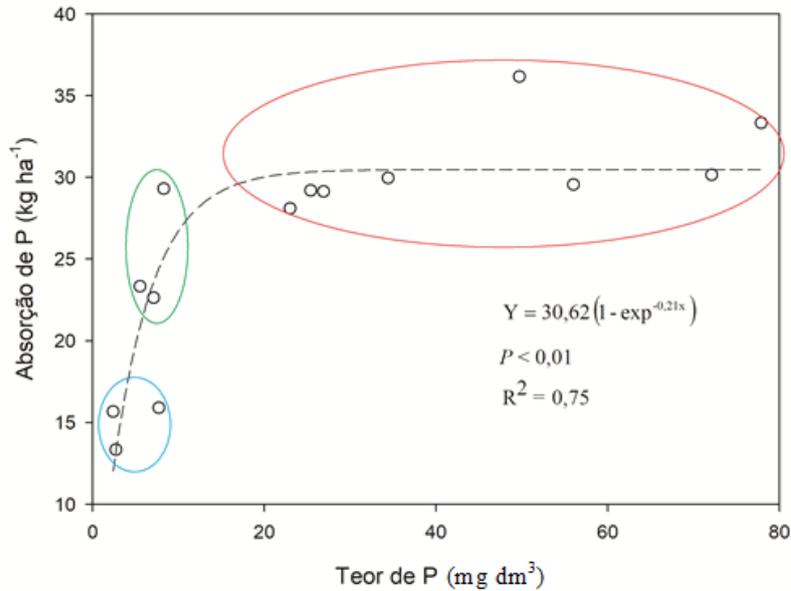
**Figura 7.4.** Colonização radicular por FMA's em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ ).

Diferentemente da colonização micorrízica, os teores de glomalina facilmente extraível foram maiores no solo sob aplicação de biochar (exclusivo ou combinado com NPK) do que na adubação exclusiva com NPK ( $p < 0,05$ ). Os teores de glomalina facilmente extraível variaram de 4,32 mg g<sup>-1</sup> com aplicação do NPK a 5,32 mg g<sup>-1</sup> na presença do BC300.



**Figura 7.5.** Propriedades microbiológicas do solo, na camada de 0-10 cm, em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto. A) CBM - carbono da biomassa microbiana; B) Glomalina facilmente extraível. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher ( $p < 0,05$ )

A relação entre os teores de P no solo e a absorção de P pelas plantas de milho nos diferentes tratamentos é apresentada na figura 7.6. Verifica-se que essas duas variáveis se ajustaram de forma significativa ( $P < 0,01$ ) a um modelo exponencial no qual há uma faixa de P no solo que promoveu elevada absorção desse nutriente pela planta. A partir de aproximadamente  $30 \text{ mg dm}^3$ , não se verificou aumento na absorção de P pelo milho com a elevação do teor de P do solo. A adição de adubo mineral NPK aos biochars não incrementou a absorção de P pelas plantas.

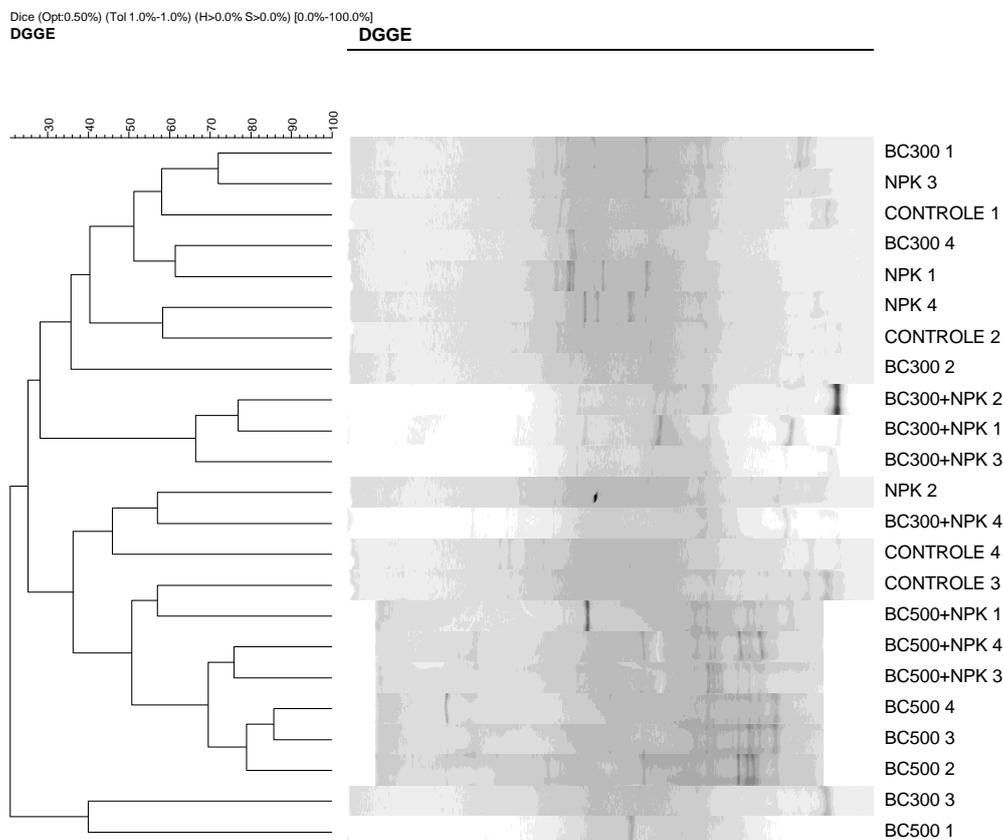


**Figura 7.6.** Relação entre teor de P no solo e absorção de P pelo milho sob aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral. Nos círculos azul, verde e vermelho estão os valores referentes ao controle, adubação mineral NPK, e tratamentos com biochar, respectivamente.

A estrutura da diversidade de FMAs pelo método PCR-DGGE é apresentada na figura 7.7. O DNA total do solo apresentou pureza e quantidade suficientes para a realização de PCR, após a visualização em gel de agarose. Na PCR os produtos foram novamente visualizados em gel de agarose para posterior aplicação nos géis de DGGE. Nas imagens foram observadas as diferentes posições das unidades taxonômicas operacionais (UTO's) e gerado um dendograma para estimar a similaridade entre as áreas de estudo (Figura 7.7).

Pode-se observar de forma geral o agrupamento de dois diferentes grupos: o primeiro onde o BC300 isolado ou com a adição do NPK, com baixa ou elevada similaridade, agrupa-se com os tratamentos com adubo mineral (NPK); e um segundo onde observa-se o agrupamento do BC500 isolado ou com a adição do NPK, com baixa ou elevada similaridade agrupando-se entre si ou com tratamento controle. O efeito da aplicação do BC500 nos FMAs através do agrupamento do BC500 (2, 3 e 4) com um mínimo de 75% de similaridade e do BC500 (3) e BC500 (4) com similaridade superior a 85% pode ser observado. Quando adicionado adubo mineral ao BC500 (BC500+NPK 3 e BC500+NPK 4) também houve um padrão de agrupamento das UTO's de 75% de similaridade. Os FMAs presentes nos tratamentos correspondentes a aplicação de BC300+NPK 1, 2 e 3 apresentaram similaridade de 68%. A adição do BC300 ao solo (1 e 4) promoveu desenvolvimento de UTO's com 52%

de similaridade. A aplicação do BC300 (1) e NPK (3) apresentaram 72% e BC300 (4) e NPK (1) 60% de similaridade.



**Figura 7.7.** Dendrograma de similaridade genética da comunidade de FMAs construído com o índice de Jaccard. Método de agrupamento UPGMA, mostrando os agrupamentos de diferentes tratamentos com aplicação de biochar de lodo de esgoto em quatro repetições: controle (1, 2, 3, 4); adubo mineral NPK (1, 2, 3, 4); Biochar pirolisado a 300 °C (BC300) (1, 2, 3, 4); biochar pirolisado a 300 °C + NPK (BC300+NPK) (1, 2, 3, 4); biochar pirolisado a 500 °C (BC500+NPK) (1, 2, 3, 4); biochar pirolisado a 500 °C + NPK (BC500+NPK) (1, 2, 3, 4). Números indicam as repetições do experimento.

## 7.5. DISCUSSÃO

O aumento do CBM com aplicação do BC300 é resultante da presença de uma fonte de C facilmente degradável presente no biochar de BLE. Baixas temperaturas de pirólise

preservam algumas estruturas termolábeis, como estruturas alifáticas e carboidratos (celulose) enquanto que maiores temperaturas promovem aumento da condensação dos anéis aromáticos com produção de grupos funcionais, como por exemplo o ácido carboxílico (LEHMANN & JOSEPH 2009; KEILUWEIT et al. 2010). Com a adição de fonte de C de maior labilidade verifica-se um rápido aumento na biomassa microbiana e com isso, há uma produção mais intensa de ácidos orgânicos (AO) (PAVINATO & ROSOLEM 2008). Quando em alta concentração, 1–10 mmol L<sup>-1</sup>, os AO podem inibir a adsorção de P, justificada com base em estudos de competição (GUPPY et al. 2005) tornando-o disponível no solo. Kimura & Nishio (1989) mostraram que os fosfatos insolúveis que não são cristalizados podem ser solubilizados por microrganismos nativos quando fontes abundantes de carbono (C) são fornecidas. Além de fornecer substratos para o crescimento microbiano, o biochar serve de refúgio para os microrganismos (AMELOOT et al. 2013), o que pode resultar, por exemplo, em um aumento na abundância de bactérias (YANARDAG et al. 2017) e fungos no solo (YAO et al. 2017).

Outra explicação para o aumento do CBM no BC300 pode ser o elevado teor de P no biochar, atuando como fonte desse nutriente para o crescimento e desenvolvimento das plantas de milho, com isso uma maior quantidade de raízes é produzida provocando alta exsudação de compostos orgânicos (TISDALL & OADES 1982), favorecendo o aumento na biomassa microbiana do solo. Zhou et al. (2017) observaram um aumento geral de 26% no CBM em estudo de meta-análise com a aplicação de biochar de diversas matérias primas ao solo. Rocha et al. (2016) também observaram um aumento no CBM quando fontes de P foram adicionadas ao solo. Da mesma forma, Liu et al. (2017) constataram efeitos positivos da adição de P através do biochar na comunidade microbiana do solo. Além disso, os microrganismos podem imobilizar P, proporcionando mecanismo de retenção deste nutriente nos solos que contribuem de forma significativa para reserva de P (LIPTZIN & SILVER 2009). O biochar apresenta ainda efeito sobre bactérias que solubilizam fosfato, tornando disponível o P adsorvido aos minerais do solo. Liu et al. (2017) observaram aumento no CBM do solo com efeito positivo do biochar sobre as bactérias solubilizadoras de fosfato dos gêneros *Thiobacillus*, *Pseudomonas* e *Flavobacterium* que estão entre os gêneros dominantes nos solos agrícolas. Fox et al. (2016) descreveram a indução das alterações físico-químicas promovidas através da aplicação de biochar nas comunidades bacterianas, onde observaram um aumento das bactérias mobilizadoras de P e S, que são responsáveis pela maior parte do efeito de promoção do crescimento das plantas, até 74%.

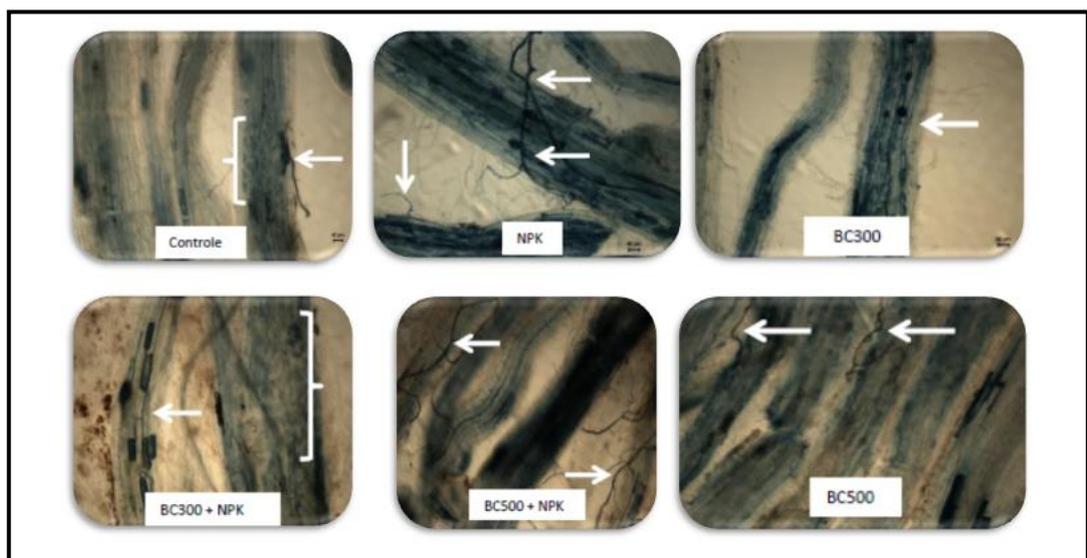
Outro importante componente da comunidade microbiana do solo são os FMAs. Alguns estudos mostram a capacidade dos biochars em promover aumento na colonização micorrízica (MICKAN et al. 2016; HAMMER et al. 2014; LIANG et al. 2014). O aumento proporcionado pelo BC300 na colonização micorrízica das raízes de milho pode ser explicado por alguns prováveis mecanismos, como: mudanças na quantidade de nutrientes prontamente disponíveis, principalmente o teor de P; alterações na sinalização entre a planta e o fungo; ou através da disponibilização de um habitat favorável ao desenvolvimento das hifas fúngicas (WARNOCK et al. 2007). A aplicação do BC500, rico em estruturas aromáticas, também foi capaz de promover aumento na colonização por FMAs em relação ao controle, pois fornece um ambiente favorável com a elevada porosidade e área de superfície específica (Tabela 5.1).

As propriedades dos biochars somadas a aplicações controladas de nutrientes pelo fertilizante NPK promoveram efeitos positivos na micorrização com resultados positivos na nutrição e crescimento das plantas de milho (CARDOSO et al. 2010). A micorrização ocorre na maioria das espécies vegetais superiores (SOUZA et al. 2006) e a presença de biochar no solo potencializa o desenvolvimento de FMA's e hifas fúngicas (MICKAN et al. 2016). Estas hifas têm acesso a microsítios de P que podem ser inacessíveis para as raízes das plantas que apresentam maior diâmetro (HAMMER et al. 2014) e comprimento limitado, entre 80 e 1500 mm (MARSCHNER 1995), conectando, assim, as raízes aos espaços dos poros (HAMMER et al. 2014). Embora efeitos negativos da alta disponibilidade de P na micorrização sejam conhecidos, no presente estudo, o BLE mesmo com alto teor de P, favoreceu a colonização micorrízica. O P apresenta influência na micorrização, entretanto, a eficiência simbiótica é determinada pela interação entre genótipos do fungo e da planta e destes com o ambiente (MELLONI et al. 2000). É difícil comparar a colonização micorrízica de diferentes espécies de plantas com suas diferentes características genéticas, pois há uma grande variação na compatibilidade com as espécies de FMA existentes no solo (SMITH & GIANINAZZI-PEARSON 1988), isso impossibilita generalizações (MOREIRA & SIQUEIRA 2006). MELLONI et al. (2000) afirmam que os FMA's apresentam capacidade saprofítica de sobrevivência, e embora o aumento das doses de P possam promover maior comprimento de micélio extra-radicular ativo e total de alguns FMA's, a presença dos mesmos pode constituir apenas um dreno de fotoassimilados sem benefícios na absorção de nutrientes.

Os teores de glomalina facilmente extraível (GFE) obtidos no presente estudo são similares às concentrações comumente encontradas nos solos, que geralmente variam de 2 a 14 mg g<sup>-1</sup> (PIKUL et al. 2002). A produção desta proteína produzida pelos FMAs é induzida por sistemas que estimulam a produção de hifas extra-radulares (BEDINI et al. 2010).

Portanto, a aplicação de biochar, ao elevar a colonização por FMA's, proporcionou igualmente a elevação da produção de glomalina no solo, com destaque para o BC300. A aplicação isolada de fertilizante é capaz de estimular a colonização por fungos micorrízicos, porém efeito inverso pode ser observado sobre o teor de glomalina. A presença dos biochars isolados ou combinados com adubo mineral estimulou uma maior síntese e excreção de glomalina pelos FMAs presentes no solo em relação à aplicação isolada de fertilizante mineral, pois somente os nutrientes fornecidos através do adubo NPK não são suficientes para tornar o ambiente propício à produção de glomalina por FMAs.

Diversos estudos têm mostrado uma correlação positiva significativa entre a produção de glomalina e o teor de C orgânico do solo (RILLING et al. 2003; SPONH & GIANI 2010; ZHANG et al. 2017). O C orgânico é considerado um dos indicadores mais importantes da concentração de glomalina nos ecossistemas (SOUSA et al. 2011), o que explica o aumento do teor de glomalina neste estudo, na presença do BLE pela adição de substrato parcialmente lábil (SIMANSKY et al. 2016). Além disso, a excreção de GFE pode estar relacionada às formas de P disponível no solo uma vez que o BC300 e adubo mineral podem fornecer diferentes formas de P às plantas. Solos com altas concentrações de P total tendem a apresentar menores concentrações de glomalina (LOVELOCK et al. 2004). Os efeitos negativos das alterações químicas sobre a concentração de glomalina, incluindo aplicação de adubo mineral já foram apresentados por Wu et al. (2014). Doses de fertilizante mineral combinadas à adição de biochar podem diminuir o estoque de C orgânico do solo afetando a produção de glomalina (SIMANSKY et al. 2016).



**Figura 7.8.** Colonização micorrízica em raízes de milho cultivado em solo com aplicação de biochar de lodo de esgoto

Os perfis obtidos na realização do PCR-DGGE refletem a composição dominante da comunidade de FMAs do solo formando um padrão entre as amostras analisadas (DUARTE et al. 2001). Através da análise do dendograma é possível perceber que a adição de biochar ao solo, promoveu alterações com desenvolvimento de taxa específica dentro da comunidade de FMA's, pois os tratamentos com aplicação dos biochars foram pouco similares ao tratamento controle. O agrupamento das repetições com aplicação do BC500 (BC500 2, BC500 3 e BC500 4) com similaridade superior a 80% demonstram que quando pirolisado a elevadas temperaturas e aplicados ao solo o BLE promove condições que induzem a mudanças específicas do taxon de FMA's. Com predomínio de grupos orgânicos altamente estáveis (como compostos aromáticos) o BC500 não constitui um substrato significativo para o metabolismo fúngico (THIES & RILLIG 2009). Entretanto, o elevado teor de P e alta porosidade do BC500 podem ser fatores determinantes na seleção das UTO's. Os fatores físicos e químicos são conjuntamente responsáveis pelas mudanças da comunidade microbiana (KOLTO et al. 2011). As hifas fúngicas crescem através do ar e poros do biochar e solo em busca de alimento e proteção (RITZ & YONG 2004). Além disso, a elevada área superficial do BC500 pode fornecer um habitat adequado para o crescimento microbiano (ZIMMERMAN 2010).

O agrupamento do BC500+NPK (3) e BC500+NPK (4) com 75% de similaridade mostra que esta combinação favoreceu a seleção das mesmas UTO's. Além do microhabitat favorável, proteção contra escassez de água e pH diferenciado ao redor dos grânulos do BC500, a combinação através da adubação mineral fornece alimento prontamente disponível aos FMA's. O biochar pode afetar indiretamente os microrganismos do solo, elevando a disponibilidade de recursos biogênicos do solo através da modificação dos fatores abióticos do solo como, por exemplo, correção da acidez do solo, ou através da liberação de C orgânico e nutrientes minerais nos solos circundantes (SILBER et al. 2010). Mudanças nos atributos do solo com a adição de biochar podem alterar a biomassa microbiana do solo e a atividade, bem como a composição da comunidade microbiana (LEHMANN et al. 2011).

O estoque de C lábil do BC300 combinado com alto teor de P (41,1 g kg<sup>-1</sup>) e adição do NPK promoveram alterações na composição da comunidade fúngica agrupando as repetições BC300+NPK (1, 2 e 3). Biochar produzido a temperaturas mais baixas são geralmente mais lábeis, contendo relativamente maior proporção de matéria orgânica alifática (HILSCHER et al. 2009). A combinação BC300+NPK garante nutrientes facilmente disponíveis aos FMAs provindos do biochar e do adubo mineral. Lauber et al. (2008) relataram que o estado nutricional do solo está fortemente associado às comunidades de fungos. A liberação de

recursos nutricionais na rizosfera como N, C e P estimula o aumento da comunidade de microrganismos (ROVIRA 1976). Outro fator a ser considerado é o aumento de carbono orgânico no solo, resultante das plantas com elevada biomassa radicular, que produzem mais exsudatos radiculares favorecendo a associação micorrízica por conter moléculas que estimulam a germinação de esporos e o crescimento de fungos micorrízico (MOHAN et al. 2014; GAI et al. 2015). Entretanto, como o biochar pode alterar fortemente diversos fatores do solo relacionados ao ambiente microbiano, de forma direta e indireta, as respostas das comunidades fúngicas, especialmente os mais sensíveis às mudanças, podem ser muito distintas nos diversos tipos de solos encontrados (DAI et al. 2016). Contudo, foi observado forte influência do BLE na diversidade de FMA's do solo, e o enriquecimento de um subconjunto da comunidade microbiana do solo como observado por Khodadad et al. 2011. É um grande desafio determinar especificamente os parâmetros dos biochars responsáveis pelas alterações e especificidade na microbiota do solo e considerando ainda os diferentes tipos de produtos da pirólise das diversas matérias primas e condições utilizadas no processo de produção, estudos mais aprofundados tornam-se necessários para uma maior compreensão destes processos tão complexos.

## **7.6. CONCLUSÃO**

Apenas a aplicação exclusiva de BC300 foi capaz de aumentar a biomassa microbiana do solo. Tanto o biochar quanto a adubação mineral, exclusivos ou combinados, aumentaram a colonização micorrízica das raízes de milho. Os efeitos na síntese e excreção de glomalina podem ser observados apenas quando aplicado BC300. A elevada presença de nutrientes no solo fornecidos pelo adubo NPK não foi suficiente para tornar o ambiente propício à produção de glomalina por FMAs. A adição do BC300, BC300+NPK e BC500 ao solo com maior labilidade e/ou recalcitrância e porosidade promoveu um fator de diferenciação e seleção para as comunidades de FMAs associados às plantas de milho. O biochar de lodo de esgoto promove desenvolvimento de taxa específica dentro da comunidade de FMA's.

## 7.7. REFERÊNCIAS

AMELOOT, N.; GRABER, E.R.; VERHEIJEN, F.G.A.; NEVE, S. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. **European Journal of Soil Science**, v. 64, p. 379-390, 2013.

CARDOSO, E. J. B. N.; CARDOSO, I. M.; NOGUEIRA, M. A.; BARRETA, C. R. D. M.; de PAULA, A. M. Micorrizas Arbusculares na aquisição de nutrientes pelas plantas. In: SIQUEIRA, J. O.; de SOUZA, F. A.; CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M. Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil. Lavras: UFLA, 716 p. 2010.

DAI, Z.; HU, J.; XU, X.; ZHANG, L.; BROOKES, P.C.; HE, Y.; XU, J.; Sensitive responders among bacterial and fungal microbiome to pyrogenic organic matter (biochar) addition differed greatly between rhizosphere and bulk soils. **Nature: Scientific reports**, v. 6, 36101, 2016.

DELUCA, T.H.; MACKENZIE, M.D.; GUNDALE, M.J. Biochar effects on soil nutrient transformation. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), In Biochar for Environmental Management: **Science and Technology**. Earthscan, p. 251–265, 2009.

FOX, A.; GAHAN, J.; IKOYI, I.; KWAPINSKI, W.; O’SULLIVAN, O.; COTTER, P.D.; SCHMALENBERGER, A. Miscanthus biochar promotes growth of spring barley and shifts bacterial community structures including phosphorus and sulfur mobilizing bacteria. **Pedobiologia**, v. 59 p. 195–202, 2016.

GUPPY, C.N.; MENZIES, N.W.; MOODY, P.W.; BLAMEY, F.P.C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 43, p. 189-202, 2005.

HAMMER, E.C.; BALOGH-BRUNSTAD, Z.; JAKOBSEN, I.; OLSSON, P.A.; STIPP, S.L.; RILLIG, M.C. A mycorrhizal fungus grows on biochar and captures phosphorus from its surfaces. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 77, p. 252–260, 2014.

HERRING, J.R.; FANTEL, R.J. Phosphate rock demand into the next century: impact on world food supply. **Non-renewable Resource**, v. 2, p. 226–46, 1993.

KIMURA R, NISHIO M. Contribution of soil microorganisms to utilization of insoluble soil phosphorus by plants in grasslands. In: Proc 3rd Grassland Ecology Conf, Czechoslovakia, p. 10–17, 1989.

KOLTON, M.; HAREL, Y. M.; PASTERNAK, Z.; GRABER, E. R.; ELAD, Y.; CYTRYN, E. Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, n. 14, p. 4924-4930, 2011.

LAUBER C. L., STRICKLAND M. S., BRADFORD M. A. & FIERER N. The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 2407–2415, 2008.

- LIANG, Z.; LEE, D. J.; HARRIS, S. D. A DGGE-cloning method to characterize arbuscular mycorrhizal community structure in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, p. 13, 2008.
- LIU, S.; MENG, J.; JIANG, L.; YANG, X.; LAN, Y.; CHENG, X.; CHEN, W. Rice husk biochar impacts soil phosphorous availability, phosphatase activities and bacterial community characteristics in three different soil types. **Applied Soil Ecology**, v. 116, p. 12–22, 2017.
- LOVELOCK, C. E.; WRIGHT, S. F.; NICHOLS, K. A. Using glomalin as an indicator for arbuscular mycorrhizal hyphal growth: an example from a tropical rain forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 1009-1012, 2004.
- LUNA, L.; MIRALLES, I.; ANDRENELLI, M.C.; GISPERT M.; PELLEGRINI, S.; VIGNOZZI, N.; SOLÉ-BENET, A. Restoration techniques affect soil organic carbon, glomalin and aggregate stability in degraded soils of a semiarid Mediterranean region. **Catena**, v.143, p. 256–264, 2016.
- MICKAN, B.S.; ABBOTT, L.K.; STEFANOVA, K.; SOLAIMAN, Z.M. Interactions between biochar and mycorrhizal fungi in a water-stressed agricultural soil. **Mycorrhiza**, v. 26, p. 565–574, 2016.
- MOREIRA, F.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2 ed. Lavras: UFLA, 729 p. 2006.
- MUKOME, F.N.D.; ZHANG, X.; SILVA, L.C.R.; SIX, J.; ARIKH, S.J. Use of chemical and physical characteristics to investigate trends in biochar feedstocks. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 61, p. 2196-2204, 2013.
- QUIAN, T.; ZHANG, X.; HU, J.; JIANG, H. Effects of environmental conditions on the release of phosphorus from biochar. **Chemosphere**, v. 93, p. 2069–2075, 2013.
- QUILLIAM, R.S.; GLANVILLE, H.C.; WADE, S.C.; JONES, D.L. Life in the ‘charosphere’ - does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 65, p. 287-293, 2013.
- RITZ, K.; YOUNG, I. M. Interactions between soil structure and fungi. **Mycologist**, v. 18, p. 52-59, 2004.
- ROVIRA, A. D. Plant root exsudates. **The Botanical Review**, v. 35, p. 35-57, 1976.
- SAITO, M.; MARUMOTO, T. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi: the status quo in Japan and the future prospects. **Plant and Soil**, v. 244, p. 273–279, 2002.
- SEYHAN, D.; WEIKARD, H.P.; IERLAND, E.V. An economic model of long-term phosphorus extraction and recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 61, p. 103–108, 2012.
- SILBER, A.; LEVKOVITCH, I.; GRABER E. pH-dependent mineral release and surface properties of cornstraw biochar: agronomic implications. **Environment Science and Technology**, v.44, p. 9318–9323, 2010.

SOUSA, C.S.; MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; LIMA, F.S. Glomalina: características, produção, limitações e contribuição nos solos. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, p. 3033-3044, 2012.

SOUZA, V.C.; SILVA, R.A.; CARDOSO, G.D.; BARRETO, A.F. Estudos sobre fungos micorrízico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 10, p. 612–618, 2006.

STEINER, C.; TEIXEIRA, W.G.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Microbial response to charcoal amendments of highly weathered soils and Amazonian dark earths in Central Amazonia – preliminary results. In: GLASER, B.; WOODS, W.I. **Amazonian dark earths; explorations in space and time**. New York: Springer. p.195-212, 2004.

YANARDAG, I.H.; ZORNOZA, R.; BASTIDA, F.; BÜYÜKKILIÇ-YANARDAG, A.; GARCÍA, C.; FAZ, A.; MERMUT, A.R. Native soil organic matter conditions the response of microbial communities to organic inputs with different stability. **Geoderma**, v. 295, p. 1–9, 2017.

YAO, Q.; LIU, J.; YU, Z.; LI, Y.; JIN, J.; LIU, X.; WANG, G. Three years of biochar amendment alters soil physiochemical properties and fungal community composition in a black soil of northeast China. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 110, p. 56 – 67, 2017.

WEI, Y.; ZHAO, Y.; WANG, H.; LU, Q.; CAO, Z.; CUI, H.; ZHU, L.; WEI, Z. An optimized regulating method for composting phosphorus fractions transformation based on biochar addition and phosphate-solubilizing bacteria inoculation. **Bioresource Technology**, v. 221, p. 139–146, 2016.