



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

**EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS  
PROPRIEDADES QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO, NA NUTRIÇÃO E  
PRODUTIVIDADE DO MILHO**

**JÓISMAN FACHINI**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA**

**BRASÍLIA – DF  
OUTUBRO - 2018**



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

**EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS  
PROPRIEDADES QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO, NA NUTRIÇÃO E  
PRODUTIVIDADE DO MILHO**

**JÓISMAN FACHINI**

**ORIENTADOR: CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA**

**PUBLICAÇÃO: 150/2018**

**BRASÍLIA – DF  
OUTUBRO – 2018**

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

**EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS  
PROPRIEDADES QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO, NA  
NUTRIÇÃO E PRODUTIVIDADE DO MILHO**

**JÓISMAN FACHINI**

**DISSERTAÇÃO DE Mestrado submetida ao Programa de Pós-  
Graduação em Agronomia, como parte dos requisitos  
necessários à obtenção do grau de Mestre em Agronomia.**

**APROVADA POR:**

---

**CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO** – Professor Doutor (Universidade de Brasília)  
(Orientador) CPF: 029.754.447-02 / E-mail: cicerocef@unb.br

---

**HELSON MARIO MARTINS DO VALE** – Professor Doutor (Universidade de  
Brasília) (Avaliador interno). E-mail: helson@unb.br

---

**JUSCIMAR DA SILVA** – Pesquisador Doutor (Embrapa Hortaliças) (Avaliador  
externo). E-mail: juscimar.silva@embrapa.br

**BRASÍLIA/ DF, 19 de outubro de 2018**

## FICHA CATALOGRÁFICA

FACHINI, Jóisman

“EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO, NA NUTRIÇÃO E PRODUTIVIDADE DO MILHO”

Orientação: Cícero Célio de Figueiredo, Brasília, 2018. 106 páginas

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2018.

1. Biossólido 2. Matéria orgânica do solo 3. Temperatura de pirólise 3. Fertilidade do solo 4. Fósforo 5. Fungos micorrízicos Arbusculares

I. Figueiredo, C.C. de. II. Drº

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FACHINI, J. **Efeitos residuais do biochar de lodo de esgoto nas propriedades químicas e biológicas do solo, na nutrição e produtividade do milho:** Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2018, 106 páginas. Dissertação de Mestrado.

## CESSÃO DE DIREITOS

**Nome do Autor:** JÓISMAN FACHINI

**Título da Dissertação de Mestrado:** Efeitos residuais do biochar de lodo de esgoto nas propriedades químicas e biológicas do solo, na nutrição e produtividade do milho.

**Grau:** Mestre      **Ano:** 2018

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

---

JÓISMAN FACHINI

CPF: 010.751.251 – 38

Rua Ophir José Bras, Edf. Itália, apto. 2201 / CEP: 72800-150, Luziânia – GO

(61) 99844-3053 / E-mail: [joismanfachini@hotmail.com](mailto:joismanfachini@hotmail.com)

*DEDICO,  
Este trabalho primeiramente a  
Deus, autor do meu destino, à toda minha  
Família, e aos que de alguma forma  
Acreditaram neste sonho junto comigo.*

## **AGRADECIMENTOS**

*Agradeço, em primeiro lugar, a Deus que me concedeu a vida. E em especial pela força e coragem durante toda essa longa caminhada.*

*A minha preciosa família que sempre acreditou que eu seria capaz. Em especial, quero agradecer aos meus pais Jocimar Fachini e Marilei Fachini que nunca mediram esforços para me proporcionar os melhores estudos, me deram a melhor educação que eu poderia receber. Me ensinaram e me mostraram como é grandiosa uma vitória depois de uma dura e longa caminhada. E a minha doce irmã Juliana Fachini que me ensina a cada dia uma nova descoberta.*

*Ao meu namorado, Guilherme Bertuol que desde o início dessa jornada me deu apoio e vibrou comigo em todos os momentos.*

*Ao meu incrível orientador, Dr. Cícero Célio de Figueiredo, por acreditar em mim e me dar esta grande oportunidade. Por me ensinar maravilhas e sempre estar disposto a me receber e me orientar para o caminho da certeza. Meu muito obrigada por me ensinar, me orientar e fazer meus olhos brilharem para este mundo de pesquisas e descobertas.*

*A professora Dra. Thais Coser por me receber de braços abertos e sempre estar disposta a me ajudar tanto nos trabalhos práticos de campo quando no desenvolvimento dos resultados. Obrigada por ter sido uma mãe para mim dentro na Universidade.*

*A professora Dra. Alessandra Monteiro de Paula e seu aluno e doutorando Daniel Fernando Salas Méndez, por me ensinarem e me ajudarem a realizar parte das análises laboratoriais para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.*

*A toda a equipe do Laboratório de Estudo da Matéria Orgânica do Solo, em especial: ao Alysson Silva de Araújo, Helen Neves, Letícia Pereira, Thamiris Dutra, Jhon Kenedy, Stênio Souza, Sara Rocha e Priscila Reis, que participaram de forma direta e indireta na execução deste trabalho, me ajudando nas atividades práticas, me dando conselhos e me motivando a seguir em frente.*

*À Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), especialmente à Engenheira Leiliane Saraiva Oliveira, pela disponibilidade do lodo de esgoto usado na produção do biochar de lodo de esgoto utilizado no desenvolvimento deste trabalho e por todas as informações indispensáveis para a realização deste trabalho.*

*Aos amigos da UnB, por todas as conversas e conhecimentos transmitidos.*

*A todos os professores que ministraram as disciplinas que eu escolhi fazer. Meu muito obrigada por todo o conhecimento compartilhado e sabedoria transmitida.*

*Por fim, a todos que me apoiaram e acreditaram na minha vitória.*

## SUMÁRIO

RESUMO .....	1
ABSTRACT .....	2
1. INTRODUÇÃO GERAL .....	3
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
<b>2.1. LODO DE ESGOTO: PRODUÇÃO, TRATAMENTO E UTILIZAÇÃO NA AGRICULTURA .....</b>	<b>5</b>
<b>2.2. BIOCHAR .....</b>	<b>6</b>
2.2.1. Definição e caracterização do Biochar.....	6
2.2.2. Influência da temperatura da pirólise sobre as características do Biochar .....	7
<b>2.3. EFEITOS DO BIOCHAR DO LODO DE ESGOTO (BLE): .....</b>	<b>9</b>
2.3.1. Na fertilidade do solo e na disponibilidade de nutrientes.....	9
2.3.2. Na matéria orgânica e nos microrganismos do solo.....	13
2.3.3. Na colonização micorrízica .....	15
2.3.4. Na produtividade das culturas.....	16
3. OBJETIVOS .....	18
<b>3.1. OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>18</b>
<b>3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....</b>	<b>18</b>
4. HIPÓTESES .....	18
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	19
CAPÍTULO I .....	27
6. EFEITO RESIDUAL DA APLICAÇÃO DE BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NOS INDICADORES DE FERTILIDADE DO SOLO E NA ABSORÇÃO DE NUTRIENTES PELO MILHO	28
<b>6.1. RESUMO .....</b>	<b>28</b>
<b>6.2. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>28</b>
<b>6.2. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>30</b>
6.2.1. Histórico da área, delineamento experimental, tratamentos estudados e condução do experimento .....	30
6.2.2. Determinação do teor foliar de nutrientes, massa seca e produtividade do milho .....	34
6.2.3. Coleta do solo e análises químicas.....	35
6.3.4. Análises estatísticas .....	35
<b>6.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>36</b>
6.3.1. Propriedades químicas do solo .....	36
6.3.2. Absorção de nutrientes pelo milho .....	41
6.3.3. Rendimento do milho.....	46
<b>6.4. CONCLUSÃO .....</b>	<b>47</b>
<b>6.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>47</b>
CAPÍTULO II.....	54
7. EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NA DISPONIBILIDADE E ABSORÇÃO DE FÓSFORO E NA COLONIZAÇÃO MICORRÍZICA EM RAÍZES DE MILHO.....	55
<b>7.1. RESUMO .....</b>	<b>55</b>
<b>7.2. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>55</b>

<b>7.3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>57</b>
7.3.1. <i>Histórico da área, delineamento experimental, tratamentos estudados e condução do experimento</i> .....	57
7.3.2. <i>Análises microbiológicas do solo</i> .....	57
7.3.4. <i>Teor de fósforo no solo e na planta</i> .....	59
7.3.4. <i>Análises estatísticas</i> .....	60
<b>7.4. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>60</b>
7.4.1. <i>P disponível e absorção de P pelo milho</i> .....	60
7.4.2. <i>Colonização micorrízica, número de esporos e teor de glomalina facilmente extraível</i> .....	61
7.4.3. <i>Relações entre P disponível do solo sob efeito residual de BLE, colonização micorrízica e número de esporos de FMAs</i> .....	65
<b>7.5. CONCLUSÃO .....</b>	<b>67</b>
<b>7.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>67</b>
<b>CAPÍTULO III .....</b>	<b>73</b>
<b>8. EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO .....</b>	<b>74</b>
<b>8.1. RESUMO .....</b>	<b>74</b>
<b>8.2. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>74</b>
<b>8.3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>76</b>
8.3.1. <i>Histórico da área, delineamento experimental, tratamentos estudados e condução do experimento</i> .....	76
8.3.2. <i>Amostragem e preparo das amostras de solo</i> .....	76
8.3.3. <i>Análises das frações lábeis da MOS</i> .....	76
8.3.4. <i>Análises das substâncias húmicas</i> .....	77
8.3.5. <i>Determinação dos teores de CT e NT</i> .....	78
8.3.6. <i>Análises estatísticas</i> .....	78
<b>8.4. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>78</b>
8.4.1. <i>Efeito residual do BLE sobre o CT e NT</i> .....	78
8.4.2. <i>Frações lábeis da MO do solo</i> .....	81
8.4.3. <i>Frações humificadas da MOS</i> .....	84
<b>8.5. CONCLUSÃO .....</b>	<b>86</b>
<b>8.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>86</b>
<b>9. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>93</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>95</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Efeito do aumento da temperatura de pirólise na estrutura básica no BC, ocasionando uma reorganização e aparelhamento nas lamelas de anéis aromáticos. 7
- Figura 2.** Distribuição da precipitação pluvial e temperatura média do ar mensal entre os meses de abril/2016 a abril/2017 (Fonte: Estação agroclimatológica da Fazenda Água Limpa - UnB). 31
- Figura 3.** Teor de P disponível no solo sob efeito residual de biochar e aplicação de fertilizante mineral. Controle, sem adubo mineral e sem BLE; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, BLE produzido a 300 °C de pirólise; BC300+NPK, BLE produzido a 300 °C de pirólise e fertilizante mineral; BC500, produzido a 500 °C de pirólise; BC500+NPK, produzido a 500 °C de pirólise e fertilizante mineral. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre tratamentos de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ). 37
- Figura 4.** Indicadores de fertilidade do solo (0 – 20 cm) sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilização mineral. A) CTC, capacidade de troca catiônica; B) SB: Saturação de base. Controle, sem adubo mineral e sem BLE; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, BLE produzido a 300 °C; BC300+NPK, BLE produzido a 300 °C e fertilizante mineral; BC500, produzido a 500 °C; BC500+NPK, produzido a 500 °C e fertilizante mineral. Letras diferentes significam diferenças significativas entre tratamentos de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ). 40
- Figura 5.** Resposta da produtividade de grãos de milho à fertilização mineral e ao efeito residual da aplicação de BLE. Controle, sem adubo mineral e sem BLE; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, BLE produzido a 300 °C; BC300+NPK, BLE produzido a 300 °C e fertilizante mineral; BC500, produzido a 500 °C; BC500+NPK, produzido a 500 °C e fertilizante mineral. Médias seguidas de letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos pelo teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ). 46
- Figura 6.** A) Raízes tonalizadas dispostas de forma aleatória em uma placa de Petri de 8,5 cm de diâmetro, contendo um grid de linhas de 1,27 cm; B) Raízes contendo estruturas fúngicas que estavam em contato com a linha horizontal do grid. Fonte: Elaborada pelo autor. 58
- Figura 7.** Taxa de colonização micorrízica (A) e número de esporos em 50 g de solo (B) em resposta ao teor de P disponível no solo sob efeito residual de BLE e adubação mineral. Os pontos em vermelho correspondem aos tratamentos que não receberam BLE (Controle e NPK) e os pontos azuis correspondem aos tratamentos que estão sob efeito residual da aplicação do BLE isolado ou combinado com NPK (BC300, BC500, BC300+NPK e BC500+NPK). 66
- Figura 8.** Teor de carbono total (CT) (A) e nitrogênio total (NT) (B) no solo sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilizante mineral. Controle, sem adubo mineral e sem biochar; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, biochar produzido a 300 °C; BC300+NPK, biochar produzido a 300 °C e fertilizante mineral; BC500, biochar produzido a 500 °C; BC500+NPK, biochar produzido a 500 °C e fertilizante mineral. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ). 79

**Figura 9.** Teor de C nas frações ácido fúlvico (A), ácido húmico (B) e humína (C) sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilizante mineral. Controle, sem adubo mineral e sem biochar; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, biochar produzido a 300 °C; BC300+NPK, biochar produzido a 300 °C e fertilizante mineral; BC500, biochar produzido a 500 °C; BC500+NPK, biochar produzido a 500 °C e fertilizante mineral. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ). 84

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Teores médios totais de nutrientes presentes no BLE derivados de LEs de diversas ETEs, sob diferentes temperaturas de pirólise. ....	10
<b>Tabela 2.</b> Propriedades químicas do solo antes do estabelecimento do experimento. ....	32
<b>Tabela 3.</b> Atividades realizadas na área experimental durante os anos de 2014 a 2017. ....	33
<b>Tabela 4.</b> Características químicas e físicas do LE e dos BCs estudados. ....	34
<b>Tabela 5.</b> Propriedades químicas do solo (0–20 cm) sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilizante mineral. ....	38
<b>Tabela 6.</b> Absorção de macro e micronutrientes pelo milho sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilização mineral. ....	42
<b>Tabela 7.</b> Teor de P disponível no solo (0-0,10 m) e absorção de P pelo milho cultivado em solo tratado com de BLE e fertilização mineral. ....	61
<b>Tabela 8.</b> Taxa de colonização micorrízica, quantidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e teor de glomalina facilmente extraível sob efeito residual de BLE e fertilização mineral. ....	63
<b>Tabela 9.</b> Carbono e nitrogênio de diferentes frações da matéria orgânica do solo sob efeito residual da aplicação de biochar adubação mineral. ....	82
<b>Tabela A1.</b> Teores foliares de macro e micronutrientes na planta de milho sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilizante mineral. ....	105

## RESUMO

O lodo de esgoto (LE) pode apresentar em sua composição elementos tóxicos e agentes patogênicos que trazem malefícios para saúde humana e para o meio ambiente. A transformação termoquímica, por pirólise, é uma alternativa que permite explorar as vantagens do LE e diminuir os possíveis riscos ambientais relacionados ao seu uso, dando origem ao biochar (BC). Atualmente diversos estudos vêm sendo realizados com o objetivo de avaliar o efeito do BC de LE (BLE) sobre as características químicas, físicas e biológicas do solo. Entretanto ainda são escassos os estudos que avaliam os efeitos residuais desse produto nas características do solo e na produtividade do milho. Este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos residuais da adubação com BLE, submetidos a diferentes temperaturas de pirólise, nas propriedades químicas e biológicas do solo, na nutrição e produtividade da cultura do milho, nos microrganismos relacionados com o ciclo do P no solo e nos teores de N total (NT), N particulado (NP), C total (CT) e nas frações lábeis e estáveis da MOS. Foram avaliados os seguintes tratamentos: 1) Controle; 2) Adubação mineral com NPK; 3) Biochar produzido a 300 °C (BC300); 4) Biochar produzido a 500 °C (BC500); 5) BC300 + NPK; 6) BC500 + NPK. O presente estudo demonstra que o BLE no solo apresenta efeito residual sobre as variáveis de fertilidade do solo, contribuindo principalmente para manter maiores valores de P disponível e CTC no solo. O BLE a 300°C apresentou maior potencial em substituir o fertilizante mineral NPK ao longo do tempo, porém quando aplicados combinados com NPK, ambos os BCs (BC300 e BC500) foram eficientes em melhorar os indicadores de fertilidade do solo, aumentar a absorção de nutrientes e, conseqüentemente, a produtividade do milho. O BLE, independente da temperatura de pirólise, aumentou a disponibilidade de P no solo e a sua absorção pelo milho, reduzindo a colonização micorrízica e o número de esporos de FMA's. Apesar disso, o BLE apresentou efeito residual e elevou o teor de glomalina no solo. O BLE também aumentou os teores de CT e NT no solo. O aumento das frações da MOS foi dependente da temperatura de pirólise utilizada para a produção do BC e o efeito residual do BLE se dar tanto em frações lábeis quanto em formas estabilizadas da MOS. Portanto, os resultados deste estudo permitem concluir que o BLE apresenta efeitos residuais, de pelo menos um ano, mantendo os teores de nutrientes no solo, a nutrição e a produtividade do milho, além de contribuir para o acúmulo de C e N no solo.

**Palavras-chave:** Biossólido, matéria orgânica do solo, temperatura de pirólise, fertilidade do solo, fósforo, fungos micorrízicos arbusculares.

## ABSTRACT

Sewage sludge (SS) can present toxic elements and pathogens that harm both human health and the environment. The thermochemical transformation by pyrolysis is an alternative that allows to explore the advantages of SS and to reduce the possible environmental risks related to its use, resulting in biochar (BC). Several studies have been carried out to evaluate the effect of BC made from SS (BSS) on the chemical, physical and biological characteristics of the soil. However, there are still few studies that evaluate the residual effects of this product on soil characteristics and on corn productivity. The objective of this study was to evaluate the residual effects of BSS fertilization subjected to several pyrolysis temperatures on the chemical and biological properties of the soil, on the nutrition and productivity of the corn, on the microorganisms related to the soil P cycle and total N (NT), particulate N (NP), total C (CT) and the labile and stable fractions of SOM. The following treatments were evaluated: 1) Control; 2) Mineral fertilization with NPK; 3) Biochar produced at 300°C (BC300); 4) Biochar produced at 500°C (BC500); 5) BC300 + NPK; 6) BC500 + NPK. The present study demonstrates that BSS has a residual effect on soil fertility parameters, mainly contributing to higher values of available P and CEC. The BSS at 300°C had a higher potential to replace NPK mineral fertilizer over time, but when applied in combination with NPK, both BCs (BC300 and BC500) were efficient in improving soil fertility indicators, increasing nutrient absorption and, consequently, corn productivity. BSS, regardless of the pyrolysis temperature, increased P availability in the soil and its absorption by the corn, reducing mycorrhizal colonization and the number of AMF spores. Despite this, BSS presented residual effect and elevated the glomalin content in the soil. BSS also increased TC and TN contents in the soil. The increase of SOM fractions was dependent on the pyrolysis temperature used for the production of BC and the residual effect of BSS occurred in both labile fractions and stabilized forms of SOM. Therefore, the results of this study show that BSS has a residual effect of one year, maintaining nutrient content in the soil and corn nutrition and productivity, besides contributing to the accumulation of C and N in the soil.

**Keywords:** Biosolids, soil organic matter, pyrolysis temperature, soil fertility, phosphorus, arbuscular mycorrhizal fungi.

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

O produto final oriundo das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) é denominado Lodo de Esgoto (LE), e sua disposição final gera preocupações ambientais em todo o mundo (Singh & Agrawal, 2008) uma vez que quando despejados de forma incorreta pode contaminar os recursos hídricos e o meio ambiente. Sendo fonte de nutrientes, matéria orgânica (MO) e contribuindo para a melhoria da qualidade do solo, o LE vem sendo aplicado na agricultura em diversos países (Kleemann et al., 2017; Alvarenga et al., 2016). No Brasil, de acordo com Castro et al. (2015) há predominância do uso agrícola como alternativa mais utilizada para a disposição do LE. Apesar desse potencial, a legislação brasileira sobre o uso agrícola de LE (Resolução CONAMA 375) impõe uma série de limitações, principalmente decorrentes do potencial de contaminação devido à presença de metais pesados, agentes patogênicos e contaminantes orgânicos.

Devido às limitações delimitadas pela legislação, devem ser encontrados meios alternativos para que o uso do LE agrícola não seja negligenciado. Uma dessas alternativas é a transformação do LE em um biocarvão, conhecido internacionalmente como biochar (BC). Estudos recentes vêm demonstrando que o BC, material sólido resultante de um aquecimento termoquímico de diversas matérias-primas em ambiente com ausência ou com baixa presença de oxigênio (Song & Guo, 2012), apresenta potencial para aumentar o teor de MO do solo (Yue et al., 2017) e fornecer macro e micronutrientes às plantas (Faria et al., 2018). Além de melhorar a estrutura e a porosidade do solo, que conseqüentemente irá aumentar a capacidade de armazenamento de água, o estímulo ao crescimento e a atividade microbiana do solo (Amellot et al., 2013) e a disponibilidade de nutrientes no solo nas proximidades das raízes das plantas (Lehmann & Joseph, 2009).

O BC pode ser utilizado como um produto em si ou até mesmo ser ingrediente para misturas de outros produtos com o objetivo de melhorar a qualidade do solo (International Biochar Initiative, 2012). Comparado com outras matérias-primas, o BC de LE (BLE) se enquadra no grupo dos BCs que apresentam alta concentração dos principais nutrientes, com exceção de potássio (Faria et al., 2018). O BLE tem sido uma importante fonte de nutrientes tanto para culturas de ciclo curto (Sousa & Figueiredo, 2015), quanto de ciclo longo (Faria et al., 2018), além de apresentar potencial para ser usado como um fertilizante fosfatado (Fristàk et al., 2018) por apresentar alta concentração de P em sua composição.

O material orgânico lábil remanescente, juntamente com a típica porosidade e capacidade de reter água e nutrientes do BC são características que favorecem o aumento da

diversidade de microrganismos e ativação da microbiota do solo (Amellot et al., 2013). No entanto, são poucos os estudos que relacionam o efeito residual do BLE na microbiota do solo, além de que o aumento do P disponível proporcionado pelo BLE pode limitar o crescimento e abundância da colonização micorrízica, que são sensíveis ao aumento da disponibilidade de P. Estudos que demonstram o aumento (Solaiman et al., 2010), efeitos neutros (Amendola et al., 2017), ou até mesmo redução (Liu et al., 2017) da colonização micorrízica após a aplicação de BC ao solo já foram relatados. Porém no caso do BLE, que apresenta elevados teores de P disponível ainda são escassos os trabalhos que relacionem o uso do BLE com a colonização micorrízica.

Os microrganismos são essenciais na humificação da MOS, neste caso a incorporação de resíduos orgânicos ao solo como o BC pode afetar a MOS e as suas frações, por meio da ativação microbiana (Tian et al., 2016). Trabalhos realizados com BLE e BCs de outras matérias primas vêm demonstrando aumento do teor de CT e suas frações no solo após a adição de BC (Tian et al., 2016; Yue et al., 2017). Ao ser adicionado ao solo, é possível que o BC sofra oxidações intensas que leva a uma mudança em sua superfície química que afeta a sua interação com os nutrientes e a MO presente no solo, favorecendo o processo de humificação (Prost et al., 2013; Sanchez-Monedero et al., 2017).

Muito já se sabe sobre os benefícios do BLE na agricultura após aplicação no solo. Porém de modo geral os estudos realizados nesta área são logo após a sua aplicação. Sendo assim, restam dúvidas se há efeitos residuais do BLE para as safras seguintes, quando da suspensão da sua aplicação ao solo em relação a disponibilidade de nutrientes para as culturas, em especial o P e a consequente influência sobre a simbiose de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e as diversas frações de MO que são sensíveis ao manejo no solo.

Neste caso, os estudos realizados em campo sob efeito residual do BLE são fundamentais para a compreensão dos efeitos agroambientais desse produto na produção agrícola. Estudos nessa área devem ser incentivados para que seja comprovada a eficiência do BLE, colaborando para a redução dos volumes acumulados de rejeitos que muitas vezes são armazenados de forma incorreta podendo acarretar danos negativos para o meio ambiente e indiretamente causar danos a saúde humana.

A presente dissertação foi dividida em três capítulos que abrangem os efeitos residuais do BLE: i) nos indicadores de fertilidade do solo, na nutrição e produtividade do milho; ii) na microbiota do solo relacionada à ciclagem do P; iii) nas frações da MOS.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Lodo de esgoto: Produção, tratamento e utilização na agricultura**

Atualmente cerca de 340 toneladas de LE são produzidos diariamente nas ETEs do DF, totalizando 124 mil toneladas ao ano (MINUTA – PDSB, 2017). O tratamento de esgoto tem como objetivo principal a remoção das impurezas, para que ele possa receber a destinação final correta sem causar danos ao meio ambiente e à população. Os tratamentos são realizados nas ETEs e consistem na remoção das cargas poluentes do esgoto por meio de processos físicos, químicos ou biológicos, devolvendo ao ambiente o produto final tratado (Caesb, 2017).

A primeira etapa é realizada no tratamento preliminar, onde são removidos os sólidos grosseiros e a areia. Durante o tratamento em nível primário ocorre a sedimentação dos sólidos em suspensão que são armazenados no fundo do decantador, sendo formado o lodo primário que é em seguida retirado para dar continuidade às próximas etapas (Caesb, 2017). O nível secundário, tem como principal característica a inclusão de uma fase biológica onde ocorre o processo de redução de odores, que é realizada pelos microrganismos ao se alimentarem da MO biodegradável. No último e terceiro nível, que tem como finalidade a estabilização da MO e o favorecimento da desidratação, são removidos os compostos tóxicos e os poluentes não biodegradáveis, por meio de processos físico-químicos, realizados principalmente por digestores. Quanto mais o lodo apresentar características semelhantes à MO fresca, maior será seu potencial de putrefação apresentando odores desagradáveis e maiores concentrações de microrganismos patogênicos (Fernandes, 2000). Entretanto durante os tratamentos em níveis secundário e terciários os componentes orgânicos mais facilmente biodegradáveis são transformados e o lodo passa a apresentar características de um lodo mais “estabilizado” (Batista, 2015).

Quando aplicado ao solo além do fornecimento de MO, macro e micronutriente, a aplicação de LE pode reduzir ou até mesmo eliminar a utilização de corretivos e de fertilizantes minerais, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), sendo estes os nutrientes encontrados em maior concentração no LE (Figueiredo et al., 2018). Já o potássio (K), apresenta-se em baixas concentrações no LE pois sua permanência não é tão eficiente durante o processo de tratamento de esgoto (Kirchmann et al., 2016), tornando o LE pobre em K.

É evidente que a utilização do LE para fins agrícolas traz inúmeros benefícios para o solo e para as culturas, porém deve-se atentar para a composição do LE que pode apresentar contaminantes como: metais pesados, compostos orgânicos persistentes e organismos patogênicos ao homem. A quantidade de contaminantes presentes no LE pode limitar sua

utilização na agricultura, sendo assim sua utilização para fins agrícolas depende de legislação específica e varia entre países (Krichmann et al., 2016). Em agosto de 2006, no Brasil, foi publicada a Resolução CONAMA nº 375 que determina os critérios e procedimentos para o uso do LE, gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário, para fins agrícolas. A Resolução estabelece limites máximos de substâncias inorgânicas e de agentes patogênicos que determinam os requisitos mínimos de qualidade do LE. Caso o LE não se enquadre dentro da legislação, devem ser encontrados meios alternativos para que seu uso não seja negligenciado.

## **2.2. Biochar**

### **2.2.1. Definição e caracterização do Biochar**

O BC é o material resultante da degradação térmica de MO na ausência ou em limitada presença de oxigênio (Lehmann et al., 2011). Este aquecimento termoquímico é denominado pirólise e a temperatura obtida durante este processo é um dos fatores de maior influência para a qualidade e rendimento final do BC. Kühl et al. (2015), ao realizarem um estudo comparativo baseado em dados de 18 trabalhos, consideraram a pirólise uma tecnologia de custo mediano e apresentou baixos impactos ambientais relacionados ao solo e ao ar. Comparadas a outras tecnologias (incineração e gaseificação), a pirólise demonstrou ser a melhor alternativa para utilização no tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos, além da geração de energia elétrica. Juntamente com os benefícios socioambientais e econômicos, os autores concluíram que a pirólise é um sistema de alta sustentabilidade, além de apresentar destaque pelos subprodutos, que além do gás, é possível obter o BC e o bio-óleo, que possui potencial econômico agregado, podendo ser utilizado para fins agrícolas.

Além do fornecimento de MO, macro e micronutrientes, o BC traz consigo características que o tornam um bom insumo para agricultura, proporcionando ao solo maior porosidade, facilitando e contribuindo para o crescimento das raízes das plantas, tendo um reflexo positivo na produtividade e no rendimento da produção. Em relação a influência do BC sobre as características químicas do solo, vários estudos relatam aumentos do pH, CTC, teor de MO e disponibilidade de nutrientes após a aplicação do BC aos solos (Yuan et al., 2016; Jin et al., 2016; Alvarenga et al., 2016; Kleemann et al., 2017), além do aumento da produtividade das culturas devido a maior absorção de nutrientes pelas plantas após a aplicação de BC (Souza & Figueiredo, 2015; Faria et al., 2018).

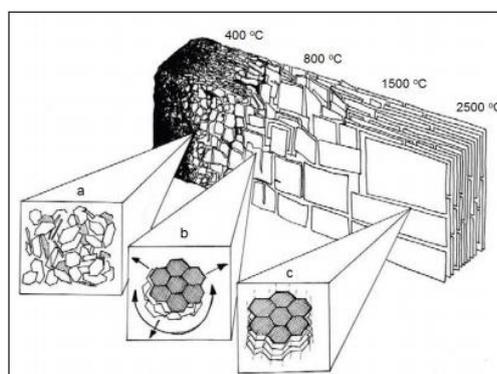
As comunidades de microrganismos também são influenciadas pela aplicação do BC ao solo, podendo ocorrer aumento das atividades microbiológicas (Steiner et al., 2008). Estudo com o objetivo de avaliar e quantificar as mudanças na taxa de mineralização do CO no solo,

comprovou que o material orgânico lábil remanescente no BC proveniente da pirólise de *Miscanthus giganteus* ativa os microrganismos (Luo et al., 2011). O BC possui poros com tamanho variado que ajudam na proteção da MO do solo e fornecem habitat para a biota do solo (Lehmann et al., 2011) principalmente para bactérias, actinobactérias e fungos (Thies & Rilling, 2009). De acordo com Warnock et al. (2007) o aumento dos FMAs é influenciado positivamente com a aplicação do BC, por outro lado Biederman & Harpole (2013), que ao analisarem 371 estudos independentes concluíram que a colonização micorrízica de FMAs não respondem significativamente à aplicação de BC. Efeitos contraditórios reforçam a necessidade de estudos nesta área.

A incorporação de resíduos orgânicos ao solo como o BC pode afetar a MOS e as suas frações, através da ativação microbiana (Tian et al., 2016). Esta prática resulta em um aumento nos teores de carbono total (CT) devido a sua capacidade de reter carbono orgânico (CO) durante a pirólise (Woolf et al., 2010) além de apresentar uma estrutura predominantemente aromática e relativamente estável de C (Purakayastha et al., 2016) contribuindo com o sequestro de carbono C no solo.

### 2.2.2. Influência da temperatura da pirólise sobre as características do Biochar

A estrutura básica do BC é composta por camadas de anéis aromáticos semelhantes às estruturas do grafite e ainda possui uma alta quantidade de material não-volatilizado (Lehmann & Joseph, 2009). A temperatura tem importante papel durante o processo de pirólise, já que o seu aumento ocasiona uma reorganização e aparelhamento nas lamelas de anéis aromáticos (Figura 1) que favorecem suas características eletrônicas (Krebs, 2014). A presença dos grupos funcionais na superfície do BC contribui para seu caráter adsortivo, tanto pela carga superficial quanto pela possibilidade de ligações (Lehmann & Joseph, 2009) que permite o aumento da disponibilidade de nutrientes essenciais às plantas (Chen et al., 2014).



**Figura 1.** Efeito do aumento da temperatura de pirólise na estrutura básica no BC, ocasionando uma reorganização e aparelhamento nas lamelas de anéis aromáticos.

Fonte: Lehmann & Joseph (2009).

À medida que a temperatura de pirólise aumenta, o rendimento final do BC pode diminuir e resultar em perdas de elementos de grupos funcionais da sua superfície. Méndez et al. (2013) ao trabalharem com BLE em duas diferentes temperaturas (400 e 600°C) encontraram diminuição do rendimento do BC com o aumento da temperatura, com rendimento variando de 78,79% para 400°C a 73,58% para 600°C. Além da composição química, as microestruturas relacionadas com os poros e a área específica, a carga superficial, teor de metais pesados, potencial de lixiviação e a estabilidade térmica do BC também são influenciados com o aumento gradativo da temperatura durante o processo da pirólise (Chen et al., 2014; Song et al., 2014) e essas diferenças determinarão a funcionalidade do BC aplicado ao solo.

BCs submetidos a altas temperaturas durante a pirólise tendem a apresentar maior poder alcalino (Yuan et al., 2011; Song et al., 2014) contribuindo para o aumento do pH de solos. No trabalho realizado por Luo et al. (2011), BCs submetidos às temperaturas de 350 e 700 °C contribuíram para o aumento do pH do solo, tanto em solos mais ácidos quanto em solos mais alcalinos, com destaque para o BC produzido a 700°C que teve um maior poder alcalino em ambos os solos.

A forma estrutural do C presente no BC depende da biogeoquímica da matéria-prima do material de origem e das condições da pirólise sob as quais o BC foi produzido (Lehmann, 2007). BCs de alta temperatura são mais persistentes à oxidação e degradação microbiana por apresentarem em sua estrutura, principalmente C aromático condensado (Figura 1), o que permite ao BC de altas temperaturas uma característica mais recalcitrante do que aqueles que são produzidos em temperaturas mais baixas que apresentam maiores quantidades de cadeias alifáticas de C, sendo mais facilmente mineralizado (Lehmann, 2007; Novak et al., 2009).

Para que ocorra aumento da CTC do solo, a superfície do BC deve ser oxidada para que grupos de carboxilatos de cargas negativas sejam produzidos, sendo assim BCs produzidos sob temperaturas mais baixas são os mais promissores para contribuir com a CTC do solo pois são mais facilmente oxidáveis (Novak et al., 2009). Outro motivo para o aumento da CTC do solo é que os metais alcalinos (Na e K) e os metais alcalinos-terrosos (Ca e Mg) presentes na cinza que compõe o BC são liberados e os sítios vagos podem ser substituídos por outros cátions, ocorrendo o aumento da CTC (Chen et al. 2014). No trabalho realizado por Faria et al. (2018) o BLE obtido a 300°C foi o que mais apresentou aumento na CTC, resultado do maior número de grupos orgânicos funcionais com potencial de formar carboxilatos.

Durante a pirólise há perdas gasosas de elementos como H, O e N dos grupos funcionais da superfície do BC. Chen et al. (2014) trabalhando com BCs de diferentes

temperaturas, encontraram valores de 0,70, 10,45 e 1,54%, respectivamente, para H, O e N na temperatura de 500°C, já para temperatura de 900°C esses valores foram de 0,11, 2,44 e 0,53%. Nesse mesmo trabalho, a máxima redução de C foi de apenas 2%. Em outro estudo, BCs submetidos a duas diferentes temperaturas de pirólise (350 e 700°C), apresentaram maior concentração de CO e N no BC de 350°C quando comparado com o BC produzido a 700°C, além disso a quantidade de C disponível no BC de menor temperatura foi suficiente para ativação microbiana do solo (Luo et al., 2011).

Todavia, se o objetivo for remover gás carbônico (CO<sub>2</sub>) atmosférico e sequestro de C no solo, é desejável BCs obtidos em altas temperaturas, por apresentarem características recalcitrantes e permanecerem no solo por muito mais tempo (Laird, 2008), contudo se o objetivo for aumentar o valor da CTC com a aplicação do BC, temperaturas mais baixas de pirólises são mais recomendadas pois apresentam efeitos mais promissores sobre a fertilidade do solo quando comparado a BCs de altas temperaturas (Novak et al., 2009).

Estima-se que o BC levaria centenas de anos para ser degradado totalmente, devido sua baixa taxa de degradação e por ser um material mais estável que o comum (Castellini et al., 2015), podendo apresentar influência no solo por um longo período de tempo, desta forma as condições de pirólise devem ser estudadas para futura produção de BC com dupla aptidão: elevado potencial para sequestro de carbono e ao mesmo tempo ser eficiente para melhorar a fertilidade do solo.

### **2.3. Efeitos do Biochar do Lodo de Esgoto (BLE):**

#### **2.3.1. Na fertilidade do solo e na disponibilidade de nutrientes**

Estudos com BLE em diferentes temperaturas de pirólise têm sido objeto de pesquisa considerável, principalmente pelas suas características físicas e químicas que exercem diferentes efeitos sobre o solo e por ser enquadrado no grupo dos BCs que apresentam alta concentração dos principais nutrientes, com exceção de potássio (Faria et al., 2018). Na Tabela 1 encontram-se os teores médios dos nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) presentes no BLE em diferentes temperaturas, baseado nos dados de 09 diferentes trabalhos realizados com BLE proveniente de diversas ETEs.

**Tabela 1.** Teores médios totais de nutrientes presentes no BLE derivados de LEs de diversas ETEs, sob diferentes temperaturas de pirólise.

Temp.	NT	PT	KT	CaT	MgT	Citações
	g/kg					
300	30,32	39,95	4,265	13,65	3,32	a, c, d, e, h
400	34,20	42,70	8,72	31,44	4,35	c, e, f, h
500	20,13	44,70	9,31	23,90	7,47	a, b, c, e, f, g, h
600	14,60	45,10	11,25	43,36	7,86	c, e, g
700	9,1	49,20	16,60	46,83	8,06	c, e, g, h

Fontes: a: Faria et al. (2018); b: Gwensi et al. (2016), c: Yuan et al. (2016); d: Sousa & Figueiredo (2015); e: Yuan et al. (2015); f: Song et al. (2014); g: Chen et al. (2014);

Na perspectiva de um futuro incerto de reservas mundiais de fertilizantes fosfatados, o P recuperado de diversos resíduos pode ser uma solução parcial para este problema (Kleumann et al., 2015). Em estudo realizado por Yuan et al. (2016) com BLE sobre diferentes temperaturas de pirólise (300, 400, 500, 600 e 700°C), os autores demonstram que entre 92% a 98% do P presente do LE permanece no BLE. A quantidade de P fornecido pelo BLE é alta, pois durante o processo de pirólise há perdas gasosas de certos elementos como C, H, O e N, sendo que a maior parte do P presente no LE está na forma inorgânica que é resistente a perdas por volatilização durante a pirólises com temperatura abaixo de 700°C, tendo como resultado final o aumento da concentração de P no BC. Dependendo das condições de pirólise, o BLE pode apresentar até 6% de P em sua composição (Figueiredo et al., 2018), dando à pirólise grande potencial para transformar o LE em um produto com alto fornecimento de P para o solo (Mackey et al., 2017).

No trabalho de Faria et al. (2018) com BLE sob pirólise a temperaturas de 300 e 500°C, aplicado ao solo combinado ou não com NPK, os resultados mais promissores do BLE, sobre as propriedades químicas do solo foi observado nos teores de P disponível, demonstrando que a aplicação dos dois BCs, com ou sem a combinação do NPK, aumentaram os teores de P quando comparado ao fertilizante mineral. Aplicação de BLE no sistema contribuiu para a adição de 44,25 kg ha<sup>-1</sup> (BC500 + NPK) até 60,70 kg ha<sup>-1</sup> (BC300) de P para o solo. Uma das explicações apresentadas no mesmo trabalho é que o P encontrado no BC é liberado na forma solúvel o que aumenta seu nível no solo e conseqüentemente sua disponibilidade para as plantas. O aumento de 39 vezes do valor de P no solo após a aplicação do BLE foi encontrado no trabalho realizado por Yue et al. (2017), aumento este que foi de 4,83 mg kg<sup>-1</sup> de P no solo não tratado para 189,33 mg kg<sup>-1</sup> para o tratamento que recebeu maior taxa de aplicação de BLE (50% v/v). Sousa & Figueiredo (2015) ao avaliarem o efeito de doses crescentes de BLE em atributos de fertilidade do solo e desenvolvimento da planta de rabanete, também obtiveram

melhorias da fertilidade com o aumento da dose de BLE aplicado, sendo que a maior diferença observada foi para os teores de P, um aumento de 0,39 mg kg<sup>-1</sup> para 100,31 mg kg<sup>-1</sup> no tratamento que recebeu maior aplicação de BLE (50% m/m).

Durante o processo de pirólise há perda de N na forma líquida e gasosa, pois os materiais que contêm N são decompostos conforme o aumento da temperatura (Faria et al., 2018). Estudo realizado com BLEs apresentou decréscimo da concentração de N conforme o aumento da temperatura. Na temperatura de 400°C somente 50% do N do LE permanecia presente no BC já em temperatura mais baixa (300°C) ainda havia 97% de N proveniente do LE. Esta diferença de concentração foi atribuída às perdas gasosas desse nutriente (Yuan et al., 2016), já que para iniciar a volatilização do N baixa temperatura já é suficiente (200°C), principalmente em matéria-prima como o LE rico em compostos orgânicos nitrogenados (Cao & Harris, 2010).

No trabalho de Faria et al. (2018) o BC de menor temperatura (300°C) apresentou maiores teores de N comparado com o BC de maior temperatura do estudo (500 °C) comprovando que o primeiro apresenta maior disponibilidade deste nutriente para o solo. As formas de N disponíveis variam conforme a matéria de origem do BC e do processo de pirólise, dessa forma BCs derivados de diferentes matérias primas fornecem teores diferenciados de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) para a solução do solo (Singh et al., 2010). Teores de N disponíveis para as plantas foram reduzidos com o aumento da temperatura de pirólise de 300 e 700°C (Yuan et al., 2016). Aproximadamente 90% do N presente no LE é encontrado na forma orgânica, sendo necessário o processo de mineralização para que se torne disponível para as plantas (Kirchmann et al., 2016).

Diferentemente do P, o BLE não é boa fonte de K, pois o LE é considerado uma matéria-prima com baixa concentração de K, uma vez que este nutriente é solúvel em água e não é incorporado à fase sólida durante o processo de tratamento do LE (Kirchmann et al., 2016). Apesar disso, verifica-se um aumento na concentração de K com a elevação da temperatura de pirólise. No trabalho de Faria et al. (2018) houve aumento de K em BCs de 300 e 500°C, porém este aumento não foi suficiente para obter o conteúdo de K exigido no solo para a produção de milho, neste caso os autores recomendaram o suprimento de K por meio de outras fontes. Sousa & Figueiredo (2015) obtiveram pouca variação da concentração de K com a adição do BLE, somente no tratamento de maior dose de BC aplicado foi suficiente para suprir a demanda pela planta, em vista disto o BLE não é satisfatório em fornecer K. Entretanto, trabalhos com BCs provenientes de outras matérias-primas (Novak et al., 2009; Ajayi et al.

2016) resultaram em um aumento significativo no valor de K do solo. Neste caso, se o objetivo for fornecer K, deve-se buscar outras fontes de adubação potássica para fornecer o nutriente, podendo ser aplicada ao solo juntamente com o BLE, ressaltando a necessidade e importância de estudos voltados para esta área.

Em relação ao Ca e ao Mg, a aplicação do BC eleva os teores desses nutrientes no solo. Os conteúdos destes nutrientes tiveram suas concentrações aumentadas no BLE conforme a elevação da temperatura de pirólise, o aumento do Ca foi de 91,65-93,84% e para o Mg foi de 92,55-98,62% para as temperaturas de 300 a 700°C respectivamente (Yuan et al., 2015), podendo disponibilizar estes nutrientes ao solo após sua aplicação. Porém no trabalho de Faria et al. (2018) o teor de Ca não foi alterado, este fato foi atribuído a aplicação de calcário antes do plantio que pode ter suprido a necessidade deste nutriente. Em outro caso, com aplicação de BC de esterco bovino o aumento de Ca e Mg no solo foi significativo conforme o aumento da temperatura da pirólise (Cao & Harris, 2010).

O tratamento de pirólise pode diminuir em grande parte a disponibilidade de metais pesados presente no LE, embora suas concentrações, no BC, vêm demonstrando aumento (Lu et al. 2014) o que pode ser atribuído a maior estabilidade térmica desses componentes do que outros compostos presentes no LE (Huang et al. 2017). Nem sempre a quantidade de metais pesados está intimamente relacionada com sua biodisponibilidade, ou seja, a sua concentração no BC pode estar alta, mas não necessariamente na forma disponível para as plantas. De acordo com Uchimiya (2011) o BC pode diminuir a biodisponibilidade de substâncias prejudiciais como metais pesados. O trabalho de Yue et al. (2017) demonstrou que o total de metais pesados no solo após a aplicação de diferentes doses de BLE, 0, 1, 5, 10, 20 e 50% (v/v), aumentou proporcionalmente com o aumento das doses de BLE aplicado. Por outro lado, o acúmulo dos metais pesados na biomassa do gramado foi reduzido, apesar desses componentes terem apresentado um aumento significativo no solo após a aplicação do BLE. Estes resultados indicaram que o BLE desempenhou um papel importante na redução da atividade dos metais pesados do solo.

Yuan et al. (2015) em seu trabalho encontraram maiores concentrações de metais pesados em todas as amostras de BC quando comparado à amostra de LE. Contudo, os autores utilizaram o método DTPA (ácido dietilenotriaminopentaacético) para estimar biodisponibilidade de alguns nutrientes, entre eles o Cu, Fe e Zn, e as amostras de BLE apresentaram os menores conteúdos disponíveis destes elementos do que a amostra de LE, indicando que o processo de pirólise poderia ter diminuído a biodisponibilidade e assim, limitar

a liberação desses elementos. Segundo Rizwan et al. (2016) a aplicação de BC pode reduzir a biodisponibilidade dos metais pesados do solo e, conseqüentemente diminuir suas acumulações em tecidos vegetais. Até o momento, são pouco os entendimentos sobre as influências do BLE nas frações de metais pesados do solo, demonstrando a necessidade da ampliação dos estudos nesta área.

Além disso, o LE pode apresentar em sua composição agentes patogênicos que trazem malefícios para saúde humana e para o meio ambiente. Nesse contexto, tecnologias devem ser utilizadas para reduzir os componentes indesejáveis com manutenção das boas características do LE. Sendo assim a prática de transformação do LE em BC além de promover a redução dos patógenos, resulta em um produto altamente rico em MO e nutrientes disponíveis para as plantas, tornando-se uma alternativa sustentável para a agricultura.

### **2.3.2. Na matéria orgânica e nos microrganismos do solo**

O acúmulo de MO no solo é resultado do balanço entre adição e decomposição, e é afetado pelo manejo adotado no sistema agrícola (Demisei et al., 2014). Desta forma a incorporação de resíduos orgânicos ao solo como o BC pode afetar a MO do solo e as suas frações, através da ativação da microbiota do solo (Tian et al., 2016). A adição do BC ao solo é uma prática que resulta em um aumento nos teores de CT devido a sua capacidade de reter CO durante a pirólise (Woolf et al., 2010). No trabalho de Yeu et al. (2017) foi verificado aumento dos teores de CO de até 45 vezes, após a aplicação de BLE no solo e o aumento foi crescente conforme maiores doses de BLE aplicadas. BCs derivados de outras matérias-primas também contribuíram com o incremento de CO no solo, como é o caso do estudo realizado por Demisie et al. (2014) ao encontrarem um aumento significativo nos teores de CO total (COT), carbono da biomassa microbiana (CBM) e da fração leve do CO no solo com o aumento das taxas aplicadas de BC tanto de madeira de carvalho quanto de bambu.

O BC também apresentou efeito significativo em todas as frações do C estudado por Tian et al. (2016), como carbono orgânico particulado (COP), CO e CO dissolvido (COD), resultando em um aumento de 49% do COT. Ao ser adicionado ao solo, é possível que o BC sofra oxidações intensas que leva a uma mudança em sua superfície química que afeta a sua interação com os nutrientes e a MO presente no solo, e também pode favorecer o processo de humificação (Prost et al., 2013; Sanchez-Monedero et al., 2017). Ao ser adicionado ao solo os compostos mais lábeis do BC são rapidamente mineralizados e depois a sua mineralização continua mais lenta (Amellot et al., 2013). Como todas as outras características, o teor de carbono lábil (CL) do BC também é influenciado pelas condições do processo de pirólise. Cross

& Sohi (2011) relataram em seus estudos que a temperatura e o tempo de residência da pirólise, bem como a matéria-prima do BC, tiveram efeitos significativos na quantidade de CL em 10 amostras de BCs estudados sobre diferentes condições de pirólises e matérias-primas, onde o maior teor de CL foi obtido no BC produzido na menor temperatura (350°C) e menor tempo e residência (20 minutos). Desta forma BCs de diferentes temperaturas de pirólise podem apresentar efeitos residuais distintos sobre as frações do C a longo prazo. Essa mudança nos compostos orgânicos com a temperatura irá influenciar nos efeitos do BC sobre a biota do solo (Lehmann et al. 2011).

De acordo com Wang et al. (2014) o processo de humificação é a transformação da MO biologicamente degradável em substâncias húmicas (SH) totalmente estabilizadas, recalcitrantes e resistentes a mineralização microbiana. As SH são divididas em ácido fúlvico (AF), ácido húmico (AH) e humina (HU). O AF é considerado a fração de menor peso molecular e representa a MOS mais fresca, com o passar do tempo pode ser transformada em AH por microrganismos presentes no solo (Kwapinski et al., 2010). O AH é conhecido como o ouro negro da agricultura, por apresentar uma coloração escura e ser a fração mais importante da MOS relacionada a solos férteis (Calvo et al., 2014). Muito já se sabe que uma das principais características do AH é o seu alto conteúdo de vários grupos funcionais, como carboxílico e fenólico, resultando em um alto potencial de trocas catiônicas (CTC) (Janos & Kozler, 1995). O AH vem apresentando efeitos positivos em diversos tipos de plantas, principalmente na respiração e fotossíntese (Yildirim et al., 2007), comprimento da raiz, crescimento, rendimento (Rashid et al., 2018), aumento da disponibilidade e da absorção de nutrientes pelas plantas (Harder et al., 2017). Além de atuarem como solução tampão impedindo mudanças rápidas no pH do solo (Rashid et al., 2018) e favorecendo as populações microbianas no solo (Yildirim et al., 2007). Outro benefício importante do AH relatado por Harder et al. (2017) é que o AH proporciona a planta um efeito de “anti-stress”, ou seja oferecem mecanismos para a planta suportar melhor as condições em ambientes desfavoráveis.

A aplicação de AH e produtos com altos teores de AH geralmente mostram efeitos positivos no crescimento e rendimento das culturas. Adubação no solo com AH favoreceu o aumento da massa seca e do rendimentos de frutos de tomate em comparação ao tratamento controle (Yildirim et al., 2007). Haider et al. (2017) encontraram florescimento e frutificação antecipado do quiabo após a adubação com AH, além de aumentar a sua produtividade da cultura. Aumento da absorção de nutrientes após a adubação de AH também foi encontrado na cultura do tomilho por Noroozisharaf & Kaviani (2018). Aplicação de AH derivado do LE

promoveu aumento do comprimento e do peso da raiz e da parte aérea da cultura do trigo, pois os ácidos orgânicos derivados da MO do LE aumentam a translocação de nutrientes do solo para a planta (Rashid et al., 2018). Sendo assim, práticas que favorecem o aumento de AH no solo podem ser de suma importância para o desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis.

Já a HU corresponde a fração mais humificada e recalcitrante da MOS. Estudo recente demonstrou o aumento da SHs do solo após a aplicação do BC ao solo (Zhao et al., 2018) mostrando a importância do uso do BC em solos com atividades agrícolas intensivas e aumentando o estoque de C no solo.

A biomassa microbiana do solo exerce papel fundamental no processo de decomposição dos resíduos orgânicos, atuando na estabilização dos agregados do solo, na formação de MO humificada, e representa fonte de nutrientes para as culturas (Jin et al., 2016). O material orgânico lábil remanescente, juntamente com a típica porosidade e capacidade de reter água e nutrientes do BC são características que favorecem o aumento da diversidade de microrganismos e ativação da microbiota do solo (Luo et al., 2011; Amellot et al., 2013). Como consequência, essa diversidade favorece a decomposição orgânica, e liberação de nutrientes, com reflexos na melhoria da qualidade do solo (Demisei et al. 2014). Além disso BC possui poros com tamanho variado que ajudam na proteção da MO do solo e fornecem habitat para a biota do solo (Lehmann et al., 2011) principalmente para bactérias, actinobactérias e fungos (Thies & Rilling, 2009).

A combinação do BC com fertilizantes minerais também pode afetar os microrganismos do solo (Tian et al., 2016). O fornecimento de nutrientes pelo BC pode tanto aumentar como limitar as populações microbianas do solo. Redução na abundância de rizóbios e fungos micorrízicos já foram verificadas devido a maior disponibilidade de N e P no BC (Lehmann et al., 2011). De acordo com Steiner et al. (2009) o efeito positivo do BC sobre os microrganismos do solo é reduzido com a aplicação de fertilizantes minerais como fonte de nutrientes.

### **2.3.3. Na colonização micorrízica**

Os FMAs são conhecidos como microrganismos eficazes para aumentar a eficiência de absorção de nutrientes, principalmente o P (Verbruggen et al., 2013). Entretanto em sistemas agrícolas de produção intensiva a abundância desses fungos pode ser afetada, devido aos altos níveis de nutrientes, em particular o P, e os períodos de pousio frequentes, que podem limitar a abundância de propágulos variáveis de FMAs, como esporos e micélios infecciosos (Schonoor et al., 2011).

Os FMAs produzem uma glicoproteína denominada glomalina (Gao et al. 2017), que são acumuladas no solo após o processo de decomposição das hifas e dos esporos dos fungos, através dos microrganismos edáficos (Driver et al. 2005). Funcionam como um ligante orgânico e estão relacionados com a estabilidade de agregados, podendo contribuir para aumentar a agregação do solo, além de contribuir com o acúmulo de C e N do solo (Fokon et al. 2012). Segundo Sousa et al. (2012), são vários os fatores que podem interferir na quantidade de glomalina produzida pelos FMAs, como: características do solo; condições climáticas, práticas de manejo agrícola; presença e tipo da vegetação.

De acordo com Warnock et al. (2007), os fungos micorrízicos mais comuns, arbusculares (FMA) e ectomicorrízia (EM), geralmente são influenciados positivamente com a presença do BC ao solo. Por outro lado, uma meta-análise realizada com 114 artigos não encontraram efeitos positivos no aumento da colonização micorrízica (Biederman & Harpole, 2013). Estudo que relataram o aumento da taxa de colonização micorrízica tem sido realizado com BC derivados de outras matérias primas que apresentam baixo teor de P, como no caso do BC de eucalipto (Solaiman et al., 2010), de restos de madeira (Blackwell et al., 2015) e de estrume de galinha e farelo de trigo (Mabida et al., 2016) com teores de 1,2, 0,5, 12 e 4 g kg<sup>-1</sup> de P, respectivamente. Somados que a maioria desses estudos são realizados logo após a aplicação do BC em solos com baixos teores de nutrientes, onde há probabilidade de ocorrer maiores taxas de colonização por FMAs.

Por apresentar um elevado teor de P em sua composição, o BLE pode limitar o crescimento e abundância da colonização micorrízica, que são sensíveis ao aumento da disponibilidade de P, demonstrando que níveis altos de P normalmente não favorecem uma grande comunidade de FMAs (Verbruggen et al., 2013). No caso do BLE, que apresenta elevados teores de P disponível, conforme apresentado na Tabela 1, ainda são escassos os trabalhos que relacionem o uso do BC com a colonização micorrízica. Além disso, os efeitos residuais da aplicação de BLE em condições de campo precisam ser melhor elucidados. Neste caso, os efeitos residuais do BC sobre a taxa de colonização dos FMAs podem ser variáveis conforme o tempo de estudo uma vez que os FMAs são sensíveis ao manejo no solo e os benefícios de disponibilidade de nutrientes pelo o BC são a longo prazo.

#### **2.3.4. Na produtividade das culturas**

Como mencionado anteriormente, a aplicação do BC ao solo favorece as características químicas, físicas e biológicas do solo que pode resultar em maiores rendimentos das culturas. Uma meta-análise realizada com dados de ensaios de campo e laboratoriais com

BCs de diferentes matérias-primas realizada por Jeffery et al. (2011) demonstrou que há um aumento significativo no rendimento das culturas, indicando um aumento médio global de 10 %. Estes aumentos na produtividade já foram relatados até 3 anos após a aplicação do BC de restos orgânicos de quintal (Islami et al., 2013). Aumento no rendimento da soja e do milho também foram observados após quatro anos da aplicação de BC de madeira (Major et al., 2010), demonstrando que BC de diversas matérias primas podem apresentar efeitos residuais no rendimento das culturas.

Faria et al. (2018) ao trabalharem com BLE aplicado ao solo com ou sem a combinação com NPK, encontraram aumento significativo no rendimento do milho como resposta ao aumento da fertilidade do solo e dos nutrientes absorvidos pela cultura, resultando em um rendimento de grãos de milho semelhante a adubação convencional com NPK. Sousa & Figueiredo (2015) demonstraram que aplicações do BLE aumentaram a produtividade do rabanete, conforme o aumento da dose de BLE. O crescimento e rendimento do milho após a aplicação do BLE também foi relatado por Gwenzi et al. (2015), como resposta à melhora das propriedades químicas do solo. Esses trabalhos, juntamente com os efeitos do BLE relatados anteriormente, demonstram que esse insumo tem potencial efeito nas propriedades do solo, fornecendo nutrientes as plantas e resultando em altos rendimentos das culturas. No entanto a literatura carece de informações sobre o efeito residual do BLE sobre a disponibilidade e absorção de nutrientes e a produtividade das culturas ao longo do tempo após suspensão da aplicação de BLE.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. Objetivo geral**

Avaliar os efeitos residuais da adubação com BLE, produzido sob diferentes temperaturas de pirólise, nas propriedades químicas e biológicas do solo, na nutrição e produtividade da cultura do milho.

#### **3.2. Objetivos específicos**

Avaliar os efeitos residuais da adubação com BLE, submetidos à diferentes temperaturas de pirólise:

1. Nas variáveis e nos indicadores de fertilidade do solo: teores de fósforo e potássio disponíveis, cálcio e magnésio trocáveis, componentes da acidez ( $Al^{3+}$ ,  $H+Al$  e pH em  $CaCl_2$  e  $H_2O$ ), capacidade de troca catiônica (CTC), micronutrientes;
2. Na nutrição e produtividade do milho;
3. Nos microrganismos relacionados com o ciclo do fósforo (P) no solo;
4. Nos teores de C total (CT) e N total (NT) e nas frações lábeis e estáveis da matéria orgânica do solo: C lábil (CL), C da biomassa microbiana (CBM), C particulado (CP), N particulado (NP), ácido fúlvico (AF), ácido húmico (AH) e humina (HU).

### **4. HIPÓTESES**

1. O BLE apresenta efeitos residuais nas variáveis e nas características de fertilidade do solo;
2. Sob efeito residual o BLE aumenta os teores de nutrientes foliares e a produtividade do milho em comparação com a aplicação de fertilizantes minerais solúveis;
3. O BLE possui efeitos residuais que estimulam o crescimento de microrganismos relacionados a ciclagem do P no solo;
4. O efeito residual do BLE altera o teor acumulado de NT, CT e as frações da MOS.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AJAYI, A.E.; HOLTHUSEN, D.; HORN, R. Changes in microstructural behavior and functions of biochar-amended soils. **Soil & Tillage Research**, (2016) 155: 166 - 175.

ALVARENGA, P.; FARTO, M.; MOURINHA, C.; PALMA, P. Beneficial use of dewatered and composted sewage sludge as soil amendments: behavior of metals in soil and their uptake by plants. **Waste Biomass Valor**, (2016) 7: 1189 – 1201.

AMELOOT, N.; GRABER, E.; VERHEIJEN, F.N.S de. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. **European Journal of Soil Science**, (2013) 64: 379–390.

AMENDOLA, C.; MONTAGNOLI, A.; TERZGHI, M.; TRUPIANO, D.; OLIVA, F.; BARONTI, S.; MIGLIETTA, F.; CHIATANTE, D.; SCIPPA, G.S. Short-term effects of biochar on grapevine fine root dynamics and arbuscular mycorrhizae production. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, (2017) 239: 236-245.

BATISTA, L. F. Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final. **Dissertação**, Brasília, 2015.

BIEDERMAN, L.A.; and HARPOLE, W.S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. **GCB Bioenergy**, (2015) 5: 202–214.

BLACKWELL, P.; JOSEPH, S.; MUNROE, P.; ANAWAR, H.M.; STORER, P.; GILKES, R.J.; SOLAIMAN, Z.M. Influences of biochar and biochar-mineral complex on mycorrhizal colonization and nutrition of wheat and sorghum. **Pedosphere**, (2015) 25: 686-695.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília – DF, 07 nov. 2006.

CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html>>. Acesso em: 08 de julho de 2017.

CAO, X. & HARRIS, W. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. **Bioresource Technology**, (2010) 101: 5222–5228.

CASTELLINI, M.; GIGLIO, L.; PALUMBO, A.D.; VENTRELLA, D. Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of a clay soil. **Soil & Tillage Research**, (2015) 154: 1 - 13.

CASTRO, A.L.F.G.; SILVA, O.R.; SCALIZE, P.S. Cenário da disposição do lodo de esgoto: uma revisão das publicações ocorridas no Brasil de 2004 a 2014. **Multi-Science Journal**, (2015) 1(2): 66-73.

CHEN, T.; ZHANG, Y.; WANG, H.; LU, W.; ZEYU, Z.; ZHANG, Y.; REN, L. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, (2014) 164: 47 – 54.

COLEHO, A.M.; FRANÇA, G.E.; PITTA, G.V.E.; ALVES, V.M.C. Cultivo do Milho - Diagnose foliar do estado nutricional da planta. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - EMBRAPA. (2002) **Comunicado Técnico 45**.

CROSS, A. & SOHI, A.P. The priming potencial of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. **Soil Biology & Biochemistry**, (2011) 43: 2127 – 2134.

DEMISIE, W.; ZHAOYUN, L.; ZHANG, M. Effect of biochar on carbon fractions and enzyme activity of red soil. **Catena**, (2014) 121: 214 – 221.

DRIVER, J.D.; HOLBEN, W.E. & RILLIG, M.C. Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Biology & Biochemistry**, 37 (2005) 101-106.

FAO. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports No. 103.FAO, 2006, Rome.

FARIA, W.M.; FIGUEIREDO, C.C. de; COSER, T.R.; VALE, A.T.; SCHNEIDER, B.G. Is sewage biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two – year field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science**. 2018. Doi: 10.1080/03650340.2017.1360488.

FERNANDES, F. “Estabilização e Higienização de Biossólidos”. In: Betiol, W.; Camargo, O.A (eds.). Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto. Jaguariúna: **Embrapa**, (2000) 45-68.

FIGUEIREDO, C.C.; LOPES, H.M.; COSER, T.R.; VALE, A.T.; BUSATO, J.G.; AGUIAR, N.O.; NOVOTNY, E.H.; CANELLAS, L.P. Influence of pyrolysis temperature on chemical

and physical properties of biochar from sewage sludge. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.333.

FOKOM, R.; ADAMOU, S.; TEUGWA M.C.; BEGOUDE BOYOGUENO, A.D.; NANA, W.L.; NGONKEU, M.E.L.; TCHAMENI, N.S.; NWAGA D.; TSALA NDZOMO, G. & AMVAM ZOLLO, P.H. Glomalin related soil protein, carbon, nitrogen and soil aggregate stability as affected by land use variation in the humid Forest zone of South Cameroon. **Soil & Tillage Research**, 120 (2012) 69-75.

FRISTÀK, V.; PIPÍSKA, M.; SOJA, G. Pyrolysis treatment of sewage sludge: a promising way to produce phosphorus fertilizer. **Journal of Cleaner Production**, 2017. Doi: 10.1016/j.jclepro.2017.12.015.

GAO, Y.; ZHOU, Z.; LING, W.; HU, X.; CHEN, S. Glomalin-related soil protein enhances the availability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, 107 (2017) 129-132.

GWENZI, W.; CHAUKURA, N.; MUKNOME, F.N.D.; MACHADO, S.; NYAMASOKA, B. Biochar production and applications in sub-Saharan Africa: opportunities, constraints, risks and uncertainties. **Journal Environmental Management**, (2015) 150: 250–261.

GWENZI, W.; MUZAVA, M.; MAPANDA, F.; TAURO, T.P. Comparative short-term effects of sewage sludge and its biochar on soil properties, maize growth and uptake of nutrients on a tropical clay soil in Zimbabwe. **Journal of Integrative Agriculture** (2016) 15: 1395 – 1406.

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**, (2011) 92: 223 – 228.

ISLAMI, T.; KURNIAWAN, S.; UTOMO, W.H. Yield stability of Cassava (*Manihot esculenta* Crantz) planted in intercropping system after 3 years of biochar application. **American-Eurasian Journal of Sustainable Agriculture**, (2013) 4: 306 – 312.

HUANG, H.J.; YANG, T.; LAI, F.Y.; WU, G.Q. Co-pyrolysis of sewage sludge and sawdust/rice straw for the production of biochar. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, (2017) 125: 61-68.

INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. 2012. Disponível em <[http://www.biocharinternational.org/sites/default/files/Guidelines\\_for\\_Biochar\\_That\\_Is\\_Used\\_in\\_Soil\\_Final.pdf](http://www.biocharinternational.org/sites/default/files/Guidelines_for_Biochar_That_Is_Used_in_Soil_Final.pdf)>. Acesso em: 10 de julho de 2017.

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 & Environment**, (2011) 144: 175–187.

JIN, Y.; LIANG, X.; HE, M.; LIU, Y.; TIAN, G.; SHI, J. Manure biochar influence upon soil properties, phosphorus distribution and phosphatase activities: A microcosmo incubation study. **Chemosphere**, (2016) 142: 128 – 135.

KIRCHMANN, H.; BÖRJESSON, G.; KÄTTERER T.; COHEN, Y. From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science outlook. **Ambio**, (2016) 46: 143 – 154.

KLEEMANN, R.; CHENOWETH, J.; CLIFT, R.; MORSE S.; PEARCE, P.; SAROJ, D. Comparison of phosphorus recovery from incinerated sewage sludge ash (ISSA) and pyrolysed sewage sludge char (PSSC). **Waste Management**, (2017) 60: 201 – 210.

KREBS, R.B. **Caracterização do biochar de pirólise rápida**. Faculdade Federal do Rio Grande do Sul. Departamento de Engenharia Química, 2014.

KÜHL, R.M.; MUNIZ, R.N.; BRASILEIRO, B.C.; SOUZA, N.P.; NETO, P.C.R.; CRUZ, M.; SÁ, J.A.S.; ROCHA, B.R.P. Tecnologias para tratamento térmico de resíduos sólidos: uma abordagem energética. **CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA**, 10<sup>o.</sup>, 2015, São Paulo, SP.

LAIRD, D.A. The charcoal vision: a win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality. **Agronomy Journal**, (2008) 100: 178 – 181.

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

LEHMANN, J. & JOSEPH, S. Biochar for Environmental Management: An Introduction. Chapter 1. In: **Biochar for environmental management science and technology**. Earthscan, London, (2009), 1 – 12.

LEHMANN, J.; RILLING, M.C.; THIES J.; MASILLO, C.A.; HOCKADAY, W.C. CEOWLEY, D. Biochar effects on soil biota – A review. **Soil Biology & Biochemistry**, (2011) 43: 1812 – 1836.

LIU, C.; LIU, F.; RAVNSLOV, S.; RUBAEK, G.H.; SUN, Z.; ANDERSEN, M.N. Impact of wood biochar and its interactions with mycorrhizal fungi, phosphorus fertilization and irrigation strategies on potato growth. **Journal of Agronomy and Crop Science**, (2017), 203: 131-145.

LUO, Y.; DURENKAMP, M.; NOBILI, M. de.; LIN, Q.; BROOKES, P.C. Short term soil priming effects and the mineralization of biochar following its incorporation to soils of different pHs. **Soil Biology & Biochemistry**, (2011) 43: 2304 – 2314.

MACKAY, J.E.; CAVAGNARO, T.R.; JAKOBSEN, I.; MACDONALD M. L.; GRONLUND, M.; THOMSEN, T.P.; MÜLLER-STÖVER, D.S. Evaluation of phosphorus in thermally converted sewage sludge: P pools and availability to wheat. **Plant and Soil**, 2017, (2017) 418: 307 – 317.

MADIBA, O.F.; SOLAIMAN, M.Z.; CARSON, J.K.; MURPHY, D.V. Biochar increases availability and uptake of phosphorus to wheat under leaching conditions. **Biology and Fertility of Soils**, (2016) 52: 439 – 446.

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

MÉNDEZ, A.; TERRADILLOS, M.; GASCÓ, G. Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, (2013) 102: 124 – 130.

NOVAK, J.M.; BUSSCHER, W.J.; LAIRD, D.S.; AHMEDNA, M.; WATTS D.W.; NIANDOU, M. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern Coastal Plain soil. **Soil Science**, (2009) 174: 105 – 112.

Plano Distrital de Saneamento Básico. **MINUTA – PDSB**. Governo de Brasília, Setembro, 2017.

PROST, K.; BORCHARD, N.; SIEMENS, J.; KAUTZ, T.; SÉQUARIS, J.M.; MÖLLER, A.; AMELUNG, W. Biochar affected by composting with farmyard manure. **Journal of Environmental Quality**, (2013) 42: 164-172.

PURAKAYASTHA, T.J.; DAS, K.C.; GASKIN, J.; HARRIS, K.; SMITH, J.L.; KUMARI, S. Effect of pyrolysis temperatures on stability and priming effects of C3 and C4 biochars applied to two different soils. **Soil & Tillage Research**, (2016) 155: 107-115.

RIZWZN, M.; ALI, S.; QZYYUM, M.F.; IBRZHIM, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; ABBAS, T.; OK, Y.S. Mechanisms of biochar-mediated alleviation of toxicity of trace elements in plants: a critical review. **Environmental Science and Pollution Research**, (2016) 23: 2230-2248.

SANCHEZ – MONEDERO, M.A.; CAYUELA, M.L.; ROING, A.; JINDO, K.; MONDINI, C.; BOLAN, N. Role of biochar as an additive in organic waste composting. **Bioresource Technology**, 2017, 247: 1155 – 1164.

SCHONOR, TK; LEKBERG, Y.; ROSENDAHL, S; OLSSON, P.A. Mechanical soil disturbance as a determinant of arbuscular mycorrhizal fungal communities in semi-natural grassland. **Mycorrhiza**, (2011) 21: 211–220.

SINGH, R.P. & AGRAWAL, M. Potencial benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management**, (2008) 28: 347-358.

SINGH, B; SINGH, B.P; COWIE, A.L. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**, (2010) 48:516–525.

SOLAIMAN, Z.M.; BLACKWELL, P.; ABBOTT, L.K.; STORER, P. Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal colonization, growth and nutrition of wheat. **Australian Journal of Soil Research**, (2010) 48: 546 – 554.

SONG, W. & GUO, M. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures – **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, (2012) 94: 138 – 145.

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** (2014). Doi: [10.1016/j.chemosphere.2014.01.070](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.070).

SOUSA, C.S.; MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B. & LIMA, F.S.L. Glomalina: Características, produção, limitações e contribuição nos solos. **Semina: Ciências Agrônômicas**, 33 (2012) 3033-3044.

- SOUSA, A.A.T.C. & FIGUEIREDO, C.C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture & Horticulture**, 2015. Doi: 10.1080/01448765.2015.1093545.
- STEINER, C.; ARRUDA, M.R.; TEIXEIRA, W.G.; ZECH, W. Soil respiration curves as soil fertility indicators in perennial central Amazonian plantations treated with charcoal and mineral or organic fertilizers. **Tropical Science**, (2008) 47(4): 218 – 230.
- STEINER, C.; GARCIA, M.; ZECH, W. Effects of charcoal as slow release nutrient carrier on NPK dynamics and soil microbial population: pot experiments with ferralsol substrate. In: WOODS, W.I.; TEIXEIRA, W.G.; LEHMMAN, J.; STEIER, C., WINKLERPRINS, A.M.G.A.; REBELLATO, L. (Eds.), **Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision**. Springer, Berlin, (2009) pg. 325 - 338.
- TIAN, J.; WANG, J.; DIPLOD, M.; GAO, T.; BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Biochar effects soil organic matter cycling and microbial functions but does not alter microbial community structure in a paddy soil. **Science of the Total Environment**, (2016) 556: 89 – 97.
- THIES, E. & RILLING, M.C. 2009. Characteristics of biochar: biological properties, in: LEHMMAN, J. & JOSEPH, S. (Eds.), **Biochar for Environmental Management. Science and Technology**. Earthscan, London, (2009) 85-105.
- UCHUMIYA, M.; WARTELLE, L.H.; KLASSON, T.K.; FORTIER, C.A.; LIMA, I.M. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, (2011) 59: 2501–2510.
- VERBRUGGEN, E.; Van der HEIJDEN, M. G. A.; RILLING, M. C.; KIERS, E. T. Mycorrhizal fungal establishment agricultural soils: factors determining inoculation success. **New Phycologist Minireview**, Review, (2013), 197: 1104–1109.
- WARNOCK, D.D.; LEHMANN, J.; KUYPER, T.W.; RILLING, M.C. Mycorrhizal responses to biochar in soil: Concepts and mechanisms. **Plant Soil**, (2007), 300: 9-20.
- WOOLF, D.; AMONETTE J.E.; STREET-PERROTT, F.A.; LEHMMAN, J.; JOSEPH, S. Sustainable biochar to mitigate global climate change. **Nature Communications**, (2010) 1 - 56.

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 Soil Sediment**, (2011) 11: 741–750.

YUAN, H.; LU, T.; HUANHG, 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**, (2015) 112: 284 – 289.

YUAN, H.; LU, T.; WANG, Y.; CHEN, Y., LEI, T. Sewage sludge biochar: Nutrient composition and its effect on the leaching of soil nutrients. **Geoderma**, (2016) 267: 17 – 23.

YUE, Y.; CUI, L.; LIN, Q.; LI, G.; ZHAO, X. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. **Chemosphere**, (2017) 173: 551 – 556.

## **CAPÍTULO I**

### **EFEITO RESIDUAL DA APLICAÇÃO DE BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NOS INDICADORES DE FERTILIDADE DO SOLO E NA ABSORÇÃO DE NUTRIENTES PELO MILHO**

## **6. EFEITO RESIDUAL DA APLICAÇÃO DE BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NOS INDICADORES DE FERTILIDADE DO SOLO E NA ABSORÇÃO DE NUTRIENTES PELO MILHO**

### **6.1. RESUMO**

A transformação termoquímica, por pirólise, é uma alternativa que permite explorar as vantagens do lodo de esgoto (LE) e diminuir os possíveis riscos ambientais relacionados ao seu uso, dando origem ao biochar (BC). Estudos recentes têm demonstrado que o BC de LE (BLE) é rico em nutrientes, podendo substituir fertilizantes minerais na agricultura, além de aumentar a qualidade do solo. No entanto ainda restam dúvidas sobre os efeitos residuais do BLE no fornecimento de nutrientes, após a suspensão de sua aplicação ao solo. Nesse sentido, os estudos realizados em campo com uma sequência de cultivos são fundamentais para a compreensão dos efeitos agroambientais do BLE. O presente trabalho apresenta dados do terceiro ano de uma sequência de cultivos, sendo avaliados a disponibilidade e a absorção de nutrientes, além da produtividade do milho no terceiro cultivo após a suspensão da aplicação de BLE. Neste estudo foram comparados os efeitos da aplicação exclusiva do BLE obtido em diferentes temperaturas e sua combinação com fertilizante mineral NPK. Foram estudados os seguintes tratamentos: 1) Controle: sem fertilizante NPK e sem BLE; 2) NPK: adubação mineral com NPK; 3) BC300: BLE produzido a 300 °C; 4) BC300 + NPK; 5) BC500: BLE produzido a 500 °C e 6) BC500 + NPK. Resultados encontrados demonstram que, mesmo com a suspensão da aplicação, o BLE apresenta efeito residual na disponibilidade e na absorção de nutrientes por plantas de milho, principalmente o P. O efeito residual do BLE na produtividade do milho foi influenciado pela temperatura de pirólise. Enquanto o BC300 promoveu produtividade em níveis semelhantes aos da aplicação de adubo mineral com NPK, mostrando potencial em substituir fertilizante mineral a nível de um ano, o BC500+NPK proporcionou maior produtividade do que a aplicação exclusiva de NPK. Portanto, sob efeito residual o BLE exclusivo (BC300) pode substituir a adubação mineral NPK ou aumentar a produtividade quando da sua aplicação combinada com NPK (BC300+NPK e BC500+NPK).

**Palavras-chave:** pirólise, biocarvão, *Zea mays*.

### **6.2. INTRODUÇÃO**

No cenário atual um dos grandes desafios que está sendo enfrentado é o aumento e acúmulo de resíduos urbanos decorrente do rápido crescimento da população mundial (Eazhilkrishna et al., 2017). Esses resíduos urbanos muitas vezes não recebem tratamentos adequados e quando despejados de forma incorreta podem poluir os recursos hídricos e o meio ambiente gerando uma preocupação devido à falta de coleta de esgoto, tornando a coleta e o tratamento dos esgotos um processo de suma relevância para o Brasil e para outras regiões no mundo.

O LE é um dos resíduos urbanos mais estudados devido à grande quantidade produzida nas estações de tratamentos de esgoto (ETEs). Sendo fonte de nutrientes, matéria orgânica (MO) e contribuindo para a melhoria da qualidade do solo, o LE pode ser utilizado na recuperação de áreas degradadas, como condicionador do solo e na fertilização de áreas

agrícolas. O LE é aplicado na agricultura em países como França, Espanha e Reino Unido, onde cerca de 65 % do LE produzido nestes países é destinado para fins agrícolas (Kleemann et al., 2017) e em Portugal, onde cerca de 87% da quantidade total do LE é aplicado em terras agrícolas diretamente ou após compostagem (Alvarenga et al., 2016). No Brasil este cenário não é diferente, de acordo com Castro et al. (2015) há predominância do uso agrícola como alternativa mais utilizada para a disposição do LE. Entretanto, este produto pode apresentar contaminantes como: metais pesados, compostos orgânicos persistentes e organismos patogênicos ao homem, podendo inviabilizar o seu uso na agricultura. Sendo assim, estudos vêm sendo realizados na busca por novas estratégias que permitem explorar as vantagens do LE e diminuir os possíveis riscos ambientais relacionados ao seu uso (Paneque et al., 2017). Uma dessas alternativas é a transformação termoquímica do LE, gerando um produto denominado biochar (BC).

BC é um material sólido rico em carbono (C) resultante da pirólise, que consiste em um tratamento termoquímico de biomassa em ambiente com ausência ou com baixa presença de oxigênio (Song & Guo, 2012; Furtado & Chaves 2018). A temperatura utilizada durante este processo é um dos fatores de maior influência para a qualidade e rendimento final do BC (Yuan et al., 2015). O BC pode ser utilizado como um produto em si ou como ingrediente para misturas de outros produtos com o objetivo de melhorar a qualidade do solo (International Biochar Initiative, 2012).

De acordo com Madari et al. (2012), na atual busca por uma agricultura mais sustentável que melhora a produção agrícola e reduz o impacto ambiental, o BC é uma das únicas alternativas que contribuem para a melhoria da qualidade do solo e para o aumento da produção de alimentos. Nos últimos anos, as características porosas e recalcitrantes do BC e a presença de nutrientes disponíveis vêm despertando interesse, uma vez que sua aplicação ao solo, entre outros benefícios, melhora a fertilidade do solo contribuindo para o fornecimento de nutrientes (Jin et al., 2016). Muitos estudos vêm demonstrando o aumento do teor de nutrientes no solo, especialmente o fósforo (P), aumento da CTC e da produtividade das culturas após a aplicação do BC de LE (BLE) (Sousa & Figueiredo, 2015; Yuan et al., 2016; Kleemann et al., 2017; Faria et al., 2018) que muitas vezes podem apresentar resultados superiores à aplicação exclusiva de fertilizantes minerais. De acordo com revisão de mais de 50 trabalhos sobre o BC, Tian et al. (2018) concluíram que o efeito do BC sobre a fertilidade do solo e a produtividade das culturas depende do tipo de solo, das propriedades e da taxa de aplicação do BC, assim

como a utilização ou não de fertilizantes minerais e o período de avaliação (curto ou longo período).

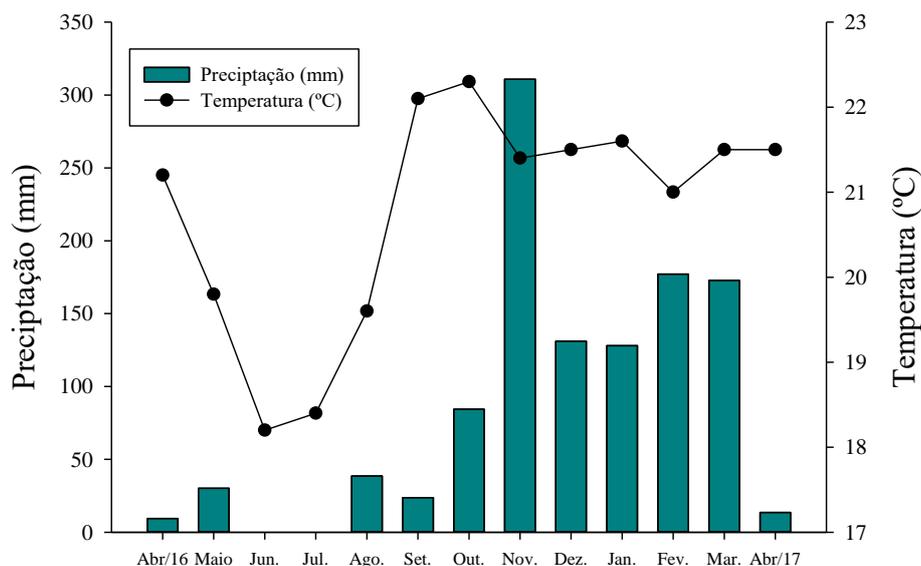
A aplicação combinada de BC com fertilizantes minerais é uma estratégia que tem sido utilizada para equilibrar o fornecimento de nutrientes para as culturas, principalmente para BCs obtidos de matérias-primas pobres em determinados nutrientes. Comparado com outras matérias-primas, o BLE se enquadra no grupo dos BCs que apresentam alta concentração dos principais nutrientes, com exceção de potássio (Faria et al., 2018). O BLE tem sido uma importante fonte de nutrientes tanto para culturas de ciclo curto (Sousa & Figueiredo, 2015), quanto de ciclo longo (Faria et al., 2018), além de apresentar potencial para ser utilizado como uma fonte de P para as plantas (Fristàk et al., 2018). No entanto, devido à complexidade das formas como os nutrientes estão presentes do BLE (Zielinska et al., 2015; Yuan et al., 2016; Mackeay et al., 2017), restam dúvidas sobre a disponibilidade desses nutrientes para as plantas e sobre o seu efeito residual no solo.

Considerando que apenas experimentos com sequência de cultivos podem fornecer informações precisas sobre o potencial do BC como um condicionador do solo (Nielsen et al., 2018), e que há carência de informações sobre o efeito residual do BLE sobre a disponibilidade e absorção de nutrientes e a produtividade das culturas, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos residuais da aplicação de BLE, obtido em diferentes temperaturas de pirólise, sobre os indicadores de fertilidade do solo, disponibilidade e absorção de nutrientes e sobre a produtividade do milho.

## **6.2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **6.2.1. Histórico da área, delineamento experimental, tratamentos estudados e condução do experimento**

O estudo foi conduzido na Fazenda Água Limpa (FAL) da Universidade de Brasília (FAL/UnB), localizada no Núcleo Rural Vargem Bonita, Brasília-DF (latitude 15°55'S, longitude de 47°51'W e altitude 1080 metros). O clima da região é do tipo Aw (tropical estacional de savana). A área onde foi instalada o experimento localiza-se no Cerrado brasileiro, onde a maioria dos solos são caracterizados por baixa fertilidade natural, alta acidez, baixa CTC e baixa disponibilidade de nutrientes, principalmente P. A região apresenta um clima chuvoso de outubro a março e uma estação seca definida de abril a setembro, com uma precipitação média anual de 1500 mm e temperatura média anual variando entre 17 a 22°C. A distribuição da precipitação pluvial mensal e da temperatura média do ar entre os meses de abril de 2016 a abril de 2017 estão apresentados na Figura 2.



**Figura 2.** Distribuição da precipitação pluvial e temperatura média do ar mensal entre os meses de abril/2016 a abril/2017 (Fonte: Estação agroclimatológica da Fazenda Água Limpa - UnB).

O experimento foi instalado em novembro de 2014 em uma área que havia sido ocupada por mais de 20 anos com pastagem em avançado grau de degradação. O presente estudo teve início em agosto de 2016 e foram avaliados os efeitos residuais da adubação com BLE, submetidos à diferentes temperaturas de pirólise (300 e 500 °C) nas variáveis e nas características de fertilidade do solo e na nutrição e produtividade do milho sobre a safra 2016/2017. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico típico (EMBRAPA, 2006) ou Typic Ferralsol (FAO, 2006), com 595, 360 e 45 g kg<sup>-1</sup> os teores de argila, silte e areia, respectivamente.

Foi utilizado o delineamento em blocos ao acaso, com 6 tratamentos e quatro repetições, totalizando 24 parcelas. Foram estudados os seguintes tratamentos: 1) Controle: sem fertilizante NPK e sem BLE; 2) NPK: adubação mineral com NPK; 3) BC300: BLE produzido a 300 °C; 4) BC300+NPK; 5) BC500: BLE produzido a 500 °C e 6) BC500+NPK. Cada parcela apresentava 20 m<sup>2</sup> e era composta por 5 linhas de 4 m cada. O espaçamento entre linhas foi de 0,90 m e a densidade de seis plantas por metro linear, com o total de 24 plantas por linhas e 120 plantas por parcela, totalizando aproximadamente 60000 plantas ha<sup>-1</sup>.

Os valores das propriedades químicas do solo (0 - 0,20 m), antes do estabelecimento do experimento são apresentados na Tabela 2. No primeiro ano foram realizadas as operações de aração e gradagem. O calcário foi aplicado na dose de 1240 kg ha<sup>-1</sup>, conforme recomendação para a região do Cerrado (Sousa e Lobato, 2004), e a adubação corretiva foi realizada com aplicação de 1110 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples e 85 kg ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio. A dose

aplicada de BLE foi baseado no trabalho de Sousa & Figueiredo (2015), onde maiores produtividades foram obtidas com a aplicação entre 10 a 20 t ha<sup>-1</sup> de BLE, sendo assim foram aplicados manualmente 15 t ha<sup>-1</sup> de BLE por safra, com base na massa seca, isolado ou em combinação com adubo mineral NPK (fórmula 4-14-8), na dose de 714 kg ha<sup>-1</sup>, que correspondeu à 30 kg ha<sup>-1</sup> de N (como ureia), 45 kg ha<sup>-1</sup> de P (como superfosfato simples e triplo) 48 kg ha<sup>-1</sup> de K (na forma de cloreto de potássio). A quantidade da adubação de manutenção foi aplicada para se atingir uma produtividade de aproximadamente 10 t ha<sup>-1</sup>. As aplicações do BLE foram realizadas por duas safras consecutivas (2014/2015 e 2015/2016) e as doses de NPK foram realizadas em todas as safras incluindo a safra estudada (2016/2017).

**Tabela 2.** Propriedades químicas do solo antes do estabelecimento do experimento.

Propriedades	Unidades	Valor
pH	CaCl <sub>2</sub>	4,9
P	mg kg <sup>-1</sup>	2,38
K <sup>+</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	61
Ca <sup>+2</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	2,38
Mg <sup>+2</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,86
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
CTC	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	9,30
V	%	36,6

SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de troca catiônica; V: Saturação de bases.

Para estudar o efeito residual do BLE no presente estudo, a sua aplicação foi suspensa na safra 2016/2017. Nas parcelas com adubação mineral, foram aplicadas as mesmas quantidades de nutrientes das safras anteriores, nas mesmas épocas de adubação. Na Tabela 3 encontram-se, de forma resumida, as atividades realizadas na área experimental de 2014 a 2017.

**Tabela 3.** Atividades realizadas na área experimental durante os anos de 2014 a 2017.

Tratamentos	Safr	Preparo do Solo <sup>a</sup>	Adubação			
			Corretiva <sup>b</sup>	Manutenção		
				BIOCHAR <sup>c</sup>	NPK <sup>d</sup>	
Controle		X	X			
NPK		X	X		X	
BC300	2014/2015	X	X	X		
BC300+NPK		X	X	X	X	
BC500		X	X	X		
BC500+NPK		X	X	X	X	
Controle						
NPK						X
BC300	2015/2016			X		
BC300+NPK				X	X	
BC500				X		
BC500+NPK				X	X	
Controle						
NPK						X
BC300	2016/2017					
BC300+NPK					X	
BC500						
BC500+NPK					X	

SSP: Super fosfato simples. <sup>(a)</sup>: aração, gradagem e 1240 kg ha<sup>-1</sup> calcário; <sup>(b)</sup>: 1110 kg ha<sup>-1</sup> SSP e 85 kg ha<sup>-1</sup>KCl; <sup>(c)</sup>: 15Mg ha<sup>-1</sup> BLE; correspondente a 495 kg ha<sup>-1</sup> de N total, 615 kg ha<sup>-1</sup> de P total e 240 kg ha<sup>-1</sup> de K total; <sup>(d)</sup>: 714 kg ha<sup>-1</sup> NPK (4-14-8).

Os BCs foram produzidos a partir de amostras de LE coletadas nas ETes do Gama e Samambaia, pertencentes à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). O LE *in natura* utilizado para a obtenção do BLE apresentava as características listadas na Tabela 4. Para a produção do BC foi utilizado LE seco ao ar (aproximadamente 20% de umidade), passado em peneira com 8 mm de malha 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, com um tempo de residência de 30 minutos. Mais detalhes sobre a produção dos BLEs são encontrados no trabalho de Faria et al. (2018). Características químicas e físicas dos BLEs são apresentadas na Tabela 4.

**Tabela 4.** Características químicas e físicas do LE e dos BCs estudados.

Variáveis	LE	BC 300 °C	BC 500 °C
CT (%)	21,0	23,4	19,0
NT (%)	3,0	3,3	2,3
C/N	7,00	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
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,80	6,0	6,5
P (g kg <sup>-1</sup> )	35,70	41,1	61,3
K <sup>+</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	0,80	0,16	1,25
Ca <sup>+2</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	6,6	6,7	7,4
Mg <sup>+2</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	0,8	1,8	1,7
S (g kg <sup>-1</sup> )	-	15,1	7,4
Fe (mg kg <sup>-1</sup> )		450	541
B (mg kg <sup>-1</sup> )		9,1	12,05
Mn (mg kg <sup>-1</sup> )	56,37	58,17	80,07
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	114,55	148,22	145,22
Co (mg kg <sup>-1</sup> )	19,63	22,33	25,07
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	100,28	105,65	136,32
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	57,66	48,66	68,6
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	206,87	255,53	265,2
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	306,33	321,33	300
AF (g kg <sup>-1</sup> )	-	24,3	4,3
AH (g kg <sup>-1</sup> )	-	19,3	1,1
Humina (g kg <sup>-1</sup> )	-	74,8	95,6
VP (ml/g)	-	0,027	0,053
ASE (m <sup>2</sup> /g)	-	20,17	52,470

AF-ácido fúlvico; AH-ácido húmico; VP-volume de poros; ASE-área de superfície específica; CT-carbono total, NT-nitrogênio total. Limites máximos de metais pesados (mg kg<sup>-1</sup>) aceitos na legislação brasileira: Cr: 1.000; Cu: 1.500; Ni: 420; Pb: 300; Zn: 2.800.

Fontes: Faria et al., 2018; Figueiredo et al., 2018; Resolução CONAMA 375.

Para avaliar o efeito residual da aplicação do BLE na nutrição e produtividade do milho durante a safra 2016/2017, foi utilizado o híbrido de milho LG 6030, semeado em dezembro de 2016.

### 6.2.2. Determinação do teor foliar de nutrientes, massa seca e produtividade do milho

No dia 15 de março de 2017, durante o estágio R2 (plena floração), amostras foliares foram coletadas do terço médio da folha inferior contrária à espiga (escolhida como representante do estado nutricional da planta) e analisadas quanto aos teores de macro e micronutrientes conforme metodologia apresentada por Malavolta et al. (1989). De acordo com

Coelho et al. (2002) a folha é o órgão de controle mais frequentemente escolhido para representar a planta toda, pois a folha é a sede do metabolismo e é a parte da planta que mais responde a variação de suprimento dos nutrientes no solo (Malavolta et al. 1989). O N foi determinado por análise semi-micro-Kjeldahl, o P foi analisado por colorimetria do metavanadato, K por espectrometria de absorção atômica, S por turbidimetria do sulfato de bário, Ca e Mg foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica e por fim o Mn, Cu e Zn por espectrofotometria de absorção atômica, com determinação direta no extrato nítrico-perclórico de vegetais.

Também foi determinada a massa seca da parte aérea (MSPA) das plantas cortadas ao nível do solo após a colheita, após serem secadas em estufa de circulação forçada de ar a 60 °C até atingirem peso constante. Com o valor da MSPA (em kg ha<sup>-1</sup>) multiplicado pelo teor do nutriente na folha foi estimada a absorção de nutrientes pelo milho (em kg ha<sup>-1</sup>). E a produtividade de grãos foi estimada a partir da debulha e pesagem dos grãos oriundos de todas as espigas colhidas de cinco plantas localizadas nas três fileiras centrais das parcelas, totalizando 15 plantas por parcela.

### **6.2.3. Coleta do solo e análises químicas**

Amostras de solo foram coletadas da camada de 0 – 0,20 m, em pontos aleatórios dentro de um círculo com 1 metro de raio, tendo o centro da parcela como referência e com auxílio de trado tipo holandês. Em seguida as amostras foram secas ao ar e passadas através de uma peneira de malha de 2 mm e analisadas para P, K, Ca, Mg, pH, capacidade de troca de cátions (CEC) e soma de bases (SB) de acordo com a Embrapa (2011). O pH foi determinado em CaCl<sub>2</sub> utilizando a relação solo:líquido de 1:2,5; os teores de P e K foram determinados com o uso do extrator Mehlich 1; Ca e Mg foram determinados por extração em solução de KCl 1 mol L<sup>-1</sup>.

### **6.3.4. Análises estatísticas**

A distribuição normal dos dados foi avaliada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Os dados foram então submetidos a análise de variância (ANOVA) e, no caso de diferença significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Fisher (LSD) a 5% de significância ( $P < 0,05$ ) utilizando-se o software XLSTAT (Adinsoft, 2013).

## 6.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

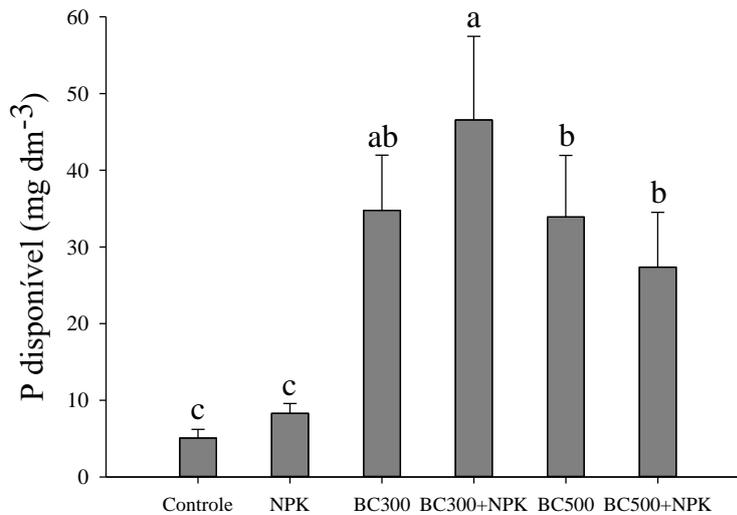
### 6.3.1. Propriedades químicas do solo

O resultado mais destacado entre as propriedades químicas do solo foi observado nos teores de P disponível (Figura 3). Mesmo após a suspensão da aplicação do BLE, todos os tratamentos que receberam anteriormente adição de BLE (BC300 e BC500) ou a sua combinação com NPK (BC300+NPK e BC500+NPK) apresentaram maiores teores de P disponível do que os tratamentos com NPK e o controle ( $P < 0,05$ ).

Em geral, são muitos os estudos que demonstram aumento significativo dos níveis de P no solo após a aplicação do BLE (Sousa & Figueiredo, 2015; Yuan et al., 2016; Faria et al., 2018; Kleemann et al., 2017; Yue et al., 2017). Isto ocorre devido ao alto conteúdo de P no LE (Torri et al., 2017) e ao aumento da sua concentração durante o processo de pirólise, onde ocorrem perdas gasosas de certos elementos como C, H, O e N (Chen et al., 2014; Zhang et al., 2015) sendo que a maior parte do P presente no LE está na forma inorgânica, com predomínio de fosfato de alumínio (Torri et al., 2017) que é resistente a perdas por volatilização durante a pirólises com temperatura abaixo de 700 °C (Hossain et al., 2011). Sendo assim a conversão termoquímica do LE apresenta grande potencial para ser utilizado como fonte de P para o solo (Mackeay et al., 2017).

De acordo com Xu et al. (2014) a aplicação de BLE ao solo pode alterar a quantidade e a disponibilidade do P no solo devido a alteração das frações do P inorgânico, pois a aplicação do BC pode adsorver cátions como  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$  e  $Ca^{2+}$ , reduzindo a adsorção ou precipitação do P no solo.

Apesar dos maiores valores de P total no BC500 (Tabela 4), no presente estudo quando aplicados apenas BLEs não foram verificadas diferenças entre BC300 e BC500 nos teores residuais de P disponível no solo ( $P < 0,05$ ). Temperaturas mais baixas de pirólises são mais recomendadas para a obtenção de BCs mais ricos em nutrientes disponíveis e, portanto, mais promissores para uso como fertilizantes (Novak et al., 2009). No trabalho de Faria et al. (2018) o maior fornecimento de P também foi encontrado com a aplicação de BLE à temperatura de 300 °C. Mete et al. (2015) ao adicionar 20 t ha<sup>-1</sup> de BC de restos de madeiras, combinado ou não com NPK, obtido à uma temperatura de 300 a 350 °C, também observaram efeito significativo no valor de P disponível entre os tratamentos que receberam BC, e o resultado que apresentou maior quantidade de P foi a combinação do BC com o fertilizante mineral NPK.



**Figura 3.** Teor de P disponível no solo sob efeito residual de biochar e aplicação de fertilizante mineral. Controle, sem adubo mineral e sem BLE; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, BLE produzido a 300 °C de pirólise; BC300+NPK, BLE produzido a 300 °C de pirólise e fertilizante mineral; BC500, produzido a 500 °C de pirólise; BC500+NPK, produzido a 500 °C de pirólise e fertilizante mineral. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ).

A quantidade de P disponível que permaneceu no solo após a suspensão da aplicação do BLE foi maior do que o P fornecido pelo adubo mineral reaplicado anualmente. Para solos que apresentam teor de argila entre 36 a 60 %, somente os tratamentos sob efeito residual da aplicação do BLE apresentaram teores de P superiores ao nível crítico de P (8 a 12 mg kg<sup>-1</sup>) para os solos do Cerrado brasileiro (Sousa et al., 1987). Os teores de P disponível no solo onde foi aplicado BLE foram, em média, 5 e 4 vezes maiores do que os tratamentos controle e NPK, respectivamente. Estes resultados reforçam a afirmação de Yuan et al. (2016) de que o BLE pode servir como uma fonte de P mineral de liberação lenta contribuindo com a fertilidade do solo ao longo do tempo. Esta seria uma excelente característica do BLE, principalmente, para solos extremamente intemperizados de regiões tropicais que apresentam elevada capacidade de adsorção de P e reduzida disponibilidade desse nutriente para as culturas, exigindo a necessidade de grandes quantidades de adubos fosfatados solúveis.

Os tratamentos sob o efeito da aplicação do BC500 isolado ou combinado com NPK (BC500+NPK) não apresentaram diferença no efeito residual do teor de P disponível no solo, apesar da maior quantidade de P aplicado na combinação BC500+NPK. A não diferença é justificada pela maior produtividade do milho no tratamento que recebeu a combinação quando comparado ao tratamento BC500 (Figura 5) refletindo na maior absorção de P pela planta e consequentemente diminuindo o teor residual de P disponível no solo. A não diferença no teor de P disponível entre os tratamentos controle e NPK também foi justificada pela maior

produtividade do tratamento NPK (Figura 5). Refletindo na maior absorção de P pela planta e resultando no decréscimo do teor de P no solo, ficando próximo da taxa limitante de P nos solos do Cerrado (aproximadamente 8 g kg<sup>-1</sup>) não apresentando diferença no final quando comparado ao tratamento controle que representa o solo não alterado com fertilizantes.

Nosso estudo demonstrou que o BLE apresenta grande potencial em fornecer P no solo em forma disponível mesmo após um ano da sua última aplicação. No entanto o efeito residual da aplicação de BLE na disponibilidade de P no solo foi dependente da temperatura de pirólise e do uso de NPK, uma vez que BC300 + NPK apresentou um aumento de 11,79 mg dm<sup>-3</sup> comparado ao BC300 e um aumento de 20 mg P dm<sup>-3</sup> comparado ao BC500+NPK. Outros autores também encontraram aumento do teor de P disponível ao longo do tempo após aplicação do BC. Islami et al. (2013) encontraram resultados promissores sobre o efeito residual de BC de esterco que promoveu aumento da produtividade de mandioca por três anos, mesmo tendo sido aplicado apenas na primeira safra. No entanto, o efeito residual do BC na disponibilidade de P pode não ser verificado quando usadas outras matérias-primas como constatado por Gaskin et al. (2010) com BCs de casca de amendoim e de pino.

A aplicação de BLE e de NPK não tiveram efeito sobre o pH do solo (Tabela 5). Apesar disso, na literatura, são muitos trabalhos que relatam o poder alcalino do BC (Luo et al. 2011; Chen et al., 2014), principalmente aquele obtido em alta temperatura (Yuan et al., 2011; Song et al., 2014; Figueiredo et al., 2018). Este aumento do pH nos BCs pode ser relacionado ao aumento dos teores dos elementos alcalinos como Ca e Mg (Figueiredo et al., 2018) devido às perdas gasosas dos elementos C, H, O e N durante o processo de pirólise. Entretanto, no presente estudo a aplicação prévia de calcário pode ter limitado o efeito alcalinizante do BLE.

**Tabela 5.** Propriedades químicas do solo (0–20 cm) sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilizante mineral.

Tratamentos	pH	K	Ca <sup>2+</sup>		Mg <sup>2+</sup>	
	(CaCl <sub>2</sub> )	mg dm <sup>-3</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>		cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	
Controle	5,01 a	48,90 b	2,36	a	0,57	a
NPK	5,21 a	77,40 a	2,88	a	0,65	a
BC300	4,76 a	48,83 b	2,32	a	0,53	a
BC300+NPK	4,87 a	77,06 a	2,68	a	0,46	a
BC500	5,18 a	49,37 b	2,87	a	0,68	a
BC500+NPK	4,77 a	66,11 ab	2,23	a	0,46	a

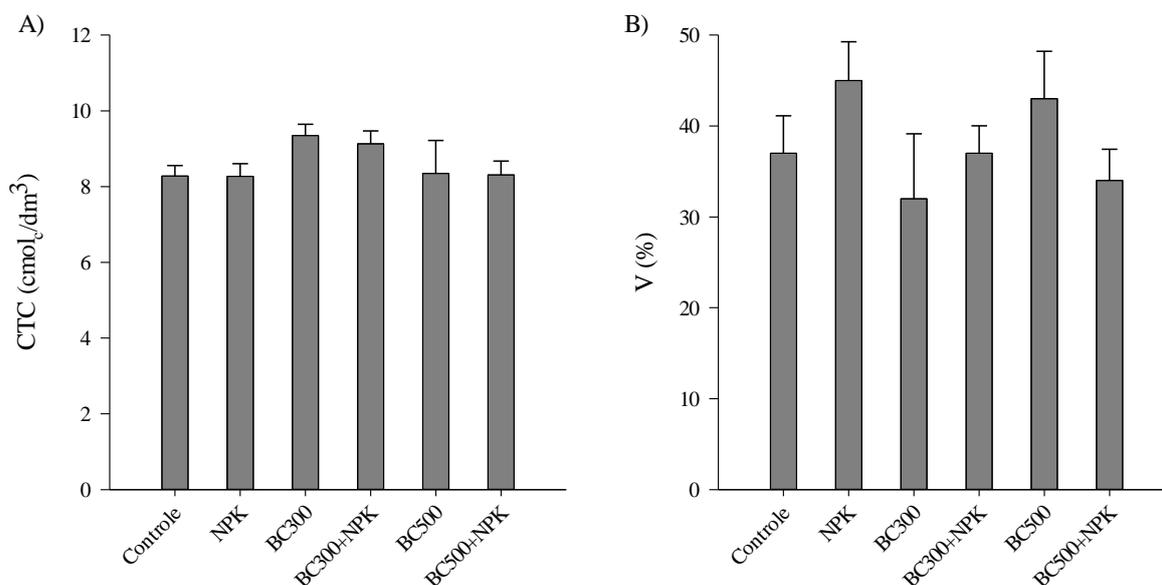
Médias seguidas por letras iguais na coluna não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher (P <0,05). Os teores de K no solo foram determinados com o extrator Mehlich 1; Ca e Mg com a solução extratora KCl (1 mol L<sup>-1</sup>).

Diferentemente do P, a aplicação exclusiva de BLE, independente da temperatura de pirólise, não promoveu efeito residual no K disponível do solo. Os resultados obtidos para K indicam uma clara necessidade de reaplicação de um adubo potássico a cada safra. Já é bem conhecido na literatura que o BLE não é boa fonte de K, pois o LE é considerado uma matéria-prima com baixa concentração desse nutriente, uma vez que o K é solúvel em água e não é incorporado à fase sólida durante o processo de tratamento do LE (Kirchmann et al., 2016).

Sousa & Figueiredo (2015) obtiveram pouca variação do teor de K no solo com a adição do BLE, sendo que o nível de suficiência de K só foi obtido com a aplicação de alta dose de BLE (5% w/w). Também, Mete et al. (2015) com BC de restos de madeiras, combinado ou não com NPK, não observaram efeito significativo no teor de K no solo. Entretanto, trabalhos com BC provenientes de outras matérias-primas resultaram em um aumento significativo no valor de K do solo (Novak et al., 2009; Ajayi et al., 2016). Trabalhos realizados por Gaskin et al. (2010), com BC de casca de amendoim e pinho, e Major et al. (2010) com BC de madeira, mostraram aumentos dos teores de K disponível no solo. Os resultados obtidos no presente estudo demonstraram que a aplicação isolada de BLE não apresenta efeito residual satisfatório no teor de K no solo, sendo assim, se o objetivo for fornecer K ao solo, o BLE deverá ser suplementado com outra fonte de K.

Tanto o efeito residual dos BLEs quanto a aplicação de NPK não promoveram alterações nos teores de Ca e Mg do solo. Estes resultados, juntamente com os valores de pH, podem ter sido influenciados pela aplicação do calcário em toda a área experimental antes do estabelecimento dos tratamentos, que pode ter suprido a necessidade de Ca e Mg do solo. Sendo assim, novos estudos devem ser realizados sem a aplicação de calcário para uma melhor compreensão do efeito residual do BLE.

Mesmo sob efeito residual, o BC300 elevou a CTC do solo apresentando valores maiores do que os demais tratamentos, com exceção do BC300+NPK (Figura 4A). O BC500, exclusivo ou combinado com NPK, o controle e a adubação NPK não tiveram diferenças entre si nos valores de CTC ( $P < 0,05$ ). A maior CTC promovida pelo BC300 pode ser decorrente da maior quantidade de cargas negativas formadas na superfície do BLE, uma vez que BCs produzidos sob temperaturas mais baixas são os mais promissores para contribuir com a CTC do solo pois são mais facilmente oxidáveis, produzindo em sua superfícies cargas negativas (Novak et al., 2009).



**Figura 4.** Indicadores de fertilidade do solo (0 – 20 cm) sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilização mineral. A) CTC, capacidade de troca catiônica; B) V: Saturação de base. Controle, sem adubo mineral e sem BLE; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, BLE produzido a 300 °C; BC300+NPK, BLE produzido a 300 °C e fertilizante mineral; BC500, produzido a 500 °C; BC500+NPK, produzido a 500 °C e fertilizante mineral. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ).

Essa diferença da CTC entre os BLEs produzidos à 300 e 500 °C pode ser explicada pela formação de grupos funcionais na superfície do BC300. De acordo com Zorzona et al. (2016) BCs produzidos a temperaturas menores que 400 °C resultam em alta CTC devido a formação de grupos carboxílicos capazes de reter nutrientes, contribuindo para a melhora da fertilidade do solo, efeito este que é diminuído conforme o aumento da temperatura de pirólise. Jien & Wang (2013) também verificaram aumento da CTC do solo, conforme o aumento da quantidade de BC aplicado. Estes autores justificaram esse aumento como consequência da maior CTC presente em BCs obtidos em temperaturas mais baixas.

Os resultados do presente trabalho confirmam o efeito residual do BC300 na melhoria da CTC do solo. Faria et al. (2018) já haviam demonstrado esses efeitos benéficos na CTC, mas sob aplicação anual de BLE.

Os valores de saturação de bases (V) não foram afetados nem pelo efeito residual de BLE nem sob adição de NPK ( $P < 0,05$ ; Figura 4B). Outros autores ao estudarem BC de madeira também não observaram diferenças estatísticas na SB do solo após quatro anos da aplicação do BC (Major et al., 2010). Por outro lado, trabalhos que avaliaram o efeito do BC no solo logo após a aplicação do BC, tanto de LE como de outras matérias primas, observaram aumento da V (Jien & Wang, 2013; Sousa & Figueiredo, 2015; Faria et al., 2018).

Deve-se ressaltar que a ausência de diferença entre os tratamentos indica um possível efeito residual do BLE, não reduzindo os valores de CTC do solo mesmo com a suspensão da sua aplicação.

### **6.3.2. Absorção de nutrientes pelo milho**

De forma geral, mesmo com a suspensão da sua aplicação, o BLE apresentou efeito residual positivo na disponibilidade de nutrientes e aumentou a absorção da maior parte dos nutrientes pela planta. O BLE também contribuiu para melhorar a eficiência do fertilizante mineral pois a combinação BLE com NPK elevou a absorção de nutrientes comparada com aplicação exclusiva de NPK (Tabela 6). De forma geral os teores de nutrientes na folha do milho (Tabela A1) apresentaram-se dentro da faixa de concentrações adequadas de macro e micronutrientes para a cultura de milho para a região do Cerrado (Oliveira, 2004) quando da aplicação isolada e sucessiva NPK, efeito residual da aplicação isolada de BLE, ou a combinação de ambos. Este estudo ajudou a comprovar que o BLE além de ser rico em nutrientes, disponibiliza-os de forma lenta contribuindo para a fertilidade do solo ao longo do tempo e permitindo usufruir dos seus benefícios mesmo após a suspensão da sua aplicação.

Mesmo sob efeito residual, a adição de BLE contribuiu para aumentar a absorção de N pela planta, com exceção do BC500 isolado que não diferiu do controle. O BC produzido em mais baixa temperatura (300 °C) foi mais eficiente em contribuir para uma maior absorção de N pela planta por um maior período de tempo quando comparado com o BC500. Apenas com a combinação com NPK o BLE a 500 °C pôde elevar a absorção de N. A maior concentração de NT, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do BC300 (Tabela 4) foi responsável pela maior absorção N, comparado ao BC500 (P<0,05). Apesar do teor de N nas folhas do milho não estarem dentro da faixa de concentrações adequadas (Tabela A1) de acordo com Oliveira (2004) (28-35 g kg<sup>-1</sup>), a produtividade do milho não foi afetada (Figura 5), visto que os tratamentos sob efeito residual de BLE apresentam produtividade superior ao controle e até mesmo superior ao tratamento NPK quando da sua aplicação combinada (BC500+NPK).

Diminuição na concentração de N no BLE foi observada por Figueiredo et al. (2018) ao elevar a temperatura de pirolise de 300 a 500 °C, neste caso o maior teor de N está relacionada à presença de estruturas compostas por N que são resistente à volatilização até 300 °C. Outros estudos com o objetivo de avaliar o efeito da temperatura de pirólise sobre o efeito do BLE encontraram diminuição do teor de N disponível conforme o aumento da temperatura (Hossain et al., 2011; Yuan et al., 2015; Zhang et al., 2015).

**Tabela 6.** Absorção de macro e micronutrientes pelo milho sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilização mineral.

Tratamentos	N		P		K		Ca	
	kg ha <sup>-1</sup>							
Controle	52,44	c	7,03	c	62,11	c	15,94	b
NPK	170,70	ab	12,29	abc	138,73	ab	29,54	ab
BC300	141,09	ab	17,19	ab	119,27	bc	36,88	a
BC300+NPK	186,93	a	21,87	a	137,45	ab	33,11	a
BC500	110,92	c	10,50	bc	93,44	bc	26,75	ab
BC500+NPK	194,14	a	21,65	a	157,04	a	35,08	a

Tratamentos	Mg		S		B		Zn	
	g ha <sup>-1</sup>							
Controle	12,95	b	5,27	c	33	a	70	c
NPK	18,22	ab	12,20	ab	65	a	127	abc
BC300	26,95	a	11,51	ab	49	a	182	ab
BC300+NPK	12,00	b	13,42	ab	47	a	186	ab
BC500	20,98	ab	8,95	bc	60	a	115	bc
BC500+NPK	17,12	ab	16,33	a	39	a	201	a

Tratamentos	Fe		Mn		Cu	
	g ha <sup>-1</sup>					
Controle	496	b	29	b	35	d
NPK	827	ab	79	b	84	bc
BC300	932	ab	60	b	85	bc
BC300+NPK	972	a	179	a	113	ab
BC500	734	ab	39	b	59	cd
BC500+NPK	1.105	a	227	a	139	a

Médias seguidas por letras iguais na coluna não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ).

Estudos realizado com BCs de outras matérias primas, também demonstraram efeitos positivos no fornecimento de N e na maior absorção deste nutriente pela planta. Utomo et al. (2012) ao trabalharem com BC de estrume de frango submetido à uma temperatura de 500 °C, encontraram redução na necessidade de adubação nitrogenada após a aplicação de BC. Shah & Shah (2018) demonstram que a absorção de N pelo milho foi maior para o tratamento que recebeu BC em safras anteriores. Também, Sousa & Figueiredo (2015) e Faria et al. (2018) mostraram maior absorção de N pelo rabanete e pelo milho, respectivamente, com a aplicação de BLE produzido a 300 °C.

Similar ao comportamento do N, o BC300 apresentou maior absorção de P do que o controle e não diferiu dos demais tratamentos ( $P < 0,05$ ). Portanto, o BC300 apresentou efeito residual em quantidade suficiente para manter a absorção de P equivalente ao fornecimento anual de P por meio de adubação mineral. Por outro lado, o BC500 sozinho não apresentou efeito residual suficiente para aumentar a absorção de P, necessitando da combinação com NPK

para elevar a absorção desse nutriente. Isso mostra que o BLE produzido em temperaturas mais baixas é mais eficiente em fornecer P para cultura do milho, mesmo após a suspensão da sua aplicação. Zhang et al. (2015) mostraram que apesar da concentração de teores totais de nutrientes aumentarem com o aumento da temperatura de pirólise, os teores de nutrientes disponíveis são diminuídos.

No presente trabalho os teores obtidos de P na folha (Tabela A1), com exceção do tratamento controle, mostraram-se adequados para o cultivo do milho no Cerrado, variando entre 1,8-30 g kg<sup>-1</sup> (Oliveira, 2004). Mesmo sob efeito residual, ambos os BLEs apresentaram valores de absorção de P similares a adubação NPK e o BC500 foi beneficiado pela aplicação combinada com NPK. No trabalho de Pandid et al. (2018), com BC de madeira também demonstrou um aumento da eficiência com suprimento de nutrientes 8 vezes maior quando aplicado o BC combinado com NPK. Para o P esse aumento foi de 18 a 27% maior.

Apesar do avanço na compreensão da disponibilidade e absorção de P oriundo de BLE, ainda é necessário entender a forma como esse nutriente está presente no BLE e como ocorre a sua liberação ao longo do tempo. De acordo com De Luca et al. (2015) matérias primas tratadas termicamente podem conter em sua composição diversas formas de P com diferentes níveis de disponibilidades.

Geralmente, BLE apresenta maiores teores de nutrientes, especialmente P, do que BCs derivados de várias outras biomassas (Yuan et al., 2016). Mas como já citado anteriormente, a temperatura de pirólise influencia muito no produto final e na disponibilidade de nutrientes. Mackay et al. (2017) estudaram diferentes extratores de P (NaHCO<sub>3</sub>, NaOH e HCl) no BLE e o maior valor de P foi encontrado para o extrator HCl, indicando desta forma que a maior parte do P presente no BLE estudado estava na forma de fosfato de cálcio, forma esta que apresenta baixa solubilidade e está presente em BCs pirolisado sob temperaturas mais altas (Huang & Tang, 2015). Isso pode explicar parcialmente o fato do BC500, apesar de conter maior concentração de P total não ter contribuído para uma alta absorção deste nutriente pelas plantas quando comparado ao BC300. Estes mesmos autores perceberam que, após extrações sequenciais de P, observaram uma quantidade residual de P que não foi extraída e relacionaram esses valores a teores de P que podem ser disponibilizados para as plantas com a sequência de cultivos.

Aumento do teor total de P no solo foi encontrado no trabalho realizado por Fristák et al. (2017) após aplicação de BLE, entretanto este nutriente presente no BLE apresentou baixa disponibilidade. Fato este que permitiu os autores concluírem que o tratamento termoquímico

do LE, principalmente em temperaturas mais altas, pode converter o P em formas mais estáveis e menos disponíveis, permanecendo por mais tempo no solo e podendo ser disponibilizados para as plantas ao longo do tempo.

A aplicação de BLE isoladamente apresentou pequeno efeito residual na absorção de K pelas plantas e não se diferenciou do controle, apesar de não apresentar diferença com a adubação NPK ( $P < 0,05$ ). Como mencionado anteriormente o BLE apresenta baixos teores de K, o que reforça a necessidade de adubação suplementar como fontes de adubação potássica. No entanto, os teores de K nas folhas de milho de todos os tratamentos (Tabela A1) encontram-se dentro das concentrações adequadas para a cultura do milho para a região do Cerrado, que segundo Oliveira (2004) é entre 13-30 g kg<sup>-1</sup>. O que mostra que mesmo que o BLE seja um material com baixo teor de K o mesmo contribuiu para o aumento da absorção deste nutriente pela planta de milho.

Apesar da ausência de diferença entre os tratamentos nos teores de Ca do solo, o BC300 promoveu a absorção de Ca pela cultura mesmo após a suspensão da sua aplicação. Pois ambos os tratamentos, BC300 e BC300 +NPK apresentaram valores maiores do que o controle ( $P < 0,05$ ). Isso pode ser explicado pelo ambiente mais favorável deixado pelo BLE que promoveu maior produção de biomassa de milho e portanto maior absorção de Ca. Já para o BC de maior temperatura, somente o tratamento BC500+NPK foi eficiente em promover efeito residual na absorção de Ca e apresentar valores superiores ao do controle. Em relação à absorção de Mg somente o tratamento BC300 teve efeito residual superior ao controle, os demais tratamentos não diferiram entre si e não apresentaram diferença quando comparados ao controle. No entanto os teores de Ca e Mg na folha do milho em todos os tratamentos mostraram-se adequados para o cultivo de milho, variando entre 2,5-10 e 1,5-50 g kg<sup>-1</sup> respectivamente, segundo Oliveira (2004).

Major et al. (2010) relataram aumento de Ca e Mg após quatro anos da aplicação do BC de madeira, no entanto esta disponibilidade não foi relacionada à mineralização do BC, mas sim ao efeito do BC ter retido e diminuído a lixiviação destes nutrientes após a aplicação de calcário, ou seja, o BC mitigou as perdas de Ca e Mg por lixiviação o que promoveu um aumento desses nutrientes ao longo de quatro anos.

O BC300 apresentou resultados mais satisfatórias na absorção de S pela planta, apresentando resultados superiores ao controle ( $P < 0,05$ ) quando aplicado isoladamente ou em conjunto com NPK. Já o BC500 só foi mais eficiente do que o controle quando aplicado juntamente com NPK ( $P < 0,05$ ), ou seja, não apresentou efeito residual na absorção de S quando

aplicado isoladamente. Os demais tratamentos não diferiram entre si e foram superiores ao controle, apresentando teores adequados de S na folha do milho (Tabela A1), variando entre 1,5-30 g kg<sup>-1</sup> (Oliveira, 2004).

A absorção de B não foi afetada pela aplicação de BLE nem pelo adubo mineral. De maneira geral, maior absorção de Zn, Fe, Mn e Cu pelas plantas foi estimulada pela aplicação combinada de BLE com NPK.

O Zn é um elemento que quando está em excesso pode se tornar tóxico, no entanto em concentrações adequadas é considerado um nutriente para as plantas. Os tratamentos que receberam BC300 aplicado isoladamente ou com NPK e o tratamento BC500+NPK apresentaram os maiores valores na absorção de Zn pela planta, sendo superior ao controle e não apresentando diferença do fertilizante mineral aplicado isoladamente. A concentração de Zn presente nas folhas das plantas não ultrapassou o valor máximo do intervalo de recomendação proposto por Martinez et al. (1999), que corresponde ao valor de 70 mg dm<sup>-3</sup>. O aumento da absorção deste micronutriente também foi relatado nos trabalhos de Faria et al. (2018) e Souza & Figueiredo (2015).

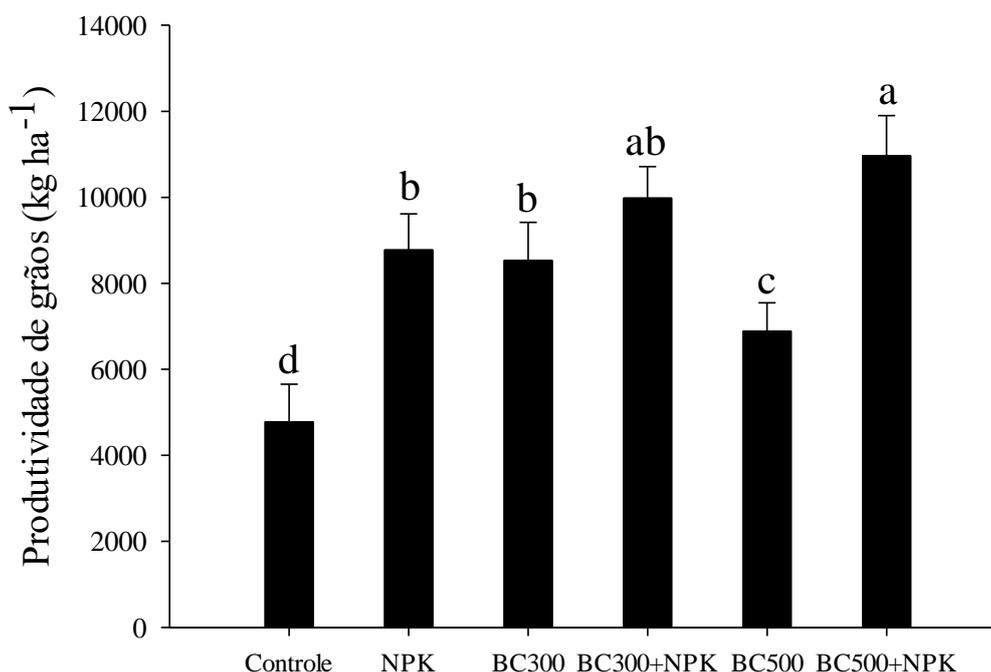
Para o efeito residual na absorção de Fe, apenas os tratamentos BC300+NPK e BC500+NPK tiveram maiores absorções de Fe do que o controle (P<0,05). Os demais tratamentos não se diferenciaram. Apesar deste aumento na absorção deste micronutrientes, as concentrações encontradas nas folhas não ultrapassaram os teores recomendados para o milho (Martinez et al., 1999). Da mesma forma, o efeito residual na absorção de Mn também foi maior em ambos os BCs combinados com NPK, apresentando valores adequados de teor de Mn na folha do milho (Tabela A1) segundo Oliveira (2004) e que quando superior ao nível crítico resulta em 95% do rendimento máximo da cultura (Ulrich & Hills, 1967). Os demais tratamentos não apresentaram diferença quando comparados com o controle. Resultados deste trabalho mostram que um efeito residual do BLE na absorção de Mn é melhorado quando aplicado juntamente com NPK, pois tanto o NPK quanto BC300 e BC500 aplicados isoladamente não contribuíram para aumento na absorção de Mn pela planta, porém quando aplicados em conjunto apresentaram valores maiores que o controle (P<0,05).

Mesmo após a suspensão da sua aplicação, o BLE contribuiu para uma maior absorção de Cu pela planta do milho, com exceção do tratamento BC500 que não se diferenciou do controle. Por outro lado quando aplicado com NPK, maiores valores foram encontrados no BC500+NPK. O BC300 aplicado isoladamente ou em combinação com NPK apresentou teores de Cu maiores que o controle e não apresentou diferença da aplicação isolada e sucessiva de

NPK. Em todos os tratamentos os teores obtidos de Cu na folha do milho (Tabela A1) enquadram-se dentro do nível recomendado por Martinez et al. (1999), 6 – 20 mg kg<sup>-1</sup>.

### 6.3.3. Rendimento do milho

Todos os tratamentos (com BLE, NPK e suas combinações) apresentaram rendimentos maiores do que o controle (Figura 5). Este aumento no rendimento do milho está relacionado às maiores absorções de nutrientes promovidas pelos insumos.



**Figura 5.** Produtividade de grãos de milho à fertilização mineral e ao efeito residual da aplicação de BLE. Controle, sem adubo mineral e sem BLE; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, BLE produzido a 300 °C; BC300+NPK, BLE produzido a 300 °C e fertilizante mineral; BC500, produzido a 500 °C; BC500+NPK, produzido a 500 °C e fertilizante mineral. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ).

Quando comparado o efeito residual da aplicação isolada do BLE, o BC300 promoveu rendimento do milho equivalente à adubação padrão (NPK). Já o BC500 foi dependente da aplicação de NPK, cuja combinação possibilitou as maiores produtividades não diferindo apenas do BC300+NPK ( $P < 0,05$ ). Isso demonstra que o LE pirolisado em temperaturas mais baixas, quando aplicado isoladamente, tem potencial em substituir fertilizantes minerais em solos tropicais, por uma safra a mais após a suspensão da sua aplicação. Uma única aplicação de 20 t ha<sup>-1</sup> de BC de madeira, em um solo ácido tropical e em um sistema de rotação entre milho e soja, foi suficiente em promover aumento no rendimento das culturas até pelo menos quatro anos após aplicação do BC (Major et al., 2010). Islami et al. (2013) demonstraram que

apenas uma aplicação de BC de restos orgânicos de quintal foi suficiente para aumentar a produtividade da mandioca por três anos consecutivos.

Além de demonstrar o efeito residual do BC300 para a produtividade do milho, os resultados do presente trabalho destacam o potencial do BLE em aumentar a produtividade de grãos em áreas adubadas com NPK. Muitos trabalhos têm demonstrado uma sinergia entre BCs e NPK, tendo como resultados maiores rendimentos de culturas. Tian et al. (2018) encontraram em seus estudos, maiores rendimentos da cultura do algodão quando aplicado BC de palha de milho (450 °C) juntamente com NPK. Mete et al. (2015) observaram aumento de 367% no rendimento de sementes de três variedades de soja quando aplicado BC de restos de madeiras (300 a 350 °C) enriquecido com NPK. A combinação de BCs de estrume de frango (450 °C) e NPK também contribuiu para um melhor rendimento da cultura do girassol (Furtado & Chaves, 2018). Maiores rendimentos da cultura do milho, durante duas safras consecutivas, também foram encontrados por Faria et al. (2018) ao adubar o milho com BLE (300 e 500 °C) e NPK.

#### **6.4. CONCLUSÃO**

O BLE no solo apresenta efeito residual sobre os parâmetros de fertilidade do solo, contribuindo principalmente para manter maiores valores de P disponível e CTC no solo. O BLE não mostrou efeito residual sobre o teor de K solo, mas elevou a absorção de K pelo milho. Mesmo após a sua suspensão, o BLE contribuiu para aumentar a absorção de macro e micronutrientes. Mesmo sob efeito residual e quando aplicado isoladamente, o BLE de 300 °C apresentou maior potencial em substituir o fertilizante mineral NPK ao longo do tempo. Quando aplicados combinados com NPK, ambos os BLEs (BC300 e BC500) foram eficientes em melhorar os indicadores de fertilidade do solo, aumentar a absorção de nutrientes e, conseqüentemente, a produtividade do milho.

#### **6.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AJAYI, A.E.; HOLTHUSEN, D.; HORN, R. Changes in microstructural behavior and functions of biochar-amended soils. **Soil & Tillage Research**, (2016) 155: 166 - 175.

ALVARENGA, P.; FARTO, M.; MOURINHA, C.; PALMA, P. Beneficial use of dewatered and composted sewage sludge as soil amendments: behavior of metals in soil and their uptake by plants. **Waste Biomass Valor**, (2016) 7: 1189 – 1201.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília – DF, 07 nov. 2006.

CASTRO, A.L.F.G.; SILVA, O.R.; SCALIZE, P.S. Cenário da disposição do lodo de esgoto: uma revisão das publicações ocorridas no Brasil de 2004 a 2014. **Multi-Science Journal**, (2015) 1(2): 66-73.

CHEN, T.; ZHANG, Y.; WANG, H.; LU, W.; ZEYU, Z.; ZHANG, Y.; REN, L. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, (2014) 164: 47 – 54.

COLEHO, A.M.; FRANÇA, G.E.; PITTA, G.V.E.; ALVES, V.M.C. Cultivo do Milho - Diagnose foliar do estado nutricional da planta. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - EMBRAPA. (2002) **Comunicado Técnico 45**.

DELUCA, T.H.; GUNDALE, M.J.; MACKENZIE, M.D.; JONES, D.L. Biochar effects on soil nutrient transformations. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. Biochar for environmental management. **Science, technology and implementation**, 2nd edn. Taylor and Francis, New York, (2015), pp. 421 – 254.

EAZHILKRISHNA, N.; THILAGAVATHI, T.; BASHAR, M. Effect of nutrient enriched biochar on yield and NPK uptake of maize grown in Alfisol. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, (2017) 6: 1326-1334.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo** [Manual for methods of soil analysis]. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Portuguese, 2011.

FAO. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports No. 103.FAO, 2006, Rome.

FARIA, W.M.; FIGUEIREDO, C.C.de; COSER, T.R.; VALE, A.T.; SCHNEIDER, B.G. Is sewage biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two – year field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science**. 2018. Doi: 10.1080/03650340.2017.1360488.

FIGUEIREDO, C.C.; LOPES, H.M.; COSER, T.R.; VALE, A.T.; BUSATO, J.G.; AGUIAR, N.O.; NOVOTNY, E.H.; CANELLAS, L.P. Influence of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of biochar from sewage sludge. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.333.

- FRISTÀK, V.; PIPÍSKA, M.; SOJA, G. Pyrolysis treatment of sewage sludge: a promising way to produce phosphorus fertilizer. **Journal of Cleaner Production**, 2017. Doi: 10.1016/j.jclepro.2017.12.015.
- FURTADO, G.F. & CHAVES, L.H. Growth rates and sunflower production in function of fertilization with biochar and NPK. **Journal of Agricultural Science**, 2018. DOI: 10.5539/jas.v10n2p260.
- GASKIN, J.W.; SPEIR, R.A.; HARRIS, K.; DAS, K.C.; LEE, R.D.; MORRIS, L.A.; FISHER, D.S. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. **Agronomy Journal**, 2010. Doi: 10.2134/agronj2009.0083.
- HOSSAINS, 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**, (2011) 92: 223 – 228.
- HUANG, R. & TANG, Y. Speciation dynamics of phosphorus during (hydro) thermal treatments of sewage sludge. **Environmental Science Technology**, (2015) 49: 14466-14474.
- INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. 2012. Disponível em< [http://www.biocharinternational.org/sites/default/files/Guidelines\\_for\\_Biochar\\_That\\_Is\\_Used\\_in\\_Soil\\_Final.pdf](http://www.biocharinternational.org/sites/default/files/Guidelines_for_Biochar_That_Is_Used_in_Soil_Final.pdf). Acesso em: 10 de julho de 2017.
- ISLAMI, T.; KURNIAWAN, S.; UTOMO, W.H. Yield stability of Cassava (*Manihot esculenta* Crantz) planted in intercropping system after 3 years of biochar application. **American-Eurasian Journal of Sustainable Agriculture**, (2013) 4: 306 – 312.
- JIEN, S.H. & WANG, C.S. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. **Catena**, (2013) 110: 225 – 233.
- JIN, Y.; LIANG, X.; HE, M.; LIU, Y.; TIAN, G.; SHI, J. Manure biochar influence upon soil properties, phosphorus distribution and phosphatase activities: A microcosm incubation study. **Chemosphere**, (2016) 142: 128 – 135.
- KLEEMANN, R.; CHENOWETH, J.; CLIFT, R.; MORSE S.; PEARCE, P.; SAROJ, D. Comparison of phosphorus recovery from incinerated sewage sludge ash (ISSA) and pyrolysed sewage sludge char (PSSC). **Waste Management**, (2017) 60: 201 – 210.

- KIRCHMANN, H.; BÖRJESSON, G.; KÄTTERER T.; COHEN, Y. From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: A soil science outlook. **Ambio**, (2016) 46: 143 – 154.
- LUO, Y.; DURENKAMP, M.; NOBILI, M. de.; LIN, Q.; BROOKES, P.C. Short term soil priming effects and the mineralization of biochar following its incorporation to soils of different pHs. **Soil Biology & Biochemistry**, (2011) 43: 2304 – 2314.
- MACKAY, J.E.; CAVAGNARO, T.R.; JAKOBSEN, I.; MACDONALD, L.M.; GRONLUD, M.; THOMSEN, T.P.; DORETTE S.M.S. Evaluation of phosphorus in thermally converted sewage sludge: P pools and availability to wheat. **Plant and Soil**, (2017) 418: 307 – 317.
- MADARI, B. E.; MAIA, C. M. B. F.; NOVOTNY, E. H. Context and importance of biochar research. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 2012. DOI: 10.1590/S0100204X2012000500001.
- MAJOR, J.; RONDON, M.; MOLINA, D.; RIHA, S.J.; LEHMANN, J. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to Colombian savanna oxisol. **Plant and Soil**, (2010) 333: 117 – 128.
- MALAVOLTA, E; Vitti, G.C; OLIVEIRA, A.S. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba (SP): **Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fósforo**, (1989) Portuguese.
- MARTINEZ, H.E.P.; CARVALHO, J.G.; SOUZA, R.B. Diagnose foliar [Leaf diagnosis]. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.V.H. editors. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação**. Viçosa (MG): Universidade Federal de Viçosa; p. 143–168, Portuguese, 1999.
- METE, F.Z.; MIA, S.; DIJKSTRA, F.A.; ABUYUSUF, Md.; HOSSAIN, Iqbal A.S.M. Synergistic effects of biochar and NPK fertilizer on soybean yield in a Alkaline Soil. **Pedosphere**, (2015) 25: 713-719.
- NIELSEN, S.; JOSEPH, S.; YE, J.; CHIA, C.; MUNROE, P.; VAN ZWIETEN, L.; THOMAS, T. Crop-season and residual effects of sequentially applied mineral enhanced biochar and N fertiliser on crop yield, soil chemistry and microbial communities. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, (2018) 255: 52-61.

NOVAK, J.M.; BUSSCHER, W.J.; LAIRD, D.S.; AHMEDNA, M.; WATTS D.W.; NIANDOU, M. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern Coastal Plain soil. **Soil Science**, (2009) 174: 105 – 112.

OLIVEIRA, S.A. de. Análise foliar. In: SOUSA, D.M.G.de & LOBATO, E. **Cerrado – Correção do solo e adubação**. 2ª edição, Embrapa Informações Tecnológica, Brasília – DF, 2004.

PANDIT, N.R.; MULDER, J.; HALE, S.E.; MARTINSEN, V.; SCHIMIDT, H.P.; CORNELISSEN, G. Biochar improves maize growth by of nutrient stress in a moderately acidic low-input Nepalese soil. **Science of the Total Environment**, (2018) 625: 1380 – 1389.

PANEQUE, M.; DE LA ROSA, J.M.; KERN, J.; REZA, M.T.; KNICKER, H. Hydrothermal carbonization and pyrolysis of sewage **sludges**: what happen to carbon and nitrogen?. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, 2017. DOI: 10.1016/j.jaap.2017.09.019

SHAH, S.Z. & SHAH, T. Residual effect of biochar on soil properties and yield of maize (*Zea mays*. L.) under different cropping systems. **Open Journal of Soil Science**, (2018) 8: 16-35.

SONG, W. & GUO, M. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures – **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, (2012) 94: 138 – 145.

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**, 2014. Doi: [10.1016/j.chemosphere.2014.01.070](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.070).

SOUSA, D.M.G. de; MIRANDA, L.N. de; LOBATO, E. Interpretação de análise de terra e recomendação de adubos fosfatados para culturas anuais nos Cerrados. Planaltina: **EMBRAPA-CPAC**, 1987, 7p (EMBRAPA – CPAC. Comunicado Técnico)

SOUSA, D. M. G. de. & LOBATO, E. CERRADO – Correção do solo e adubação. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2º ed., (2004), 416p.

SOUSA, A.A.T.C. & FIGUEIREDO, C.C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture & Horticulture**, 2015. Doi: 10.1080/01448765.2015.1093545.

TIAN, X.; LI, C.; ZHANG, M.; WAN, Y.; XIE, Z.; CHEN, B.; LI, W. Biochar derived from corn straw affected availability and distribution of soil nutrients and cotton yield. **PLoS ONE**, 2018.

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

ULRICH, A. & HILLS, FJ. Principles and practices of plant analysis. In: Hardy GW, editor. Soil testing and plant analysis. **Madison: Soil Science Society of America**; (1967) p. 11–24.

UTOMO, W.H.; GURITNO, B.; SOEHONO, L.A. The effect of biochar on the growth and N fertilizier requirement of maize (*Zea mays* L.) in green house experiment. **Journal of Agricultural Science**, 2012. Doi: 10.5539/jas.v4n5p255.

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

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 Soil Sediment**, (2011) 11: 741–750.

YUAN, H.; LU, T.; HUANHG, 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**, (2015) 112: 284 – 289.

YUAN, H.; LU, T.; WANG. Y.; CHEN, Y., LEI, T. Sewage sludge biochar: Nutrient composition and its effect on the leaching of soil nutrients. **Geoderma**, (2016) 267: 17 – 23.

YUE, Y.; CUI, L.; LIN, Q.; LI, G.; ZHAO, X. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. **Chemosphere**, (2017) 173: 551 – 556.

ZHANG, J.; LÜ, 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**, 2015. Doi: 10.1038/srep09406.

ZIELINSKA, A.; OLESZCZUK, P.; CHARMAS, B.; SKUBISZEWSKA-ZIEBA, J.; PASIECZNA-PATKOWSKA, S. Effect of sewage sludge properties on biochar characteristic. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, (2015) 112: 201-2013.

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

## **CAPÍTULO II**

### **EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NA DISPONIBILIDADE E ABSORÇÃO DE FÓSFORO E NA COLONIZAÇÃO MICORRÍZICA EM RAÍZES DE MILHO**

## **7. EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NA DISPONIBILIDADE E ABSORÇÃO DE FÓSFORO E NA COLONIZAÇÃO MICORRÍZICA EM RAÍZES DE MILHO**

### **7.1. RESUMO**

Comparado a outros resíduos orgânicos, o biochar de lodo de esgoto (BLE) apresenta alto teor de fósforo (P) total. Quando aplicado ao solo, o BLE eleva os teores de P disponível, representando uma boa fonte de P para as plantas. No entanto, o elevado teor de P disponível no solo pode limitar a colonização micorrízica. Dessa forma, ainda restam dúvidas sobre os efeitos residuais do BLE sobre a disponibilidade e absorção de P pelas plantas e, consequentemente, sobre a colonização de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs). Para estudar esses efeitos residuais do BLE, um estudo de campo foi estabelecido em um Latossolo cultivado com milho e conduzidos por três anos, o presente trabalho apresenta dados do terceiro ano. Nos dois primeiros anos foram aplicados 15 Mg ha<sup>-1</sup> de BLE e no terceiro ano houve a suspensão da aplicação de BLE, onde foi possível estudar o seu efeito residual. Neste estudo foram comparados os efeitos da aplicação exclusiva do BLE obtido em diferentes temperaturas e sua combinação com fertilizante mineral NPK. Foram estudados os seguintes tratamentos: 1) Controle: sem fertilizante NPK e sem BLE; 2) NPK: adubação mineral com NPK; 3) BC300: BLE produzido a 300 °C; 4) BC300 + NPK; 5) BC500: BLE produzido a 500 °C e 6) BC500 + NPK. Resultados obtidos demonstram que o BLE não possui efeito residual positivo no aumento da colonização micorrízica e no aumento do número de esporos dos FMAs no solo. Apesar disso, o efeito residual do BLE, isolado ou combinado com NPK, promoveu maior absorção desse nutriente pelo milho. Além disso, a aplicação isolada do BLE ou a sua combinação com NPK apresentou efeitos residuais positivos e aumentou o teor de glomalina no solo. O BLE apresenta grande potencial para ser utilizado como um fertilizante fosfatado de liberação lenta, fornecendo altos teores de P disponível, maior absorção de P e maior produtividade do milho.

**Palavras-chave:** Pirólise, biocarvão, fungos micorrízicos, *Zea mays*.

### **7.2. INTRODUÇÃO**

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo urbano de difícil gestão. Novas tecnologias precisam ser desenvolvidas para viabilizar a sua adequada disposição final. Recentemente, o uso da pirólise, gerando um produto denominado biochar (BC), tem se apresentado como uma promissora alternativa para viabilizar o uso agroambiental do LE. Apesar de incipientes, os trabalhos têm demonstrado diversos benefícios decorrentes do uso do BC de LE (BLE) como aumento da qualidade do solo e da produtividade das culturas (Souza & Figueiredo, 2015; Gwenzi et al., 2016; Faria et al., 2018).

Um das principais características do BLE é o seu elevado teor de P, comparado a BCs obtidos a partir de outras matérias-primas (Figueiredo et al., 2018). Trabalhos recentes vêm demonstrando que o BLE aumenta o teor de P disponível no solo, apresentando grande potencial para ser utilizado como um fertilizante de fonte de P (Mackey et al., 2017; Faria et

al., 2018). No entanto, o aumento do P disponível proporcionado pelo BLE pode limitar o crescimento e abundância da colonização micorrízica, que são sensíveis ao aumento da disponibilidade de P, demonstrando que níveis altos desse nutriente desfavorece o desenvolvimento da comunidade de FMAs (Verbruggen et al., 2013). Por meio de um mecanismo de feedback, os altos teores de nutrientes como P e N podem exercer forte inibição no desenvolvimento dos FMAs (Nouri et al., 2014). No caso do BLE, que apresenta elevados teores de P disponível ainda são escassos os trabalhos que relacionem o uso do BLE com a colonização micorrízica.

De maneira geral, os fungos micorrízicos mais comuns, FMAs e ectomicorrízicos (EM), são influenciados positivamente pela presença de BC no solo (Warnock et al., 2007). Os FMAs são conhecidos como microrganismos eficazes para aumentar a eficiência da absorção de nutrientes, principalmente o P (Verbruggen et al., 2013), e de água pelas plantas. Além disso, FMAs produzem uma glicoproteína denominada glomalina (Gao et al., 2017), que se acumula no solo após o processo de decomposição das hifas e dos esporos dos fungos (Driver et al., 2005). Essas glicoproteínas funcionam como um ligante orgânico e estão relacionados com a estabilidade de agregados, podem aumentar a agregação do solo, além de contribuir para o acúmulo de C e N (Fokon et al., 2012), e serem consideradas indicadoras da presença de associações micorrízicas (Amendola et al., 2017).

De maneira geral os efeitos do BC sobre a colonização micorrízicas são diversos. Na literatura são encontrados trabalhos que demonstraram aumento (Solaiman et al., 2010), efeitos neutros (Amendola et al., 2017), ou até mesmo redução (Liu et al., 2017) da colonização micorrízica após a aplicação de BC ao solo. Segundo Lehmann et al. (2011) esta redução pode estar relacionada à alguns fatores, como: a) aumento da disponibilidade de nutrientes proveniente da aplicação do BC, que pode resultar na diminuição da associação micorrízica; b) mudanças do pH e no teor de umidade do solo; c) altos teores de elementos minerais ou a presença de compostos orgânicos prejudiciais aos fungos. Estes resultados contraditórios podem estar relacionados aos diversos estudos com BCs de diferentes matérias primas, densidades e taxa de aplicação variáveis e pelo fato que a maioria dos estudos realizados serem feitos em vasos, que apresentam condições diferentes daquelas encontradas em campo (Koide, 2017).

Como o BLE pode atuar como um fertilizante de liberação lenta (Oh et al., 2014), ainda restam dúvidas sobre os efeitos residuais da sua aplicação sobre a disponibilidade de P e a conseqüente influência sobre a simbiose de fungos micorrízicos. Nesse sentido, os estudos

sob condições de campo realizados por anos consecutivos são fundamentais para explicar como o BLE atua na disponibilidade e absorção de P pelas culturas.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos residuais da aplicação de BLE, obtido em diferentes temperaturas de pirólise, sobre a disponibilidade de P e sua influência na colonização micorrízica e absorção de P pelo milho.

### **7.3. MATERIAL E MÉTODOS**

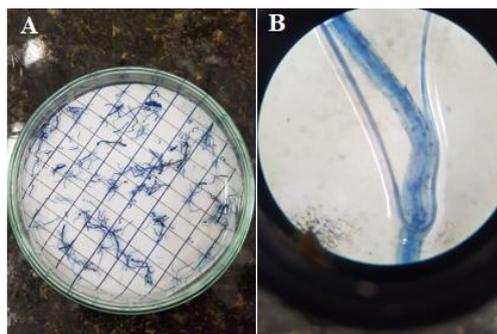
#### **7.3.1. Histórico da área, delineamento experimental, tratamentos estudados e condução do experimento**

O experimento foi realizado na mesma área experimental e conduzido da mesma forma do estudo apresentado no Capítulo I. Portanto, detalhes da área experimental, do delineamento experimental, das adubações e dos tratamentos culturais são apresentados na seção: Item 6.2.1. do Capítulo I.

#### **7.3.2. Análises microbiológicas do solo**

Para a avaliação da taxa de colonização micorrízica foi utilizado o método adaptado por Giovannetti e Mosse (1980). Durante o período de floração do milho da safra 2016/2017 foram coletadas as raízes de 9 plantas por parcelas. As raízes foram lavadas em água corrente para retirar o excesso de terra e foram retiradas aproximadamente 2 g de raízes finas e jovens para conduzir o processo de clarificação e coloração. Em seguida foram colocadas em um béquer de 50 mL e imersas na solução de KOH 10%, e aquecidas em banho-maria em temperatura variando entre 60 a 90°C, por 30 minutos. Após a clarificação foi realizada a etapa de coloração.

Para a realização da coloração as raízes foram imersas em solução contendo corante azul de Tripán a 0,5% e colocadas em banho maria por aproximadamente 30 minutos. Uma vez coloridas, as raízes seguiram para a avaliação da colonização radicular e cálculo da porcentagem de colonização ou taxa de colonização micorrízica. As raízes já tonalizadas foram dispostas de forma aleatória em uma placa de Petri de 8,5 cm de diâmetro, contendo um grid de linhas de 1,27 cm (Figura 6A). Com o auxílio de um microscópio foram contadas todas as raízes contendo estruturas fúngicas que estavam em contato com a linha horizontal do grid (Figura 6A). Foram contados no mínimo 100 intersecções de raízes com a linha do grid por amostra. O cálculo da % de raízes colonizadas foi realizado da seguinte forma: % de colonização micorrízica = [pontos de raízes colonizadas / (pontos de raízes colonizadas + pontos de raízes não colonizadas) ] \* 100.



**Figura 6.** A) Raízes tonalizadas dispostas de forma aleatória em uma placa de Petri de 8,5 cm de diâmetro, contendo um grid de linhas de 1,27 cm; B) Raízes contendo estruturas fúngicas que estavam em contato com a linha horizontal do grid. Fonte: Elaborada pelo autor.

A extração de esporos de FMAs do solo foi realizada pelo método do peneiramento úmido (Gerdemann & Nicolson, 1963) e logo em seguida foi realizada a determinação do número de esporo de FMAs presentes no solo. Para isso, foram coletadas amostras de solo na camada superficial (0-0,10 m) no período de florescimento do milho. Para a extração dos esporos foram adicionados 50g de solo úmido para um becker de 2 L e acrescentado 1 L de água potável, em seguida foi agitado com auxílio de um bastão de vidro até formar uma suspensão do solo. Esta suspensão foi dispensada em peneiras na seguinte ordem de malhas: 750, 250, 100 e 45  $\mu\text{m}$ . O material retido nas peneiras de malha 250, 100 e 45  $\mu\text{m}$  foi transferido, com auxílio de uma pipeta, para tubos de centrifuga de 50 mL e centrifugados por 3 minutos a 3000 rpm. Após a primeira centrifugação o sobrenadante foi descartado e foi adicionado solução de sacarose 50% para suspender o material depositado no fundo do tudo e em seguida foi centrifugado novamente por 2 minutos a 2000 rpm. O sobrenadante foi dispersado em peneira de malha 45  $\mu\text{m}$  e lavado para retirar o excesso de sacarose. Por fim as soluções que continham os esporos foram guardadas em recipiente de vidro de 35 mL e posteriormente conduzidos para avaliação em placas canaletas.

A contagem dos esporos foi realizada em 5 mL da alíquota com auxílio de uma lupa, em seguida realizado o cálculo para a estimativa da quantidade de esporos em 35 mL que representavam os 50 g de solo. O cálculo realizado foi:  $n^\circ$  de esporos em 50g de solo =  $(n^\circ$  de esporos em 5 mL \* 35 mL) / 5 mL.

Foram determinados os teores de glomalina facilmente extraível, de acordo com a metodologia descrita por Wright e Upadhyaya (1998). Em plena floração do milho foram coletadas amostras de solo de 0-0,10 m. O solo foi passado em peneira de malha 2 mm e deixado secar em temperatura ambiente. Para a extração da glomalina foi pesado 0,25 g de solo e adicionado em um tudo de centrífuga, tipo falcon, juntamente com 2 ml de citrato de sódio 20 mM (5,78 g/L), pH 7,0 (ácido acético) e deixado por 30 minutos na autoclave à 121 °C. Logo

em seguida as amostras foram centrifugadas por 15 minutos em uma rotação de 5000 rpm. O sobrenadante foi colocado em frascos de vidro e conservados à uma temperatura de 4 °C até a etapa final da análise.

A determinação foi feita pelo método Bradford por meio de soro albumina bovina como padrão. Para a preparação da solução de Bradford, foi dissolvido 0,0025 g de Comassie-blue G250 em 1,25 mL de etanol PA e 25 ml de H<sub>2</sub>O Milli-Q, por último foram adicionados 2,5 ml de solução de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (ácido fosfórico). A solução final foi filtrada em filtro Millipore 0,45 µm e armazenada na geladeira em um recipiente de vidro de coloração escura, uma vez que esta solução é muito sensível à luminosidade. Antes da leitura das amostras em um espectrofotômetro em comprimento de onda 595 nm, foi realizada uma curva padrão utilizando soro albumina bovina 1mg/ml =1000 µg/1000 µl, diluído 10 vezes com água Milli-Q (solução 1:10). Para cada ponto da curva foram pipetadas em 5 tubos de ensaio de 20 mL as quantidades correspondentes à: 20 µl de água; 5µl do padrão 1:10 + 15 µl de água; 10 µl do padrão 1:10 + 10 µl de água; 15 µl do padrão 1:10 + 5 µl de água; 20 µl do padrão. Para a leitura das amostras, foram pipetadas 2 µg/µl e adicionado 180 µl de reagente de Bradford em todas as amostras. Entre uma leitura e outra foi realizada a calibração do espectrofotômetro com a utilização da solução branco (20µl de água Milli-Q + 180 µl de reagente de Bradford). A concentração de glomalina foi extrapolada para mg/g de solo seco.

#### **7.3.4. Teor de fósforo no solo e na planta**

Para a determinação do teor de P disponível, amostras de solo foram coletadas da camada de 0 – 0,10 m, em pontos aleatórios dentro de um círculo com 1 metro de raio, tendo o centro da parcela como referência e com auxílio de trado tipo holandês. Em seguida as amostras foram secas ao ar e passadas através de uma peneira de malha de 2 mm e analisadas para P de acordo com a Embrapa (2011).

Durante o estágio R2 (plena floração), amostras foliares foram coletadas do terço médio da folha inferior contrária à espiga (escolhida como representante do estado nutricional da planta) e analisadas quanto ao teor de P conforme metodologia apresentada por Malavolta et al. (1989)

Também foi determinada a massa seca da parte aérea (MSPA) das plantas cortadas ao nível do solo após a colheita. As plantas colhidas foram secadas em estufa de circulação forçada de ar a 60°C até atingirem peso constante. Com o valor da MSPA (em kg ha<sup>-1</sup>) multiplicado pelo teor do nutriente na planta foi estimada a absorção de nutrientes pelo milho (em kg ha<sup>-1</sup>).

#### **7.3.4. Análises estatísticas**

A distribuição normal dos dados foi testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Os dados foram então submetidos a análise de variância (ANOVA) e, no caso de diferença significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Fisher (LSD) a 5% de significância ( $P < 0,05$ ) utilizando-se o software XLSTAT (Adinsoft, 2013).

### **7.4. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

#### **7.4.1. P disponível e absorção de P pelo milho**

Mesmo após a suspensão da aplicação do BLE, todos os tratamentos que receberam anteriormente adição exclusiva de BLEs (BC300 e BC500) ou a sua combinação com NPK (BC300+NPK e BC500+NPK) apresentaram maiores teores de P disponível, na profundidade de 0,0-0,10 m, comparados a adubação exclusiva com NPK e ao controle ( $P < 0,05$ ) (Tabela 7).

Comparado com outras matérias-primas, o BLE se enquadra no grupo dos BCs que apresentam alta concentração dos principais nutrientes, com exceção de potássio (Faria et al., 2018). Hagemann et al. (2018) também encontraram maior teor de P no BLE comparado a BCs oriundos de outras matérias-primas (resto de madeira, LE e resíduos de poda). Esse maior teor de P no BLE se reflete em maior disponibilidade desse nutriente no solo. No trabalho de Yue et al. (2017), o teor de P no solo aumentou até 38 vezes após a adição do BLE comparado ao tratamento controle.

Dependendo das condições de pirólise, o BLE pode apresentar até 6% de P em sua composição (Figueiredo et al., 2018), dando à pirolise grande potencial para transformar o LE em um produto com alto fornecimento de P para o solo (Mackey et al., 2017). Três BLEs originados de três diferentes LEs foram capazes de aumentar o teor de P disponível e suas frações do solo em comparação ao controle e aos seus respectivos LEs (Rehman et al., 2018) demonstrando que matérias-primas tratadas termicamente podem conter em sua composição diversas formas de P com diferentes disponibilidades.

Já é bem estabelecido que o BLE pode elevar a disponibilidade e a absorção de P em culturas de ciclo curto ou longo (Souza & Figueiredo, 2015; Faria et al., 2018). O presente trabalho demonstra que a disponibilidade de P para as plantas continua mesmo após a suspensão da sua aplicação (Tabela 7). O BC300+NPK promoveu a maior absorção de P, 21,9 kg ha<sup>-1</sup>, que corresponde até três vezes a mais da quantidade de P extraído pelas plantas sob tratamento controle. O efeito residual do BLE sobre a absorção de P indica que o BLE apresenta estruturas com frações diferenciadas de P.

Fristàk et al. (2018) observaram que durante o processo de pirólise o P do LE é convertido em frações mais instáveis e menos disponíveis, ligados ao Mg e Ca, criando no solo uma reserva de longo prazo P, dando ao BLE o potencial para ser um fertilizante fosfatado de liberação lenta. Maior porcentagem de P-Ca foi encontrado em um fracionamento de P de BLE realizado por Kleemann et al. (2017), o que significa que a maior parte do P total está na fração levemente adsorvido e que pode se tornar disponível ao longo do tempo.

**Tabela 7.** Teor de P disponível no solo (0-0,10 m) e absorção de P pelo milho cultivado em solo tratado com de BLE e fertilização mineral.

Tratamentos	P disponível	P absorvido
	mg g <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>
Controle	6,42 c	7,03 c
NPK	11,56 c	12,29 abc
BC300	55,00 ab	17,19 ab
BC300+ NPK	74,22 a	21,87 a
BC500	50,94 b	10,50 bc
BC500+NPK	45,53 b	21,65 a

Médias seguidas por letras iguais na coluna não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher (P <0,05).

O BLE também apresentou sinergismo com NPK o que resultou em aumento da eficiência de uso do fertilizante mineral. Aumento da eficiência de fertilizante foi considerado o melhor benefício do BLE no trabalho realizado por Gwenzi et al. (2016). De acordo com Blackwell et al. (2010) baixa taxa de aplicação de BC já é suficiente para reduzir a necessidade de fertilizantes minerais pela planta. Esta eficiência do uso de fertilizantes obtida pela combinação BLE e fertilizante mineral é particularmente importante para solos do Cerrado brasileiro onde baixa fertilidade do solo é um dos principais obstáculos para melhorar o rendimento das culturas sendo necessárias altas doses de adubos minerais a cada safra.

#### **7.4.2. Colonização micorrízica, número de esporos e teor de glomalina facilmente extraível**

O BLE elevou os teores de P disponível no solo, mas não apresentou efeito residual positivo na taxa de colonização micorrízica nas raízes de milho (Tabela 8). Todos os tratamentos que receberam anteriormente adição de BLEs (BC300 e BC500) ou a sua combinação com NPK (BC300+NPK e BC500+NPK) apresentaram as menores taxas de colonização micorrízica do que os tratamentos com NPK e o controle (P<0,05).

Os resultados encontrados neste estudo podem estar relacionados ao elevado teor de P na composição do BLE (Torri et al., 2017), além dos altos teores disponíveis de P promovidos pela aplicação de BLE. São muitos os estudos que demonstram aumento significativo dos níveis de P no solo após a aplicação do BLE (Sousa & Figueiredo, 2015; Yuan et al., 2016; Faria et al., 2018; Yue et al., 2017), aumento este que pode ser observado mesmo após a suspensão da sua aplicação em profundidades onde há maiores concentrações das raízes (Tabela 7).

Estes resultados podem ter limitado o crescimento e abundância da colonização micorrízica, que são sensíveis ao aumento da disponibilidade de P, demonstrando que níveis altos de P normalmente não favorecem uma grande comunidade de FMA's (Verbruggen et al., 2013). Além do P, altos teores de nitrato também podem reduzir a simbiose de FMAs com raízes de plantas (Nouri et al., 2014). No presente trabalho, os BLEs apresentaram baixos teores de nitrato, 17,5 e 5,84 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente para BC300 e BC500, indicando que a influência sobre a colonização foi exercida pelos altos teores de P disponível no solo, mesmo após a suspensão da aplicação do BLE.

Os BLEs aplicados isoladamente (BC300 e BC500) não se diferenciaram na redução da colonização micorrízica (Tabela 8). No entanto, quando aplicados combinados com o fertilizante NPK o BLE de menor temperatura (BC300+NPK) induziu menor taxa de colonização micorrízica em raízes de milho. Neste caso fica clara a influência do maior teor de P disponível do BC300+NPK na redução da colonização micorrízica. A influência de diferentes temperaturas de pirólise sobre o efeito inibitório dos FMAs também foi relatada por Warnock et al. (2010) ao demonstrarem que BCs submetidos às mais baixas temperaturas apresentam maior efeito negativo sobre a colonização micorrízica.

A adição de NPK ao BC300 reduziu a colonização micorrízica comparada a aplicação exclusiva de BLE. Mabida et al. (2016) também encontraram respostas diferentes quando comparado a aplicação isolada de BC e combinada com fertilizante mineral, com redução da colonização micorrízica promovida pela adição de fertilizante fosfatado ao BC.

De acordo com Koide (1991) maiores taxas de colonização micorrízicas ocorrem quando a planta está sob algum tipo de estresse, como por exemplo deficiência de nutrientes. No presente estudo, isso pode ser constatado pelo fato dos tratamentos NPK e controle, que apresentaram menores teores de P disponível, e no entanto, tiveram as maiores taxas de colonização micorrízica. No caso do BLE, ao ser aplicado ao solo proporcionou condições para melhorar a fertilidade do solo ao fornecer MO e nutrientes, principalmente o P (Yuan et al.,

2016) aliviando o estresse causado pelo déficit de nutrientes, podendo reduzir a eficácia da simbiose entre os FMAs e as raízes das plantas (Koide, 2017).

**Tabela 8.** Taxa de colonização micorrízica, quantidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e teor de glomalina facilmente extraível sob efeito residual de BLE e fertilização mineral.

Tratamentos	Col. Micorrízica		Esporos		Glomalina	
	%		50g <sup>-1</sup> solo		mg g <sup>-1</sup>	
Controle	72	a	517,50	a	0,818	b
NPK	73	a	318,50	b	0,838	b
BC300	64	b	176,75	d	1,083	ab
BC300+ NPK	55	c	185,50	d	1,303	a
BC500	64	b	267,75	c	0,995	ab
BC500+NPK	62	b	157,00	d	1,250	ab

Médias seguidas por letras iguais na coluna não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher (P <0,05).

Estudo realizado com BC de madeira, pirolisado na temperatura de 600 °C, só obteve aumento significativo na colonização micorrízica com a aplicação do BC quando as plantas foram submetidas ao estresse hídrico. Quando irrigadas corretamente não foi observado aumento da colonização micorrízica (Mickan et al., 2016).

Efeitos positivos no aumento da taxa de colonização micorrízica tem sido demonstrado em estudos realizados com BCs derivados de outras matérias primas que apresentam baixo teor de P, como no caso do BC de eucalipto (Solaiman et al., 2010), de restos de madeira (Blackwell et al., 2015) e de estrume de galinha e farelo de trigo (Mabida et al., 2016) com teores de 1,2, 0,5, 12 e 4 g kg<sup>-1</sup> de P, respectivamente. Há também trabalhos que demonstraram efeitos neutros ou até mesmo negativos da colonização micorrízica após a aplicação de BC ao solo (Warnock et al., 2010; Liu et al., 2017; Amendola et al., 2017). Biederman & Harpole (2013) ao realizarem uma meta-análise com 114 artigos encontraram efeitos variáveis do BC sobre a microbiota do solo, onde a aplicação do BC promoveu aumento na nodulação radicular por rizóbios, porém o BC não alterou significativamente a colonização de FMAs.

Na literatura a maioria dos trabalhos que avaliam o efeito do BC sobre a colonização micorrízica é realizada logo após a aplicação do BC em solos com baixos teores de nutrientes, onde há probabilidade de ocorrer maiores taxas de colonização por FMAs. Neste caso as hifas dos fungos conseguem atingir o interior dos poros dos BCs ricos em nutrientes e disponibilizá-los de forma mais eficaz para as plantas (Blackwell et al., 2015). O BC possui grande afinidade

por material orgânico e minerais inorgânicos podendo sofrer diversas reações bioquímicas e processos físicos que irão resultar na alteração de suas propriedades (Farrell et al., 2013) e na qualidade do solo com o tempo. Neste caso, os efeitos residuais do BC sobre a taxa de colonização dos FMAs podem ser variáveis conforme o tempo de estudo uma vez que os FMAs são sensíveis ao manejo no solo e os benefícios de disponibilidade de nutrientes pelo o BC é a longo prazo.

É difícil determinar se o efeito negativo do BLE sobre os FMAs é devido ao seu efeito sobre as plantas, fungos ou solo. Neste caso mais estudos devem ser realizados para compreender o efeito residual do BLE sobre a taxa de colonização micorrízica ao longo do tempo após a suspensão da sua aplicação e com diferentes doses de BLE.

A quantidade de esporos dos FMAs seguiu a mesma tendência observada para a taxa de colonização micorrízica (Tabela 8). Tanto o adubo mineral quanto o BLE reduziram o número de esporos de FMAs ( $P < 0,05$ ). As maiores reduções foram observadas com a aplicação de BLE. A ocorrência de maior número de esporos encontrada no tratamento controle pode estar relacionada à condição mais estressante deste ambiente, levando os FMAs a produzirem um maior número de propágulos com o intuito de sobrevivência. Outro fator importante que pode ter contribuído para os resultados encontrados no presente trabalho é a diversificação das espécies de FMAs. Dependendo do grau de perturbação realizada no solo determinadas espécies podem ficar durante muito tempo sem esporular ou até mesmo desaparecer do local (Focchi et al., 2004). Mais estudos devem ser realizados para a identificação e classificação das espécies de FMAs encontrados no solo após a aplicação de BLE.

Segundo Koide (2017) quando o BC e os FMAs influenciam a planta da mesma forma, a presença dos FMAs se torna menos importante, um exemplo disto é a redução do estresse nutricional com a aplicação do BC, benefício este que seria proveniente da simbiose das raízes com os FMAs.

Diferente do comportamento da colonização micorrízica e do número de esporos de FMAs, mesmo após a suspensão da aplicação do BLE, todos os tratamentos que receberam anteriormente adição de BLEs (BC300 e BC500) ou a sua combinação com NPK (BC300+NPK e BC500+NPK) apresentaram maiores teores de glomalina do que os tratamentos com NPK e o controle ( $P < 0,05$ ) (Tabela 8).

Vários fatores podem interferir na quantidade de glomalina produzida pelos FMAs, como: características do solo; condições climáticas, práticas de manejo agrícola; presença e tipo da vegetação (Silva et al., 2012). Interação positiva entre teor de CO no solo e o acúmulo de

glomalina em solos nativos e cultivados já foram relatados (Rilling et al., 2003; Nichols & Wright, 2005), sendo assim BCs por serem ricos em C pode contribuir para o acúmulo de glomalina no solo. Resultados positivos no aumento do teor de glomalina após a aplicação de BC já foram relatados por Curaqueo et al. (2014) ao trabalharem com a aplicação de BC de casca de aveia obtido numa temperatura de 300 °C. Meier et al. (2015) também obtiveram aumento do teor de glomalina após estudar o efeito do BC de estrume de galinha e de casca de aveia sobre a colonização de FMAs.

São poucos os estudos que avaliaram o efeito do BC sobre o teor de glomalina principalmente o efeito residual do BLE. O aumento de glomalina após aplicação de BC é normalmente proporcional ao aumento da colonização micorrízica. Porém, no presente trabalho, os tratamentos que apresentaram maiores taxas de colonização (Controle e NPK) foram os que tiveram menores teores de glomalina no solo.

De acordo com Driver et al. (2005) a glomalina se acumula no solo após o processo de decomposição das hifas e dos esporos dos fungos, por meio dos microrganismos edáficos. No presente trabalho, a alta disponibilidade de P reduziu a colonização micorrízica, causando senescência das estruturas fúngicas, que ao serem decompostos pelos microrganismos pode ter acumulado glomalina no solo. Segundo Lutgen et al. (2003) quanto maior a decomposição, mais glomalina é liberada para o solo.

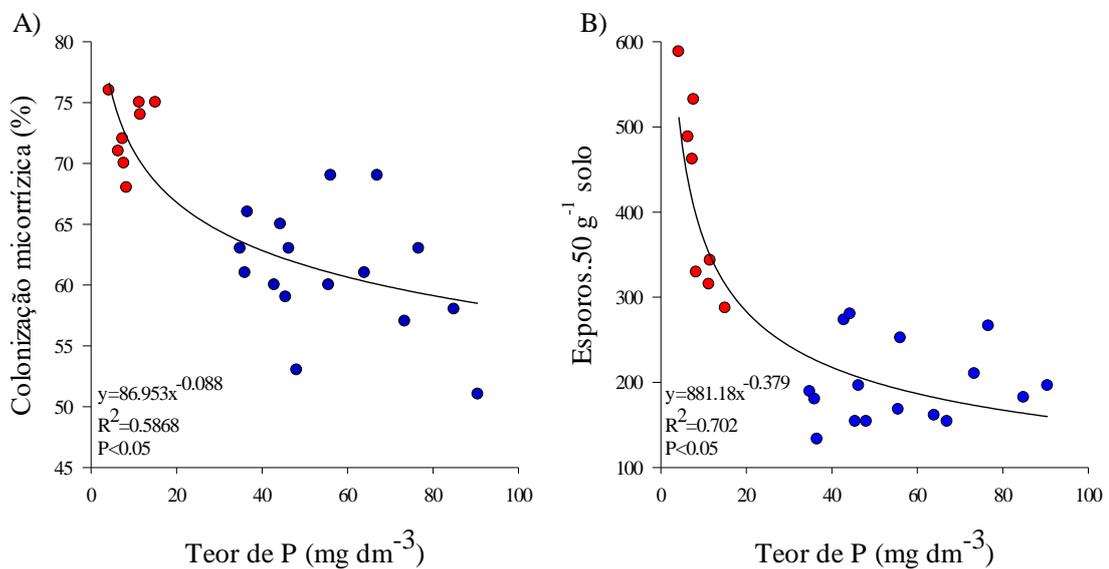
Já se sabe que há diferença na produção de glomalina entre as espécies de FMAs (Wright & Upadhyaya, 1998) no entanto não se sabe ao certo quais são as espécies beneficiadas com a aplicação do BC ao solo e se isto, na verdade, interfere no efeito residual do BLE no teor de glomalina ao solo.

Por funcionar como um ligante orgânico e estar relacionada com a estabilidade de agregados a glomalina pode contribuir para aumentar a agregação do solo, além de contribuir com o acúmulo de C (Fokon et al., 2012). Autores perceberam em estudo de incubação que após 413 dias aproximadamente 57% da glomalina ainda estava presente no solo (Rilling et al., 2003). Desta forma o BLE apresenta grande potencial para aumentar a agregação e o estoque de C no solo ao longo do tempo, pois apresenta efeito residual no aumento do teor de glomalina no solo mesmo após a suspensão da sua aplicação.

#### **7.4.3. Relações entre P disponível do solo sob efeito residual de BLE, colonização micorrízica e número de esporos de FMAs**

O aumento da disponibilidade de P no solo reduziu a colonização micorrízica (Figura 7A) e o número de esporos de FMAs (Figura 7B). Essa relação inversa confirma que o

fornecimento de P pela aplicação combinada de BLE e adubo mineral reduz a necessidade da simbiose entre FMAs e raízes de milho. O teor de P no solo a partir do qual há interferência negativa na colonização e no número de esporos de FMAs é por volta de 15 mg kg<sup>-1</sup>. Apesar deste efeito inibitório o BLE, sob efeito residual, forneceu um conteúdo valioso de nutrientes, tais como P e N, além de alto teor de MO, contribuindo na melhoria na fertilidade do solo e consequentemente no aumento da produtividade da cultura do milho. Além disso, conforme apresentado na Tabela 7, a redução da simbiose de FMAs não interferiu na disponibilidade de P no solo e na sua absorção pela cultura do milho.



**Figura 7.** Taxa de colonização micorrízica (A) e número de esporos em 50 g de solo (B) em resposta ao teor de P disponível no solo sob efeito residual de BLE e adubação mineral. Os pontos em vermelho correspondem aos tratamentos que não receberam BLE (Controle e NPK) e os pontos azuis correspondem aos tratamentos que estão sob efeito residual da aplicação do BLE isolado ou combinado com NPK (BC300, BC500, BC300+NPK e BC500+NPK).

Nossos resultados contribuíram para comprovar que o BLE, apesar de não apresentar efeito residual positivo sobre os FMAs, apresenta potencial em ser utilizado como alternativa de fonte de adubação para promover a ciclagem de nutrientes de forma sustentável, principalmente para adubação fosfatada de liberação lenta. Fristàk et al. (2018) acreditam que a reciclagem de nutrientes é uma das estratégias mais importantes para alcançar o uso eficiente de fontes de nutrientes limitantes, como o caso do P que é proveniente de fontes não renováveis.

Outro resultado importante encontrado neste trabalho é o sinergismo do BLE com fertilizante NPK. De acordo com Gwenz et al. (2016) menores taxas de fertilizantes podem ser

aplicadas juntamente com BCs para obter rendimentos mais elevados do que apenas a aplicação dos fertilizantes isolados, podendo assim promover a economia no uso de fertilizantes minerais. Para os solos do Cerrado isto é de grande valia, por serem solos de baixa fertilidade e pobres em P sendo necessário a aplicação altas doses de fertilizantes a cada safra na busca de altos rendimentos.

## 7.5. CONCLUSÃO

Os resultados deste trabalho demonstram que o BLE, independente da temperatura de pirólise, contribuiu para o aumento dos tores disponíveis de P no solo e a sua absorção pelo milho. Essa maior disponibilidade de P promovida pelo BLE reduziu a colonização micorrízica e o número de esporos de FMAs. Apesar disso, o BLE apresentou efeito residual e elevou o teor de glomalina no solo. Portanto, o BLE apresenta efeito residual no solo funcionando como uma fonte de liberação lenta de fósforo para as culturas. Pesquisas futuras devem focar na determinação da dose ideal de BLE que proporcione disponibilidade P no solo sem reduzir a simbiose entre FMAs e raízes de milho.

## 7.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMENDOLA, C.; MONTAGNOLI, A.; TERZGHI, M.; TRUPIANO, D.; OLIVA, F.; BARONTI, S.; MIGLIETTA, F.; CHIATANTE, D.; SCIPPA, G.S. Short-term effects of biochar on grapevine fine root dynamics and arbuscular mycorrhizae production. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, (2017) 239: 236-245.

BIEDERMAN, L.A.; and HARPOLE, W.S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. **GCB Bioenergy**, (2015) 5: 202–214.

BLACKWELL, P.; KRULL, E.; BUTLER, G.; HERBERT, A.; SOLAIMAN, Z. Effect of banded biochar on dryland wheat production and fertiliser use in south-western Australia: an agronomic and economic perspective. **Australian Journal of Soil Research** (2010) 48: 531–545.

BLACKWELL, P.; JOSEPH, S.; MUNROE, P.; ANAWAR, H.M.; STORER, P.; GILKES, R.J.; SOLAIMAN, Z.M. Influences of biochar and biochar-mineral complex on mycorrhizal colonization and nutrition of wheat and sorghum. **Pedosphere**, (2015) 25: 686-695.

CURAQUEO, G.; MEIER, S.; KHAN, N.; CEA, M.; NAVIA, R. Use of biochar on two volcanic soils: effects on soil properties and barley yield. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 14 (2014) 911-924.

DRIVER, J.D.; HOLBEN, W.E. & RILLIG, M.C. Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Biology & Biochemistry**, 37 (2005) 101-106.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo** [Manual for methods of soil analysis]. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Portuguese, 2011.

FARIA, W.M.; FIGUEIREDO, C.C. de; COSER, T.R.; VALE, A.T.; SCHNEIDER, B.G. Is sewage biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two – year field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science**. 2018. Doi: 10.1080/03650340.2017.1360488.

FARRELL, 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 utilization of biochar derived carbon. **Science of the Total Environment**, (2013) 465: 288–297.

FIGUEIREDO, C.C.; LOPES, H.M.; COSER, T.R.; VALE, A.T.; BUSATO, J.G.; AGUIAR, N.O.; NOVOTNY, E.H.; CANELLAS, L.P. Influence of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of biochar from sewage sludge. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.333.

FOCCHI, S.S.; DAL SOGLIO, F.K.; CARRENHO, R.; SOUZA, P.V.D.; LOVATO, P.E. Fungos micorrízicos arbusculares em cultivos de citros sob manejo convencional e orgânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, (2004) 39: 469-476.

FOKOM, R.; ADAMOU, S.; TEUGWA M.C.; BEGOUDE BOYOGUENO, A.D.; NANA, W.L.; NGONKEU, M.E.L.; TCHAMENI, N.S.; NWAGA D.; TSALA NDZOMO, G. & AMVAM ZOLLO, P.H. Glomalin related soil protein, carbon, nitrogen and soil aggregate stability as affected by land use variation in the humid Forest zone of South Cameroon. **Soil & Tillage Research**, 120 (2012) 69-75.

FRISTÁK, V.; PIPÍSKA, M.; SOJA, G. Pyrolysis treatment of sewage sludge: a promising way to produce phosphorus fertilizer. **Journal of Cleaner Production** (2018), doi: 10.1016/j.jclepro.2017.12.015

GAO, Y.; ZHOU, Z.; LING, W.; HU, X.; CHEN, S. Glomalin-related soil protein enhances the availability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, 107 (2017) 129-132.

GERDERMANN, J.N. & NICOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, (1963) 46:235-244.

GIOVANNETTI M. & MOSSE, B. An evaluation of techniques for measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal colonization in roots. **New Phytologist**, (1980) 84: 489–500.

GWENZI, W.; CHAUKURA, N.; MUKNOME, F.N.D.; MACHADO, S.; NYAMASOKA, B. Biochar production and applications in sub-Saharan Africa: opportunities, constraints, risks and uncertainties. **Journal Environmental Management**, (2016) 150: 250–261.

HAGEMANN, N.; SUBDIAGA, E.; LA ROSA, J.M.; KNICKER, H., SCMIDT, H-P.; KAPPLER, A.; BEHRENS, S. Effect of biochar amendment on compost organic matter composition following aerobic composting of manure. **Science of the Total Environment**, (2018) 614: 20-29.

KLEEMANN, R.; CHENOWETH, J.; CLIFT, R.; MORSE S.; PEARCE, P.; SAROJ, D. Comparison of phosphorus recovery from incinerated sewage sludge ash (ISSA) and pyrolysed sewage sludge char (PSSC). **Waste Management**, (2017) 60: 201 – 210.

KOIDE, R.; LI, M. Mycorrhizal fungi and the nutrient ecology of three oldfield annual plant species. **Oecologia**, (1991) 85: 403–412.

KOIDE, R.G., Biochar – arbuscular mycorrhiza interaction in temperate soils. In: JOHNSON, N.C.; GEHRING, G.; JANSA, J. (Eds.), *Mycorrhizal Mediation of Soil: Fertility, Structure, and Carbon Storage*. Elsevier, Amsterdam, Boston, New York, Heidelberg, (2017) pp. 459–475.

LEHMANN, J.; RILLING, M.C.; THIES J.; MASILLO, C.A.; HOCKADAY, W.C. CEOWLEY, D. Biochar effects on soil biota – A review. **Soil Biology & Biochemistry**, (2011) 43: 1812 – 1836.

LIU, C.; LIU, F.; RAVNSLOV, S.; RUBAEK, G.H.; SUN, Z.; ANDERSEN, M.N. Impact of wood biochar and its interactions with mycorrhizal fungi, phosphorus fertilization and irrigation strategies on potato growth. **Journal of Agronomy and Crop Science**, (2017), 203: 131-145.

LUTGEN, E.R.; CLAIRMONT, D.M.; GRAHAM, J.; RILLING, M.C. Seasonality of arbuscular mycorrhizal hyphae and glomalin in a western Montana grassland. **Plant and Soil**, (2003) 257: 71-83.

MACKAY, J.E.; CAVAGNARO, T.R.; JAKOBSEN, I.; MACDONALD, L.M.; GRONLUND, M.; THOMSEN, Y.P.; MÜLLER-STÖVER, D.S. Evaluation of phosphorus in thermally converted sewage sludge: P pools and availability to wheat. **Plant and Soil**, (2017) 418: 307 – 317.

MADIBA, O.F.; SOLAIMAN, M.Z.; CARSON, J.K.; MURPHY, D.V. Biochar increases availability and uptake of phosphorus to wheat under leaching conditions. **Biology and Fertility of Soils**, (2016) 52: 439 – 446.

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

MEIER, S.; CURAQUEO, G.; KHAN, N.; BOLAN, N.; RILLING, J.; VIDAL, C.; FERNÁNDEZ, N.; ACUÑA, J.; GONZÁLEZ, M.E.; CORNEJO, P.; BORIE, F. Effects of biochar on copper immobilization and soil microbial communities in a metal-contaminated soil. **Journal Soils Sediments**, (2015). Doi: 10.1007/s11368-015-1224-1.

MICKAN, B.S.; ABBOTT, L.K.; STEFANOVA, K.; SOLAIMAN, Z.M. Interactions between biochar and mycorrhizal fungi in a water-stressed agricultural soil. **Mycorrhiza**, (2016) 26: 565–574.

NICHOLS, K. A.; WRIGHT, S. F. Carbon and nitrogen in operationally defined soil organic matter pools. **Biology & Fertility of Soils**, Germany, (2006) 43: 215-220.

NOURI, E.; BREULLIN-SESSOMS, F.; FELLER, U.; REINHARDT, D. Phosphorus and nitrogen regulate arbuscular mycorrhizal symbiosis in *Petunia hybrid*. **PLoS ONE**, (2014) 9(3): e90841. Doi: 10.1371/journal.pone.0090841.

OH, T.K.; SHINOGI, Y.; LEE, S.J.; CHOI, B. Utilization of biochar impregnated with anaerobically digested slurry as slow-release fertilizer. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, (2014) 177: 91-103.

REHMAN, R.A.; RIZWAN, M.; QAYYUM, M.F.; ALI, S.; ZIA-UR-REHMAN, M.Z.; ZAFAR-UL-HYE, M.Z.; HAFEEZ, F.; IQBAL, M. Efficiency of various sewage sludges and

their biochars in improving selected soil properties and growth of wheat (*Triticum aestivum*). **Journal of Environmental Management**, (2018) 223: 607-613.

RILLIG, M. C.; RAMSEY, P.; MORRIS, S.; PAUL, E. Glomalin, an arbuscular-mycorrhizal fungal soil protein, responds to soil-use change. **Plant and Soil**, (2003) 253: 293-299.

SILVA, C.F.; SIMÕES-ARAÚJO, J.L.; SILVA, E.M.R.; PEREIRA, M.G.; FREITAS, M.S.M.; JÚNIOR, O.J.S.; MARTINS, M.A. Fungos micorrízicos arbusculares e proteína do solo relacionada à glomalina em área degradada por extração de argila e revegetada com eucalipto e acácia. **Ciência Florestal**, Santa Maria, (2012) 22: 749-761.

SOLAIMAN, Z.M.; BLACKWELL, P.; ABBOTT, L.K.; STORER, P. Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal colonization, growth and nutrition of wheat. **Australian Journal of Soil Research**, (2010) 48: 546 – 554.

SOUSA, A.A.T.C. & FIGUEIREDO, C.C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture & Horticulture**, 2015. Doi: 10.1080/01448765.2015.1093545.

TIAN, J.; WANG, J.; DIPLOD, M.; GAO, T.; BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Biochar effects soil organic matter cycling and microbial functions but does not alter microbial community structure in a paddy soil. **Science of the Total Environment**, (2016) 556: 89 – 97.

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

VERBRUGGEN, E.; Van der HEIJDEN, M. G. A.; RILLING, M. C.; KIERS, E. T. Mycorrhizal fungal establishment agricultural soils: factors determining inoculation success. **New Phytologist Minireview**, Review, (2013), 197: 1104–1109.

WARNOCK, D.D.; LEHMANN, J.; KUYPER, T.W.; RILLIG, M.C. Mycorrhizal responses to biochar in soil: Concepts and mechanisms. **Plant and Soil**, (2007), 300: 9-20.

WARNOCK, D.D.; MUMMEY, D.L.; MCBRIDE, B.; MAJOR, J.; LEHMMAN, J.; RILLING, M.C.; Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: results from growth-chamber and field experiments. **Applied Soil Ecology**, (2010), 46: 450-456.

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**, (1998) 198: 97-107.

YUAN, H.; LU, T.; WANG, Y.; CHEN, Y., LEI, T. Sewage sludge biochar: Nutrient composition and its effect on the leaching of soil nutrients. **Geoderma**, (2016) 267: 17 – 23.

YUE, Y.; CUI, L.; LIN, Q.; LI, G.; ZHAO, X. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. **Chemosphere**, (2017) 173: 551 – 556.

## **CAPÍTULO III**

### **EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO**

## 8. EFEITOS RESIDUAIS DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

### 8.1. RESUMO

A incorporação de resíduos orgânicos ao solo como o biochar (BC) pode afetar a matéria orgânica do solo (MOS). A determinação das frações lábeis e estáveis da MOS pode ajudar a compreender o papel do BC no acúmulo de C no solo e no fornecimento de nutrientes para as plantas. No caso específico do BC de lodo de esgoto (BLE) ainda são escassos os trabalhos sob condições de campo que demonstrem os efeitos residuais da sua aplicação nas frações da MOS. O presente trabalho apresenta dados do terceiro ano de uma sequência de cultivos de milho, sendo avaliados os teores de carbono total (CT) e nitrogênio total (NT), e das frações da MOS após a suspensão da aplicação de BLE. Foram estudados os seguintes tratamentos: 1) Controle: sem fertilizante NPK e sem biochar; 2) NPK: adubação mineral com NPK; 3) BC300: biochar produzido a 300°C; 4) BC300 + NPK; 5) BC500: biochar produzido a 500°C e 6) BC500 + NPK. Os resultados demonstram que, mesmo com a suspensão da aplicação, o BLE apresenta efeito residual no aumento do teor de CT e NT do solo. De forma geral quando aplicado isoladamente o BLE de menor temperatura (BC300) foi mais eficiente em aumentar o teor C nas frações lábeis da MOS. Quando aplicados combinados com o NPK, ambos os BCs não apresentaram diferenças entre o tratamento controle e a aplicação isolada de NPK, exceto para o teor de C lábil (CL). Em relação às substâncias húmicas (SB) o BC300 foi eficaz em promover o aumento do ácido húmico (AH) e húmica (HU), enquanto que o BC500 aumentou os teores de HU. Porém quando combinados com o NPK, ambos os BLEs promoveram aumento nos teores de AH e HU. Os resultados do presente trabalho permitem concluir que o acúmulo de C e N no solo é dependente da temperatura de pirólise e da aplicação combinada do BLE com adubação mineral. Conclui-se ainda que o efeito residual do BLE se dar tanto em frações lábeis quanto em formas estabilizadas da MOS.

**Palavras-chave:** Pirólise, biocarvão, frações lábeis da matéria orgânica, *Zea mays*.

### 8.2. INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial desafia o setor agrícola a produzir cada vez mais alimentos, em maiores escalas, em um ritmo muito intenso. O uso intenso das terras, principalmente com uso de implementos de alto impacto, normalmente tem como consequência perdas da matéria orgânica do solo (MOS) (Mete et al., 2015). Com isso, o aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE) decorrente do uso inadequado do solo tem sido uma preocupação crescente, principalmente em regiões tropicais. Nesse sentido, práticas agrícolas sustentáveis devem ser adotadas com o objetivo de aumentar as produtividades das culturas, mas com baixa emissão de GEE (Wang et al., 2012).

Entre as práticas agrícolas sustentáveis utilizadas na agricultura, o uso do biochar (BC) tem se destacado como alternativa para melhorar as propriedades físico-químicas do solo e aumentar a produtividade das culturas (Faria et al., 2018), além de aumentar o acúmulo e o sequestro de C no solo, mitigando assim as emissões de GEE (Lehmann et al., 2011). A

incorporação de resíduos orgânicos ao solo como o BC pode afetar a MOS e as suas frações (Tian et al., 2016). Essa característica do BC de se acumular no solo é decorrente dos altos teores de CT na sua composição, mantidos durante a pirólise (Woolf et al., 2010), além de apresentar uma estrutura predominantemente aromática e relativamente estável de C (Purakayastha et al., 2016).

A aplicação de biochars de LE (BLE) e de outras matérias primas tem aumentado os teores de CT e de suas frações em diferentes tipos de solo (Demisie et al., 2014; Tian et al., 2016; Yue et al., 2017). Ao ser adicionado ao solo BCs podem sofrerem oxidações intensas que levam a mudanças em sua superfície química afetando sua interação com os nutrientes, a MO e a microbiota do solo (Prost et al., 2013; Sanchez-Monedero et al., 2017). Essa interação é fundamental para os processos de decomposição dos resíduos orgânicos, estabilização de agregados do solo, formação de MO humificada, e liberação de nutrientes para as culturas (Jin et al., 2016).

Além do tipo de matéria-prima, a temperatura de pirólise empregada afeta fortemente a qualidade da MOS e de suas frações em solos que receberam BC. O aumento da temperatura de pirólise pode resultar em maiores teores de C fixo (Tag et al., 2016), por outro lado temperaturas mais baixas dão origem a BCs com frações de C predominantemente alifáticas que são mais facilmente disponibilizadas para os microrganismos (Smith et al., 2010) sofrendo mineralização mais rápida quando aplicadas ao solo. Zhao et al. (2018) ao estudarem quatro diferentes temperaturas de pirólise para produção de BC de ramos de macieira perceberam que BCs obtidos em mais baixas temperaturas (< 400 °C) apresentam frações mais lábeis, enquanto que aqueles produzidos em temperaturas mais altas (> 500 °C) apresentam frações mais pesadas e recalcitrantes. Desta forma BCs de diferentes temperaturas de pirólise podem apresentar efeitos residuais distintos sobre as frações do C ao longo do tempo.

No caso específico do BLE, apesar dos avanços na compreensão dos seus efeitos sobre o fornecimento de nutrientes, ainda são escassos os trabalhos que demonstrem o seu comportamento sobre o acúmulo de MOS e de suas frações no solo. Biederman & Harpole (2013) ao realizarem uma meta-análise com 114 artigos sobre BC provenientes de diferentes matérias primas e temperaturas constataram que ocorre aumento do teor de CT no solo mesmo após três anos da aplicação do BC. Apesar de ser um produto rico em nutrientes e que favorece inúmeros benefícios ao solo, plantas e microrganismos, pouco se sabe sobre os efeitos residuais do BLE nas frações do C no solo ao longo do tempo após a sua aplicação.

Diante o exposto, O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos residuais da adubação com BLE, submetidos à diferentes temperaturas de pirólise, sobre os teores de N total (NT), N particulado (NP), CT e as frações lábeis e estáveis da MOS.

### **8.3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **8.3.1. Histórico da área, delineamento experimental, tratamentos estudados e condução do experimento**

O experimento foi realizado na mesma área experimental e conduzido da mesma forma do estudo apresentado no Capítulo I. Portanto, detalhes da área experimental, do delineamento experimental, das adubações e dos tratamentos culturais são apresentados na seção: Item 6.2.1. do Capítulo I.

#### **8.3.2. Amostragem e preparo das amostras de solo**

Para a realização das análises de C e das frações da MOS foram coletadas amostras de solo em pontos aleatórios dentro de um círculo com 1 metro de raio, tendo o centro da parcela como referência. Cinco subamostras foram coletadas antes da instalação do experimento, na floração e após a colheita do milho, nas camadas 0-10 e 10-20 cm, com auxílio de trado tipo holandês. Após a coleta, as amostras foram armazenadas em caixas térmicas com gelo e levadas para o laboratório, onde foram divididas em duas porções. Uma dessas porções foi armazenada em refrigerador e mantidas sob temperatura de  $\sim 4^{\circ}\text{C}$  até o momento das análises microbiológicas. A outra porção foi seca ao ar e passada em peneira com malha de 2,0 mm para as demais análises.

#### **8.3.3. Análises das frações lábeis da MOS**

##### **8.3.3.1. Carbono Lábil (CL)**

O procedimento do CL foi realizado de acordo com de Blair et al. (1995), adaptado por Shang & Tiessen (1997), onde o CL é considerado como o C oxidável pela solução de  $\text{KMnO}_4$   $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ . Foi pesado 1 grama de TFSA passado na peneira com malha de 0,5 mm. Essa amostra foi colocada em tubos de centrífuga de 50 mL cobertos com papel alumínio para evitar a fotoxidação do permanganato. A seguir foram adicionados 25 mL da solução de  $\text{KMnO}_4$   $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ , agitados por 1 hora, e em seguida centrifugados por 5 minutos. Após a centrifugação foi pipetado 1 mL do sobrenadante em balões volumétricos de 250 mL, completando seu volume com água destilada. A leitura das amostras foi realizada em espectrofotômetro em comprimento de onda de 565 nm. A curva padrão foi obtida a partir de uma solução contendo  $0,00060 \text{ mol L}^{-1}$  de  $\text{KMnO}_4$ . Para cada ponto da curva foram pipetadas em 6 balões de 100 mL as quantidades correspondentes à: 6, 7, 8, 9, 10 e 11 mL completando

o volume com água destilada. Para a construção da curva, foi assumido que 1 mM de  $\text{MnO}_4$  é consumido ( $\text{MnVII} + \text{MnII}$ ) na oxidação de 0,75 mmol ou 9 mg de carbono, e assim, estimado o CL.

#### **8.3.3.2. Carbono da biomassa microbiana (CBM)**

Amostras de solo refrigeradas ( $4^\circ\text{C}$ ) foram tamisadas em peneira de 2 mm, e posteriormente excluídos os restos de raízes, e deixadas em temperatura ambiente por 12 horas. Posteriormente, CBM foi analisado pelo método de irradiação-extração, conforme Islam e Weil (1998). As amostras foram irradiadas em forno de micro-ondas por período previamente calculado. O tempo de irradiação foi calculado em função da potência real do forno de microondas. Posteriormente, a extração foi realizada com 80 mL de sulfato de potássio  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  por amostra. As amostras foram agitadas em agitador horizontal por 30 minutos a 150 rpm. Logo após, foram deixadas em repouso por 30 minutos para decantação dos sedimentos. O sobrenadante foi passado em filtro de passagem lento ( $8 \mu\text{m}$ ). Foi utilizada uma alíquota de 8 ml do extrato filtrado para a determinação do CBM. Foram adicionados 2 ml de dicromato de potássio  $0,066 \text{ mol L}^{-1}$  e 10 ml de ácido sulfúrico concentrado. Após agitação, as amostras ficaram em repouso por mais 30 minutos para esfriar e foram adicionados 50ml de água destilada. Como indicador foi utilizado o Ferroin (1,485 g de orto-fenantrolina + 0,695 g de sulfato ferroso em 100 mL de água) e posterior titulação, com sulfato ferroso amoniacal  $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ .

A estimativa do CBM foi realizada conforme a equação:  $\text{CBM} = (\text{CI} - \text{CNI}) \times \text{Kc}^{-1}$ . Onde:  $\text{FC} = \text{CI} - \text{CNI}$ , sendo CI = teor de carbono extraído do solo irradiado; CNI = teor de carbono extraído do solo não irradiado; Kc = fator de correção (0,33).

#### **8.3.3.3. Carbono e nitrogênio particulado (CP e NP)**

Para quantificar o CP e o NP, foi realizado o fracionamento granulométrico da MO adaptado por Salton et. al. (2005). A 20 g de TFSA foram adicionados 80 mL da solução de hexametáfosfato de sódio ( $5 \text{ g L}^{-1}$ ). A mistura foi agitada em mesa agitadora por 15 h (900 min) à 150 rpm. Após a agitação, a mistura foi lavada com água destilada e passada em peneira de  $53 \mu\text{m}$ . O que ficou retido na peneira foi secado na estufa com circulação de ar a  $50^\circ\text{C}$ . Após a secagem, as amostras foram maceradas e analisadas para a determinação do CP e do NP em analisador elementar (EuroEA3000 Elemental Analyser).

#### **8.3.4. Análises das substâncias húmicas**

O fracionamento químico da MOS foi realizado por meio da técnica de solubilidade diferencial (Swift, 1996). Amostras de solo foram extraídas com solução de NaOH  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$

<sup>1</sup>. 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. Foram adicionados 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 foram 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 que restou 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 alterado para 1,0-1,5, pela adição de gotas de solução de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 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 e foi transferido para outro tubo de centrífuga. Ao precipitado que corresponde ao AH foram adicionados 30 mL de NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, homogeneizado e o volume foi completado com água destilada para 50 mL.

A determinação dos teores de C nos extratos das frações AF, AH e HU foi realizada 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.

### **8.3.5. Determinação dos teores de CT e NT**

Amostras de TFSA foram maceradas e analisadas para quantificação de CT e NT em analisador elementar EuroEA3000 Elemental Analyser.

### **8.3.6. Análises estatísticas**

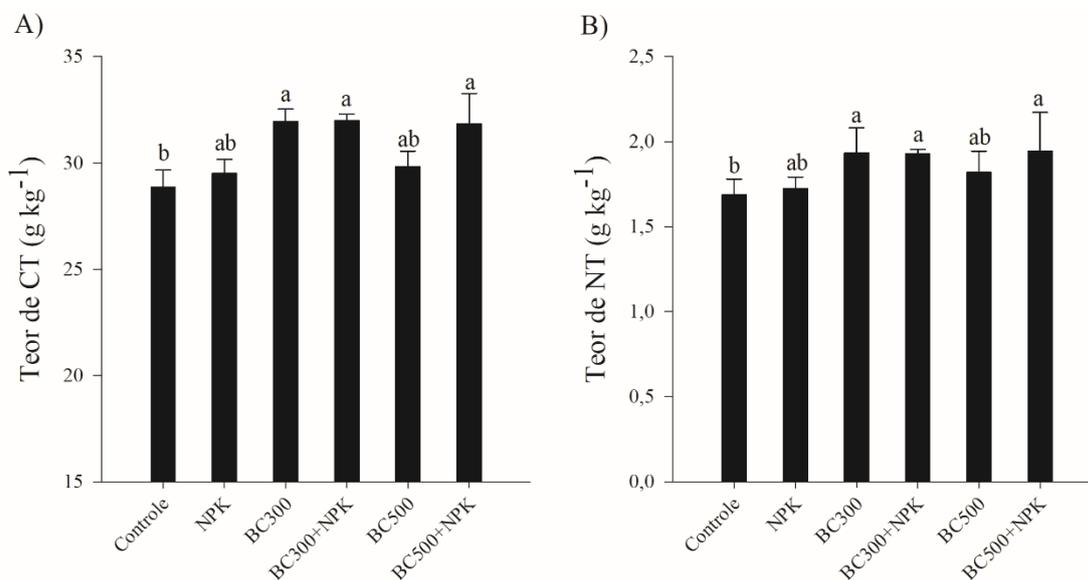
Os dados foram inicialmente analisados quanto à distribuição normal com o uso do teste de Kolmogorov-Smirnov. Apresentando distribuição normal, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste de Fisher (LSD) a 5% de significância ( $P < 0,05$ ) utilizando-se o software XLSTAT (Adinsoft, 2013).

## **8.4. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **8.4.1. Efeito residual do BLE sobre o CT e NT**

O BLE obtido em menor temperatura (BC300), combinado ou não com fertilizante mineral, elevou os teores de CT e NT do solo. Já o BC500 só elevou os teores de CT e NT quando da aplicação de NPK (Figura 8 A e B). De maneira geral, não houve diferença entre a

aplicação de BC e NPK quanto ao aumento de CT e NT no solo ( $P>0,05$ ). Esses resultados demonstram o potencial do BC300 para acumular CT e NT no solo. Além disso, esse acúmulo de CT e NT se preserva no solo, mesmo após a suspensão da aplicação do BC300.



**Figura 8.** Teor de carbono total (CT) (A) e nitrogênio total (NT) (B) no solo sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilizante mineral. Controle, sem adubo mineral e sem biochar; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, biochar produzido a 300 °C; BC300+NPK, biochar produzido a 300 °C e fertilizante mineral; BC500, biochar produzido a 500 °C; BC500+NPK, biochar produzido a 500 °C e fertilizante mineral. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ).

O BC por ser um material rico em C (Li et al., 2018) vem demonstrando potencial em aumentar o teor de CT no solo em diversos estudos logo após a sua aplicação (Demisie et al., 2014; Ajayi et al., 2016; Tian et al., 2016; Yue et al., 2017). Segundo Mitcheel et al. (2016) o BC pode persistir no meio ambiente por séculos e até milênios, e essa sua característica recalcitrante ao longo do tempo no solo é o principal fator que contribui para o sequestro de C (Cross & Shophi, 2011). Efeito residual do BC sobre o aumento do teor de CT no solo ao longo do tempo já foi relatado por alguns autores. Dong et al. (2018) ao trabalhar com BC de casca de arroz encontrou aumento de até 105% do CT após 5 anos de estudo. Biochar de forragem também apresentou efeito residual de 3 anos no teor de CT, em solo tropical (Mitcheel et al., 2016).

No presente trabalho, tendo o controle como referência, o BLE de menor temperatura (BC300) foi mais eficiente do que o BC500 em aumentar os teores de CT e NT no solo. Duas possíveis explicações para esse destaque do BC300 são: 1) o BC300 apresenta maior teor de CT e NT na sua composição (Figueiredo et al., 2018). Na dose aplicada o BC300 adicionou 3,51 Mg ha<sup>-1</sup> de CT e 0,495 Mg ha<sup>-1</sup> de NT, comparados a 2,85 Mg ha<sup>-1</sup> de CT e 0,345 Mg ha<sup>-1</sup> de NT adicionados ao solo com a aplicação do BC500; 2) a produtividade do milho foi maior nos tratamentos com BLE comparado ao controle nas duas safras anteriores ao presente estudo (Faria et al., 2018), o que deve ter incrementado maiores teores de CT e NT ao solo pelos resíduos culturais. Yuan et al. (2015) também demonstraram que a aplicação de BC obtido em baixa temperatura contribuiu para o acúmulo de NT no solo. De acordo com Amellot et al. (2013) são vários os fatores que promovem a estabilidade do BC em solos, como por exemplo características da produção do BC como temperatura e tempo de permanência no forno de pirólise e matéria prima, além da taxa de aplicação. Segundo esses autores, entender estes fatores são de suma importância para estimar o verdadeiro potencial do BC em acumular C a longo prazo.

O BLE utilizado neste estudo apresenta baixa relação C/N (Tabela 4) quando comparado a BCs derivados de outras matérias primas como BC de restos de milho (300 °C) (Yuan et al., 2011), podas de árvores (500 °C) (Castellini et al., 2015) e esterco suíno (400 °C) (Jin et al., 2016), que apresentam relação C/N de 37, 77 e 19 respectivamente. Por outro lado, quando comparado a BLEs utilizados em outros estudos a relação C/N apresenta valores próximos como 6,7 e 6,5 (Fristák et al., 2018) e 8,2 (Gwensi et al., 2016), demonstrando que a relação C/N do BC depende da matéria prima de origem, bem como a temperatura de pirólise (Yuan et al., 2011). E uma vez aplicado ao solo a influência do BC na relação C/N do solo irá depender da taxa aplicada de BC e do tipo do solo a ser estudado (Jin et al., 2016).

Deve-se ressaltar que apesar do BLEs utilizados neste estudo apresentarem baixa relação C/N (Tabela 4) o BC300 combinado ou não com NPK e a combinação do B500+NPK promoveram o aumento da relação C/N do solo, pois quando comparado ao controle estes tratamentos apresentam maiores teores de C e N, ou seja, por mais que o BLE apresente baixa relação C/N o mesmo aumenta a relação C/N do solo por conta do incremento de palhada ao sistema. Além de indicar um possível efeito residual do BLE, não reduzindo os valores da relação C/N do solo mesmo com a suspensão da sua aplicação. Com os dados de NT e de CT (Figura 8) obteve-se a relação C/N do solo, que está pode indicar a intensidade da atividade

biológica. Para todos os tratamentos estudados a relação C/N do solo foi abaixo de 20, contribuindo para a alto processo de mineralização da MOS (Moreira e Siqueira, 2002).

#### **8.4.2. Frações lábeis da MO do solo**

Os maiores efeitos nas frações lábeis da MOS foram obtidos quando o BLE foi aplicado combinado com NPK (Tabela 9). Como o CL está presente predominantemente em resíduos de plantas de fácil decomposição, é possível que o seu acúmulo seja passageiro no solo (Silva et al., 2011). Kuzyakov et al. (2009) encontraram aumento na mineralização do C após a adição de BC e repetidas adições de palhada ricas em glicose. Resultados contraditórios foram encontrados por Junna et al. (2014) que relatam a inibição da mineralização de CL do solo sob aplicação de BC. Segundo Yang et al. (2017) diferentes resultados encontrados são devido a diversas respostas de BCs sobre a MOS em diferentes condições ambientais, como o solo, clima, matéria-prima do BC, taxa de aplicação e tempo de estudo. Estes mesmos autores não encontraram diferença no teor de CL após três anos de estudo entre os tratamentos que receberam NPK e palhada de milho comparado ao tratamento que recebeu somente BC de palha de milho, demonstrado que a aplicação de BC ao longo do tempo foi eficiente em aumentar o teor de CL na mesma proporção que adubação de NPK e palhada de milho.

Nesse sentido, os benefícios do BLE sobre o CL só foram verificados quando da reaplicação de NPK nas parcelas sob efeito residual de BLE. Como o BLE apresenta baixa C/N (Tabela 4) a aplicação isolada de ambos os BLES (BC300 e BC500) pode ter influenciado no aumento da mineralização do CL do solo, contribuindo para a ausência de diferença entre esses tratamentos e o tratamento controle ao longo de um ano. Por outro lado, a aplicação do NPK juntamente com o BLE pode ter afetado atividade microbiana do solo, uma vez que a combinação de fertilizantes e BCs podem afetar os microrganismos do solo (Tian et al., 2016), fato este que pode ter contribuído para uma menor mineralização do CL ao longo de um ano nos tratamentos BC300+NPK e BC500+NPK resultando nos maiores valores de CL quando comparado ao tratamento controle. Por outro lado, a não aplicação sucessiva de NPK nos tratamentos sob efeito residual da aplicação isolada de BLE (BC300 e BC500), pode ter proporcionada maior ativação da microbiota do solo resultando na maior mineralização da fração CL que é sensível aos microrganismos presentes no solo (Chen et al., 2010).

Segundo Lehmann et al. (2011) a estrutura do BC é composta por C de frações mais lábeis e recalcitrantes. Boa parte das frações mais lábeis são rapidamente mineralizada devido ao aumento da atividade microbiana após a aplicação do BC ao solo, por outro lado com passar do tempo a mineralização diminui drasticamente podendo se igualar as taxas do solo que não

recebeu aplicação de BC (Amellot et al., 2015). Já fração mais estável do BC corresponde as frações em que os microrganismos não são capazes de utilizar como fonte de energia persistindo no solo por longos períodos após aplicação do BC. Um estudo realizado após 5 anos da aplicação de BC de casca de arroz e semente de algodão apresentou redução da taxa de CL decorrente ao aumento da atividade microbiana do solo após a adição dos BCs (Dong et al., 2018).

**Tabela 9.** Carbono e nitrogênio de diferentes frações da matéria orgânica do solo sob efeito residual da aplicação de biochar adubação mineral.

Tratamentos	CL		CBM		CP		NP	
	g kg <sup>-1</sup>		mg kg <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>	
Controle	1,83	b	274,93	ab	10,97	c	0,577	b
NPK	1,99	ab	243,65	b	11,93	abc	0,624	b
BC300	2,05	ab	326,14	a	13,86	a	0,857	a
BC300+NPK	2,12	a	283,72	ab	13,56	ab	0,789	a
BC500	2,08	ab	282,59	ab	12,78	ab	0,838	a
BC500+NPK	2,16	a	264,38	ab	14,23	a	0,895	a

CL, carbono lábil; CBM, carbono da biomassa microbiana; CP, carbono particulado; NP, nitrogênio particulado. Médias seguidas por letras iguais na coluna não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher (P <0,05).

De maneira geral, o CBM foi pouco afetado pelos tratamentos adotados. No presente trabalho os únicos tratamentos que apresentam diferença entre si foram o BC300 e NPK (Tabela 9). O CBM também é considerado uma das frações lábeis da MOS (Xu et al., 2011) e desempenha papel fundamental na ciclagem de nutrientes e decomposição e transformação da MOS (Liang et al., 2010). Sob efeito residual o BC300 apresentou 82,49 mg kg<sup>-1</sup> a mais de CBM do que o tratamento que não teve a aplicação de NPK suspensa. Esses resultados diferem daqueles apresentados por Yang et al. (2017) que encontraram aumento do teor de CBM após 3 anos de estudo com BC de palha de arroz. Em relação ao controle, aumento de 57% no CBM após um ano da aplicação de BC produzido a 300 °C também foi encontrado por Zhao et al. (2018).

Os resultados do teor de CBM deste trabalho comprovam que BLE de menor temperatura (BC300) quando aplicado isoladamente aumenta a biomassa microbiana do solo e que a aplicação isolada e sucessiva de fertilizante minerais como o NPK apresentam efeitos negativos na biomassa microbiana ao longo do tempo. Já para os demais tratamentos que não apresentam diferença entre si pode atender ao que foi estabelecido por Steiner et al. (2008). De acordo com estes autores, o efeito positivo do BC sobre os microrganismos do solo é reduzido com a aplicação de fertilizantes minerais como fonte de nutrientes.

Todos os tratamentos que receberam aplicação isolada de BLE ou combinada com NPK apresentaram maiores teores de CP do que o tratamento controle ( $P < 0,05$ ). O tratamento NPK exclusivo não se diferiu dos demais tratamentos (Tabela 9).

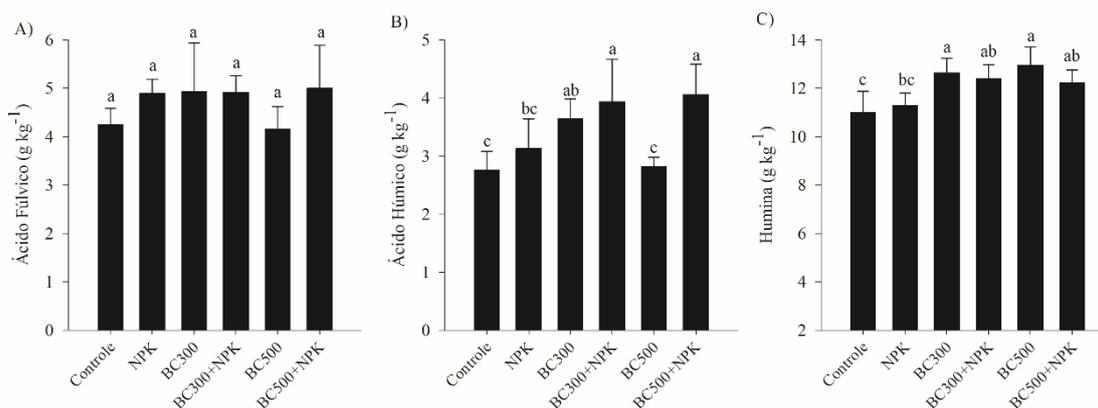
O CP é considerado parte das frações mais lábeis da MOS e representa restos de culturas e da fauna estando diretamente associado à ciclagem de nutrientes (Liebig et al., 2002) sendo altamente sensível às práticas de manejo (Chen et al., 2009). Práticas de manejo que contribuem com o aumento da produtividade e da biomassa das culturas apresentam maior potencial em aumentar o teor de CP no solo (Liu et al., 2014). No presente trabalho os tratamentos sob efeito residual do BLE apresentaram as maiores produtividades de grãos, com ênfase para BC300 e BC500+NPK que promoveram as maiores produtividades de grão entre os tratamentos avaliados, contribuindo para o aumento da biomassa e do teor de CP quando comparado ao tratamento controle.

Trabalhos recentes com BCs de outras matérias-primas também vêm demonstrando aumento do CP ao longo do tempo após a aplicação do BC ao solo. Yang et al. (2017) observaram aumento de 32,3% da taxa de CP após 3 anos da aplicação de BC de palha de milho, entretanto não apresentou diferença estatística quando comparado ao tratamento que recebeu aplicação isolada de NPK. Aumento de CP sob efeito residual de BC de madeira exclusivo ou combinado com NPK ao longo de 6 anos também foi encontrado por Tian et al. (2016). As frações lábeis de C presentes no solo apresentam grande influência nas propriedades do solo, com aumento da agregação, estrutura, ciclagem de nutrientes e estabilidade dos agregados. Sendo assim o presente trabalho demonstrou que o BLE apresenta potencial para manter e melhorar a qualidade do solo mesmo após a suspensão da sua aplicação.

O NP foi a variável que mais respondeu à aplicação de BLE (Tabela 9). A aplicação de BLE exclusivo ou combinado com NPK elevou os teores de NP, tanto em relação ao controle quanto a aplicação exclusiva de NPK. Em média a aplicação isolada de BLE aumentou 32% e 29,5% de NP em relação aos tratamentos controle e NPK, respectivamente. Já a combinação do BLE com NPK o aumento foi de 31% e 23% para os tratamentos controle NPK, respectivamente. Uma possível explicação para este resultado é a quantidade e a qualidade do material adicionado à superfície do solo que aumentou com a adição do BLE ao solo. Da mesma forma que o CP, o NP é considerado uma fração mais lábil e mais leve, ou seja, apresenta menor grau de decomposição.

### 8.4.3. Frações humificadas da MOS

A fração ácido fúlvico (AF) não foi afetada pelos diferentes tratamentos estudados ( $P>0,05$ ) (Figura 9A). Portanto não houve efeito da adubação nem da temperatura de pirólise adotada na produção do BLE. Zhao et al. (2018) também não verificaram efeito do BC de ramos de macieira pirolisado a 300 °C nos teores de AF, enquanto que aquele produzido a 500 °C reduziu o AF em relação ao controle.



**Figura 9.** Teor de C nas frações ácido fúlvico (A), ácido húmico (B) e húmina (C) sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilizante mineral. Controle, sem adubo mineral e sem biochar; NPK, apenas fertilizante mineral; BC300, biochar produzido a 300 °C; BC300+NPK, biochar produzido a 300 °C e fertilizante mineral; BC500, biochar produzido a 500 °C; BC500+NPK, biochar produzido a 500 °C e fertilizante mineral. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferenças estatísticas de acordo com o teste LSD de Fisher ( $P < 0,05$ ).

Entre as substâncias húmicas (SH) o AF é considerado a fração de menor peso molecular e representa a MOS mais fresca, com o passar do tempo podem ser transformadas em AH por microrganismos presentes no solo (Kwapinski et al., 2010) o que pode contribuir para menor concentração de AF ao longo do tempo, reforçando necessidade de ampliar o conhecimento do efeito residual do BC nas frações húmicas da MOS.

Quando aplicado isoladamente somente o BLE de menor temperatura (BC300) apresentou efeito residual positivo no aumento do teor de AH quando comparado ao controle ( $P<0,05$ ) (Figura 9B). Quando aplicado juntamente com o fertilizante NPK ambos os BLEs (BC300+NPK e BC500+NPK) elevaram os teores de AH quando comparado ao controle e à aplicação exclusiva de NPK.

Ao comparar os valores dos tratamentos BC300 e BC500 nota-se que a menor temperatura de pirólise apresenta maior potencial para promover efeito residual no aumento de AH no solo. Efeito da temperatura de pirólise do BC de ramos de macieira no teor de AH também foi relatado por Zhao et al. (2018), onde menores temperaturas de pirólise (300 e 400° C) contribuíram para o aumento de AH no final da incubação. Já para BCs de maior temperatura

(500 e 600 °C) o efeito foi oposto, ocorrendo diminuição do teor de AH no final da incubação quando comparado ao tratamento controle. Aumento da temperatura de pirólise de BCs derivados de diversas matérias-primas também promoveram efeitos insignificante no aumento do teor de AH (Jin et al., 2018).

O efeito positivo da aplicação do BLE no aumento de AH também pode ser observado ao se comparar a aplicação isolada de NPK e a aplicação de NPK conjunto com BLE (BC300+NPK e BC500+NPK) que apresentaram valores superiores ao controle e a aplicações sucessivas de NPK isolado ( $P < 0,05$ ). Estes resultados demonstram que uma vez o BLE aplicado ao solo é capaz de aumentar o teor de AH em solos agrícolas que recebem sucessivas aplicações de NPK, contribuindo para o aumento da MO em solos com intensas atividades agrícolas.

Em relação ao aumento da fração HU do solo, todos os tratamentos sob efeito residual do BLE apresentaram valores superiores ao tratamento controle ( $P < 0,05$ ) (Figura 9C). A aplicação isolada de ambos os BLEs (BC300 e BC500) foi eficaz em promover o aumento do teor de HU mesmo após um ano da sua aplicação que pode estar relacionado ao aumento da atividade microbiana após a aplicação do BLE ao solo. A HU corresponde a fração mais humificada e recalcitrante da MOS. De acordo com Wang et al. (2014) o processo de humificação é a transformação da MO biologicamente degradável em uma SH totalmente estabilizada, recalcitrante e resistente a mineralização microbiana. Portanto, no presente trabalho fica evidente que o BLE tem potencial para aumentar acúmulo tanto de frações lábeis quanto estáveis da MOS, representando assim uma excelente tecnologia para melhoria da qualidade do solo. Já se sabe que aplicação de BC influencia substancialmente a atividade microbiana, a biomassa e a densidade de microrganismos no solo e que estes são fundamentais no processo de humificação da MOS (Wang et al., 2014). Aumento da HU no solo após aplicação de BC também foi encontrado por Zhao et al. (2018), houve um aumento de 288,42% e 618,11% para o BC de 300 e 500 °C, respectivamente, quando comparado ao tratamento controle.

A aplicação de BLE juntamente com o NPK (BC300+NPK e BC500+NPK) foi eficiente em aumentar o teor de HU em relação ao tratamento controle, entretanto não apresentaram diferenças quando comparados a aplicação isolada de NPK. Estes resultados demonstram mais uma vez que a aplicação do NPK juntamente com o BLE pode ter afetado atividade microbiana do solo (Tian et al., 2016) contribuindo para menor teor de HU no solo.

De forma geral as taxas de mineralização de BC podem mudar ao longo de anos e décadas. Desta forma mais pesquisas sobre o efeito residual do BLE sobre a MOS e as frações

de C e N são necessários, particularmente em relação ao grande número de variedade de matérias-primas e condições de pirólise para produção de BCs, em combinação com toda a variedade de solos, condições climáticas e culturas cultivadas. Estudos nessas áreas são essenciais para o entendimento da contribuição do BLE no aumento do teor de MO no solo e no sequestro de C e N que contribuirá para melhoria das condições climáticas futuras.

## 8.5. CONCLUSÃO

Os resultados deste trabalho demonstram que o BLE aumentou os teores de CT e NT no solo. O aumento das frações da MOS é dependente da temperatura de pirólise utilizada para a produção do biochar. Assim, o BLE de menor temperatura de pirólise (BC300) foi mais eficiente em promover efeito residual das frações mais lábeis da MO. Adição isolada de BLE favoreceu ainda o acúmulo de substâncias húmicas do solo. Conclui-se, portanto, que o efeito residual do BLE se dar tanto em frações lábeis quanto em formas estabilizadas da MOS e que a aplicação de NPK potencializa o efeito residual do BLE sobre o acúmulo de frações estáveis da MOS.

## 8.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AJAYI, A.E.; HOLTHUSEN, D.; HORN, R. Changes in microstructural behavior and functions of biochar-amended soils. **Soil & Tillage Research**, (2016) 155: 166 - 175.

AMELOOT, N.; GRABER, E.; VERHEIJEN, F.N.S de. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. **European Journal of Soil Science**, (2013) 64: 379–390.

AMELOOT, N.; SLEUTEL, S.; DAS†, K.C.; KANAGARATNAM, J.; NEVE, S. Biochar amendment to soils with contrasting organic matter level: effects on N mineralization and Biological soil properties. **Global Change Biology Bioenergy**, (2015) 7: 135-144.

BIEDERMAN, L.A.; and HARPOLE, W.S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. **Global Change Biology Bioenergy**, (2013) 5: 202–214.

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

CALVO, P.; NELSON, L.; KLOEPPER, J.W. Agricultural uses of plant bio stimulants. **Plant & Soil**, (2014) 383: 3-41.

- CASTELLINI, M.; GIGLIO, L.; NIEDDA, M.; PALUMBO, A.D.; VENTRELLA, D. Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of a clay soil. **Soil & Tillage Research**, (2015) 154: 1-13.
- CHEN, H.Q.; HOU, R.X.; GONG, Y.S.; LI, H.W.; FAN, M.S.; KUZYAKOV, Y. Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China. **Soil & Tillage Research**, (2009)106: 85–94.
- CHEN, H.L.; ZHOU, J.M.; XIAO, B.H. Characterization of dissolved organic matter derived from rice straw at different stages of decay. **Journal of Soils and Sediments**, (2010) 10: 915–922
- CROSS, A. & SOHI, A.P. The priming potencial of biochar products in relation to labile carbono contentes and soil organic matter status. **Soil Biology & Biochemistry**, (2011) 43: 2127 – 2134.
- DEMISIE, W.; ZHAOYUN, L.; ZHANG, M. Effect of biochar on carbon fractions and enzyme activity of red soil. **Catena**, (2014) 121: 214 – 221.
- DONG, X.; SING, B.P.; LI, G.; LIN, Q.; ZHAO, X. Biochar application constrained soil organic carbon accumulation from wheat inputs in long-term wheat-maize cropping system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, (2018) 252: 200-207.
- FARIA, W.M.; FIGUEIREDO, C.C. de; COSER, T.R.; VALE, A.T.; SCHNEIDER, B.G. Is sewage biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two – year field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science**. 2018.
- FIGUEIREDO, C.C.; LOPES, H.M.; [COSER, T.R.](#); VALE, A.T.; BUSATO, J.G.; AGUIAR, N.O.; NOVOTNY, E.H.; CANELLAS, L.P. Influence of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of biochar from sewage sludge. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 2018. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.333.
- FRISTÁK, V.; PIPÍSKA, M.; SOJA, G. Pyrolysis treatment of sewage sludge: a promising way to produce phosphorus fertilizer. **Journal of Cleaner Production** (2018), doi: 10.1016/j.jclepro.2017.12.015

- GWENZI, W.; CHAUKURA, N.; MUKNOME, F.N.D.; MACHADO, S.; NYAMASOKA, B. Biochar production and applications in sub-Saharan Africa: opportunities, constraints, risks and uncertainties. **Journal Environmental Management**, (2016) 150: 250–261.
- HAIDER, N.; ALAM, M.; KHAN, A.; HAIDER, W.; HUSSAIN, S.; ZEB, S. Influence of humic acid application on phenology, leaf area and production duration of okra (*Abelmoschus esculentus* L.) cultivars. **Pure and Applied Biology**, (2017) 6: 1010-1020.
- ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, (1998) 27:408-416.
- JANOS, P. & KOZLER, J. Thermal stability of humic acid and some of their derivatives. **Fuel**, (1995) 74: 708-713.
- JIN, Y.; LIANG, X.; HE, M.; LIU, Y.; TIAN, G.; SHI, J. Manure biochar influence upon soil properties, phosphorus distribution and phosphatase activities: A microcosm incubation study. **Chemosphere**, (2016) 142: 128 – 135.
- JIN, J.; SUN, K.; LIU, W.; LI, S.; PENG, X.; YANG, Y.; HAN, L.; DU, Z.; WANG, X. Isolation and characterization of biochar-derived organic matter fractions and their phenanthrene sorption. **Environmental Pollution**, (2018) 236: 745-753.
- JUNNA, S.; BINGCHEN, W.; GANG, X.; HONGBO, S. Effects of wheat straw biochar on carbon mineralization and guidance for large-scale soil quality improvement in the coastal wetland. **Ecological Engineering**, (2014) 62:43-47.
- KUZYAKOV, Y.; SUBBOTINA, I.; CHEN, H.; BOGOMOLOVA, I.; XU, X. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by <sup>14</sup>C labeling. **Soil Biology and Biochemistry**, (2009) 41:210–219.
- KWAPINSKI, W.; BYRNE, C.M.P.; KRYACHKO, E.; WOLFRAM, P.; ADLEY, C.; LEAHY, J.J.; NOVOTNY, E.H.; HAYES, M.H.B. Biochar from biomass and waste. **Waste and Biomass Valorization**, (2010) 1: 177–189.
- LEHMANN, J.; RILLING, M.C.; THIES J.; MASILLO, C.A.; HOCKADAY, W.C. CEOWLEY, D. Biochar effects on soil biota – A review. **Soil Biology & Biochemistry**, (2011) 43: 1812 – 1836.
- LI, G.; KHAN, S.; IBRAHIM, M.; SUN, T-R.; TANG, J-F.; COTNER, J.B.; XU, Y-Y. Biochars induced modification of dissolved organic matter (DOM) in soil and its impact on

mobility and bioaccumulation of arsenic and cadmium. **Journal of Hazardous Materials**, (2018) 348: 100-108.

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**, (2010) 41: 206-213.

LIEBIG, M.A.; VARVEL, G.E.; DORAN, J.W.; WIENHOLD, B.J. Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the western Corn Belt. **Soil Science Society America of Journal**, (2002) 66: 596–601.

LIU, E.; TECLEMARIAM, S.G.; YAN, C.; YU, J.; GU, R.; LIU, S.; HE, W.; LIU, Q. Long-term effects of no-tillage management practice on soil organic carbon and its fractions in the northern China. **Geoderma**, (2014) 213: 379-384.

METE, F.Z.; MIA, S.; DIJKSTRA, F.A.; ABUYUSUF, Md.; HOSSAIN, A.S.M.I. Synergistic effect of biochar and NPK fertilizer on soybean yield in an alkaline soil. **Pedosphere**, (2015) 25:713-719.

MITCHELL, P.J.; SIMPSON, A.J.; SOONG, R.; SHURMAN, J.S.; THOMAS, S.C.; SIMPSON, M.J. Biochar amendment and phosphorus fertilization altered forest soil microbial community and native soil organic matter molecular composition. **Biogeochemistry**, (2016) 130: 227-245.

MOREIRA, F.M.; SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2002. 625 p.

NOROOZISHARAF, A. & KAVIANI, M. Effect of soil application of humic acid on nutrients uptake, essential oil and chemical compositions of garden thyme (*Thymus vulgaris* L.) under greenhouse conditions. **Physiol and Molecular Biology Plnats**, (2018) 24: 423-431.

PROST, K.; BORCHARD, N.; SIEMENS, J.; KAUTZ, T.; SÉQUARIS, J.M.; MÖLLER, A.; AMELUNG, W. Biochar affected by composting with farmyard manure. **Journal of Environmental Quality**, (2013) 42: 164–172.

PURAKAYASTHA, T.J.; DAS, K.C.; GASKIN, J.; HARRIS, K.; SMITH, J.L.; KUMARI, S. Effect of pyrolysis temperatures on stability and priming effects of C3 and C4 biochars applied to two different soils. **Soil & Tillage Research**, (2016) 155: 107-115.

- RASHID, I.; MURTAZA, G.; ZAHIR, Z.A.; FAROOQ, M. Effect of humic acid transformations on cádmium availability to wheat cultivars in sewage sludge amended soil. **Environmental Science and Pollution Research**, (2018) 25: 16071-16079.
- SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; CAYUELA, M.L.; ROIG, A.; JINDO, K.; MONDINI, C.; BOLAN, N. Role of biochar as an additive in organic waste composting, **Bioresource Technology** (2017), DOI: 10.1016/j.biortech.2017.09.193.
- 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**, (1997) 162: 795 – 807.
- SILVA, E.F. da.; LOURENTE, E.P.R.; MARTCHETTI, M.E.; MERCANTE, F.M.; FERREIRA, A.K.T.; FUJII, G.C. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, (2011) 46: 1321-1331.
- SMITH, L.J.; COLLINS, H.P.; BAILEY, V.L. The effect of young biochar on soil respiration. **Soil Biology & Biochemistry**, (2010) 42: 2345-2347.
- SOUSA, A.A.T.C.; FIGUEIREDO, C.C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture & Horticulture**, 2015. Doi: 10.1080/01448765.2015.1093545.
- STEINER, C.; ARRUDA, M.R.; TEIXEIRA, W.G.; ZECH, W. Soil respiration curves as soil fertility indicators in perennial central Amazonian plantations treated with charcoal and mineral or organic fertilizers. **Tropical Science**, (2008) 47(4): 218 – 230.
- SWIFT, R.S. Method for extraction of IHSS soil fulvic and humic acids. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P. A. ; LOEPPERT, R. H. ; SOLTANPOUR, P. N. ; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T. & SUMMER, M.E., eds. Methods of soil analysis: Chemical methods. Madison, **Soil Science Society of America**, (1996) 3:1018- 1020.
- TAG, A.T.; DUMAN, G.; UCAR, S.; YANIK, J. Effects of feedstock type and pyrolysis temperature on potential applications of biochar. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, (2016) 120: 200–206.

TIAN, J.; WANG, J.; DIPLOD, M.; GAO, T.; BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Biochar effects soil organic matter cycling and microbial functions but does not alter microbial community structure in a paddy soil. **Science of the Total Environment**, (2016) 556: 89–97.

WANG, J.; PAN, X.; LIU, Y.; ZHANG, X.; XIONG, Z. Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production. **Plant and Soil**, (2012). Doi: 10.1007/s11104-012-1250-3.

WANG, C.; TU, Q.; DONG, D.; STRONG, P.J.; WANG, H.; SUN, B.; WU, W. Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composting. **Journal of Hazardous Materials**, (2014) 280: 409-416.

WOOLF, D.; AMONETTE J.E.; STREET-PERROTT, F.A.; LEHMMAN, J.; JOSEPH, S. Sustainable biochar to mitigate global climate change. **Nature Communications**, (2010) 1 - 56.

XU, M.; LOU, Y.; SUN, X.; Wang, W., Baniyamuddin, M., Zhao, K. Soil organic carbon active fractions as early indicators for total carbon change under straw incorporation. **Biology and Fertility of Soils**, (2011) 47: 745–752.

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 and Environment**, (2017) 240: 24-31.

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

YILDIRIM, E. Foliar and soil fertilization of humic acid effect productivity and quality of tomato. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science**, (2007) 57:182–186.

YUAN, J.H.; XU, R.K.; ZHANG, H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. **Bioresource Technology**, (2011) 102: 3.488 – 3497.

YUAN, H.; LU, T.; HUANHG, 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**, (2015) 112: 284 – 289.

YUE, Y.; CUI, L.; LIN, Q.; LI, G.; ZHAO, X. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. **Chemosphere**, (2017) 173: 551 – 556.

ZHAO, S.; TA, N.; LI, Z.; YANG, Y.; ZHANG, X.; LIU, D.; ZHANG, A.; WANG, X. Varying pyrolysis temperature impacts application effects of biochar on soil labile organic carbon and humic fractions. **Applied Soil Ecology**, (2018) 123: 484-493.

## 9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No geral, o BLE apresenta efeitos residuais positivos na nutrição e disponibilidade de nutrientes no solo, principalmente para ser usado como fonte de fertilizante de P contribuindo para uma maior absorção deste nutriente pela planta do milho. Apesar do alto teor de P no BLE ter sido a causa da redução da simbiose entre raízes da planta de milho e os FMAs, esta redução da colonização micorrízica não afetou a absorção de P pela planta. Pelo contrário, os tratamentos com menores taxas de colonização foram os que apresentaram maiores teores de absorção de P e o teor de glomalina no solo, contribuindo para o aumento dos teores de C e N. O BLE também foi eficiente em aumentar o acúmulo das frações da MOS.

O BLE no solo também apresenta efeito residual sobre os parâmetros de fertilidade, principalmente no fornecimento de P disponível e aumento da CTC no solo. Por outro lado, o BLE não mostrou efeito residual sobre o teor de K solo, pois o próprio LE apresenta baixos teores deste nutriente uma vez que o K é solúvel em água e não é incorporado à fase sólida durante o processo de tratamento do LE, reforçando a necessidade do uso de fonte complementar de K quando do uso de BLE. Quando da aplicação isolada o BLE obtido em menor temperatura (BC300) apresentou maior potencial em substituir o fertilizante mineral NPK ao longo do tempo. Porém quando aplicados combinados com NPK, ambos os BLEs (BC300 e BC500) foram eficientes em melhorar os indicadores de fertilidade do solo, aumentar a absorção de nutrientes e, conseqüentemente, a produtividade do milho, resultado muito importante para os solos do Cerrado que possuem baixa fertilidade natural e são pobres em P, necessitando de altas quantidades de adubação corretiva e de manutenção a cada início de safra. Mais estudos avaliando efeito residual do BLE devem ser realizados sob condições de campo para entender o comportamento do BC ao longo do tempo e saber até quantas safras a mais podem ser observados os benefícios da sua utilização na agricultura como um fertilizante de liberação lenta.

Como já citado anteriormente, o BLE aumentou a disponibilidade de P no solo e a sua absorção pelo milho, independente da temperatura de pirólise. Essa maior disponibilidade de P promovida pelo BLE reduziu a colonização micorrízica e o número de esporos de FMAs, uma vez que estes são sensíveis a altos teores de P no solo. Pesquisas futuras sobre o efeito residual do BLE devem ser realizadas para uma melhor compreensão sobre o efeito do BLE na simbiose dos FMAs e as raízes do milho, principalmente devido o BLE apresentar efeito residual no solo funcionando como uma fonte de liberação lenta de P para as culturas. Apesar disso, o BLE

apresentou efeito residual e elevou o teor de glomalina no solo, contribuindo para elevar o acúmulo de C no solo.

Sobre o efeito residual do BLE nas frações da MOS, os resultados deste trabalho demonstram que o BLE aumentou os teores de CT e NT no solo e que o aumento das frações da MOS é dependente da temperatura de pirólise utilizada para a produção do biochar. Assim, o BLE de menor temperatura de pirólise (BC300) foi mais eficiente em promover efeito residual das frações mais lábeis da MO. Quando aplicado isoladamente o BLE favoreceu o acúmulo de substâncias húmicas do solo, pois contribuiu para o aumento da atividade microbiana do solo favorecendo a humificação da MO. Conclui-se, portanto, que o efeito residual do BLE se dar tanto em frações lábeis quanto em formas estabilizadas da MOS e que a aplicação de NPK potencializa o efeito residual do BLE sobre o acúmulo de frações estáveis da MOS, mostrando a importância do uso do BC em solos com atividades agrícolas intensivas.

De forma geral, muitos estudos ainda devem ser realizados para uma melhor compreensão do efeito do BLE ao longo do tempo, com foco principal na liberação lenta de nutrientes e nas frações de P presente no BLE, contribuindo para uma fonte sustentável e de alto valor para o futuro incerto de fontes fosfatadas. Estudos devem ser realizados na busca de compreender qual são as espécies de FMAs que são inibidos com a presença de do BLE e qual a melhor estratégias e temperatura de pirólise para que não haja esta inibição e que a planta possa usufruir dos benefícios de ambos, BLE e FMAs. Devem ser realizados estudos para melhor entendimento do efeito residual do BLE nas frações da MOS para que possa contribuir para o aumento do estoque de C no solo e mitigação dos GFEs e para uma agricultura mais sustentável.

## ANEXOS

**Tabela A1.** Teores foliares de macro e micronutrientes na planta de milho sob efeito residual de BLE e aplicação de fertilizante mineral.

Tratamentos	N	P	K	Ca
	g kg <sup>-1</sup>			
Controle	14,1	1,3	17,6	4,1
NPK	24,5	1,9	19,3	3,8
BC300	19,6	2,3	16,2	5,4
BC300+NPK	25,2	3,0	18,8	3,6
BC500	15,5	1,7	16,1	3,6
BC500+NPK	23,8	2,6	20,3	4,2

Tratamentos	Mg	S	B	Zn
	g kg <sup>-1</sup>		mg kg <sup>-1</sup>	
Controle	3,2	1,4	10	17
NPK	2,4	1,8	9	17
BC300	4,1	1,8	8	26
BC300+NPK	1,8	1,8	6	25
BC500	3,9	1,4	9	18
BC500+NPK	1,9	2,0	5	24

Tratamentos	Fe	Mn	Cu
	mg kg <sup>-1</sup>		
Controle	134	6	9
NPK	132	12	11
BC300	142	9	13
BC300+NPK	127	20	17
BC500	125	7	10
BC500+NPK	131	27	17