



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA

**EFEITO RESIDUAL DO BIOCHAR DE LODO DE
ESGOTO NAS FRAÇÕES LÁBEIS DA MATÉRIA
ORGÂNICA DO SOLO CULTIVADO COM MILHO**

THAIS FRANÇA SILVA

Brasília, DF

Dezembro de 2018

THAIS FRANÇA SILVA

**EFEITO RESIDUAL DO BIOCHAR DE LODO DE
ESGOTO NAS FRAÇÕES LÁBEIS DA MATÉRIA
ORGÂNICA DO SOLO CULTIVADO COM MILHO**

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 Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO
DE FIGUEIREDO

Brasília, DF

Dezembro de 2018

FICHA CATALOGRÁFICA

SILVA, Thais França

“EFEITO RESIDUAL DO BIOCHAR DE LODO DE ESGOTO NAS FRAÇÕES LÁBEIS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO CULTIVADO COM MILHO”. Orientação: Cícero Célio de Figueiredo, Brasília, 2018. (44) páginas.

Monografia de Graduação (G) – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2018.

1. Biossólido. 2. Pirólise. 3. Resíduos urbanos. 4. Carbono orgânico

I. Figueiredo, C.C.de. II. Drº.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SILVA, T.F. Efeito residual do biochar de lodo de esgoto nas frações lábeis da matéria orgânica do solo cultivado com milho. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2017, (44) páginas. Monografia.

CESSÃO DE DIREITOS

Nome do Autor: THAIS FRANÇA SILVA

Título da Monografia de Conclusão de Curso: Efeito residual do biochar de lodo de esgoto nas frações lábeis da matéria orgânica do solo cultivado com milho.

Ano: 2018

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.

THAIS FRANÇA SILVA

**EFEITO RESIDUAL DO BIOCHAR DE LODO DE
ESGOTO NAS FRAÇÕES LÁBEIS DA MATÉRIA
ORGÂNICA DO SOLO CULTIVADO COM MILHO**

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
Engenheiro Agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. CÍCERO CÉLIO
DE FIGUEIREDO

BANCA EXAMINADORA:

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

Profa. Dra. Lurdineide de Araújo Barbosa Borges – examinadora – UnB

Prof. Dr. Eiyti Kato – examinador - UnB

Dedico esse trabalho a Jesus meu Salvador, e aos melhores presentes que Ele me deu: meus pais, Eder e Cristiane, e meus irmãos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao soberano Deus e eterno Pai, por ter permitido que eu chegasse até aqui, por ter me dado forças e sabedoria quando precisei e ter me apoiado em todos os meus sonhos.

Agradeço aos meus pais, Eder França e Cristiane Silva por sempre estarem ao meu lado, pelo apoio, amor, carinho, atenção e dedicação que me deram por todo o período de graduação, eu aprecio todo esforço que vocês fizeram para essa realização. Aos meus irmãos Thales, Thamires e Alice, por terem feito momentos difíceis mais felizes, pela companhia e irmandade por todo esse período. Meus tios Delfonso Inácio e Sicília Nunes por sempre fazerem parte da minha vida principalmente pelo apoio prestado. Me considero uma pessoa de sorte por ter vocês como família, amo vocês.

Agradeço aos meus colegas de graduação Ana Clara, Brenda, Giordana, Jhon Kenedy, Karen, Letícia, Lorrany, Luana, Lucas Simioni, Lucas Vitório e Thamires pelos momentos passados juntos, por tornar a graduação mais leve, mais divertida, pelo companheirismo nas épocas difíceis e pela verdadeira amizade que cultivamos. Sem vocês não seria tão memorável, agradeço a Deus pela vida de vocês.

A Universidade de Brasília e a todo o corpo de professores que foram um dos principais responsáveis pela minha formação. Em especial a Profa. Dra. Selma Maggiotto pelos conselhos dados, pela paciência, amizade e apoio.

Ao Prof. Dr. Cícero Célio por ter me recebido na sua equipe, pelos ensinamentos como professor e orientador, pela confiança, incentivo, respeito e seriedade. Grande profissional, maior ainda como pessoa.

Ao pessoal do Laboratório de Estudos da Matéria Orgânica do Solo, em especial Alyson, Ellen, Helen, Joisman, Letícia, Priscila, Stênio e Thais Coser pelos momentos de aprendizado, trabalho e diversão que estivemos juntos.

Agradeço a toda direção da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, aos motoristas e trabalhadores da Fazenda Água Limpa.

À Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), especialmente à Engenheira Florestal Leiliane Saraiva Oliveira, pelo fornecimento do lodo de esgoto e pelo apoio fundamental para a realização deste trabalho.

A todos meus sinceros agradecimentos!

Em seu coração o homem planeja o seu caminho,

Mas o Senhor determina seus passos

(Provérbios 16:9)

RESUMO

O biochar de lodo de esgoto (LE) produzido a partir do tratamento térmico denominado pirólise é uma alternativa para o uso desse resíduo na agricultura de forma sustentável. Apesar dos avanços em pesquisas sobre a influência positiva do biochar de LE na qualidade química, física e biológica do solo, torna-se necessário entender o efeito residual do biochar de LE sobre as frações lábeis da matéria orgânica como também sobre a biomassa microbiana. Portanto o objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito residual da aplicação de biochar de LE em um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico cultivado com milho sobre as frações lábeis da matéria orgânica. Para isso, foi instalado um experimento em delineamento sob o modelo de blocos ao acaso, com quatro repetições e com os seguintes tratamentos: 1) Controle – sem aplicação de biochar ou fertilizante mineral; 2) NPK - fertilizante mineral; 3) BC300 – aplicação de biochar produzido a 300 °C; 4) BC500 – aplicação de biochar produzido a 500 °C; 5) BC300+NPK – biochar produzido a 300 °C + NPK; 6) BC500+NPK - biochar produzido a 500 °C + NPK. Foram aplicados 15 Mg ha⁻¹ de biochar nos dois primeiros anos. No terceiro ano de avaliação não foi aplicado biochar, sendo avaliado apenas o seu efeito residual. Foram determinados o carbono orgânico total (COT), carbono lábil (CL) e o carbono da biomassa microbiana (CBM) do solo amostrado na pós-colheita. O efeito do biochar associado com o NPK elevou os teores de COT e CL. A utilização exclusiva de BC300 aumentou os teores de COT em relação ao controle e do CBM comparado à adubação mineral. Mesmo sob efeito residual, o BC300 se destacou proporcionando maiores teores de COT e de carbono nas frações lábeis em relação ao controle, demonstrando assim o seu potencial para acumular carbono no solo ao longo do tempo.

Palavras-chave: Bio sólido, pirólise, resíduos urbanos, carbono orgânico.

Sumário

1.	INTRODUÇÃO.....	10
2.	REVISÃO DE LITERATURA	12
2.1.	Uso do biochar na agricultura.....	12
2.2.	A viabilidade do uso de biochar de lodo de esgoto na agricultura	14
2.3.	Efeito do biochar nas frações lábeis da matéria orgânica do solo	17
3.	OBJETIVOS.....	22
3.1.	Objetivo geral.....	22
3.2.	Objetivos específicos.....	22
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	23
4.1.	Obtenção e caracterização do biochar do lodo de esgoto.....	23
4.2.	Caracterização da área, tratamentos e delineamento experimental.....	24
4.3.	Condução do experimento.....	25
4.4.	Amostragem do solo e análises laboratoriais	26
3.4.1.	Amostragem	26
4.4.2.	Determinação do carbono orgânico total	26
4.4.3.	Determinação do carbono lábil (CL).....	26
4.4.4.	Determinação do carbono da biomassa microbiana.....	26
4.5.	Análises estatísticas.....	27
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
5.1.	Carbono orgânico total (COT)	28
5.2.	Carbono Lábil (CL).....	29
5.3.	Carbono da biomassa microbiana (CBM).....	31
6.	CONCLUSÕES	33
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34

1. INTRODUÇÃO

As previsões indicam que a população aumentará em mais de um bilhão de pessoas nos próximos 15 anos, atingindo 8,5 bilhões em 2030 e 9,7 bilhões em 2050 (ONU, 2015). O lodo de esgoto (LE) é um produto do tratamento de esgotos cuja produção tende a aumentar de forma proporcional ao crescimento populacional, acentuando a importância de se destinar esse resíduo de forma correta para proteção do meio ambiente e da saúde humana. No Brasil ainda existem graves problemas de tratamentos de esgotos e de destinação final do lodo (TRATA BRASIL, 2018). Somente no Distrito Federal (DF) a produção atual de LE é de aproximadamente 400 t dia⁻¹ (CAESB, 2018), e a falta de alternativas viáveis para sua destinação final representa um problema que preocupa toda a sociedade.

O LE pode ser utilizado na agricultura, porém seu uso é controlado pelas exigências legais, principalmente aquelas apresentadas na Resolução N° 375 de 2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2006), onde são estabelecidas as concentrações máximas de substâncias inorgânicas e a presença de agentes patogênicos que determinam a capacidade de utilização em áreas agrícolas. Diante dessas exigências, o reaproveitamento do LE é limitado e, como consequência, grande quantidade desse resíduo se acumula nos pátios de secagem das ETEs, representando um problema ambiental que necessita solução.

Uma alternativa para tornar viável o uso do LE na agricultura é a sua transformação em biochar, definido como produto da pirólise de biomassa (animal ou vegetal), obtido na ausência ou em atmosfera pobre em oxigênio (INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE, 2018). Quando consideradas as características de esgotamento de locais que não possuem fontes industriais expressivas, apresentando baixo teor de elementos potencialmente tóxicos, dentro dos limites estabelecidos pela legislação correlata (CAESB, 2018), como no DF, o tratamento térmico por pirólise torna-se uma alternativa com grande potencial para tornar viável o uso do LE na agricultura.

O uso do biochar na agricultura tem como intuito aumentar as reservas de carbono e nutrientes, além de atuar como condicionador do solo (INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE, 2018), já sendo difundido e utilizado em alguns países. O processo de produção de biochar é muito variável conforme o tipo de matéria prima e a temperatura envolvida (AGRAFIOTI et al., 2013), apresentando vários benefícios para melhoria do solo quimicamente

e fisicamente (LEHMANN, 2007), destacando-se a melhoria na retenção de água, nutrientes, aumento da área superficial, benefícios à porosidade do solo e elevação do pH.

A matéria-prima, a temperatura de pirólise e as características físicas e químicas do biochar refletem na quantidade e variabilidade das frações orgânicas e da microbiota do solo (LEHMANN et al., 2011). Os compostos presentes na matéria-prima refletem nos nutrientes que estarão presentes no biochar (CROSS & SOHI, 2011) e a temperatura de pirólise determina a quantidade desses nutrientes que serão perdidos, como também a disponibilidade de compostos lábeis para energia de desenvolvimento dos microrganismos (ZHANG et al., 2018a). Características físicas como a alta porosidade, podem interferir por servir de abrigo para esses organismos, como também para impedir a decomposição de raízes refletindo nas frações orgânicas do solo (AGRAFIOTI et al., 2013; YUAN et al., 2015; CHENG et al., 2018). Quando aplicado ao solo, as características químicas do biochar como o pH têm grande influência na microbiota edáfica, levando em consideração que cada grupo microbiano apresenta uma faixa ótima de pH para o seu desenvolvimento (AGRIOS, 2005; GAO et al., 2017).

Recentemente trabalhos com uso de biochar de LE obtidos em diferentes temperaturas e aplicados em solos do DF estão sendo desenvolvidos e algumas propriedades agronômicas importantes já são conhecidas, como a capacidade de aumentar teores de P no solo, aumento da absorção de K pelas plantas, aumento de rendimento da cultura de milho e sua capacidade de substituição de fertilizantes minerais solúveis, após a aplicação (FIGUEIREDO et al., 2018a; FARIA et al., 2018). O efeito do biochar sobre as frações lábeis da matéria orgânica tem se mostrado igual ou superior àquele promovido pela adubação mineral na capacidade de acumular carbono no solo (FIGUEIREDO et al., 2018b).

Recentemente, Figueiredo et al. (2018b) demonstraram que a aplicação de biochar de LE pode promover o acúmulo de frações lábeis e estáveis da matéria orgânica do solo e que a temperatura de pirólise é um fator importante para a promoção desse acúmulo. No entanto, ainda restam dúvidas se o biochar apresenta efeito residual sobre o acúmulo de carbono no solo, principalmente sobre as frações lábeis da matéria orgânica. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito residual do biochar de LE produzido sob diferentes temperaturas sobre as frações lábeis da matéria orgânica do solo cultivado com milho.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Uso do biochar na agricultura

O biochar é um material sólido obtido pelo processo de aquecimento da biomassa na ausência de oxigênio, denominado pirólise (INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE, 2018). A pirólise pode ser dividida em lenta e rápida, obtendo como produtos bio-óleo, biochar e bio-gás. A pirólise rápida é indicada para produção de bio-óleo, onde as taxas de aquecimento são mais elevadas (BRIDGWATER, 2011).

Para produção de um produto sólido a partir da decomposição da biomassa, é indicado o uso da pirólise lenta, entre temperaturas de 300 e 800 °C, reduzindo a produção de bio-óleo. Os gases liberados dependem da composição do produto pirolisado, umidade e temperatura da pirólise, entre eles podem ser liberados: monóxido e dióxido de carbono (CO e CO₂), metano (CH₄), etano (C₂H₆), amônia (NH₃), óxido de enxofre (SO₂), entre outros (KAN et al., 2016).

O carbono (C) do biochar pode resistir a degradação por centenas a milhares de anos por ser um material estável devido sua alta aromaticidade dos seus compostos (YUAN et al., 2015), representando assim uma forma de sequestrar C no solo, fato esse que é mostrado em vários trabalhos onde a adição de biochar no solo não causou aumento significativo de liberações de CO₂ para a atmosfera (ABDULLAH et al., 2017; LÉVESQUE et al., 2018; PALVIAINEN et al., 2018; POLIFKA et al., 2018). Destaca-se similarmente o potencial de diminuição da emissão de outros gases do efeito estufa como mostrado por Lévesque et al. (2018) que a emissão total cumulativa de N₂O foi reduzida em 66% quando adicionados biochars alcalinos produzidos a partir de casca de bordo, lascas de pinheiro e salgueiro. Resultado semelhante foi encontrado por Abdullah et al. (2017) quando utilizaram o biochar associado a fertilizantes e houve redução da emissão de N₂O comparado aos tratamentos sem adição de biochar.

O biochar pode ser produzido por diversas matérias primas, frequentemente são oriundos de madeira, cascas, palhas, cana-de-açúcar, cama de frango, LE, esterco bovino, entre outros. Porém a constituição de cada composto gera diferentes tipos de biochars, com características e influências ambientais diferentes (DOMINGUES et al., 2017) como mostrado por Singh et al. (2010), que trabalharam com 5 matérias primas diferentes, dentre elas madeira, cama de frango e esterco bovino e, identificaram que biochars feitos de madeira e de materiais foliares possuem alto teor de C, porém baixos teores de N total, P, K, S e menores valores de

cátions trocáveis, devido ao seu baixo teor de cinzas, diferente dos biochars produzidos de resíduos biológicos.

Em geral quando o biochar é adicionado ao solo se observa um aumento do pH (CHENG et al., 2018; GWENZI et al., 2018; PALVIAINEN et al., 2018; TIAN et al., 2018; WANG et al., 2018). Castaldi et al. (2011) observaram que após os primeiros meses o uso do biochar de restos vegetais permitiu o aumento do pH do solo de 5,2 para 6,7. Essa característica permite que esse produto de pirólise possa ser usado, em solos ácidos, com a capacidade de calagem (LIEVENS et al., 2018). A matéria-prima utilizada tem grande influência no efeito de alcalinização promovido pelo biochar, como mostrado por Yuan & Xu (2011) que demonstraram que biochar derivado de leguminosas tem maiores efeitos de calagem em relação às não leguminosas, pois as primeiras acumulam mais alcalinidade em sua biomassa vegetal, e após a pirólise as amostras de biochar herdaram a alcalinidade da matéria-prima.

Além disso, o biochar tem a capacidade de reter nutrientes no solo impedindo perdas por lixiviação, como consequência da sua elevada porosidade e alta área superficial (LEHMANN, 2007), que são dependentes da temperatura de pirólise, pois quanto maior a temperatura, mais evidente são essas características, contribuindo para menor lixiviação de nutrientes (CHENG et al., 2018).

Outra característica observada no biochar é a capacidade de liberação lenta de nutrientes, implicando em maior eficiência de seu uso como também a redução de utilização de fontes minerais de fertilizantes (GWENZI et al., 2018). Cheng et al. (2018) mostraram que o biochar de palha de trigo diminuiu a lixiviação de NO_3 com o aumento da temperatura, favorecendo a eficiência de fertilizantes nitrogenados, resultando em maiores concentrações de N total no solo. Do mesmo modo o biochar pode ter influência positivas sobre o K total e o disponível, afetando a ciclagem de K no solo (SINGH et al., 2010; YUE et al., 2017) e consequentemente a absorção desse elemento pelas plantas como mostrado por Biederman & Harpole (2013), cujo trabalho demonstrou que a adição de biochar resultou em acréscimo na concentração de K no tecido das plantas.

A elevação do pH influenciada pelo biochar pode aumentar a disponibilidade de P visto que, em solos ácidos este nutriente é adsorvido, tornando-se indisponível para as plantas. Com a redução da acidez do solo, pelo uso do biochar, ocorre a dessorção desse nutriente, deixando-o em forma disponível (CUI et al., 2011). O próprio biochar também pode ser uma fonte de P, geralmente quando produzidos de compostos orgânicos como esterco bovino, LE e cama de frango (SINGH et al., 2010; FARIA et al., 2018).

Devido à grande área superficial do biochar e o aumento do pH (ZHANG et al., 2013), os poluentes orgânicos e metais pesados podem ser adsorvidos, impedindo a lixiviação (ZHANG et al., 2015) e indisponibilizando-os para serem absorvidos pelas plantas. Meng et al. (2018) afirmaram que a aplicação de biochar reduziu as concentrações de metais pesados extraíveis (Cd, Cu, Pb e Zn), mostrando o potencial do biochar em imobilizar esses metais.

Outro benefício da utilização do biochar é a sua capacidade de retenção de água que pode ser uma alternativa eficaz para regiões onde há baixas precipitações, para reduzir o impacto dos períodos de estresse hídrico beneficiando a produtividade das culturas (GENESIO et al., 2015). Portanto, para solos com baixa capacidade de retenção de água, se torna interessante agronomicamente o uso do biochar. Lima et al. (2018) utilizaram biochar de casca de café em solos arenosos no Brasil com diferentes taxas de aplicação, que influenciaram positivamente a retenção de água no solo com o aumento das doses aplicadas. A porcentagem de retenção de água depende da temperatura de pirólise. De maneira geral, temperaturas altas tem mostrado melhores resultados que aqueles produzidos em temperaturas mais baixas por apresentar maior porosidade (SHAFIE et al., 2012).

As modificações químicas, físicas e biológicas promovidas no solo pelo biochar causam impactos sobre a produtividade das culturas, principalmente quando aplicado em altas taxas (MUHAMMAD et al., 2017). Tian et al. (2018) trabalharam 3 anos com produção de algodão onde foram aplicadas diferentes quantidades de biochar variando de 0 a 20 t/ha e observaram influência positiva na produção de pluma e com altas taxas de aplicação do biochar, alcançaram alta produtividade. Da mesma forma, Muhammad et al. (2017) obtiveram maior produtividade em arroz após a adição de biochar de palha de arroz. Genesio et al. (2015) observaram aumento da produtividade da uva sem afetar a qualidade do fruto. Esses resultados mostram que o biochar pode ser utilizado para aumentar a produtividade e qualidade das culturas.

2.2. A viabilidade do uso de biochar de lodo de esgoto na agricultura

Em 2016, 48% da população não tinha coleta de esgoto e somente 45% dos esgotos gerados no país eram tratados. Nas 100 maiores cidades do Brasil verificou-se um aumento de esgoto tratado de 2011 a 2016 passando de 46,7 para 54,3 %, mas ainda mostrando o grave problema pelos baixos indicadores de tratamento chegando a 5.733 piscinas olímpicas/dia (volume de 2.500 m³ cada piscina olímpica) de esgoto não tratado em todo país (TRATA BRASIL, 2018). Em média o ser humano produz por dia 120 g de sólidos secos lançados na rede de esgoto que, quando tratados, o processo biológico do tratamento produz o efluente

líquido e o lodo, que é um material rico em microrganismos, sólidos minerais e orgânicos (PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA, 2017).

Em alguns países o lodo é usualmente utilizado na agricultura, porém no Brasil a destinação predominante é o aterro sanitário (PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA, 2017). Entre as alternativas existentes para a destinação desse lodo estão: a disposição em aterros sanitário, reuso industrial (como por exemplo em fabricação de tijolos e cerâmicas), incineração, conversão em óleo combustível, disposição oceânica, recuperação de áreas degradadas e como alternativa mais oportuna, a utilização para fins agrícolas e florestais, pois o lodo é rico em matéria orgânica, macronutrientes (N e P) e micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Mn e Mo), sendo eficiente como condicionador do solo (BETTIOL & CAMARGO, 2006).

A Resolução N° 375 de 2006 do CONAMA estabelece critérios para o uso de LE gerado em estação de tratamento de esgoto sanitário e seus derivados em áreas agrícolas. A referida resolução trata da proibição do uso de LE em áreas de proteção permanente, áreas de proteção de mananciais, próximo a captações de água dos mananciais de abastecimento público, próximo a poços e vias de domínio público, drenos interceptores e divisores de águas superficiais de jusante e a trincheiras drenantes de água subterrâneas e superficiais, em áreas sujeitas a encharcamento ou alagamento, em áreas irrigadas por inundação ou sulcos e em áreas onde o lençol freático atinja dois metros da superfície. Também estabelece o máximo permitido de substâncias inorgânicas para seu uso na agricultura como apresentado na Tabela 1 (BRASIL, 2006).

No Distrito Federal a produção de lodo por dia pode chegar a quase 400 toneladas e uma alternativa interessante para o uso de LE na agricultura é a sua transformação em biochar. Levando em consideração que no DF o esgotamento não possui fontes industriais expressivas, existindo baixo teor de elementos tóxicos, e estando dentro dos limites estabelecidos pela legislação correlatada (CAESB, 2018), a pirólise se torna necessária para eliminação da presença de microrganismos patogênicos para serem utilizados na agricultura de forma segura, apresentando vantagens ambientais que se enquadra nos princípios de reutilização de resíduos.

As características do LE e a temperatura de pirólise exercem um papel importante para determinar as propriedades finais do biochar (ZIELINSKA et al., 2015). Os biochars de LE produzidos a baixas temperaturas são ácidos enquanto aqueles produzidos a altas temperaturas são de natureza alcalina. Em solos ácidos, os biochars produzidos em altas temperaturas podem ser utilizados para corrigir a acidez do solo, demonstrando sua capacidade de efeito alcalinizante, sendo capaz por exemplo, de corrigir a toxidez por Al em solos tropicais, como também,

favorecendo o aumento da CTC do solo (GWENZI et al., 2016). Alternativamente, biochars produzidos a baixas temperaturas de pirólise podem ser usados para auxiliar em solos alcalinos (HOSSAIN et al., 2011).

Tabela 1. Concentrações máximas permitidas de substâncias inorgânicas em lodo de esgoto ou produtos derivados.

Substâncias inorgânicas	Concentração Máxima (mg/kg, base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Crômio	1000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Fonte: Resolução do CONAMA N° 375, de 29 de agosto de 2006.

Com o aumento da temperatura de pirólise também ocorre a diminuição do rendimento do biochar (HOSSAIN et al., 2011; CHEN et al., 2014) e do conteúdo de material volátil (ZHANG et al., 2015), entretanto, há o aumento do teor de cinzas e acréscimo da área superficial que está intimamente relacionada com a formação de micro, meso e macroporos que podem afetar de diferentes formas a qualidade do solo (FATHIANPOUR et al., 2018). Os microporos podem reter nutrientes, água como também a sorção de metais e outros poluentes. Os macroporos beneficiam a aeração do solo, fornecem abrigos para microrganismos como também subsistência para seu desenvolvimento (YUAN et al., 2015).

Existe perda de materiais voláteis durante a pirólise, causando variações na quantidade de C, N, O e H (YUAN et al., 2013), isso condiz com Chen et al. (2014) que investigaram a influência da temperatura de pirólise nas propriedades do biochar e encontraram que os conteúdos de H, O e N eram respectivamente 0,75%, 10,45% e 1,54% quando a temperatura de pirólise era 500°C e declinando para 0,11%, 2,44% e 0,53% a 900°C, concluindo que o aumento da temperatura resulta em declínio desses elementos químicos. O C é facilmente perdido quando está em forma prontamente oxidável, entretanto existe o C na forma aromática e esse grau de aromaticidade pode ser medida pela razão molar entre H/C, onde quanto menor essa relação maior a recalcitrância do material, sendo então resistentes a decomposição e podem

permanecer no solo por muitos anos (YUAN et al., 2013; CHEN et al., 2014; FATHIANPOUR et al., 2018).

Em relação aos macronutrientes necessários para as plantas, o biochar de LE pode reduzir a lixiviação e aumentar a disponibilidade de alguns desses nutrientes. Por exemplo, o teor de P aumenta com o acréscimo da temperatura de pirólise, podendo ser até 3 vezes maior depois da pirólise do que no LE (KLEEMANN et al., 2017). Hossain et al. (2011) investigaram a influência do biochar produzido a 300 e 700 °C nas propriedades agronômicas, e constataram que o biochar pirolisado a temperatura de 700 °C o teor de P total aumentou em 43 %, indicando que o P está associado à fração inorgânica. Yuan et al. (2016) concluíram que o biochar de LE pode ser uma fonte de fosfato de liberação lenta mantendo a disponibilidade desse nutriente no solo a longo prazo, reduzindo sua perda por adsorção. Faria et al. (2018) mostraram que após a aplicação de biochars produzidos a 300 °C e 500 °C sozinhos e combinados com fertilizantes minerais aumentaram os níveis de P quando comparado ao controle e ao uso isolado de fertilizantes, mantendo os níveis maiores que a quantidade recomendada para produção de milho.

O N presente na matéria orgânica do LE diminui com a elevação da temperatura de pirólise, pois existe uma perda rápida de grupos NH orgânicos instáveis. O uso de biochar de LE também pode ter efeito positivo sobre a produtividade, rendimento de culturas e melhoria do produto. Song et al. (2014) verificaram efeitos positivos no crescimento de plantas de alho (*Allium sativum* L.), resultando em maior rendimento da cultura. Silva et al. (2017) também relataram melhora na qualidade das mudas de eucalipto com a utilização do biochar. Faria et al. (2018) observaram que em geral a aplicação de biochar aumentou a absorção de nutrientes pela planta, como também aumento do rendimento de grãos nas duas safras quando utilizado o biochar de LE isoladamente ou em conjunto com o NPK. Boa parte do aumento da produtividade e produção se deve ao aumento da disponibilidade dos nutrientes importante para as plantas, isto é, aumento significativo no nitrogênio total do solo, P e K disponíveis (YUE et al., 2017).

2.3.Efeito do biochar nas frações lábeis da matéria orgânica do solo

A sustentabilidade do ecossistema pode ser medida por indicadores que avaliam a qualidade do solo, levando em consideração aspectos físicos, químicos e biológicos. A biomassa microbiana e a respiração do solo podem ser utilizadas como bioindicadores, por serem sensíveis e estarem intimamente associados com a ciclagem de nutrientes que

consequentemente afeta a produtividade das culturas. A abundância e a atividade bioquímica intensa desses microrganismos permitem respostas rápidas a mudanças ocasionadas no ambiente, aumentando a potencialidade de sua utilização como avaliadores de qualidade do solo (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007). A biomassa microbiana representa com relevância parte do reservatório de nutrientes do solo com propriedades fundamentais para ser caracterizada como um compartimento central do ciclo de C, sendo usada de estudo para tal, podendo exercer função catalisadora, de fonte ou reserva de nutrientes (GAMA-RODRIGUES & GAMA-RODRIGUES, 2008).

O aumento do COT após a aplicação de biochar é evidenciado em alguns trabalhos independentemente do tipo de solo (SINGH & AGRAWAL, 2007; GAO et al., 2017; MUHAMMAD et al., 2017; CHENG et al., 2018; MENG et al., 2018; TIAN et al., 2018; LIU et al., 2016), pois o biochar é uma fonte rica em C (PLAZA et al., 2016; YANG et al., 2018) e quanto maior a taxa de aplicação do biochar, maior o acúmulo de COT (ZIMMERMAN, et al., 2011). Segundo Wang et al. (2018), após a aplicação de biochar houve aumento do carbono orgânico particulado (COP), mostrando que uma parcela do biochar faz parte da matéria orgânica particulada. As taxas de carbono orgânico lábil (COL), carbono orgânico oxidável (COO), carbono orgânico facilmente oxidável (COFO) que são frações facilmente utilizado pelos microrganismos, podem ter influência positiva sobre esses organismos após a aplicação do biochar (ZHANG et al., 2018a).

As alterações ocasionadas por biochar nas propriedades físico-químicas e biológicas do solo é dependente de propriedades como a textura do solo, a matéria-prima e temperatura de pirólise. Cada biochar tem sua peculiaridade em relação a quantidade de C, O, N, pH, porosidade e área superficial que são características determinantes das alterações promovidas pelo biochar nos solos (GUL et al., 2015). Nesse sentido, biochars obtidos por diferentes matérias-primas em diferentes temperaturas de pirólise podem gerar diferentes resultados sobre a diversidade, quantidade e atividade microbiana como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Influência da aplicação de biochar, considerando a matéria prima, temperatura, tipo de solo e taxa de aplicação sobre parâmetros microbianos:

Matéria prima do biochar	Temperatura	Solo	Taxa de aplicação	Parâmetros microbianos	Referências
Madeira dura	500 °C	27 % de areia, 58 % silte e 15 % de argila	180 t ha ⁻¹	Não houve incremento.	(ZAVALLONI et al., 2011)
Resto de milho triturado	360 °C	Limo arenoso	9 t ha ⁻¹	Na camada de 0-10 houve incremento de até 763 % e na camada de 10-30 de até 294 % de CBM.	ZHANG et al., 2014)
Palha de milho	600 °C	-	30 t ha ⁻¹	Aumento de quase 100 % da abundância microbiana.	(DOMENE et al., 2014)
Milho	600 °C	Argiloso	0, 0.2, 0.5, 2, 7 e 14 %	Houve aumento de 5-56 % da CBM.	(DOMENE et al., 2015)
Salgueiro	470 °C	Argilosa	15 a 60 t ha ⁻¹	Não houve incremento da CBM.	(PRAYOGO et al., 2014)
Palha de arroz	400-450 °C	Cambissolo Hapli-Udico	3,78 g kg ⁻¹	Houve aumento da abundância de bactérias e diminuição da abundância de fungos.	(ZHANG et al., 2018b)
Palha de arroz	550 °C	Argilosa	3.652 g kg ⁻¹	Aumento da emissão de CO ₂ na fase inicial.	(PAN et al., 2016)
Três partes de esterco bovino e uma parte de aparas de <i>Pinuss spp.</i>	500 °C	Argiloso, limo arenoso, arenoso-argiloso, limo de silte	0 a 0,1 g kg ⁻¹	Aumento da biomassa e atividade microbiana.	(KOLB et al., 2009)
<i>Eucalyptus marginata</i>	600 °C	Arenosa	0, 5 e 25 t ha ⁻¹	Diminuição da CBM com o aumento da adição do biochar.	(DEMPSTER et al., 2012)
Palha de milho	500 °C	-	2, 4 e 8 %	Aumentou a biomassa microbiana e alterou a estrutura da comunidade bacteriana do solo, aumentando a diversidade.	(XU et al., 2016)
<i>Miscanthus giganteus</i>	350 °C	Franco-argiloso	-	Aumentou 20 % da CBM.	(LUO et al., 2013)
Lodo de Esgoto	600 °C	Solo aluvial (amarelo-marrom)	10-15 %	Aumento da CBM em 63,9 - 89,6 %.	(CHEN et al., 2018)
Palha de arroz, casca de arroz e palha de milho	500 °C	Argiloso	1,5 e 3 %	Aumento da biomassa microbiana em todas aplicações de biochar.	(BASHIR et al., 2018)

Lascas de madeira (<i>Picea abies</i> (L.))	500 e 650 °C	Arenosa	0, 5 e 15 t ha ⁻¹	Não houve efeito na biomassa microbiana.	(PALVIAINEN et al., 2018)
Palha de trigo	500 °C	Anthnical estânico	24 e 48 t ha ⁻¹	Aumento do CBM de 33 e 37 %.	(WANG et al., 2018)
Derivados de florestas de copa (faia, aveleira, carvalho e bétula)	500 °C	Siltoso	3 e 6 kg m ²	Aumento da respiração microbiana.	(CASTALDI et al., 2011)
Madeira de pinho	450 °C	Arenosa	6 t ha ⁻¹	Não alterou a comunidade microbiana.	(TIAN et al., 2016)
Gramíneas e madeira dura	240 a 400 °C e 525 e 650 °C	Alfisols, Entisols e Mollisol	90 t ha ⁻¹	Aumento e diminuição da mineralização dependente do material e temperatura.	(ZIMMERMAN et al., 2011)

O biochar pode estimular a atividade como também a abundância microbiana, atuando no solo melhor como fonte de C do que uma fonte de N para os microrganismos (ZHANG et al., 2014). O aumento da atividade microbiana é mostrado por Domene et al. (2014) que encontraram maior CBM com a aplicação de biochar devido ao aumento de umidade, beneficiando a microbiota. Prayogo et al. (2014) observaram que a aplicação do biochar de salgueiro afetou a composição da comunidade microbiana do solo, aumentando a composição de bactérias, principalmente Gram-negativas e actinobactérias. Resultados negativos também são encontrados como mostrado por Dempster et al. (2012) que concluíram que na presença do biochar ocorreu diminuição da decomposição da matéria orgânica, reduzindo a atividade e a comunidade microbiana. Como também existem trabalhos que o biochar não influencia o CBM e o NBM (ZAVALLONI et al., 2011; TIAN et al., 2016).

Em relação a textura, solos com textura mais grosseira e com menos agregados, tendem a uma menor atividade enzimática e menor biomassa microbiana (GUL et al., 2015). Em solos mais pobres em matéria orgânica o biochar pode ter maior impacto em ser uma fonte de N e C para microrganismos (SPERATTI et al., 2018). O benefício do biochar também será maior nos solos em ambientes extremos, com pH extremamente baixo ou solos sujeitos a seca (LUO et al., 2013).

No que se refere a matéria-prima, biochars derivados de esterco e resíduos orgânicos geralmente promovem maior abundância microbiana que biochars derivados de madeira, principalmente pela diferença dos componentes presentes nas matérias primas. Madeiras são ricas em materiais lignificados, apresentando benefício associado ao biochar mais tardio que aqueles derivados de materiais mais ricos em nutrientes e C menos estáveis (GUL et al., 2015). A matéria prima é um grande influenciador do C lábil presente no biochar como mostrado por Cross & Sohi (2011) que o biochar de cana-de-açúcar havia maior quantidade de C lábil que a

amostra feita com o bagaço produzida sobre as mesmas condições. A matéria-prima também pode ser influenciadora da diversidade, como visto no trabalho de Steinbeiss et al. (2009), que biochar derivado de glicose promoveu a diversidade de bactérias Gram-negativas, enquanto que biochar derivados de leveduras foi utilizada por fungos, mostrando a importância da matéria prima na influência sobre a diversidade de microrganismos no solo.

A temperatura de pirólise tem grande influência na colonização microbiana, onde se observa que altas temperaturas resulta em redução da disponibilidade de C e N, pois grande parte é perdido no processo térmico permanecendo o C aromático que é desfavorável para o crescimento microbiano (LUO et al., 2013; ZHANG et al., 2018b). Quando se trabalha com temperaturas mais baixas se observa maior C alifático favorecendo emissões cumulativas de CO₂, mostrando haver um material mais lábil residual do que aqueles que são produzidos a temperaturas mais elevadas (SPERATTI et al., 2018), como foi demonstrado por Luo et al. (2013) que trabalharam com diferentes temperaturas de pirólise 350 e 700 °C e observaram que cerca de 20 % da biomassa microbiana foi derivada do biochar produzido a 300 °C enquanto somente 2 % provinha do biochar produzido a 700 °C. A maior disponibilidade de nutrientes após a adição do biochar (principalmente os produzidos a baixas temperaturas) associado a alta porosidade desse, pode fornecer um ambiente favorável ao desenvolvimento e colonização microbiana.

A estabilidade do biochar está intimamente relacionada com o seu tempo de permanência no solo, em geral, se observa maiores emissões de CO₂ e aumento da biomassa microbiana nos primeiros dias de incubação do biochar como observado por Bruun et al. (2011) que trabalharam com pirólise de palha de trigo e observaram que 90 % do C do biochar emitido como CO₂ aconteceu nos primeiros 20 dias de experimento, mostrando que o C lábil (celulose e hemicelulose remanescente) do biochar é mineralizado em curto prazo. As maiores emissões de CO₂ também estão ligadas a baixas temperaturas de pirólise (SPERATTI et al., 2018). O estímulo da atividade da biomassa microbiana do solo também pode estimular a atividade da fauna em solos com a aplicação do biochar (DOMENE et al., 2015).

A cor escura do biochar pode reter calor acelerando atividades enzimáticas, ajudando a promover a atividade e abundância microbiana, além de oferecer um habitat favorável pela alta porosidade (ZHANG et al., 2014; GUL et al., 2015). O biochar também pode induzir um ambiente menos extremo para microrganismos ao longo das flutuações sazonais, proporcionando portanto redução das oscilações hídricas proporcionando melhor desenvolvimento microbiano (ZHANG et al., 2014).

Quando o biochar é adicionado ao solo ocasiona aumento da relação C/N do solo, alterando a ciclagem de N e diminuindo a disponibilidades deste para os microrganismos. Por conta disso, a aplicação de biochar associado a fertilizantes se torna interessante, pois seria uma fonte de N disponível para o desenvolvimento da microbiota (TIAN et al., 2016). Recentemente, um trabalho realizado com biochar, obtido do LE do Distrito Federal, a diferentes temperaturas e associado ao uso de fertilizantes mostrou que houve efeito sinérgico entre o biochar e o NPK, apresentando maiores teores de COT, também havendo o estímulo do CBM do solo quando utilizado temperatura de pirólise de 300 °C em relação ao produzido a 500 °C (FIGUEIREDO et al., 2018b).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Entender o efeito residual do biochar de LE adicionado ao solo sobre as frações lábeis da matéria orgânica, como também sobre a biomassa microbiana devido a sua utilização para fins agrícola.

3.2. Objetivos específicos

- Avaliar o efeito residual do biochar de lodo de LE sobre o acúmulo de COT, CL e CBM.
- Avaliar o efeito residual da aplicação de biochar de LE associado ao fertilizante mineral.
- Avaliar o efeito da temperatura de pirólise sobre o desempenho do biochar nas frações lábeis da matéria orgânica do solo.
- Determinar o efeito da aplicação do biochar de LE nas frações lábeis da matéria orgânica e na microbiota do solo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Obtenção e caracterização do biochar do lodo de esgoto

Os biochars foram produzidos a partir da biomassa de LE proveniente da estação de tratamento do Gama, pertencente à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Esta ETE utiliza o sistema de tratamento em nível terciário, onde há a decomposição anaeróbica do lodo, como também são removidos do efluente líquido, nutrientes específicos como P e N, permanecendo esses nutrientes na massa de LE final. Esse LE final é disposto em pátios de secagem.

A biomassa de lodo, foi passada em peneira de 8 mm e submetida a pirólise sob as temperaturas de 300 °C e 500 °C (Forno Linn Elektro Therm, Eschenfelden, Alemanha). O processo de pirólise foi realizado a uma taxa média de elevação da temperatura de 2,5 °C min⁻¹ e tempo de residência de 30 minutos. Na Tabela 3 encontram-se algumas características do LE *in natura* e dos biochars obtidos nas diferentes temperaturas. Após a pirólise e o resfriamento, o biochar foi armazenado em sacos plásticos para posteriormente ser incorporado ao solo.

Tabela 3. Características do lodo de esgoto *in natura* e dos biochars obtidos nas diferentes temperaturas.

Propriedade	Lodo de esgoto	BC 300	BC 500
CT (%)	21,00	23,4	19,0
NT (%)	3,00	3,3	2,3
C/N	-	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)	4,78	6,0	6,5
P (g kg ⁻¹)	35,7	41,1	61,3
K (g kg ⁻¹)	0,80	0,16	1,25
Ca (g kg ⁻¹)	6,6	6,7	7,4
Mg (g kg ⁻¹)	0,8	1,80	1,70
S (g kg ⁻¹)	-	15,1	7,4
B (mg kg ⁻¹)	-	9,1	12,05
Cu (mg kg ⁻¹)	-	1,4	1,1
Fe (mg kg ⁻¹)	-	450	541
Mn (mg kg ⁻¹)	-	1,0	1,2
Zn (mg kg ⁻¹)	-	5,3	6,2
AF	-	24,3	4,3
AH	-	19,3	1,1
Humina	-	74,8	95,6
VP (ml/g)	-	0,027	0,053
ASE (m ² /g)	-	20,17	52,470
Umidade (65°C) (g. g ⁻¹)	0,17	-	-

Sólidos Voláteis (g. g ⁻¹)	0,45	-	-
Cinzas (g. g ⁻¹)	0,54	-	-

CT - carbono total; NT - nitrogênio total; AF - ácido fúlvico; AH - ácido húmico; VP - volume de poros; ASE - área de superfície específica.

4.2. Caracterização da área de estudo, tratamentos e delineamento experimental

O trabalho foi realizado na Fazenda Água Limpa (FAL) da Universidade de Brasília (UnB), localizada no Núcleo Rural Vargem Bonita, Brasília-DF (15° 56' 45" S, 47° 55' 43" O; 1095 m). A região apresenta duas estações bem definidas: sendo o inverno (período seco) de abril a setembro e verão de outubro a março com precipitações médias anual de 1230 mm (2014 a 2017) com temperatura variando de 6 a 36 °C (FAV, 2018). A área apresenta solo classificado como Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico típico, textura argilosa (EMBRAPA, 2013). As características químicas do solo analisadas encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4. Características químicas do solo antes da instalação do experimento.

Propriedade	Solo
pH (CaCl ₂)	4,9
P (mg kg ⁻¹)	2,38
K ⁺ (mg kg ⁻¹)	61
Ca ⁺² (cmol _c dm ³)	2,38
Mg ⁺² (cmol _c dm ³)	0,86
Al ⁺³ (cmol _c dm ³)	0,04
H+Al ⁺³ (cmol _c dm ³)	5,90
SB (cmol _c dm ³)	3,40
t (cmol _c dm ³)	3,44
T (cmol _c dm ³)	9,30
V (%)	36,6

SB - soma de bases; t - CTC efetiva; T - CTC a pH 7; V% - percentual de saturação por bases.

O delineamento utilizado foi em blocos ao acaso, com 6 tratamentos e quatro repetições como ilustrado na Figura 1, sendo: 1) Controle; 2) Adubação mineral com NPK; 3) biochar produzido a 300 °C (BC300); 4) BC300 + NPK; 5) biochar produzido a 500 °C (BC500); 6) BC500 + NPK.

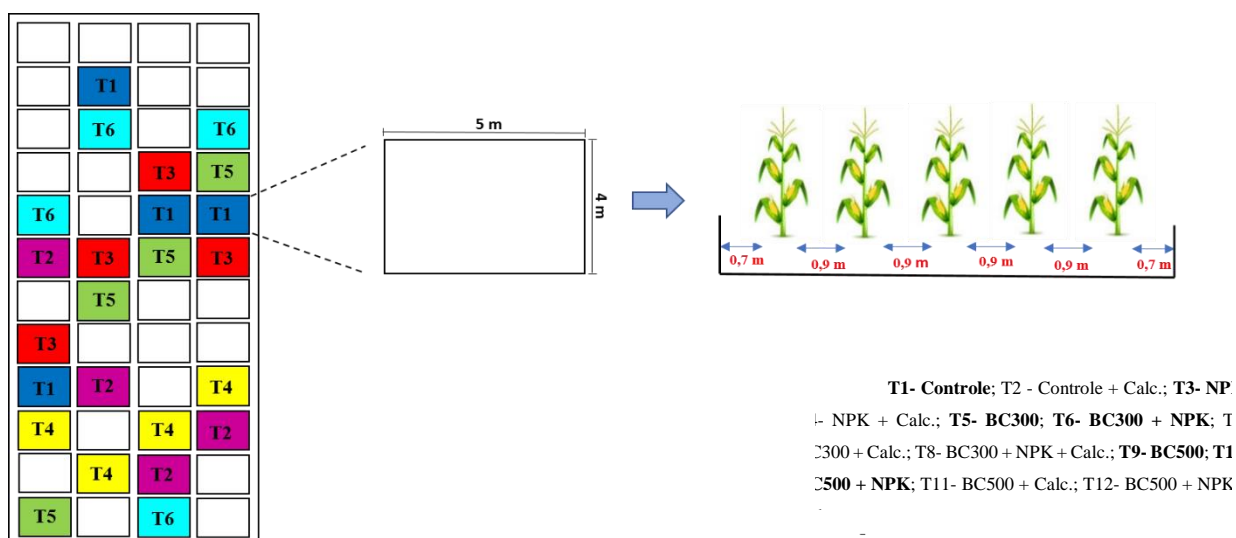


Figura 1. Croqui da área experimental com destaque em cores dos tratamentos estudados.

4.3. Condução do experimento

O experimento foi instalado em novembro de 2014 em campo de pastagem em estágio avançado de degradação. Houve correção do solo com a aplicação de calcário, na dose de 1240 kg ha⁻¹, aração, gradagem e adubação corretiva, com aplicação de 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 51 kg ha⁻¹ de K₂O. A aplicação de BC300 e BC500 nas doses de 15 Mg ha⁻¹ (peso seco) foram feitas nas parcelas que representavam estes tratamentos e foram incorporados ao solo na camada de 0-20 cm. Foi cultivado milho híbrido LG 6030 em cada parcela formada por 5 linhas espaçadas em 0,9 m e com 6 plantas m⁻¹, sendo 66.666 plantas por ha. Nos tratamentos de adubação mineral, foram aplicados 714 kg ha⁻¹ de NPK na fórmula 4-14-8, feitos no plantio e na linha de semeadura. A dose de NPK foi calculada conforme a interpretação da análise química do solo e recomendação para a cultura do milho, seguindo as recomendações de Sousa e Lobato (2004) para região do Cerrado brasileiro.

O biochar foi aplicado em duas safras consecutivos (2014/2015 e 2015/2016). Na safra de 2016/2017 não foi mais aplicado, sendo mantida apenas a adubação mineral NPK. A adubação de cobertura foi feita utilizando ureia (150 kg ha⁻¹ de N), parcelada em duas aplicações, a primeira quando as plantas estavam em estágio V4 (quatro folhas desenvolvidas) e a segunda em V6 (seis folhas desenvolvidas). Periodicamente realizaram-se tratos culturais para controle de pragas e doenças. Após a colheita do milho, amostras de solo foram coletadas na camada 0-20 cm com trado holandês, retirando 5 subamostras em cada parcela.

4.4. Amostragem do solo e análises laboratoriais

3.4.1. Amostragem

As amostras de solo foram coletadas no florescimento do milho. Para isso, cinco subamostras, no estado friável, foram coletadas em um raio de 1,35 m do centro da parcela e formaram uma amostra simples. As coletas foram realizadas na camada de 0-20 cm. Após o procedimento de coleta as amostras foram encaminhadas ao laboratório, onde foram secas ao ar e posteriormente passadas em peneira com malha de 2,00 mm. Uma parte das amostras foi mantida sob refrigeração para posterior determinação do CBM.

4.4.2. Determinação do carbono orgânico total

Para a determinação das concentrações de carbono orgânico total (COT), as amostras de solo foram moídas e peneiradas em malha de 0,149 mm. Foram pesadas subamostras de aproximadamente 5000 μg de solo e analisadas em analisador elementar (EuroVector EA3000 - Milão, Itália).

4.4.3. Determinação do carbono lábil (CL)

A determinação do carbono lábil (CL) se deu através da oxidação do C com solução de permanganato de potássio de acordo com Blair et al. (1995), adaptado por Shang e Tiessen (1997), na qual o CL é considerado o C oxidável pela solução de 0,033 mol L⁻¹ de permanganato de potássio (KMnO₄). Todo procedimento foi realizado com o mínimo de incidência luminosa para evitar degradação do KMnO₄ envolvendo a vidraria com papel alumínio. A amostra de solo foi peneirada em malha de 0,5 mm. Foi utilizado 1,0 g da amostra, em seguida foram adicionados 25 mL da solução 0,033 mol L⁻¹ KMnO₄ e agitado por 1 hora a 60 rpm, e após centrifugado por 5 minutos a 7000 giros. Foi feito a curva padrão adicionando de 6 a 11 ml da solução de 0,00060 mol L⁻¹ de KMnO₄ em balão volumétrico de 50 mL e completando o volume com água destilada. A alteração na concentração de KMnO₄ foi utilizada para estimar a quantidade de C oxidado, considerando que 1 mM de MnO₄ é consumido na oxidação de 0,75 mmol ou 9 mg de carbono.

4.4.4. Determinação do carbono da biomassa microbiana

Os teores de C da biomassa microbiana (CBM) foram determinados pelo método da irradiação-extração descrito por Ferreira et al. (1999), sendo a quantificação obtida através da diferença entre o C extraído das amostras de solo irradiadas e o C das amostras não irradiadas, utilizando-se o fator de correção (K_c) de 0,33 (MATOS et al., 2005). Para isso, foram

adicionados 20 g amostra de solo em seis potes dos quais três foram irradiados em forno de micro-ondas por 2 minutos e 17 segundos, e os outros três não sofreram o processo de irradiação. Foram adicionados aos seis potes 80 ml de sulfato de potássio (K_2SO_4) que foram agitados por 30 minutos a 180 rpm em mesa agitadora. As amostras ficaram em repouso por 30 minutos para que ocorresse o processo de decantação. Após este período foram pipetados 30 ml do sobrenadante, posteriormente passados em filtro quantitativo e congelados para serem titulados. A titulação das amostras iniciou-se com o descongelamento das mesmas em água a temperatura ambiente. Em seguida foram adicionados 8 ml da solução extraída do solo no erlenmeyer. Adicionou-se 2 ml da solução de dicromato de potássio a uma concentração de $0,066 \text{ mol L}^{-1}$. Foram adicionados 10 ml de ácido sulfúrico e foi aguardado seu resfriamento por aproximadamente 30 minutos. Em seguida foram adicionados 50 ml de água destilada e três gotas do indicador (ferroína) ao erlenmeyer que foram tituladas com o sulfato ferroso amoniacal.

4.5. Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste LSD de Fisher ($p \leq 0,05$) por meio do software XLSTAT (ADDINSOFT, 2013)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Carbono orgânico total (COT)

Os teores de COT são apresentados na Figura 2. O efeito residual da adição de biochar nos tratamentos BC300, BC300+NPK e BC500+NPK proporcionou maior acúmulo de COT em relação ao controle, com aumento médio de 17 %.

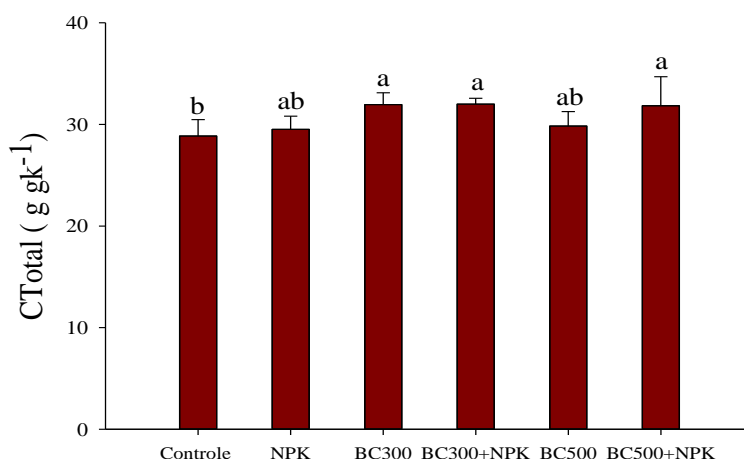


Figura 2. Carbono orgânico total (COT) na camada de 0-20 cm do solo cultivado com milho nos tratamentos: Controle – sem aplicação de biochar ou NPK; NPK – aplicação de adubo mineral NPK; BC300 – aplicação de biochar produzido a 300 °C; BC500 – aplicação de biochar produzido a 500 °C; BC300 + NPK – aplicação de BC300 e NPK; BC500 + NPK – aplicação de BC500 e NPK. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferença estatística de acordo com o teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

A produção e incorporação de um material orgânico com presença de C em formas estáveis, como é o biochar, permite maior acúmulo de C no solo ao longo do tempo (YUAN et al., 2015; AGEENEHU et al., 2016). Liu et al. (2016) em uma revisão extraída de 50 trabalhos observaram haver um efeito positivo consistente no COT após a aplicação de biochar em todos os tipos de solos estudados. Resultado similar foi relatado por Plaza et al. (2016) em um experimento feito em Madri, utilizando biochar de *Quercus ilex* L. (espécie arbórea) através de um processo lento de pirólise a 600 °C, mostrando que solos tratados com o produto da pirólise teve maiores valores de COT em relação aos solos não tratados.

Conforme resultados apresentados por Faria et al. (2018) na mesma área experimental do presente estudo, a aplicação de BC300 nos dois primeiros anos aumentou os indicadores de fertilidade do solo, resultando em maior absorção de macro e micronutrientes pelas plantas e maior produtividade do milho. Segundo estes autores, isso pode ter ocorrido devido a presença de C lábil no BC300, tendo como consequência a maior produção de biomassa que permanece

no solo após as colheitas, favorecendo o acúmulo de C no solo. A parte lábil do biochar pode ser mineralizada, estimulando a atividade microbiana do solo e disponibilizando maior quantidade de nutrientes para as plantas (POLIFKA et al., 2018).

A maior disponibilidade de nutrientes promovidas pela adição do biochar proporcionou maior entrada de C pelos resíduos da cultura de milho resultando em aumentos no teor de COT. A maior disponibilidade de nutrientes para as plantas também influencia o tamanho das raízes de milho. Abiven et al. (2015) mostraram que a aplicação de biochar resultou em uma biomassa de raízes duas vezes maior do que os tratamentos sem biochar. Além disso, o sistema radicular se apresentou mais extenso e largo, contribuindo diretamente para a incorporação de C no solo. O aumento da biomassa das raízes tem influência sobre o rendimento da cultura por melhorar a absorção de nutrientes e água permitindo maior resíduo da cultura, beneficiando indiretamente o aumento do COT. As raízes também podem crescer nos poros presentes no biochar (AGRAFIOTI et al., 2013), diminuindo sua decomposição por microrganismos e proporcionando acréscimo nos teores de C.

Como aconteceu com o BC300 o uso do biochar associado ao NPK proporcionou maiores valores de produtividade nas safras passadas (FARIA et al., 2018), resultando em maior quantidade de resíduos vegetais, ocasionando o aumento de COT. Resultado similar foi mostrado por Bera et al. (2016) que após a aplicação de biochar + NPK houve aumento de 51 % no teor de COT em relação ao uso isolado do fertilizante. Petter et al. (2012) trabalhando com biochar de *Eucalyptus* no Cerrado também obtiveram maior teor de COT quando utilizaram a associação de fertilizante e biochar na camada superficial do solo.

5.2. Carbono Lábil (CL)

Os teores de CL são apresentados na Figura 3. A adição de fertilizante NPK em área sob efeito residual de biochar aumentou os teores de CL em relação ao controle. O carbono lábil é a fração da matéria orgânica que é prontamente disponível para os microrganismos do solo como fonte de energia dentro de um prazo relativamente curto (SMITH et al., 2010).

Solos adubados com biochar têm mostrado maior mineralização de C devido à presença, mesmo que em pequena proporção, de C lábil no biochar (CROSS & SOHI, 2011), mostrando que o biochar pode fornecer CL prontamente disponível para os microrganismos como fonte de energia. Porém, a longo prazo, esses materiais se tornam mais resistentes a decomposição, se tornando parte de um *pool* de C não-lábil favorecendo as taxas de sequestro de C no solo (SMITH et al., 2010; YANG et al., 2018).

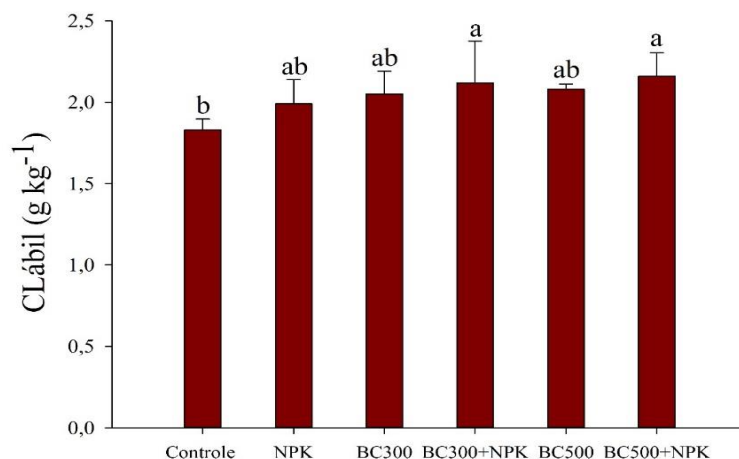


Figura 3: Carbono lábil (CL) na camada de 0-20 cm do solo cultivado com milho nos tratamentos: Controle – sem aplicação de biochar ou NPK; NPK – aplicação de adubo mineral NPK; BC300 – aplicação de biochar produzido a 300 °C; BC500 – aplicação de biochar produzido a 500 °C; BC300 + NPK – aplicação de BC300 e NPK; BC500 + NPK – aplicação de BC500 e NPK. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferença estatística de acordo com o teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

Os níveis altos de CL mesmo após a suspensão da aplicação do biochar podem ser explicados pelo seu efeito sobre a produtividade da cultura nas safras anteriores (2014/2015 e 2015/2016) como relatado por Faria et al. (2018). De acordo com estes autores a aplicação de biochar combinada com o NPK promoveu alta produtividade de grãos e biomassa, proporcionando maior quantidade de biomassa vegetal na superfície do solo. A decomposição dessa biomassa gera grande quantidade de C, entre eles o CL, aumentando seus níveis de acordo com as produtividades obtidas. Benefícios da utilização de biochar combinado com fertilizantes minerais também são observados em outros trabalhos como Asai et al. (2009), que trabalharam com a cultura de arroz mostrando que o biochar associado a fertilizantes tem potencial de melhorar a produtividade da cultura. Mete et al. (2015) obtiveram resultado semelhante quando trabalharam com biochar de serragem aplicado na cultura de soja e observaram que a sua adição aumentou, em média, 67 % a biomassa total, e quando utilizado o NPK houve aumento de 201 %. Além disso, o efeito sinérgico dos dois gerou um aumento de até 391 % em relação ao controle. Resultado similar também foi relatado por Hossain et al. (2010) que obtiveram melhoras no rendimento de tomate quando utilizado a associação de biochar com adubação mineral, mostrando o potencial da aplicação do produto de pirólise com a fertilização mineral.

5.3. Carbono da biomassa microbiana (CBM)

Os teores de CBM na profundidade de 0-20 cm são apresentados na Figura 4. O BC300 elevou os teores de CBM em relação ao NPK ($p < 0,05$) e não foram verificadas diferenças entre os demais tratamentos.

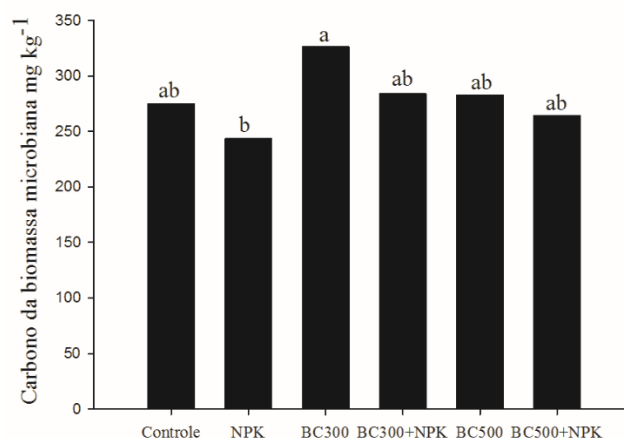


Figura 4: Carbono da biomassa microbiana (CBM) na camada de 0-20 cm do solo cultivado com milho nos tratamentos: Controle – sem aplicação de biochar ou NPK; NPK – aplicação de adubo mineral NPK; BC300 – aplicação de biochar produzido a 300 °C; BC500 – aplicação de biochar produzido a 500 °C; BC300 + NPK – aplicação de BC300 e NPK; BC500 + NPK – aplicação de BC500 e NPK. Médias seguidas por letras iguais não apresentam diferença estatística de acordo com o teste LSD de Fisher ($p < 0,05$).

Efeitos positivos do uso do biochar de LE sobre a biomassa microbiana do solo foi também vista por Chen et al. (2018) que obtiveram efeito positivo de 63,9 a 89,6 % sobre a biomassa microbiana quando aplicado o biochar em telhados verdes mostrando que aplicação em taxa adequada pode alterar o crescimento e a comunidade microbiana. Méndez et al. (2016), adicionaram biochar de LE como componente do substrato, junto com a turfa no cultivo de hortaliças e verificaram efeito positivo de mais de 966 % no CBM em relação a utilização somente da turfa.

Biochars produzidos a baixas temperaturas tem se mostrado mais apropriado para fornecer material orgânico lábil. Esse material lábil apresenta maior taxa de decomposição em um curto tempo de permanência no solo, fornecendo energia aos microrganismos, como também nutrientes para as plantas (SILVA & MENDONÇA, 2007). Ameloot et al. (2013) mostraram que biochars produzidos a temperaturas mais baixas tinham maior teor de material volátil, que foi correlacionado com o estímulo aos microrganismos do solo pela disponibilização de substrato prontamente disponível. Figueiredo et al. (2018a) mostraram que a pirólise de LE a 300 °C apresenta compostos mais ricos em N, diminuindo a relação C/N

sendo mais indicado para utilização pelos microrganismos. Na mesma área experimental do presente estudo, Faria et al. (2018) analisaram o efeito do biochar em dois anos de aplicação e conferiram que aqueles produzidos a 300 °C contribuíram para o aumento do CBM em relação ao controle, BC500 e BC500 + NPK, conferindo sua superioridade em ser fonte de energia e nutrientes para a microbiota do solo. Em materiais produzidos sob altas temperaturas há formação de compostos pobres em N, por esse composto ser altamente volátil nessas temperaturas, e ricos em C ocasionando diminuição da relação N/C indicando maiores quantidades de compostos aromáticos (YUAN et al. 2013) e mais difíceis de serem utilizados de imediato pela microbiota do solo.

Além da temperatura, a matéria-prima utilizada na pirólise tem grande influência na disponibilidade de nutrientes para a microbiota, pois quando utilizados resíduos vegetais e biológicos, estes resultam em maior estímulo ao CBM quando comparado a derivados de materiais mais lignificados (LIU et al., 2016). Biochars produzidos a partir de compostos orgânicos tem altos teores de N, P e CL (KOLB et al., 2009) e quando introduzidos diretamente no solo, esses compostos mineralizáveis tornam-se disponíveis para a microbiota (BIEDERMAN & HARPOLE, 2013).

A superfície e o volume de poros do biochar promovem habitat favorável a microbiota do solo. Essas propriedades físico-químicas têm consequências no solo como um todo, afetando a atividades e abundância dos microrganismos (GUL et al., 2015). Chen et al. (2018) mostraram que a adição de biochar ao solo teve grande efeito sobre a biomassa microbiana através da alteração da porosidade do solo. Zhang et al. (2014) demonstraram que o estímulo para o aumento de microrganismos é consequência do fato do biochar oferecer habitat favorável para a microbiota, sendo esta uma explicação para diferença significativa ($p < 0.05$) verificada para CBM com maior teor no BC300 comparado ao NPK.

Biochars aplicados ao solo geralmente proporcionam aumento do CBM nos primeiros dias e meses. Domene et al. (2015) demonstraram que a biomassa microbiana aumentou 5 a 56 % e a sua atividade em 6-156 % com o aumento das taxas de aplicação, porém a biomassa microbiana diminuiu de forma constante até 61 dias. Tendo um aumento e declínio da atividade microbiana em um intervalo de 2 meses. Bruun et al. (2011) observaram que houve aumento da emissão de CO₂ nos primeiros 20 dias e após esse período houve um declínio. No presente estudo, após 1 ano da aplicação, o BC300 mostrou maior capacidade de aumentar o CBM em relação ao uso de fertilizante mineral, mostrando a capacidade desse material em afetar positivamente a microbiota do solo por longos períodos no solo.

6. CONCLUSÕES

- 1) O biochar de LE apresenta efeito residual sobre o acúmulo de carbono orgânico total, carbono lábil e carbono da biomassa microbiana.
- 2) O efeito sinérgico entre o fertilizante mineral e o biochar beneficiou os níveis dessas frações no solo.
- 3) Entre os biochars, o BC300 se destacou e apresentou maior efeito residual nas frações lábeis da matéria orgânica do solo. Sob efeito residual, a utilização de biochar de LE, independente do tratamento, mostrou ter resultados similares ou superiores à adubação mineral com NPK.
- 4) Conclui-se que o biochar de LE apresenta efeito residual de pelo menos um ano sobre as frações lábeis da matéria orgânica e não causa efeitos negativos sobre a microbiota do solo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDULLAH, E.; IDRIS, A.; SAPARON, A. Woody biochar's greenhouse gas mitigation potential across fertilized and unfertilized agricultural soils and soil moisture regimes. **ARP Journal of Engineering and Applied Sciences**, v. 12, n. 10, p. 3218–3221, 2017.
- ABIVEN, S.; HUND, A.; MARTINSEN, V.; CORNELISSEN, G. Biochar amendment increases maize root surface areas and branching: a shovelomics study in Zambia. **Plant and Soil**, v. 395, n. 1–2, p. 45–55, 2015.
- ADDINSOFT. **XLSTAT 2013**: statistical software to MS Excel. 2013.
- AGEGNEHU, G.; BASS, A. M.; NELSON, P. N.; BIRD M. I. Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 295–306, 2016.
- AGRAFIOTI, E.; BOURAS G.; KALDERIS D.; DIAMADOPOULOS, E. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 101, p. 72–78, 2013
- AGRIOS, George N. **Plant Pathology**. 5. ed. Amsterdam Boston. Elsevier, 2005. 1051p.
- AMELOOT, N.; GRABER, E.R.; VERHEIJEN, F.G.; NEVE, S. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. **European Journal of Soil Science**, v. 64, p. 379–390, 2013.
- ARAÚJO, A. S. F. E; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.
- ASAI, H.; SAMSON, B. K.; STEPHAN, H.M. SONGYIKHANGSUTHOR, K.; HOMMA, K.; KIVONO, Y.; INOUE, Y.; SHIRAIWA, T; HORIE, T. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. **Field Crops Research**, v.111, p. 81–84, 2009.
- BASHIR, S.; SHAABAN, M; MEHMOOD,S; ZHU, J.; FU, Q.; HU, H. Efficiency of C3 and C4 Plant Derived-Biochar for Cd Mobility, Nutrient Cycling and Microbial Biomass in Contaminated Soil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 100, n. 6, p. 834–838, 2018.
- BERA, T.; COLLINS, H.P.; ALVA, A. K.; PURAKAYASTHA, T. J.; PATRA, A. K. Biochar

and manure effluent effects on soil biochemical properties under corn production. **Applied Soil Ecology**, v. 107, p. 360–367, 2016.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. **Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais na Agricultura**. EMBRAPA, v. 1, p. 350, 2006.

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

BLAIR, G.; LEFROG, R.; KONBOON, Y.; WONGPRASAID, S.; NAKLANG, K. Carbon and nutrient pools in rice cropping systems. **Fragile lives in fragile ecosystems**. International Rice Research Institute. (IRRI), Los Banos, p. 161-172, 1995.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução no 375 de 29 de agosto de 2006**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acesso em: 27 de agosto de 2018.

BRIDGWATER, A. V. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. **Biomass and Bioenergy**, v. 38, p. 68–94, 2011.

BRUUN, E. W.; NIELSEN, H. H.; IBRAHIM, N.; EGSGAARD, H.; AMBUS, P.; JENSEN, P. A.; JOHANSEN, K. D. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 3, p. 1182–1189, 2011.

CASTALDI, S.; RIONDINO, M.; BARONTI, S.; ESPOSITO, F. R.; MARZAIOLI, R.; RUTIGLIANO, F. A.; VACCARI, F. P.; MIGLIETTA, F. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. **Chemosphere**, v. 85, n. 9, p. 1464–1471, 2011.

CHEN, H.; MA, J.; WEI, J.; GONG, X.; YU, X.; GUO, H.; ZHAO, Y. Biochar increases plant growth and alters microbial communities via regulating the moisture and temperature of green roof substrates. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 333–342, 2018.

CHEN, T.; ZHANG, Y.; WANG, H.; LU, W.; ZHOU, Z.; ZHANG, Y.; REN, Z. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 164, p. 47-54, 2014.

CHENG, H.; JONES, D. L.; HILL, P.; BASTAMI, M. S.; TU, C. Influence of biochar produced from different pyrolysis temperature on nutrient retention and leaching. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, n. 6, p. 850–859, 2018.

CAESB - COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL. **Sistemas de Esgotamento**. Disponível em: <http://www.caesb.df.gov.br/esgoto/sistemas-de-esgotamento.html>. Acesso em: 29 de outubro de 2018.

CROSS, A.; SOHI, S. P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 10, p. 2127–2134, 2011.

CUI, H.; WANG, M. K.; FU, M.; CI, E. Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, p. 1135–1141, 2011.

DEMPSTER, D. N.; GLEESON, D. B.; SOLAIMAN, Z. M.; JONES, D. L.; MURPHY, D. V. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. **Plant and Soil**, v. 354, n. 1–2, p. 311–324, 2012.

DOMENE, X.; HANLEY K.; ENDERS, A.; LEHMANN, J. Short-term mesofauna responses to soil additions of corn stover biochar and the role of microbial biomass. **Applied Soil Ecology**, v. 89, p. 10–17, 2015.

DOMENE, X.; MATTANA, S.; HANLEY, K.; ENDERS, A. Medium-term effects of corn biochar addition on soil biota activities and functions in a temperate soil cropped to corn. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 72, p. 152–162, 2014.

DOMINGUES, R. R.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, C. A.; MELO, I. C. N. A. de; MELO, L. C. A.; MAGRIOTIS, Z. M.; MONEDERO, M. A. S. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE**, v. 12, n. 5, p. 1–19, 2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2013.

FARIA, W. M.; FIGUEIREDO, C. C.; COSER, T. R.; VALE, A. T.; SCHNEIDER, B. G. 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. 64, n. 4, p. 505–519, 2018.

FATHIANPOUR, A.; TAHERIYOUN, M.; SOLEIMANI, M. Lead and Zinc Stabilization of Soil Using Sewage Sludge Biochar: Optimization through Response Surface Methodology. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 46, 2018

FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA (FAV). **Base de dados da estação automática. Fazenda Água Limpa - FAL**, 2018. Disponível em: <http://www.fav.unb.br/86-faculdade-veterinaria/128-base-de-dados-estacao-automatica-dados-diarios>. Acesso em 29 de outubro de 2018

FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 991-996, 1999.

FIGUEIREDO, C.; LOPES, H.; COSER, T.; VALE, A. BUSATO, J.; AGULAR, 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, 2018a.

FIGUEIREDO, C. C. de; FARIA, W. M.; MELO, B. A. de; CHAGAS, J. K. M.; VALE, A. T.; COSER, T. R. Labile and stable pools of organic matter in soil amended with sewage sludge biochar. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 65, p. 03650340.2018.1524577, 2018b.

GAMA-RODRIGUES, E.F. da; GAMA-RODRIGUES, A.C. da. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L.S. da; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A. de O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. rev. e atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.159-170.

GAO, L.; WANG, R.; SHEN, G.; ZHANG, J.; MENG, G.; ZHANG, J. Effects of biochar on nutrients and the microbial community structure of tobacco-planting soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, p. 884–896, 2017.

GENESIO, L.; MIGLIETTA, F.; BARONTI, S.; VACCARI, F. P. Biochar increases vineyard productivity without affecting grape quality: Results from a four years field experiment in Tuscany. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 201, p. 20–25, 2015.

GUL, S.; WHALEN, J. K.; THOMAS, B. W.; SACHDEVA, V.; DENG, H. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 206, p. 46–59, 2015.

GWENZI, W.; MUZAVA, M.; MAPANDA, F.; TAURO, P. T. 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**, v. 15, n. 6, p. 1395–1406, 2016.

GWENZI, W.; NYAMBISHI, T. J.; CHAUKURA, N.; MAPOPE, N. Synthesis and nutrient release patterns of a biochar-based N–P–K slow-release fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 2, p. 405–414, 2018.

HOSSAIN, M. K.; STREVOZ, 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, n. 1, p. 223–228, 2011.

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

INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE. **Biochar is a valuable soil amendment**. 2018. Disponível em: <https://www.biochar-international.org/biochar/>. Acesso em: 25 de agosto de 2018.

KAN, T.; STREZOV, V.; EVANS, T. J. Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 57, p. 1126–1140, 2016.

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.

KOLB, S. E.; FERMANICH, K. J.; DORNBUSH, M. E. Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, n. 4, p. 1173, 2009.

LEHMANN, J. Bio-energy in the black. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 7, p. 381–387, 2007.

LEHMANN, J.; RILLING, M. C.; THIES, J.; MASIELLO C. A.; HOCKADAY, W. C.; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota - A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 9, p. 1812–1836, 2011.

LÉVESQUE, V.; ROCHETTE, P.; ZIADI, N.; DORAIS, M.; ANTOUN, H. Mitigation of CO₂, CH₄ and N₂O from a fertigated horticultural growing medium amended with biochars and a compost. **Applied Soil Ecology**, v. 126, p. 129–139, 2018.

LIEVENS, C.; MOURANT, D.; HU, X.; WANG, Y.; WU, L.; ROSSITER, A.; GUNAWAN, R.; HE, M.; LI, C. A case study : what is leached from mallee biochars as a function of pH ?. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 294-305, 2018.

LIMA, J.; SILVA, W. M.; MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; CORRÊA, M. M.; FILHO, A. P. M.; DAUPHIN, C. C.; ANTONINO, A. C. D.; HAMMECKER, C. Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment. **Geoderma**, v. 319, p. 14–23, 2018.

LIU, S.; ZHANG, Y.; ZONG, Y.; HU, Z.; ZHOU, J.; JIN, Y.; ZOU, J. Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: A meta-analysis. **GCB Bioenergy**, v. 8, n. 2, p. 392–406, 2016.

LUO, Y.; DURENKAMP, M.; De NOBILI, M.; LIN, Q.; DEVONSHIRE, B. J.; BROOKES, P. C. Microbial biomass growth, following incorporation of biochars produced at 350 °C or 700 °C, in a silty-clay loam soil of high and low pH. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, p. 513–523, 2013.

MATOS FILHO, R.; MENDONÇA, A.V.; PAIVA, J.B. Static boundary element analysis of piles submitted to horizontal and vertical loads. **Engineering Analysis with Boundary Elements**, v. 29, p. 195-203, 2005.

MÉNDEZ, A.; CARDENAS-AGUIAR, E.; PAZ-FERREIRO, J.; PLAZA, C.; GASCÓ, G. The effect of sewage sludge biochar on peat-based growing media. **Biological Agriculture & Horticulture**, v. 8765, 2016.

MENG, J.; TAO, M.; WANG, L.; LIU, X.; XU, J. Changes in heavy metal bioavailability and speciation from a Pb-Zn mining soil amended with biochars from co-pyrolysis of rice straw and swine manure. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 300–307, 2018.

METE, F. Z.; MIA, S.; DIJKSTRA, F. A.; ABUYUSUF, M.; IGBAL HOSSAIN, A. S. M. Synergistic effects of biochar and NPK Fertilizer on soybean yield in an alkaline soil. **Pedosphere**, v. 25, p. 713–719, 2015.

MUHAMMAD, N.; AZIZ, R.; BROOKES, P. C.; XU, J. Impact of wheat straw biochar on yield of rice and some properties of Psammaquent and Plinthudult. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, p. 808–823, 2017.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Population: Our growing population.** 2015. Disponível em: <<http://www.un.org/en/sections/issues-depth/population/>>. Acesso em: 7 nov. 2018

PALVIAINEN, M.; BERNINGER, F.; BRUCKMAN V. J.; KOSTER, K.; ASSUMPCÃO, C. R. M.; AALTONEN, H.; MAKITA, N.; MISHRA, A.; KULMALA, L.; ADAMEZYK, B.; ZHOU, X.; HEINONSALO, J., EGGLE, K.; PUMPANEN, J. Effects of biochar on carbon and nitrogen fluxes in boreal forest soil. **Plant and Soil**, v. 425, p. 71–85, 2018

PAN, F.; LI, Y.; CHAPMAN, S. J.; KHAN, S.; YAO, H. Microbial utilization of rice straw and its derived biochar in a paddy soil. **Science of the Total Environment**, v. 559, p. 15–23, 2016.

PLAZA, C.; GIANNETTA, B.; FERNANDEZ, J. M.; SÁ, E. G. L.; POLO, A.; GASCO, G.; MENDEZ, A.; ZACCONE, C. Response of different soil organic matter pools to biochar and organic fertilizers. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 225, p. 150–159, 2016.

PETTER, F. A.; ANDRADE, F. R.; JUNIOR, B. H.; GONSALVES, L. G.; SCHOSSLER, T.R. Biochar como condicionador de substrato para a produção de mudas de eucalipto. **Revista Caatinga**, v. 25, n. 3, p. 44-51, 2012.

POLIFKA., S.; WIEDNER, K.; GLASER, B. Increased CO₂ fluxes from a sandy Cambisol under agricultural use in the Wendland region , Northern Germany , three years after biochar substrates application. **Global Change Biology Bioenergy** p. 432–443, 2018.

PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA. **Destinação Final de Lodo de ETAs ETEs.** 2017. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/destinacao-final-de-lodos-de-et-as-e-etes/>. Acesso em: 27 de agosto de 2018.

PRAYOGO, C.; JONES, J. E.; BAEYENS, J.; BENDING, G. D. Impact of biochar on mineralisation of C and N from soil and willow litter and its relationship with microbial community biomass and structure. **Biology and Fertility of Soils**, v. 50, n. 4, p. 695–702, 2014.

SHAFIE, S. T.; SALLEH, M. A. M.; HANG, L. L.; RAHMAN, M. M., GHANI, W. A. W. A. K. Effect of pyrolysis temperature on the biochar nutrient and water retention capacity. **Desing for Scientific Renaissance**, v. 1, p. 323-337, 2012.

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**, v. 162, p. 795-807, 1997.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds.) Fertilidade do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p.275-374, 2007.

SILVA, M. I.; MACKOWIAK, C.; MINOGUE, P.; REIS, A. F.; MOLINE, E. F. V.; Potenciais impactos do uso de biocarvão de lodo de esgoto no crescimento de mudas de espécies florestais. **Ciência Rural**, v. 47, 2016.

SILVA, M. I.; MACKOWIAK, C.; MINOGUE, P.; REIS, A. F.; MOLINE, E. F. V. Potential impacts of using sewage sludge biochar on the growth of plant forest seedlings. **Ciência Rural**, v. 47 p. 1–5, 2017.

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**, v.48, p. 516–525, 2010.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of Beta vulgaris plants. **Science Direct**, v. 67, p. 2229–2240, 2007.

SMITH, J. L.; COLLINS, H. P.; BAILEY, V. L. The effect of young biochar on soil respiration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 12, p. 2345–2347, 2010.

SONG, X. D. et al. 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**, v. 109, p. 213–220, 2014.

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

SPERATTI, A. B.; JOHNSON, M. S.; SOUSA, H. M.; DALMAGRO, H. J.; COUTO, E. G. Biochar feedstock and pyrolysis temperature effects on leachate: DOC characteristics and nitrate losses from a Brazilian Cerrado Arenosol mixed with agricultural waste biochars. **Journal of Environmental Management**, v. 211, p. 256–268, 2018.

STEINBEISS, S.; GLEIXNER, G.; ANTONIETTI, M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 6, p. 1301–1310, 2009.

TIAN, J.; WANG, J.; DIPPOLD, M.; GAO, Y.; BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Biochar affects soil organic matter cycling and microbial functions but does not alter microbial

community structure in a paddy soil. **Science of the Total Environment**, v. 556, p. 89–97, 2016.

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**, v. 13, n. 1, p. 1–19, 2018.

TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento Instituto Trata Brasil**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking-2018/realatorio-completo.pdf>. Acesso em: 27 de agosto de 2018.

WANG, C.; LIU, J.; SHEN, J.; CHEN, D.; LI, Y.; JIANG, B.; WU, J. Effects of biochar amendment on net greenhouse gas emissions and soil fertility in a double rice cropping system : A 4-year field experiment. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 262, n. November 2017, p. 83–96, 2018.

XU, N. et al. Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure. **European Journal of Soil Biology**, v. 74, p. 1–8, 2016.

YANG, X.; WANG, D.; LAN, Y.; MENG, J.; JIANG, L.; SUN, G.; CAO, D.; SUN, Y.; CHEN, W. Labile organic carbon fractions and carbon pool management index in a 3-year field study with biochar amendment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 4, p. 1569–1578, 2018.

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

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

YUAN, H.; LU, T.; ZHAO, D.; HUANG, H.; NORIYUKI, K.; CHEN, Y. Influence of temperature on product distribution and biochar properties by municipal sludge pyrolysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, p. 357–361, 2013.

YUAN, J.; XU, R. K. The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic Ultisol. **Soil Use and Management**, v. 27, p. 110–115, 2011.

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**, v. 173, p. 551–556, 2017.

ZAVALLONI, C.; ALBERTI, G.; BIASIOL, S.; VEDOVE, G. D.; FORNASIER, F.; LIU, J.; PERESSOTTI, A. Microbial mineralization of biochar and wheat straw mixture in soil: A short-term study. **Applied Soil Ecology**, v. 50, n. 1, p. 45–51, 2011.

ZHANG, G.; GUO, X.; ZHU, Y.; LIU, X.; HAN, Z.; SUN, K.; JI, L.; HE, G.; HAN, L. The effects of different biochars on microbial quantity, microbial community shift, enzyme activity, and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. **Geoderma**, v. 328, n. December 2017, p. 100–108, 2018a.

ZHANG, Y.; LIU, Y.; ZHANG, G.; GUO, X.; SUN, Z.; LI, T. The Effects of rice straw and biochar applications on the microbial community in a soil with a history of continuous tomato planting history. **Agronomy**, v. 8, p. 65-77, 2018b.

ZHANG, J.; 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**, v. 5, p. 1-8, 2015.

ZHANG, Q. Z.; DIJKSTRA, F. A.; LIU, X.; WANG, Y.; HUANG, J.; LU, N. Effects of biochar on soil microbial biomass after four years of consecutive application in the north China Plain. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 2014.

ZHANG, X.; WANG, H.; HE, L.; LU, K.; SARMAH, A.; LI, J.; BOLAN, N. S.; PEI, G.; HUANG, H. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 12, p. 8472–8483, 2013.

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

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M. Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 6, p. 1169–1179, 2011.