

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA

**FRAÇÕES DE FÓSFORO, COLONIZAÇÃO
MICORRÍZICA E GLOMALINA NO SOLO EM
RESPOSTA A APLICAÇÃO DE BIOCHAR DE LODO
DE ESGOTO**

THAMIRES DUTRA PINHEIRO

Brasília, DF

Junho de 2019

THAMIRES DUTRA PINHEIRO

**FRAÇÕES DE FÓSFORO, COLONIZAÇÃO
MICORRÍZICA E GLOMALINA NO SOLO EM
RESPOSTA A APLICAÇÃO DE BIOCHAR DE LODO
DE ESGOTO**

Monografia apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para a obtenção do título de Engenheira Agrônoma.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

Brasília, DF

Junho de 2019

FICHA CATALOGRÁFICA

PINHEIRO, Thamires Dutra

“FRAÇÕES DE FÓSFORO, COLONIZAÇÃO MICORRÍZICA E GLOMALINA NO SOLO EM RESPOSTA A APLICAÇÃO DE BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO” Orientação: Cícero Célio de Figueiredo, Brasília, 2018. (46) páginas.

Monografia de Graduação (G) – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2019.

1. Pirólise. 2. Biocarvão. 3. Biossólido. 4. Resíduo urbano

I. Figueiredo, C.C.de. II. Drº.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

PINHEIRO, T.D. Frações de fósforo, colonização micorrízica e glomalina no solo em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2019, 46 páginas. (Monografia).

CESSÃO DE DIREITOS

Nome do Autor: THAMIRES DUTRA PINHEIRO

Título da Monografia de Conclusão de Curso: Frações de fósforo, colonização micorrízica e glomalina no solo em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto

Grau: 3º **Ano:** 2019

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

THAMIRES DUTRA PINHEIRO

CPF: 050.042.101 - 36

Cond. Bela Vista Serrana, módulo 4, casa 25 A.

CEP: 73 017 013, Sobradinho, DF, Brasil.

Email: thamires.dutrap@gmail.com

FRAÇÕES DE FÓSFORO, COLONIZAÇÃO MICORRÍZICA E GLOMALINA NO SOLO EM RESPOSTA A APLICAÇÃO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO

THAMIRES DUTRA PINHEIRO

Mat.: 140032282

Monografia apresentada à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília – UnB, como parte das exigências do curso de Graduação em Agronomia, para a obtenção do título de Engenheira Agrônoma.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO

BANCA EXAMINADORA:

Cícero Célio de Figueiredo
Doutor, Universidade de Brasília – UnB
Orientador / email: cicerocf@unb.br

Arminda Moreira de Carvalho
Pesquisadora, Embrapa Cerrados
Examinadora

Sara Dantas Rosa
Doutora
Examinadora

Dedico este trabalho a Deus, meu Grande amigo, Aquele que é o Autor de todas as coisas, a Virgem Maria, minha Mãezinha do céu, e às pessoas mais preciosas da minha vida: meus pais, Lúcia e Hélio, e às minhas irmãs, Sofia e Carol.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Jesus e ao Seu Espírito Santo, por ser a minha força, a minha paz, o meu sustento, a minha alegria, a minha esperança, a minha razão de seguir, por ser o meu grande amigo e companheiro, tão presente em todos os momentos, em especial os mais difíceis.

A Virgem Maria Santíssima, por ser uma Mãe tão amorosa que não se cansa de interceder por mim e de me proteger. Ao Seu Imaculado Coração a que pertença por inteira e que é o meu refúgio: Totus tuus, Mariae!

Aos meus outros amigos do céu, aos Santos e Anjos, em especial aos Arcanjos: São Miguel, São Rafael e São Gabriel, por toda intercessão e proteção. Como os amo!

Aos meus pais, por todo o amor do mundo depositado em minha vida. A minha mãe por ser a minha base, o meu maior exemplo de ser humano, a minha primeira professora, o meu porto seguro e o meu grande amor. Obrigada mãe por todas as renúncias feitas, por sempre acreditar e me fazer ir além. Ao meu pai, por todo o seu amor, por todo o sustento, por cada suor derramado e por nunca ter desistido. O seu amor me fez chegar até aqui.

As minhas irmãs, Sofia Laura e Carol, por serem as minhas melhores amigas, os meus amores, a minha alegria e as minhas confidentes. Obrigada por tornarem a minha vida muito mais feliz.

A todos os meus familiares, família Dutra e Pinheiro, que sempre vibraram e se orgulharam por cada vitória minha conquistada. Sou resultado do amor de cada um de vocês.

Ao meu namorado, Luiz Eduardo, por ser a minha maior inspiração e meu maior exemplo. Sou muito grata a Deus porque esse trabalho nos uniu (rsrs). Obrigada por cada aprendizado, por cada correção, por cada tempo gasto ouvindo as minhas dúvidas e questionamentos, por toda paciência e por despertar em mim o melhor. Nesses últimos meses você foi o motivo diário dos meus sorrisos, obrigada amor!

À minha amiga, Helen Neves, por ser instrumento do amor de Deus na minha vida durante todo esse tempo. Obrigada pelo grandioso aprendizado que eu adquiri com a sua amizade! Tantas vezes foi um pilar de sustentação para mim nos momentos de aflição, me fez enxergar além, me fez acreditar em mim quando eu não acreditava e me deu coragem para dar passos que nunca imaginaria que pudesse fazê-lo. Obrigada minha amiga! Mesmo agora com rotinas diferentes, a sua presença é forte dentro do meu coração! Amo você!!

Ao professor Dr. Cícero Célio de Figueiredo, por ter me acolhido na sua equipe desde o meu 4º semestre e por até hoje se dedicar tanto a me instruir em cada trabalho. Obrigada professor, por todos os ensinamentos acadêmicos e de vida, por ser um exemplo de educador, por toda a compreensão e paciência nos momentos mais difíceis e por despertar em mim o amor pela busca incessante do conhecimento. Gratidão por esses ricos 4 anos de aprendizado!

Aos meus amigos queridíssimos do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo: Alyson Silva, Ellen Griza, Giovanna Campos, Helen Neves, Jhon Kenedy, Jóisman Fachini, Letícia Pereira, Priscila Reis, Sara Kananda, Stenio Souza, Thais Coser, Thais França e Walda Carvalho. O que falar de vocês, e para alguns, desses 4 anos juntos?! Palavras não são suficientes para expressar toda a minha gratidão e amor por vocês. Obrigada por serem os melhores amigos! Vocês fizeram os meus dias de trabalho muito mais felizes, divertidos e foram o meu apoio nos momentos difíceis. Vocês são os melhores!

À Professora Alessandra Monteiro de Paula pelo auxílio na realização das análises de micorrizas e glomalina.

Aos meus amigos da Renovação Carismática Católica, movimentos Marianos e da Paróquia Divino Espírito Santo, meus irmãos em Cristo! Aos amigos do Ministério Universidades Renovadas, Ministério Jovem, Grupo de Oração Universitário Davi, Grupo de Oração Divino Espírito Santo e Juventude Mariana. Obrigada por todas as orações, por terem sido o abraço, o olhar e o agir de Cristo na minha vida. Vocês foram instrumentos do meu renascimento no Espírito diariamente. Amo-os!

Aos meus amigos Ana Clara, Giordana, Jhon, Karen, Letícia, Lorrany, Luana, Lucas Simioni, Lucas Vitório, Marta e Thais. Obrigada meus amigos, por cada maratona de estudos compartilhada, pelas risadas e por toda força. Vocês são os melhores amigos que eu poderia ter tido nessa jornada!

A todos os professores da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – FAV, e a Universidade de Brasília, pela oportunidade de crescimento e pelas ricas contribuições que permitiram que eu chegasse até aqui.

Muitíssimo obrigada a todos!

“Para um apóstolo moderno, uma hora de estudo é uma hora de oração”.

São José Maria Escrivá

PINHEIRO, Thamires Dutra. **Frações de fósforo, colonização micorrízica e glomalina no solo em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto**. 2019. Monografia (Bacharelado em Agronomia). Universidade de Brasília – UnB.

RESUMO

A problemática da escassez das reservas de fósforo (P), e todas as suas implicações, traz consigo a necessidade de alternativas de fontes sustentáveis e renováveis deste nutriente. A utilização de resíduos ricos em P, pirolisados, como o biochar de lodo de esgoto (BLE), vêm se mostrando promissora na melhoria de diversos parâmetros da qualidade do solo e na produtividade das culturas agrícolas. Trabalhos recentes têm demonstrado que o BLE é uma fonte de P para as plantas. Apesar disso, ainda há dúvidas sobre a natureza do P presente no BLE e o seu comportamento no solo influenciado pela ação de fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Em vista disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de BLE obtido em diferentes temperaturas de pirólise nas frações do P do solo, colonização micorrízica, glomalina e na produtividade de grãos de milho. Para isso realizou-se um estudo aplicando-se 15 t ha⁻¹ de BLE produzidos a 300 °C (BC 300) e 500 °C (BC 500) no cultivo de milho. Foram determinados os teores de P total (Pt), orgânico (Po), inorgânico (Pi) e disponível (Pdisp) do solo, taxa de colonização micorrízica e teor de glomalina facilmente extraível após o florescimento do milho, avaliando-se as raízes e o solo rizosférico. Em média, os BC's aumentaram em 90%, 242%, 73% e 1033% as frações Pt, Po, Pi e Pdisp, respectivamente, em relação ao controle. A adubação com NPK e BC 300 promoveram maiores taxas de colonização micorrízica. As aplicações do BLE, independente da temperatura de pirólise, possibilitaram produtividades de grãos que se equivaleram a aplicação de fertilizante mineral (NPK) e maiores do que o controle. Deste modo, os resultados do presente estudo demonstram que o BLE é uma fonte de P equilibrada entre as frações orgânica e inorgânica, capaz de fornecer este nutriente ao longo dos cultivos agrícolas.

Palavras-chave: Pirólise, biocarvão, bio sólido, resíduo urbano

LISTA DE FIGURA

Figura 1. Croqui da área experimental com a identificação dos tratamentos (T) e dos blocos (B).	26
Figura 2. Foto da área experimental no início do desenvolvimento da cultura do milho.....	27
Figura 3. Teores de P total e disponível por Mehlich-1 no solo em resposta à aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) e adubação mineral na camada de 0-20 cm.	31
Figura 4. Teor de P orgânico (A) e inorgânico (B) no solo em resposta à aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) e adubação mineral	33
Figura 5. Percentuais de P orgânico e inorgânico em relação aos teores totais de P no solo em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral.....	34
Figura 6. Produtividade de grãos de milho em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) e adubação mineral NPK.....	35
Figura 7. Taxa de colonização micorrízica (A) e teores de glomalina facilmente extraível (B) em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) e adubo mineral NPK.....	37
Figura 8. Raízes micorrizadas em resposta a aplicação de biochars de lodo de esgoto e adubação mineral	37

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1. Fósforo na agricultura: importância e problemáticas envolvidas	14
2.2. Biochar de lodo de esgoto (BLE) como fonte sustentável de P.....	18
2.3. Micorrização em resposta a aplicação de BLE	22
3. MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1. Obtenção e caracterização do BLE	24
3.2. Área experimental.....	25
3.3. Condução do experimento	25
3.4. Análises laboratoriais.....	27
3.4.1 Fracionamento do P do solo.....	27
3.4.1.1 <i>Determinação do P total (Pt)</i>	27
3.4.1.2 <i>Determinação do P orgânico (Po)</i>	27
3.4.1.3 <i>Determinação do P disponível</i>	27
3.5. Avaliação da colonização micorrízica	28
3.6. Teor de glomalina facilmente extraível	28
3.7. Análises estatísticas	28
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
4.1. P total do solo	29
4.2. P disponível.....	29
4.3. P orgânico e inorgânico	31
4.4. Produtividade de grãos de milho	34
4.5. Colonização micorrízica e glomalina facilmente extraível.....	35
5. CONCLUSÕES.....	39
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), a demanda mundial por fertilizantes tem um crescimento médio de 1,9% ao ano, com projeção para alcançar 201,66 milhões de toneladas até 2020, sendo 45,86 milhões de toneladas de P_2O_5 (FAO, 2017).

A crescente demanda por fertilizantes ocorre em resposta ao intenso crescimento populacional que gera a necessidade cada vez maior de produzir alimento suficiente para a crescente população mundial (CORDELL; WHITE, 2015; CHOWDHURY et al., 2017). Entre os nutrientes exigidos pelas culturas agrícolas, o fósforo (P) é um dos nutrientes mais importantes, envolvido em diversos processos metabólicos nos organismos vegetais e animais (TAIZ; ZEIGER, 2004; CORBRIDGE, 2013). Entretanto, a agricultura mundial tem atualmente uma única fonte de P, que são as rochas ricas em apatita, que por sua vez se caracterizam por ser um recurso não renovável, finito e limitado a determinadas regiões, evidenciando a fragilidade desse elo na cadeia de produção de alimentos (VUUREN; BOUWMAN; BEUSEN, 2010; CORDELL; WHITE, 2015). Aliado a isso, estudos evidenciam a possibilidade da escassez desse recurso nas próximas décadas (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009; LUO et al., 2017).

Se não houver mudanças que visem abordar o problema da escassez de P, haverá inúmeras implicações negativas para a agricultura, colocando em risco a segurança alimentar mundial (COOPER et al., 2011; CHOWDHURY et al., 2017). Portanto, é necessário que se tenha uma combinação de medidas que visem aumentar a eficiência do uso do P em toda a cadeia produtiva, além do aproveitamento de resíduos ricos neste nutriente, como o lodo de esgoto (CORDELL; WHITE, 2015).

O lodo de esgoto (LE) é gerado através do tratamento das águas residuais. Caracteriza-se por ser um material rico em matéria orgânica e nutrientes, principalmente o P, cuja disposição final é bastante problemática devido à grande quantidade gerada e a presença de carga poluente, como microrganismos patogênicos e metais pesados (HASSAN et al., 2017; FIGUEIREDO et al., 2018). Sendo fonte de nutrientes, há um interesse na utilização desse resíduo na agricultura. Entretanto, para fins agrícolas, a legislação limita o seu uso in natura para determinados sistemas de produção, devido a presença dos poluentes que podem acarretar riscos à saúde humana e ao meio ambiente (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

Uma alternativa para viabilizar o uso do LE na agricultura é a sua transformação por meio do processo de pirólise. Neste processo, o LE é submetido a altas temperaturas, na

ausência total ou parcial de oxigênio, constituindo-se ao final em um material rico em C e livre de patógenos, denominado biochar de lodo de esgoto (BLE) (BRIDLE; PRITCHARD, 2004; FIGUEIREDO et al., 2017). Em relação aos metais pesados, o LE gerado em regiões pouco industrializadas, como o Distrito Federal (DF), possui teores desses metais muito abaixo dos limites impostos pela legislação (BETTIOL; CAMARGO, 2006). Além disso, durante o processo de pirólise pode ocorrer volatilização e adsorção de metais, diminuindo os seus teores e a sua disponibilidade (KLEEMANN et al., 2017; CERNANSKY, 2015; FIGUEIREDO et al., 2019).

A aplicação de BLE no solo influencia diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos, como o aumento da disponibilidade de nutrientes, como o P, melhoria da estrutura do solo, redução da acidez, aumento da capacidade de retenção de água e da CTC, e redução da lixiviação de nutrientes (LEHMANN; JOSEPH, 2009; IBI, 2013; DOWNIE; CROSKY; MUNROE, 2009; FIGUEIREDO et al., 2018). Comparado com outros resíduos orgânicos, o BLE é um material rico em P, portanto, destacando-se como uma fonte potencial deste nutriente para a agricultura. Nesse sentido, ainda é preciso avançar no entendimento das formas de P presentes no BLE e o seu comportamento no solo como fonte de P para as plantas.

Para entender o comportamento do BLE como fonte de P para as plantas é fundamental a compreensão da sua interação com a microbiota do solo, especialmente com os fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Esses fungos estabelecem uma associação simbiótica mutualística com a maioria das espécies vegetais, incluindo as de importância agrícola, havendo a troca de nutrientes pelos fungos, por fotoassimilados pela planta (VERBRUGGEN et al., 2013). O micélio externo dos FMA constitui uma estrutura de absorção de nutrientes adicional para a planta, aumentando a eficiência de absorção do P. Além disso, os FMA produzem a glomalina, uma glicoproteína benéfica ao desenvolvimento do fungo e relacionada ao aumento de sequestro de C e quelação de metais pesados, quando presente no solo (SOUSA et al., 2012; GAO et al., 2017). No entanto, a associação micorrízica é extremamente sensível à presença de P disponível no solo. Dessa forma a concentração e a natureza de P no BLE e a sua interferência na associação micorrízica precisam ser melhor estudadas.

Estudos vêm demonstrando um efeito positivo do BLE sobre os FMA. Hammer et al. (2014), utilizando BC de madeira e estrume de aves, observaram a colonização de hifas fúngicas sobre as partículas do BC, acessando os poros e absorvendo o P adsorvido nas superfícies externas e internas do BC.

Apesar disso, é incipiente o estudo do efeito do BLE nas frações do P, colonização micorrízica e produção de glomalina. Por se tratar de um material rico em P, existe o

questionamento se o BLE pode desestimular a micorrização, uma vez que esses microrganismos são sensíveis ao elevado teor de P disponível no solo (SILVEIRA, 1992) ou se esse P no BLE está predominantemente em formas não disponíveis para a micorriza. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de BLE's, produzidos em diferentes temperaturas de pirólise, no fracionamento de P, colonização micorrízica, produção de glomalina e produtividade de grãos em solo cultivado com milho.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Fósforo na agricultura: importância e problemáticas envolvidas

O fósforo (P) é um nutriente essencial para todos os organismos vivos, presente em moléculas fundamentais para a vida, como ácidos nucleicos (DNA e RNA), transportadores de energia metabólica (ATP), fosfolipídios constituintes das membranas celulares, além de estar envolvido em diversos processos metabólicos (TAIZ; ZEIGER, 2004; CORBRIDGE, 2013).

Tendo função estrutural e metabólica nos organismos vegetais e animais (WESTHEIMER, 1987; SOETAN; OLAIYA; OYEWOLE, 2010), não podendo ser fabricado e substituído (BAVEYE, 2015), o P é um nutriente determinante para a produção agrícola, especialmente importante para os tecidos jovens das plantas, promovendo o crescimento das raízes, envolvido nos processos fisiológicos da floração, da frutificação e da formação de sementes (FOLLMI, 1996; SMIL, 2000; CORDELL; WHITE, 2011). Ademais está relacionado com a absorção e aumento da taxa de assimilação de outros nutrientes, como o nitrogênio e potássio (SMIL, 2000).

O P chega à cadeia produtiva através da reposição natural, feita pela deposição de sedimentos orgânicos no solo e das frações já presentes, orgânicas ou inorgânicas. No entanto, como estas frações não conseguem manter as produções agrícolas, normalmente são necessárias aplicações de fertilizantes fosfatados solúveis (PANTANO et al. 2016), como ocorre com os solos do Cerrado, que apresentam baixa disponibilidade natural de P e que, por isso, necessitam de adubação corretiva para atingir os níveis críticos recomendados.

Os fertilizantes fosfatados, entretanto, são produzidos a partir da extração e beneficiamento de rochas ricas em apatitas. Essas rochas são recursos finitos, não renováveis, geograficamente limitados (BAVEYE, 2015; CHOWDHURY et al. 2017), e constituem, atualmente, a única fonte de P com viabilidade econômica para a extração (CORDELL; WHITE, 2011). Esse recurso está presente em sua maior parte na forma de sedimentos oceânicos, formados com o acúmulo de fosfato de cálcio insolúvel, distribuídos em todo o mundo (FOLLMI, 1996; SMIL, 2000; BEATON, 2006; LIU et al., 2008). A eficiência e sucesso no processo de extração de P envolvem vários fatores, permitindo que determinadas regiões se destaquem quanto ao teor do minério, a extensão do recurso, a proximidade com os insumos utilizados no processo de extração e a proximidade de portos (BEATON, 2006).

Tendo em vista a dependência que a produção de alimentos tem em relação aos

fertilizantes fosfatados, aliada ao fato de que nas próximas décadas essa relação se estreitará em consequência do contínuo crescimento populacional, a demanda por fertilizantes na agricultura crescerá em resposta à necessidade de se alcançar cada vez mais elevadas produtividades (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009; COOPER, et al., 2011; CHOWDHURY et al., 2017; YUAN et al., 2018). Surge então a preocupação sobre os fatores que podem interferir na oferta desse insumo, principalmente sobre os nutrientes extraídos de fontes não renováveis, como no caso do P (CORDELL; WHITE, 2011).

Estudos mostram que as reservas de P irão alcançar o seu máximo produtivo nas próximas décadas e a partir disso os custos de produção de fertilizantes fosfatados irão aumentar, enquanto que a produção desses fertilizantes será reduzida (SMIL, 2000; CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009; LUO et al., 2017), assim como haverá uma diminuição da qualidade do P extraído (SMIL, 2000). Se não houver mudanças na obtenção e utilização do P, a produção dos cultivos agrícolas ficará comprometida no futuro próximo (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009).

Entretanto, alguns estudos contestam o esgotamento das reservas a curto e médio prazo, alegando a obsolescência do histórico e dos dados de produção utilizados (VUUREN; BOUWMAN; BEUSEN, 2010; ULRICH; FROSSARD, 2014). Também existe o questionamento sobre a imprecisão na avaliação quantitativa das reservas, pelo fato de se tratar de um recurso geológico subterrâneo, associado ao fato de que os dados são fornecidos pelo setor privado, tendo implicação financeira, possuindo confiabilidade duvidosa (BAVEYE, 2015).

As fontes de variabilidades e imprecisões nos estudos de prospecção das reservas de P podem ter origem também nos diferentes modelos matemáticos utilizados, assim como os diferentes cenários simulados, tendo como base diversos parâmetros, como a taxa de exploração, possíveis descobertas de novas reservas (CHOWDHURY et al., 2017), taxa de crescimento populacional, comportamento do mercado consumidor (PANTANO et al., 2016), e possível utilização dos estoques de P no solo (SATTARI et al., 2012; WITHERS et al., 2017).

Apesar da inconsistência das informações e da polêmica sobre esse tema, é de comum acordo entre os membros da comunidade científica, a insustentabilidade existente em todo o ciclo produtivo de fertilizantes fosfatados. Além disso, também há consenso sobre a necessidade de medidas que visem minimizar os iminentes impactos sobre a segurança

alimentar e os impactos ambientais aos corpos d'água, causados pelos fertilizantes fosfatados (CORDELL; WHITE, 2011; DODD; SHARPLEY, 2015).

De qualquer forma, deve-se buscar o uso sustentável deste recurso, uma vez que em cenários de redução ou até mesmo esgotamento de algumas reservas, os países detentores das maiores reservas, como Marrocos e Saara Ocidental, que juntos detêm a maior parte da totalidade das reservas, cerca de 75% (JASINSKI, 2014; COOPER et al., 2011), passarão a ter uma maior influência geopolítica sobre o comércio mundial de fertilizantes fosfatados, interferindo no custo desse insumo (VUUREN; BOUWMAN; BEUSEN, 2010). Isso implicará na restrição do acesso por alguns países, chegando até os pequenos agricultores, que serão privados e terão a sua produção comprometida, impactando de forma direta a segurança alimentar global (COOPER et al., 2011; CHOWDHURY et al., 2017).

Contudo, algumas medidas podem ser tomadas para minimizar o impacto da menor disponibilidade ou possível escassez desse recurso no futuro. As medidas devem abranger todo o ciclo do P, como a busca de melhoria das técnicas agrícolas permitindo um manejo nutricional adequado das plantas, utilização de compostagem de resíduos orgânicos (CORDELL et al., 2009), maior eficiência do uso do P residual presente no solo (MOGOLLÓN et al., 2018) através da adoção de sistemas conservacionistas como o plantio direto (OLIVEIRA, 2018).

Também devem ser estimuladas práticas de manejo que favoreçam as associações entre plantas e fungos micorrízicos arbusculares que auxiliem em uma maior absorção de P (RICHARDSON et al., 2011), bem como o uso racional de fertilizantes e desenvolvimento de tecnologias de recuperação de P presente em resíduos urbanos, como o lodo de esgoto (VUUREN; BOUWMAN; BEUSEN, 2010; PANTANO, et al. 2016; YUAN, et al. 2018).

Apesar de toda a discussão sobre esse tema, a escassez futura de P ainda não é considerada um problema significativo pelos agentes que orientam as políticas nacionais e internacionais. A incorporação dessa problemática nas discussões sobre mudanças globais e segurança ambiental e a promoção da criação de organizações internacionais ou estruturas governamentais que visem garantir o uso e gerenciamento desse recurso de forma racional (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009), podem garantir uma maior sustentabilidade no uso desse recurso.

A adoção de sistemas de produção agrícola que dependam menos de fertilizantes fosfatados, aumentando a sua eficiência de uso e utilizando resíduos que sejam ricos em P,

como o lodo de esgoto (YUAN et al., 2018), podem diminuir a dependência de fertilizantes fosfatados e garantir também uma maior segurança alimentar no futuro.

2.2. Biochar de lodo de esgoto (BLE) como fonte sustentável de P

O crescimento populacional se intensificará nas próximas décadas como mostra uma projeção realizada pela Organização das Nações Unidas (ONU) indicando que a população mundial chegará a 11,2 bilhões de pessoas em 2100 (ONU, 2015). Esse intenso crescimento vem acompanhado da geração cada vez maior de resíduos oriundos de atividades antrópicas, como as águas residuais e o lodo de esgoto (LE) proveniente do seu tratamento.

O LE é um resíduo de disposição final bastante problemática (HASSAN et al., 2017) devido ao grande volume gerado e a presença de carga poluente, como metais pesados e microrganismos patogênicos, sendo um material de grande potencial poluente para o meio ambiente (FIGUEIREDO et al., 2018). Comparado a outros resíduos sólidos, o LE é caracterizado como um material rico em nutrientes. A sua utilização na agricultura para nutrição das plantas é altamente promissora no desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis, permitindo assim uma disposição final adequada deste resíduo que é destinado usualmente para aterros sanitários e incineração, sendo pouco aproveitado na agricultura (BETTIOL; CAMARGO, 2006; BUENO et al., 2011; LOBO et al., 2013).

As águas residuais são submetidas a diferentes níveis de tratamento que envolve a utilização de grades, peneiras e caixas de areia para remoção de sólidos mais grosseiros, decantação dos sólidos em suspensão, digestão da matéria orgânica biodegradável pelos microrganismos e remoção do efluente, através de processos físico-químicos, dos nutrientes em excessos, como N e P. Ao final de cada etapa tem-se a geração do LE que é passado por tratamento com o objetivo de estabilizar a matéria orgânica e facilitar o processo de desidratação (CAESB, 2019). Devido à necessidade de precipitação de alguns nutrientes do efluente, o LE é normalmente enriquecido em P, se constituindo ao final do tratamento em um material com potencial para ser utilizado como fonte desse nutriente na agricultura. Considerado uma fonte promissora de P (REHMAN et al., 2018), estudos com o LE vêm sendo realizados visando o desenvolvimento de tecnologias para o melhor aproveitamento desse nutriente pelas plantas (KACPRZAK et al., 2017).

Apesar do seu potencial, o LE apresenta limitações para uso na agricultura devido a presença de microrganismos patogênicos e metais pesados (LOPES et al., 2005). O seu uso deve ser realizado obedecendo as normas estabelecidas na resolução nº 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), publicada em agosto de 2006 (CONAMA, 2006). Como consequência das diversas limitações estabelecidas pela legislação, este resíduo se

acumula nos pátios de secagem e armazenamento, sendo de caráter apelativo e de interesse de toda a sociedade, a viabilização do uso do LE nos diferentes sistemas agrícolas.

A pirólise vem se mostrando uma alternativa viável para tornar sustentável o uso desse resíduo (HASSAN et al., 2017), levando ao aumento do potencial de uso agrícola do LE (BRIDLE; PRITCHARD, 2004; FIGUEIREDO et al., 2017). No processo de pirólise, o LE é submetido a um processo de degradação termoquímica sob condição de limitação de oxigênio e elevadas temperaturas ($> 200\text{ }^{\circ}\text{C}$). Ao final do processo de pirólise o produto é denominado de biocarvão ou biochar de LE (BLE), e esse termo se refere a todo material pirolisado que é aplicado ao solo com a intenção de melhorar a fertilidade e de sequestrar carbono (LEHMANN; JOSEPH, 2009; IBI, 2013; CERQUEIRA et al., 2015; NOVOTNY et al., 2015).

A elevada temperatura alcançada na pirólise causa a morte dos agentes patogênicos, eliminando um dos grandes gargalos que impede a utilização do LE em diversos sistemas agrícolas (BRIDLE; PRITCHARD, 2004; HASSAN et al., 2017; FIGUEIREDO et al., 2018). Quanto aos metais pesados presentes no LE, deve-se considerar a origem do esgoto. O esgoto de origem industrial é normalmente rico em metais pesados, limitando o uso do lodo gerado. No caso de esgoto de origem essencialmente doméstica, as concentrações de metais pesados são baixas e, normalmente, estão abaixo dos limites máximos estabelecidos pelas legislações (BETTIOL; CAMARGO, 2006). Portanto, o uso de LE de origem doméstica apresenta grande potencial para ser pirolisado. Além disso, durante a pirólise em elevadas temperaturas pode haver uma diminuição da concentração de metais pesados decorrente do processo de volatilização (KLEEMANN et al., 2017), também como consequência da alta capacidade adsorvente do BC, a pirólise reduz os teores de metais pesados disponíveis, reduzindo assim os riscos do uso de BLE na agricultura (CERNANSKY, 2015; FIGUEIREDO et al., 2019).

Devido às suas características físico-químicas, a aplicação de biochar (BC) no solo promove uma melhoria da fertilidade com a maior disponibilidade de nutrientes (LEHMANN; JOSEPH, 2009), diminuindo os custos com fertilizantes solúveis, funcionando como um fertilizante de liberação lenta (BRIDLE; PRITCHARD, 2004; SCHNEIDER; HADERLEIN, 2016; YUAN et al., 2016; FRISTAK et al., 2018). Além disso, o BLE pode reduzir a acidez (IBI, 2013), melhorar a estrutura pelo aumento da porosidade e da área superficial, afetando a agregação do solo, promovendo uma maior capacidade de retenção de água, aumento da CTC, redução da lixiviação de nutrientes, e melhor resposta do solo a variações de temperatura (DOWNIE; CROSKY; MUNROE, 2009; FIGUEIREDO et al., 2018; NAGGAR et al., 2019).

O processo de pirólise do LE leva ao aumento da concentração de macro e micronutrientes, principalmente o P (HOSSAIN et al., 2011; YUAN et al., 2016; KLEEMANN et al., 2017; FIGUEIREDO et al., 2018). Conseqüentemente quando o BLE é aplicado ao solo aumenta-se a disponibilidade desse nutriente podendo substituir os adubos minerais (YUAN et al., 2016; FARIA et al., 2018; REHMAN et al., 2018). Todavia, a aplicação de BLE no solo varia conforme as características do próprio BC e do tipo de solo a ser manejado (FIGUEIREDO et al., 2017; NAGGAR et al., 2019; EDUAH, et al., 2019).

Estudos mostram que BC's obtidos em temperaturas mais elevadas podem ser aplicados ao solo com a função de armazenar C e elevar o pH, devido a sua maior aromaticidade e caráter alcalino. Enquanto que BC's obtidos em temperaturas inferiores, devido a sua natureza mais lábil e pH mais baixo, podem servir como fonte de nutrientes às plantas e serem aplicados ao solo (FIGUEIREDO et al., 2018), podendo servir até para remediar a alcalinidade de solos (NAGGAR et al., 2019). Essas diferentes características levam a diversas influências na disponibilidade de P no solo (WOLLMANN et al., 2017; EDUAH et al., 2019).

A aplicação de BLE pode trazer benefícios para países de regiões tropicais que possuem solos predominantemente ácidos e com baixa disponibilidade de P, como é o caso dos solos do Cerrado, aumentando o potencial de uso agrícola dessas áreas com o aumento da disponibilidade de P para as plantas (BRIDLE; PRITCHARD, 2004; WOLLMANN et al., 2017; FRISTAK et al., 2018). A aplicação de BLE pode aumentar em até 38 vezes a disponibilidade de P (YUE et al., 2017) proporcionando, assim, maiores produtividades das culturas (KHAN et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2018). Esses estudos confirmam a efetividade da pirólise para tornar o LE um produto fonte de P para o solo (MACKAY et al., 2017; REHMAN et al., 2018).

Schneider e Haderlein (2016) mostraram que a maioria das formas de P no BLE estão associadas ao Ca, podendo apresentar reações alcalinas em solos ácidos, promovendo uma maior disponibilidade de P, além de ter um efeito indireto na liberação desse nutriente que já está presente no solo, em decorrência do aumento de pH que o BLE promove.

Diante da incerteza do futuro das reservas de P, o aproveitamento desse nutriente de resíduos se torna extremamente necessária, e a pirólise vem se mostrando uma eficiente técnica para aproveitamento do P de diversas biomassas (KLEEMANN et al., 2017). Entretanto, os estudos para compreensão das interações entre o BLE e o solo ainda são incipientes, sendo

necessárias maiores investigações, principalmente sob condições de campo (NAGGAR et al., 2019).

2.3. Micorrização em resposta a aplicação de BLE

A abundância da microbiota do solo é um fator crítico para a ciclagem de nutrientes (NAGGAR et al., 2019). Estudos mostram que o BC estimula a atividade de microrganismos de importância agrícola (WARNOK et al., 2007; IBI, 2013; HAMMER et al., 2014), como os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) que estão intimamente relacionados a ciclagem de P no solo (WARNOK et al., 2007).

Os FMA são conhecidos devido a sua capacidade de aumentar a eficiência de absorção de nutrientes pelas culturas hospedeiras, principalmente o P. Grande parte das espécies vegetais, incluindo as culturas de importância econômica, estabelece uma associação simbiótica com esses fungos, havendo a troca de açúcares por nutrientes absorvidos pelo fungo, como P e N (VERBRUGGEN et al., 2013). O micélio externo do FMA desempenha um papel importante porque se constitui uma estrutura de absorção adicional que a planta possui, acessando nutrientes que não seriam acessados sem o intermédio do fungo, além do fato das hifas fúngicas possuírem maior afinidade ao P quando comparadas às raízes, contribuindo para se alcançar maiores produtividades (SILVEIRA, 1992; KARASAWA; TAKEBE, 2011; HAMMER et al., 2014; SOKA et al., 2014; OHSOWSKI et al., 2018; LIANG et al., 2019).

Apesar disso, a presença de altos teores de P pode suprimir o estabelecimento da micorrização, uma vez que os FMA são bastante sensíveis ao P disponível no solo. Devido a essa responsividade, os FMA se estabelecem com maior efetividade em solos de baixa fertilidade, como os solos tropicais, podendo assim aumentar a eficiência das adubações fosfatadas, promovendo uma produção mais sustentável (SILVEIRA, 1992; LEHMANN et al., 2011).

Diversos estudos têm focado no papel do BC na associação micorrízica. Hammer et al. (2014) demonstraram que BC's de madeira e de estrume de aves foram substratos atrativos para o desenvolvimento do micélio externo dos FMA. A porosidade de ambos BC's permitiu a colonização pelas hifas fúngicas, que tendo contato direto com as superfícies dos BC's, permitiu a absorção de fosfatos que estavam adsorvidos nas superfícies externas e internas. O acesso à superfície interna dos poros do BC é limitado a microrganismos, ou às suas estruturas, como as hifas fúngicas, devido ao seu menor diâmetro. Além disso, o P adsorvido internamente na estrutura do BC permanece protegido de possíveis imobilizações com Fe, Al e Ca, diminuindo assim as perdas por fixação, sendo uma fonte extra de grande vantagem para a planta micorrizada.

A maior parte dos estudos indicam que os FMA's são positivamente influenciados pela presença de BC no solo (WARNOK et al., 2007). Contudo, assim como ocorre com os adubos minerais solúveis, a elevada disponibilidade de P em BC's pode limitar o desenvolvimento da associação micorrízica. Por meio de uma meta análise com 114 artigos publicados, Biederman e Harpole (2013) demonstraram que não houve efeito positivo sobre a colonização micorrízica devido à presença de altos teores de P no BC.

Os FMA, em seu desenvolvimento, produzem uma glicoproteína hidrofóbica e recalcitrante, denominada glomalina (GAO et al., 2017), que está relacionada com funções fisiológicas importantes para o fungo, como a proteção das hifas contra a dessecação e quelação de possíveis compostos tóxicos para o sistema fungo-planta. A glomalina é depositada no solo em sua maior parte através da decomposição de hifas e esporos fúngicos (cerca de 80%) e tem um importante papel de contribuição para o sequestro de carbono no solo devido a sua propriedade de ligante orgânico que promove maior agregação do solo, além da sua presença estar relacionada a maiores teores de C e N (DRIVER; HOLBEN; RILLIG, 2005; SOUSA et al., 2012; FOKOM et al., 2012).

Os estudos que tratam dos efeitos da aplicação de BLE sobre os FMA e a produção de glomalina ainda são muito escassos, mas existe a preocupação de que por se tratar de um produto rico em P, o estabelecimento da micorrização pode ser limitado, uma vez que esses microrganismos são responsivos e sensíveis ao aumento da disponibilidade de P (VERBRUGEN et al., 2013).

Tendo em vista o exposto, a utilização de BLE como uma fonte sustentável de P para as plantas, aliado aos FMA, aumentaria a eficiência de uso do P, diminuiria as perdas e contribuiria para uma produção sustentável. Contudo, são necessários mais estudos que avaliem o efeito do BLE sobre a colonização micorrízica e produção de glomalina.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Obtenção e caracterização do BLE

A produção de BLE foi realizada a partir de amostras de LE fornecidas pela estação de tratamento de esgoto (ETE) do Gama, pertencente a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), Brasília, DF. Essa ETE utiliza o sistema de tratamento em nível terciário, onde além da separação por peneiras e decomposição anaeróbica, são retirados do efluente, por meio da utilização de sulfato de alumínio, nutrientes específicos como o P e N, os quais permanecem na massa final do LE, que é posteriormente disposta para secar nos pátios de secagem. Na Tabela 1 são apresentadas algumas características do LE e dos BC's utilizados no presente estudo.

Tabela 1. Características químicas e físicas do lodo de esgoto (LE) e dos biochars (BC) 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 ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	-	17,5	5,84
NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	-	431,9	169,3
pH (CaCl ₂)	4,80	6,0	6,5
P (g kg ⁻¹)	35,70	41,1	61,3
K ⁺ (g kg ⁻¹)	0,80	0,16	1,25
Ca ⁺² (g kg ⁻¹)	6,6	6,7	7,4
Mg ⁺² (g kg ⁻¹)	0,8	1,8	1,7
S (g kg ⁻¹)	-	15,1	7,4
Fe (mg kg ⁻¹)	-	450	541
B (mg kg ⁻¹)	-	9,1	12,05
Mn (mg kg ⁻¹)	56,37	58,17	80,07
Cu (mg kg ⁻¹)	114,55	148,22	145,22
Co (mg kg ⁻¹)	19,63	22,33	25,07
Cr (mg kg ⁻¹)	100,28	105,65	136,32
Ni (mg kg ⁻¹)	57,66	48,66	68,6
Pb (mg kg ⁻¹)	206,87	255,53	265,2
Zn (mg kg ⁻¹)	306,33	321,33	300
AF (g kg ⁻¹)	-	24,3	4,3
AH (g kg ⁻¹)	-	19,3	1,1
Humina (g kg ⁻¹)	-	74,8	95,6
VP (ml/g)	-	0,027	0,053
ASE (m ² /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⁻¹) aceitos na legislação brasileira: Cr: 1.000; Cu: 1.500; Ni: 420; Pb: 300; Zn: 2.800. BC 300: biochar obtido a temperatura de 300°C; BC 500: biochar obtido a temperatura de 500°C.

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

O LE foi seco ao ar e apresentou cerca de 20% de umidade. Em seguida foi passado em peneiras com malha de 8 mm e foi submetido a pirólise nas temperaturas de 300 °C e 500 °C. Para isso, o LE foi colocado em um recipiente metálico adaptado ao forno de pirólise (Linn

Elektro Therm, Eschenfelden, Alemanha), contendo um sistema para a saída de gases e bio-óleo, além de mecanismos de vedação para evitar a entrada de fluxos de oxigênio e um termostato digital para o controle de temperatura e taxa de aquecimento de $2,5\text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$, totalizando 120 e 200 minutos para atingir 300° e $500\text{ }^{\circ}\text{C}$, respectivamente, e mais um tempo de residência de 30 minutos. Após a pirólise, o biochar foi pesado e acondicionado em sacos plásticos para posterior aplicação ao solo.

3.2. Área experimental

O estudo foi conduzido na Fazenda Água Limpa (FAL) da Universidade de Brasília (FAL/UnB), localizada no Núcleo Rural Vargem Bonita, Brasília-DF (latitude $15^{\circ}55'S$, longitude de $47^{\circ}51'W$ e altitude 1080 metros). O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico típico (EMBRAPA, 2006). O clima da região é do tipo Aw (tropical estacional de savana), apresentando um clima chuvoso de outubro a março e uma estação seca definida de abril a setembro, com uma precipitação média anual de 1268 mm e temperatura média anual variando entre 18 e $22\text{ }^{\circ}\text{C}$.

3.3. Condução do experimento

O experimento foi instalado em novembro de 2014 em uma área de pastagem que apresentava indicação de degradação, onde se fez necessária a correção da acidez do solo através da calagem e adubações corretivas antes da implantação do estudo. Foi realizada aplicação de calcário na dose de 1240 kg ha^{-1} , e para as adubações corretivas de P e K foram aplicados 200 kg ha^{-1} de P_2O_5 (1110 kg ha^{-1} de superfosfato simples) e 51 kg ha^{-1} K_2O (85 kg ha^{-1} de cloreto de potássio). Além disso, foram realizadas operações de aração e gradagem.

O experimento foi estabelecido em delineamento em blocos ao acaso, com doze tratamentos e quatro repetições. Para o presente estudo foram selecionados quatro tratamentos compostos por: T1) Controle: sem adubação com fertilizante mineral e sem BLE; T2) NPK: adubação com fertilizante mineral NPK; T3) BC 300: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de $300\text{ }^{\circ}\text{C}$; T4) BC 500: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de $500\text{ }^{\circ}\text{C}$.

As parcelas experimentais apresentavam 20 m^2 ($5\text{ m} \times 4\text{ m}$), onde foram realizadas nas safras de 2014/2015 (1^o safra) e 2015/2016 (2^o safra) as aplicações dos biochars (BC 300 e BC 500) nos devidos tratamentos, ambos na dose de 15 t ha^{-1} (peso seco) que foram incorporados ao solo na camada de 0-20 cm, totalizando 30 t ha^{-1} aplicados nos dois anos. No presente

trabalho foi avaliada apenas a safra 2015/2016. A adubação com NPK foi feita na linha de semeadura em uma dose de 714 kg ha⁻¹, em cada ciclo de cultivo no devido tratamento, na formulação 4-14-8, como adubação de manutenção. A adubação de cobertura foi feita com 150 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia, dividida em duas aplicações, a primeira quando as plantas estavam em V4 (quatro folhas bem desenvolvidas) e a segunda em V6 (seis folhas bem desenvolvidas). A dose de NPK foi calculada com base na interpretação da análise química do solo e na recomendação para a cultura do milho proposta por Sousa e Lobato (2004) para a região do Cerrado brasileiro. A aplicação de P na forma de P₂O₅ em cada tratamento foi correspondente às doses de 0 kg ha⁻¹ (controle), 102 kg ha⁻¹ (NPK), 1350 kg ha⁻¹ (BC 300) e 2100 kg ha⁻¹ (BC500).

O milho (híbrido LG 6030) foi semeado em novembro de 2015 em cada parcela composta por 5 linhas espaçadas 0,9 m e com 6 plantas m⁻¹, totalizando 66.666 plantas ha⁻¹. Os tratos culturais para controle de plantas daninhas foram realizados mecanicamente com capinas e roçagens periódicas.

No florescimento do milho, foram coletadas raízes para avaliação da colonização micorrízica e coleta de solo rizosférico para determinação de glomalina facilmente extraível. Após a colheita do milho, amostras de solo foram coletadas na camada 0-20 cm para determinação dos teores de P disponível, orgânico e total.

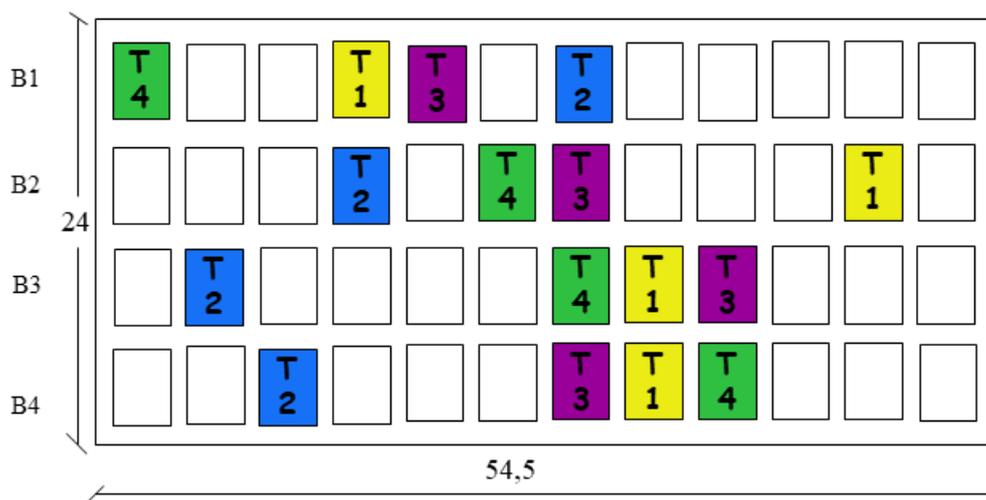


Figura 1. Croqui da área experimental com a identificação dos tratamentos (T) e dos blocos (B).



Figura 2. Foto da área experimental no início do desenvolvimento da cultura do milho. Fonte: Autor (2016)

3.4. Análises laboratoriais

Para realização de todas as análises laboratoriais as amostras de solo foram passadas em malha de 2 mm e secas ao ar, obtendo-se assim a terra fina seca ao ar (TFSA).

3.4.1 Fracionamento do P do solo

3.4.1.1 Determinação do P total (Pt)

Para determinação do Pt, as amostras de TFSA foram submetidas a digestão ácida com H_2SO_4 e H_2O_2 na presença de $MgCl_2$ (BROOKES; POWLSON, 1981; HEDLEY et al., 1982). Os teores de Pt foram estimados em espectrofotômetro (Tecnal, modelo: UV-5100) a 820 nm.

3.4.1.2 Determinação do P orgânico (Po)

O Po foi determinado através de extração na presença de H_2SO_4 2 mol L^{-1} em agitação por 16 horas, onde as amostras foram divididas em dois conjuntos, de modo que um conjunto foi previamente submetido a ignição em mufla a 550 °C por 1,5 hora ($P_{t_{ig}}$) e o outro não. Com base na diferença entre os extratos dos dois conjuntos (ignificado e não ignificado), foram determinados os teores de Po (HANCE; ANDERSON, 1962; OLSEN; SOMMERS, 1982) por espectrofotometria a 820 nm (MURPHY; RILEY, 1962). O P inorgânico foi determinado por meio da diferença entre Pt e Po.

3.4.1.3 Determinação do P disponível

As amostras de solo foram coletadas por ocasião da floração do milho e os teores de P disponível foram determinados pelo método colorimétrico com o uso do extrator Mehlich-1.

3.5. Avaliação da colonização micorrízica

Para a avaliação da colonização micorrízica foram coletadas raízes finas de 9 plantas por parcela. Essas raízes foram usadas para formar uma amostra composta, usada para a avaliação da taxa de colonização micorrízica. As raízes foram coletadas na fase de floração do milho e foram levadas ao Laboratório de Matéria Orgânica do Solo - UnB para lavagem em água corrente e posterior armazenamento em álcool 50%. Posteriormente, foi realizada a avaliação da taxa de colonização micorrízica pelo método adaptado de Giovannetti e Moosse (1980), realizada no laboratório de Microbiologia do Solo – UnB.

3.6. Teor de glomalina facilmente extraível

As amostras de solo foram coletadas por ocasião da floração do milho, e foram coletadas na mesma ocasião da coleta das raízes para a avaliação da colonização micorrízica, sendo assim, a coleta foi realizada em 9 pontos diferentes da parcela, sendo 3 pontos a cada duas linhas. O solo foi armazenado em sacos plásticos devidamente fechados, os quais permaneceram em temperatura ambiente. O teor de glomalina facilmente extraível foi determinado de acordo com a metodologia descrita por Wright e Upadhyaya (1998).

3.7. Análises estatísticas

Os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo teste LSD de Fisher ($p < 0,05$) utilizando o programa estatístico XLSTAT.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. P total do solo

A aplicação de BLE, independente da temperatura de pirólise, aumentou os teores de P total do solo, sendo maiores do que aqueles promovidos pela adubação mineral NPK (Figura 3). Em relação ao controle, o incremento médio de P total promovido pelos BC's foi, em média, de 446,60 mg de P kg⁻¹.

Esses resultados corroboram diversos estudos que demonstraram que o BLE é um produto rico em P e que promove aumentos nos teores totais desse nutriente (HE et al., 2010; KHAN et al., 2013; KLEMANN et al., 2016; SCHNEIDER; HADERLEIN, 2016; FRISTAK et al., 2018; HAGEMANN et al., 2018; FIGUEIREDO et al., 2018). Estudos com BC's de resíduos vegetais também demonstraram aumentos significativos de P total com a elevação da temperatura de pirólise (XU et al., 2016). Os altos teores de P total nos tratamentos com BLE são resultado das altas doses aplicadas e dos altos teores de P total presentes no BLE, que são concentrados durante a pirólise devido a perdas, durante o processo, de outros compostos mais instáveis (HOSSAIN et al., 2011; YUAN et al., 2016; KLEEMANN et al., 2017; FIGUEIREDO et al., 2018). Além disso, deve-se ressaltar que o LE já é um produto rico em P, como resultado do tratamento químico que as águas residuárias sofrem, havendo a formação de precipitados de fosfato de Fe e/ou Al na massa final do LE, contribuindo para os altos teores extraíveis desse nutriente (SCHNEIDER; HADERLEIN, 2016).

Schneider e Haderlein (2016) também observaram que o BLE apresentou alto teor de P total quando comparado a BC's derivados de material vegetal, cerca de 2 a 3 vezes a mais, indicando que o conteúdo de P depende do tipo de matéria prima utilizada.

4.2. P disponível

Os BC's, independente da temperatura de pirólise, também promoveram maiores teores de P disponível por Mehlich-1, sendo, em média, cerca de 10 vezes maiores do que no controle (Figura 3). Mesmo com a extração de P pelo milho nas duas safras (safras 2014/15 e 2015/16), as aplicações de BLE incrementaram cerca de 89 kg ha⁻¹ de P prontamente disponível a mais que o controle, com base nos valores médios. No presente trabalho, em relação ao teor de P total do solo, cerca 4% está em forma disponível para as plantas. Essa proporção é considerada alta quando comparada ao trabalho de Rehman et al. (2018) em que o P disponível foi apenas 0,04% do P total do BLE. Já no estudo de Bridle e Pritchard (2004) essa fração correspondeu

a 10% do P total, utilizando resina trocadora de ânions como extrator, sendo evidente a grande variabilidade existente na disponibilidade de P nos diversos estudos com BLE. Isso pode ser justificado em função das diferenças quanto a origem do LE, constituindo diferentes composições elementares, devido a fatores intrínsecos ao processo de pirólise ao qual foi submetido, como temperatura empregada, duração do processo e taxa de aquecimento, implicando diretamente no tipo de ligação realizada pelo P e a sua disponibilidade, e diferenças quanto ao tipo de solo de cada estudo, principalmente em relação ao teor de argila (WOLLMANN et al., 2017; EDUAH et al., 2019).

Xu et al. (2016) quantificaram P lábil e moderadamente lábil de BC's de resíduos vegetais, formas disponíveis para as plantas, e obtiveram como resultado um aumento da disponibilidade de P entre as temperaturas de 300°C e 400°C, e a partir disso, diminuição com o aumento da temperatura de pirólise. Mas afirmaram que o teor de P disponível dos BC's foram bastante superiores aos de suas respectivas matérias primas, sendo a pirólise uma alternativa para aumentar a disponibilidade de P. Teores baixos de P disponível foram encontrados por Bornø et al. (2018), cerca de 1, 13 e 14 mg de P kg⁻¹ nos BC's de madeira, casca de arroz e colza oleaginosa, evidenciando o potencial do BLE no fornecimento de P quando comparado a outros BC's. Também no estudo de Gonzaga et al. (2019) com BC de casca de coco, BC de bagaço de laranja e LE, o BLE mostrou valores superiores de P disponível em comparação aos outros tipos de BC's. Utilizando BC de farinha de ossos e madeira, Zwetsloot et al. (2016) observaram um aumento da disponibilidade de P em comparação ao fertilizante mineral.

No presente estudo, apesar de ser uma pequena fração do P total, o teor de P disponível é suficiente para suprir a exigência nutricional do cultivo de milho por algumas safras, dispensando adubações fosfatadas de manutenção (SOUSA; LOBATO, 2004; FARIA et al., 2018).

Nos estudos de fracionamento do P, muitos autores observaram que a maior parte do P do BLE está associado ao Ca (BRIDLE; PRITCHARD, 2004; KLEMANN et al., 2016; SCHNEIDER; HADERLEIN, 2016), que é mais disponível em comparação a outros tipos de fosfatos, como fosfatos de Fe e Al (CROSS; SCHLESINGER, 1995). Entretanto, trata-se de uma fração de estabilidade intermediária, constituindo-se uma reserva de P a longo prazo (GUO et al., 2000; SCHNEIDER; HADERLEIN, 2016). Contudo, O'Connor et al. (2004) em um estudo com LE proveniente de diferentes regiões e épocas de coleta, observaram variações da abundância das diferentes frações de P, ora apresentavam altos teores de P ligado a Fe e Al,

ora P associado ao Ca. A justificativa dada foi devido a diferenças nos processos de tratamento das águas residuárias, métodos de filtragem e das diferentes composições elementares em função da diferença regional.

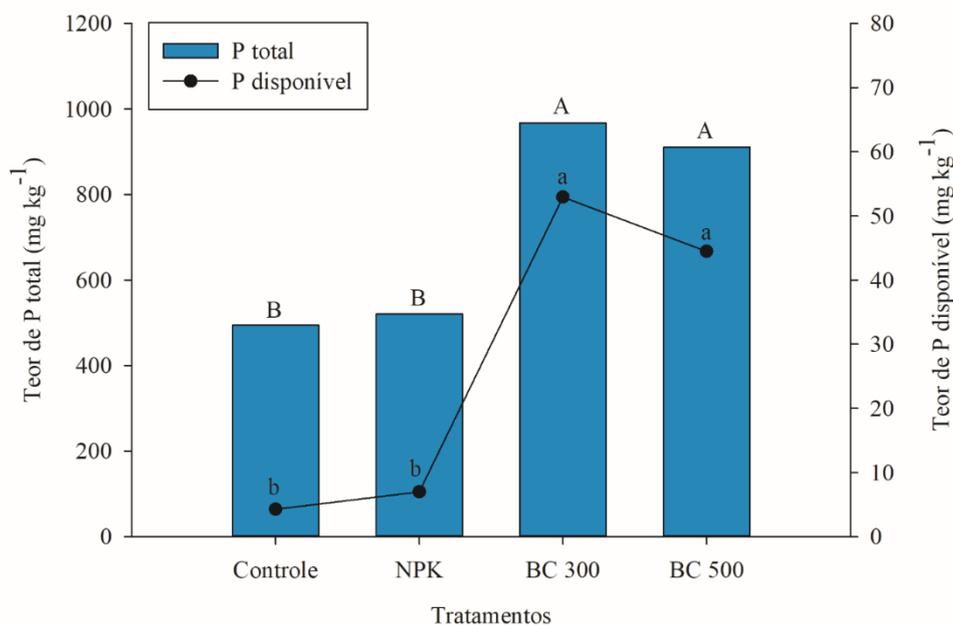


Figura 3. Teores de P total e disponível por Mehlich-1 no solo em resposta à aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) e adubação mineral na camada de 0-20 cm. Controle: sem adubação com fertilizante mineral e BLE; NPK: adubação com fertilizante mineral NPK; BC 300: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 300°C; BC 500: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 500 °C. Médias com letras iguais, maiúscula para P total e minúscula para P disponível, indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos pelo teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

4.3. P orgânico e inorgânico

Nas figuras 4A e 4B são apresentados os teores de P orgânico e P inorgânico no solo, respectivamente, em resposta a aplicação de BLE e NPK. Similar ao P total e ao P disponível, a aplicação de BLE, independente da temperatura de pirólise, elevou os teores de P inorgânico do solo. No entanto, apenas o BC 300 incrementou o teor de P orgânico, sendo quatro vezes maior do que o tratamento controle, não havendo diferenças entre os demais tratamentos ($p > 0,05$). A ausência de diferença entre o BC 500 e controle pode ser explicada devido ao fato de que o P orgânico passa a ser perdido a temperaturas a partir de 500°C (ZHOU et al., 2003),

devido a isso pode ter ocorrido perdas de P orgânico durante o processo de pirólise. Além disso, Xu et al. (2016) constataram a transformação do P orgânico em frações inorgânicas ou em frações orgânicas mais estáveis, durante o processo de pirólise de resíduos de palha de trigo, milho e casca de amendoim, evidenciando diminuição dessa fração com o aumento da temperatura de pirólise. Essa transformação é um indicativo de que temperaturas de pirólise mais elevadas proporcionam ao final a presença de compostos fosfatados mais estáveis. Mesmo com a diminuição dessa fração com a pirólise, Xu et al. (2016) ainda obtiveram teores de P orgânico correspondendo a cerca da metade do P total, o que evidencia, quando comparado ao presente estudo, as diferenças entre as diversas matérias primas utilizadas para produção de BC nas proporções das frações de P. He et al. (2010), Huang et al. (2015) e Schneider e Haderlein (2016) em seus estudos com grânulos de LE e BLE, observaram proporções consideráveis de P orgânico em relação ao P total presente em ambos materiais, variando de 24 a 40%, podendo contribuir significativamente com o aumento dessa fração quando aplicado ao solo. Também utilizando BC de resíduos verdes no cultivo de trigo, Farrel et al. (2014) encontraram 22% de P orgânico em relação ao total. Bornø et al. (2018), realizando o fracionamento de P do BC de casca de madeira, encontraram cerca de 20% de P orgânico. As principais formas de P orgânico encontradas no BLE são em sua maior parte P não hidrolisável, fitato e monoéster simples (HE et al., 2010).

Os maiores teores de P inorgânico foram encontrados com a aplicação dos BC's, mostrando valores superiores ao controle e NPK ($p < 0,05$). A presença desses altos teores de P inorgânico no solo pode ser justificada em decorrência da maior parte do P total dos BC's está na forma inorgânica (HOSSAIN et al., 2011). De forma similar, He et al. (2010) demonstraram que no BLE cerca de 76% do P é inorgânico, similar ao percentual médio de 82% encontrado no presente estudo. Rehman et al. (2018) obtiveram um percentual de 98%, o que reforça a variabilidade existente entre os trabalhos em relação a proporção de P inorgânico e orgânico.

Não houve diferença entre o controle e o NPK para os teores de P em todas as frações estudadas ($p > 0,05$). Isso pode ser explicado pela maior extração de P pelas plantas que receberam aplicação de NPK, tendo em vista que o solo foi coletado após o florescimento do milho, época de intensa absorção de nutrientes pela cultura (COELHO; FRANÇA, 1995), o que é confirmado pela maior produtividade obtida com a aplicação de NPK comparada ao controle (Figura 6).

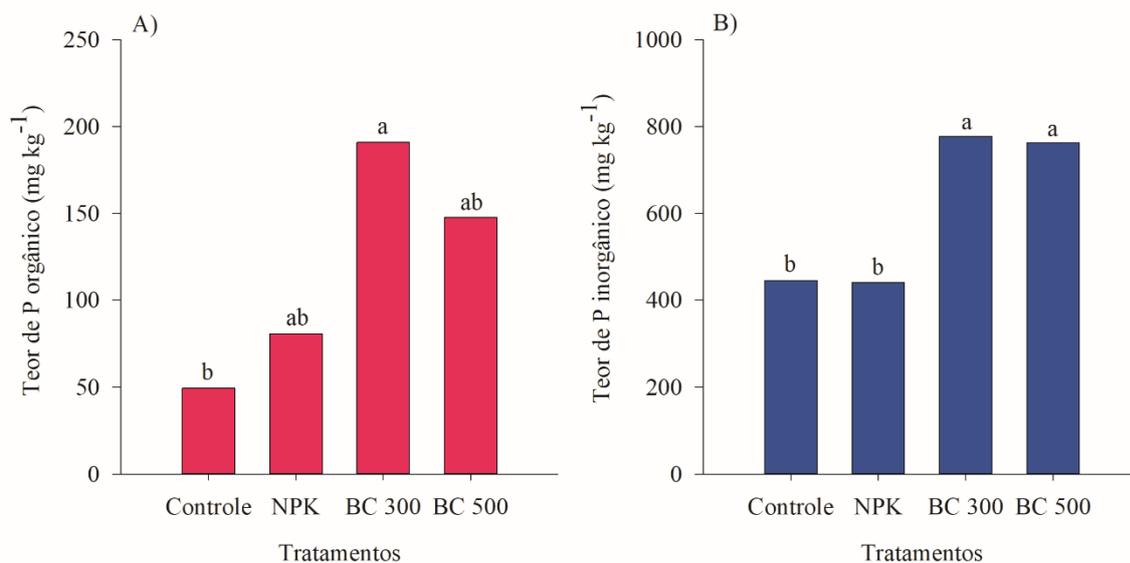


Figura 4. Teor de P orgânico (A) e inorgânico (B) no solo em resposta à aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) e adubação mineral. Controle: sem adubação com fertilizante mineral e BLE; NPK: adubação com fertilizante mineral NPK; BC 300: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 300 °C; BC 500: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 500 °C. Médias com letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos pelo teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

Na Figura 5 são observadas as distribuições relativas, em percentual, das frações de P orgânico e P inorgânico, em relação ao P total no solo. A aplicação de BC 300 promoveu maior equilíbrio entre as frações orgânica e inorgânica de P no solo. Bornø et al. (2018) em um estudo com BC de casca de madeira, encontraram 20% de P orgânico em relação ao total, sendo a maior parte P inorgânico, resultado similar ao encontrado no presente estudo, e diferentes proporções de P orgânico e inorgânico foram encontradas quando comparados os diferentes BC's de madeira, casca de arroz e colza oleaginosa, evidenciando a dependência do tipo de matéria prima na presença e nos percentuais dessas frações no BC. No estudo de Wang et al. (2013) o fracionamento de P utilizando BC proveniente de uma mistura de LE e cascas de madeira também demonstrou uma proporção maior de P inorgânico.

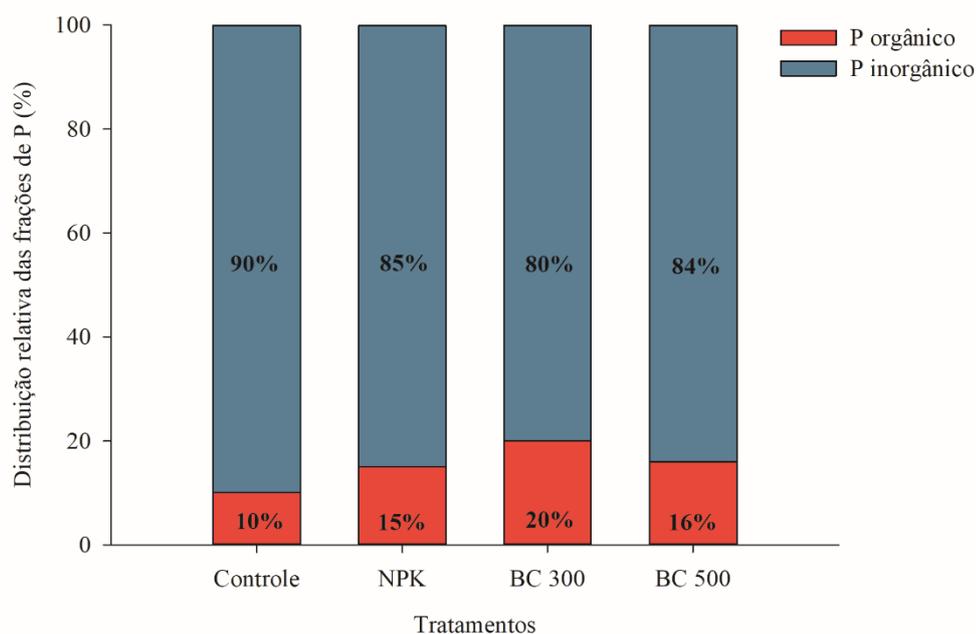


Figura 5. Percentuais de P orgânico e inorgânico em relação aos teores totais de P no solo em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto e adubação mineral. Controle: sem adubação com fertilizante mineral e BLE; NPK: adubação com fertilizante mineral NPK; BC 300: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 300 °C; BC 500: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 500 °C.

4.4. Produtividade de grãos de milho

O uso dos BC's promoveu produtividades de grãos que se equivaleram a aplicação de NPK, e foram superiores ao controle (Figura 5), evidenciando que o BLE pode substituir a adubação mineral com NPK (FARIA et al., 2018). Outros estudos também demonstraram aumentos de produtividade com a aplicação de BLE. Rehman et al. (2018) também obtiveram maiores rendimentos de trigo em resposta a aplicação de BLE, como consequência da presença de alto teor de P disponível, sendo suficiente para que as plantas produzissem maior biomassa em comparação com a aplicação de fertilizante mineral. Do mesmo modo, Kim et al. (2016) obtiveram resultados superiores de produtividade do milho, 28% a mais que o controle, em resposta ao alto teor de P encontrado no BC de casca de arroz aplicado ao solo. Parvage et al. (2013) após a aplicação de BC de resíduos de trigo, em diferentes tipos de solos, observaram um aumento na disponibilidade de P variando de 11 a 253%. Lee et al. (2017), aplicando BC de frutos de palma, justificaram a maior produção de biomassa vegetal devido a maior absorção de P pelas culturas. Maior produção de biomassa aérea e radicular também foi observada no

cultivo de milho com a aplicação de BC de casca de arroz e colza oleaginosa (BORNØ et al., 2018). Gonzaga et al. (2019) em seu estudo com BC de casca de coco, bagaço de laranja e lodo de esgoto observaram maior produção de biomassa vegetal em função da aplicação de diferentes taxas de BC, sendo justificado pelos autores devido ao aumento da disponibilidade de nutrientes, entre eles o P.

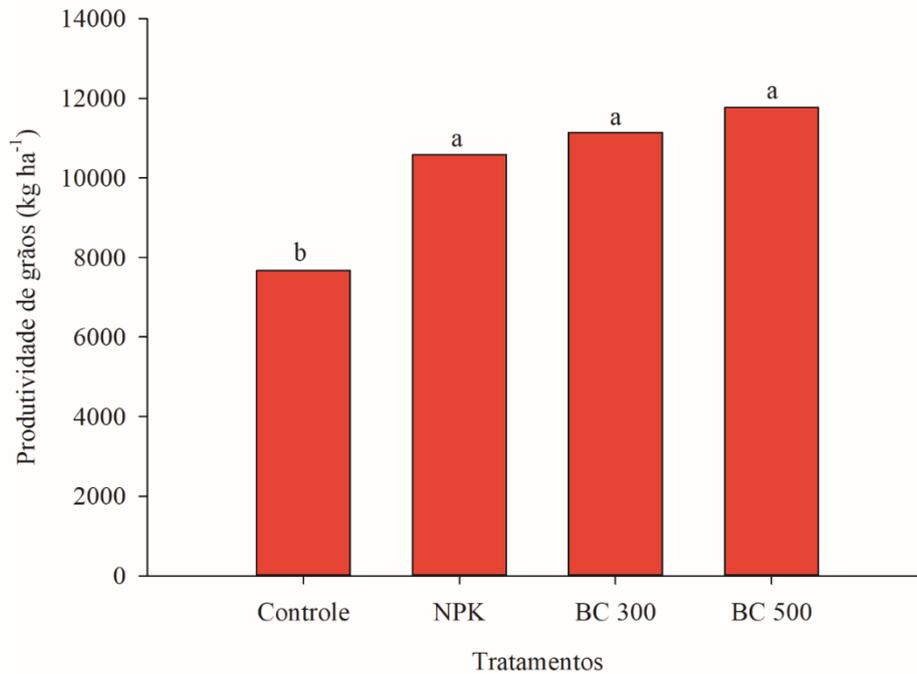


Figura 6. Produtividade de grãos de milho em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) e adubação mineral NPK. Controle: sem adubação com fertilizante mineral e BLE; NPK: adubação com fertilizante mineral NPK; BC 300: aplicação de BLE obtido na temperatura de pirólise de 300 °C; BC 500: aplicação de BLE obtido na temperatura de pirólise de 500 °C. Letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos pelo teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

4.5. Colonização micorrízica e glomalina facilmente extraível

A adubação com NPK proporcionou maior taxa de colonização micorrízica do que o controle e o BC 500, e não diferiu do BC 300 (Figura 7). O fato da redução da colonização micorrízica ocorrer no BC 500 e não no BC 300 pode ser decorrente da maior proporção de P orgânico e de C no BC 300 que pode ter estimulado o crescimento dos fungos micorrízicos, mesmo em condições de elevados teores de P disponível proporcionados pelos BC's. De

maneira geral, já está bem estabelecido que a micorrização é reduzida na presença de altos teores de P disponível, já que a simbiose é estabelecida quando a planta não tem acesso a uma quantidade adequada de nutrientes, em especial o P (SILVEIRA, 1992; VERBRUGEN et al., 2013; SENNA et al., 2014). Curaqueo et al. (2014) também observaram taxas de colonização similares entre a aplicação de NPK e de BC de casca de madeira. Hammer et al. (2014) utilizando BC de casca de madeira e de estrume de galinha, observaram que a colonização micorrízica foi estimulada com o uso desses materiais e que os fungos foram capazes de colonizar as partículas do BC, acessando e absorvendo o P que estava adsorvido nas paredes internas e externas dos poros.

LeCroy et al. (2013) observaram aumento na taxa de colonização micorrízica apenas quando o BC de madeira estava associado à adubação nitrogenada, indicando que a presença de N é um fator crítico à micorrização. Entretanto, ainda nesse estudo os autores observaram uma diminuição na produção de biomassa da parte aérea das plantas de sorgo, justificada por uma maior absorção de N pelos fungos sem que houvesse a transferência desse nutriente à planta. Piccolla et al. (2015) utilizando BC de madeira de eucalipto no cultivo de sorgo, concluíram que apenas o BC obtido na temperatura de pirólise de 700°C estimulou a colonização micorrízica e conseqüentemente aumentou a produção de biomassa. Qiao et al. (2015) e Zwetsloot et al. (2016) não observaram efeito do BC de colmo de milho e BC de farinha de ossos e madeira, respectivamente, sobre a colonização micorrízica, o que evidencia a variabilidade do efeito que a matéria prima do BC tem sobre o estabelecimento da micorrização.

Mesmo não apresentando efeito significativo sobre a colonização, Zwetsloot et al. (2016) observaram que o milho inoculado com FMA apresentou maior produção de biomassa em função da combinação de BC de ossos e madeira, mesmo que a aplicação desses materiais tenha resultado em uma menor disponibilidade de P.

A aplicação de BC 300 também estimulou a produção de glomalina pelos FMA, apresentando valores superiores ao controle e ao NPK ($p < 0,05$). No entanto, não houve diferença entre os BC's na produção de glomalina. É incipiente o conhecimento sobre os mecanismos que regulam a produção desta glicoproteína e sobre o efeito do BLE na sua produção, sendo necessários novos estudos. Ademais, há problemas metodológicos já levantados pelos especialistas. Há grande dependência do pH da solução extratora e da temperatura durante o processo de extração, não se tendo garantia da extração apenas da glomalina, podendo-se quantificar outros compostos (SOUSA et al., 2012).

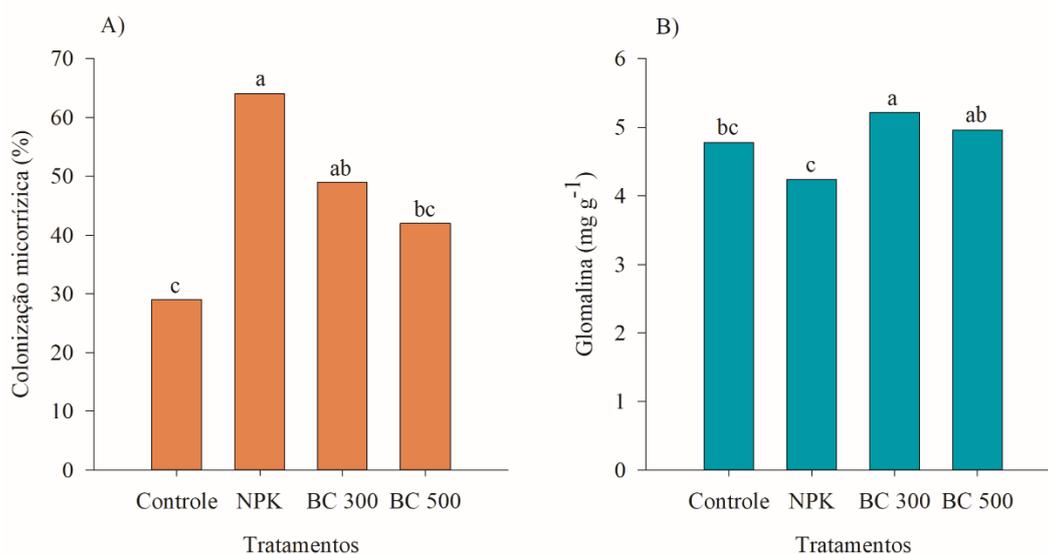


Figura 7. Taxa de colonização micorrízica (A) e teores de glomalina facilmente extraível (B) em resposta a aplicação de biochar de lodo de esgoto (BLE) e adubo mineral NPK. Controle: sem adubação com fertilizante mineral e BLE; NPK: adubação com fertilizante mineral NPK; BC 300: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 300 °C; BC 500: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 500 °C. Letras iguais indicam que não há diferença significativa entre os tratamentos pelo teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

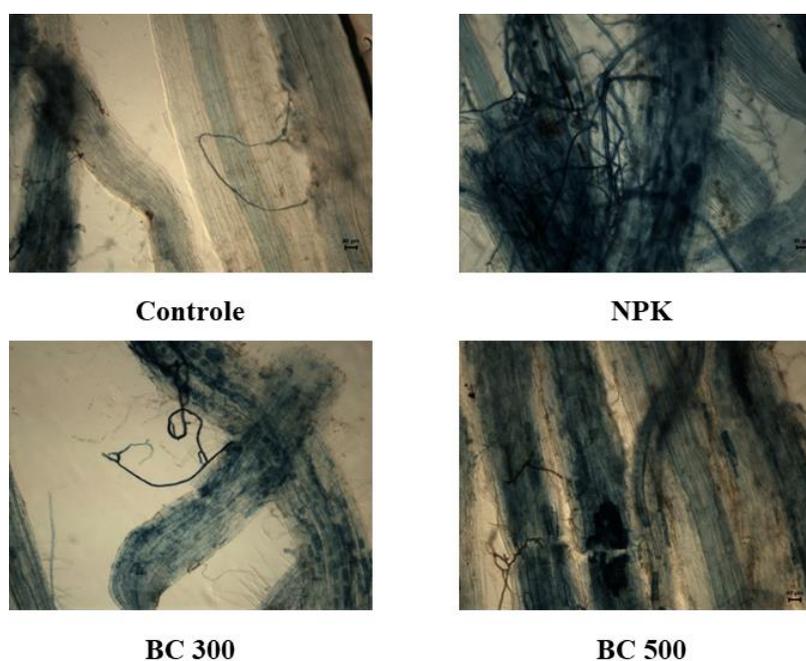


Figura 8. Raízes micorrizadas em resposta a aplicação de biochars de lodo de esgoto e adubação mineral. Controle: sem adubação com fertilizante mineral e BLE; NPK: adubação com fertilizante mineral NPK; BC 300: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise

de 300 °C; BC 500: aplicação de biochar obtido na temperatura de pirólise de 500°C. Fonte:
Autor (2015)

5. CONCLUSÕES

A aplicação de biochar de lodo de esgoto elevou os teores de P total e de suas frações orgânica, inorgânica e disponível do solo. Dessa forma o biochar representa uma importante fonte de P para solos agrícolas. O fornecimento de diversas frações de P torna o biochar uma fonte de P equilibrada para o solo, podendo ter o potencial de armazenar parte do P para fornecimento ao longo dos cultivos agrícolas.

Os altos teores de P disponível no BC 500 reduziram a taxa de colonização micorrízica, mas o BC 300 foi capaz de manter elevada taxa de colonização e teor de glomalina, mesmo com alta concentração de P disponível no solo.

Os biochars possibilitaram produtividades de grãos de milho similares às aquelas promovidas pela adubação mineral e superiores ao controle.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAVEYE, P. C. Looming scarcity of phosphate rock and intensification of soil phosphorus research. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 637-642, 2015.
- BIEDERMAN, L. A.; HARPOLE, W. S. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. **GCB Bioenergy**, v. 5, p. 202-214, 2013.
- BORNØ, M. L.; EDUAH, J. O.; MÜLLER-STÖVER, D. S.; LIU, F. Effect of different biochars on phosphorus (P) dynamics in the rhizosphere of zea mays L. (maize). **Plant and Soil**, v. 431, p. 257-272, 2018.
- BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D. da; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A. de; MARIA, I. C. de. Chemical and microbiological attributes of an oxisol treated with successive applications of sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, 2011.
- BEATON, J., 2006. Efficient use of fertilizer use manual: History. Disponível em: <http://academic.uprm.edu/dsotomayor/agro6505/History_of_Fertilizer_Beaton.pdf>. Acesso em 28 jan., 2019.
- BRIDLE, T. R.; PRITCHARD, D. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 9, p. 169–175, 2004.
- CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html>>. Acesso em: 25 mar., 2019.
- CERQUEIRA, W. V.; RITTL, T. F.; NOVOTNY, E. H.; NETTO, A. D. P. High throughput pyrogenic carbon (biochar) characterisation and quantification by liquid chromatography. **The Royal Society of Chemistry**, 2015.
- CERNANSKY, R. Agricultura: solo de última geração. Nature News, 14 jan. 2015. Disponível em: <<https://www.nature.com/news/agriculture-state-of-the-art-soil-1.16699>>. Acesso em 11 mar. 2019.
- CHOWDHURY, R. B.; MOORE, G. A.; WEATHERLEY, A. J. Key sustainability challenges for the global phosphorus resource, their implications for global food security, and options for mitigation. **Journal of Cleaner Production**, Victoria, v. 140, p. 945-963, 1 jan. 2017.
- COELHO, A.M.; FRANÇA, G.E. de. 1995. Seja o doutor do seu milho: nutrição e adubação. In: Potafos, editor. Informações Agrônomicas. Piracicaba (SP): Potafos. Portuguese.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Conama). Resolução Conama 375/06. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2018. 2006.
- COOPER, J.; LOMBARDI, R.; BOARDMAN, D.; MARQUET, C. C. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 57, p. 78-86, 2011.
- CORBRIGGE, D. E. C. Phosphorus: chemistry, biochemistry and technology. 6. ed. Boca

Raton: CRC Press, 2013. 143 p.

CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 292–305, 2009.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, p. 197-214, 1995.

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

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **World fertilizer trends and outlook to 2020**. Roma: Food and Agriculture Organization of United Nations, 2017.

FARRELL, M.; MACDONALD, L. M.; BUTLER, G.; CHIRINO-VALLE, I.; CONDRON, L. M. Biochar and fertiliser applications influence phosphorus fractionation and wheat yield. **Biology and Fertility of Soils**, v. 50, p. 169-178, 2014.

FARIA, W.; FIGUEIREDO, C. C.; COSER, T.; VALE, T.; SCHNEIDER, B. Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 63, p. 1-8, 2018.

FIGUEIREDO, C. C.; LOPES, H.; COSER, T.; VALE, A.; BUSATO, J.; AGUIAR, N.; NOVOTNY, E.; CANELLAS, L. Influence of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of biochar from sewage sludge. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, p. 881-889, 2017.

FIGUEIREDO, C. C.; CHAGAS, J. K. M.; SILVA, J.; FERREIRO, J. P. Short-term effects of a sewage sludge biochar amendment on total and available heavy metal content of a tropical soil. **Geoderma**, v. 344, p. 31-39, 2019.

FOKOM, R.; ADAMOU, S.; TEUGWA, M. C.; BOYOGUENO, A. D. B.; NANA, W. L.; NGONKEU, M. E. L.; TCHAMENI, N. S.; NWAGA, D.; NDZOMO, G. T.; ZOLLO, P. H. A. 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**, v. 120, p. 69-75, 2012.

FOLLMI, K. B. The phosphorus cycle, phosphogenesis and marine phosphate-rich deposits. **Earth-Science Reviews**, Zurich, v. 40, p. 55-124, 1996.

FRISTAK, V.; PIPISKA, M.; SOJA, G. Pyrolysis treatment of sewage sludge: a promising way to produce phosphorus fertilizer. **Cleaner Production**, 2018.

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**, v. 107, 129-132, 2017.

GIOVANNETTI, M.; MOSSE, B. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. **New Phytologist**, v. 84, p. 489–500, 1980.

GONZAGA, M. I. S.; SOUZA, D. C. F. de; ALMEIDA, A. Q. de; MACKOWIAK, C.; LIMA, I. S.; SANTOS, J. C. J.; ANDRADE, R. S. de. Nitrogen and phosphorus uptake efficiency in Indian mustard cultivated during three growth cycles in a copper contaminated soil treated with biochars. **Ciência Rural**, v. 49, n. 1, 2019.

GUO, F.; YOST, R. S.; HUE, N. V.; EVENSEN, C. I.; SILVA, J. A. Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 1681-1689, 2000.

HAGEMANN, N.; SUBDIAGA, E.; ORSETTI, S.; ROSA, J. M. de la; KNICKER, H.; SCHMIDT, 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**, p. 20-29, 2018.

HANCE, R.J.; ANDERSON, G. A comparative study of methods of estimating soil organic phosphate. *Journal of Soil Science*, v. 13, n. 2, p. 225-230, 1962.

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

HASSAN, S. S. A. S.; WANG, Y.; HU, S.; SU, S.; XIANG, J. Thermochemical processing of sewage sludge to energy and fuel: Fundamentals, challenges and considerations. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 80, p. 888-913, 2017.

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**, v. 92, p. 223-228, 2011.

HUANG, W.; CAI, W.; HUANG, H.; LEI, Z.; ZHANG, Z.; TAY, J. H.; LEE, D. J. Identification of inorganic and organic species of phosphorus and its bio-availability in nitrifying aerobic granular sludge. **Water Research**, v. 68, p. 423-431, 2015.

KACPRZAK, M.; NECZAJ, E.; FIJALKOWSKI, K.; GROBELAK, A.; GROSSER, A.; WORWAG, M.; RORAT, A.; BRATTEBO, H.; ALMAS, A.; SING, B. R. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental Research**, v. 156, p. 39–46, 2017.

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**, v. 60, p. 201-210, 2017.

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

LECROY, C.; MASIELLO, C. A.; RUDGERS, J. A.; HOCKADAY, W. C.; SILBERG, J. J. Nitrogen, biochar, and mycorrhizae: alteration of the symbiosis and oxidation of the char surface. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 58, p. 248-254, 2013.

- LEE, S. C. K.; ROSENANI, A. B.; ISHAK, C. F.; IDRIS, A.; RAHIM, K. A.; AURICH, A. M. 15N-labelled fertiliser recovery by maize (*Zea mays* L.) and leaching of nutrients as influenced by oil palm empty fruit bunch biochar in a minilysimeter under controlled tropical environment. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 2017.
- LIANG, J. F.; AN, J.; GAO, J. Q.; ZHANG, X. Y. SONG, M. H.; YU, F. H. Interactive effects of biochar and AMF on plant growth and greenhouse gas emissions from wetland microcosms. **Geoderma**, v. 346, p. 11-17, 2019.
- LIU, Y.; VILLALBA, G.; AYRES, R. U.; SCHRODER, H. Global Phosphorus Flows and Environmental Impacts from a Consumption Perspective. **Journal of Industrial Ecology**, v. 12, n. 2, p. 229-247, 30 abr. 2008.
- LOBO, T. F.; FILHO, G. H.; BULL, L. T.; MOREIRA, L. Q. Manejo do lodo de esgoto e nitrogênio mineral na fertilidade do solo ao longo do tempo. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 2705-2726, 2013.
- LOPES, J. C.; RIBEIRO, L. G.; ARAÚJO, M. G.; BERALDO, M. R. B. S. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, v. 23, n.1, p. 143-147, 2005.
- LUO, Z.; MA, S.; HU, S.; CHEN, D. Towards the sustainable development of the regional phosphorus resources industry in China: A system dynamics approach. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 126, p. 186-197, nov. 2017.
- MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, Oxford, v.27, p.31-36, 1962.
- OLIVEIRA, L. E. Z. de; Biodisponibilidade de fósforo residual em diferentes manejos de solo e adubação. Brasília: Universidade de Brasília, 2018, 83 p.
- OLSEN, S.R.; SOMMERS, L.E. Phosphorus. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, Q.R. (Eds.) *Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties*. 2.ed. Madison: ASA, SSSA, 1982. p. 403-430.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. **Population**. Disponível em: <<http://www.un.org/en/sections/issues-depth/population/>>. Acesso em: 08 mar. 2019.
- PARVAGE, M. M.; ULÉN, B.; ERIKSSON, J.; STROCK, J.; KIRCHMANN, H. Phosphorus availability in soils amended with wheat residue char. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, p. 245-250, 2013.
- PICCOLLA, C. D.; NOVOTNY, E. H.; MURAOKA, T.; BRITO, J. O.; SAITO, M. Colonização de plantas e germinação de esporos de fungos micorrízicos arbusculares na presença de biochars. In: XI ENCONTRO BRASILEIRO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 11, 2015, São Carlos. *Substâncias húmicas, ciência e tecnologia: livro de resumos*. SP: IQSC, 2015. P. 467-470.
- QIAO, Y.; CROWLEY, D.; WANG, K.; ZHANG, H.; LI, H. Effects of biochar and arbuscular mycorrhizae on bioavailability of potentially toxic elements in an aged contaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 636-643, 2015.
- REHMAN, R. A.; RIZWAN, M.; QAYYUM, M. F.; ALI, S.; ZIA-UR-REHMAN, M.; ZAFAR-UL-HYE, M.; HAFEEZ, F.; IQBAL, M. F. Efficiency of various sewage sludges and

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

SCHNEIDER, F.; HADERLEIN, S. B. Potential effects of biochar on the availability of phosphorus — mechanistic insights. **Geoderma**, v. 277, p. 83-90, 2016.

SATTARI, Z.S.; BOUWMAN, A.F.; GILLER, K.E.; ITTERSUM, M.K.V. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 16, p. 6348-6353, 2012.

SENNA, J. O. A. de; STEFANUTTI, R.; DONHA, R. M. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Cinética de absorção com doses de P e fungos micorrízicos arbusculares em *Nicotiana tabacum*. **Journal of Agricultural Science**, v. 42, n. 3, p. 294-298, 2014.

SILVEIRA, A. P. D. Micorrizas. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. Microbiologia do solo. Campinas, SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 257-282, 1992.

SOETAN, K. O.; OLAIYA, C. O.; OYEWOLE, O. E. The importance of mineral elements for humans, domestic animals and plants: A review. **African Journal of Food Science**, v. 4, p. 200-222, mai. 2010.

SOKA, G.; RITCHIE, M. Arbuscular mycorrhizal symbiosis and ecosystem processes: Prospects for future research in tropical soils. **Open Journal of Ecology**, v. 4, n. 1, p. 11-22, 2014.

SOUSA, C. da S.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; LIMA, F. de S. Glomalina: características, produção, limitações e contribuição nos solos. **Semina Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, suplemento 1, p. 3033-3044, 2012.

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

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

VERBRUGGEN, E.; VAN DER HEIJDEEN, M. G. A.; RILLIG, M. C.; KIERS, E. T. Mycorrhizal fungal establishment in agricultural soils: factors determining inoculation success. **New Phytologist**, v. 197, p. 1104-1109, 2013.

WANG, T.; ARBESTAIN, M. C.; HEDLEY, M. The fate of phosphorus of ash-rich biochars in a soil-plant system. **Plant and Soil**, v. 375, p. 61-74, 2014.

WARNOCK, D. D.; LEHMANN, J.; KUYPER, T. W. K.; RILLIG, M. C. Mycorrhizal responses to biochar in soil – concepts and mechanisms. **Plant Soil**, v. 300, p. 9-20, 2007.

WITHERS, P.J.; HODGKINSON, R.A.; ROLLETT, A., DYER, C., DILS, R., COLLINS, A.L., BILSBORROW, P.E.; BAILEY, G.; SYLVESTER-BRADLEY, R. Reducing soil phosphorus fertility brings potential long-term environmental gains: A UK analysis. **Environmental Research Letters**, v. 12, p. 063001, 2017.

WOLLMANN, I.; GAURO, A.; MÜLLER, T.; MÖLLER, K. Phosphorus bioavailability of sewage sludge-based recycled fertilizers. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, p. 1-9, 2017.

WRIGHT, S. F.; UPADHYAYA, A. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Science**, v. 161, p. 1-12, 1996.

XU, G.; ZHANG, Y.; SHAO, H.; SUN, J.; Pyrolysis temperature affects phosphorus transformation in biochar: chemical fractionation and ³¹P NMR analysis. **Science of the Total Environment**, p. 65-72, 2016.

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.

YUAN, Z.; JIANG, S.; SHENG, H.; LIU, X.; HUA, H.; LIU, X.; ZHANG, Y. Human Perturbation of the Global Phosphorus Cycle: Changes and Consequences. **Environmental Science & Technology**, v. 52, p. 2438-2450, 2018.

ZHOU, Y.; ZHANG, F. S.; YANG, H. S.; ZHANG, S.; MA, X. N. Comparison of effectiveness of different ashing auxiliaries for determination of phosphorus in natural waters, aquatic organisms and sediments by ignition method. **Water Research**, v. 37, p. 3875-3882, 2003.

ZWETSLOOT, M. J.; LEHMANN, J.; BAUERLE, T.; VANEK, S.; HESTRIN, R.; NIGUSSIE, A. Phosphorus availability from bone char in a P-fixing soil influenced by root-mycorrhizae-biochar interactions. **Plant Soil**, v. 408, p. 95-105, 2016.