



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**



JOSÉ NATHANAEL FERREIRA DE ANDRADE

**BIOCARVÃO E *BACILLUS* SP.: CARACTERIZAÇÃO, MINERALIZAÇÃO DE
CARBONO ORGÂNICO E INFLUÊNCIA NO SOLO**

Campina Grande - PB
2024

JOSÉ NATHANAEL FERREIRA DE ANDRADE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola na área de concentração em Irrigação e Drenagem.

Área de concentração: Irrigação e Drenagem

Orientador (a): Prof.^a Dra. Lúcia Helena Garófalo Chaves – UAEA/CTRN/UFCG

Campina Grande – PB

2024

A554b

Andrade, José Nathanael Ferreira de.

Biocarvão e *Bacillus sp.*: caracterização, mineralização de carbono orgânico e influência no solo / José Nathanael Ferreira de Andrade. – Campina Grande, 2024.

112 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2024.

"Orientação: Profa. Dra. Lúcia Helena Garófalo Chaves".

Referências.

1. Irrigação e Drenagem. 2. Biocarvões de Biomassa – Lodo de Esgoto. 3. Microrganismo. 4. Pirólise. 5. Mineralização de Carbono Orgânico. I. Chaves, Lúcia Helena Garófalo. II. Título.

CDU 631.62/.67(043)

FICHA CATALOGráfICA ELABORADA PELA BIBLIOTECÁRIA SEVERINA SUELI DA SILVA OLIVEIRA CRB-15/225

JOSÉ NATHANAEL FERREIRA DE ANDRADE

**BIOCARVÃO E *BACILLUS* SP.: CARACTERIZAÇÃO, MINERALIZAÇÃO DE
CARBONO ORGÂNICO E INFLUÊNCIA NO SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola na área de concentração em Irrigação e Drenagem.

Aprovado em: 04/03/2024

Dra. Lúcia Helena Garófalo Chaves

Orientadora (UAEA/UFCG)

Dr. Hugo Orlando Carvalho Guerra

Examinador (PPGEA/UFCG)

Dr. Josely Dantas Fernandes

Examinador Externo (CCA/UEPB)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO EM ENGENHARIA AGRICOLA
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

FOLHA DE ASSINATURA PARA TESES E DISSERTAÇÕES

JOSÉ NATHANAEL FERREIRA DE ANDRADE

**“BIOCARVÃO E *Bacillus Sp.*:
CARACTERIZAÇÃO, MINERALIZAÇÃO DE
CARBONO ORGÂNICO E INFLUÊNCIA NO
SOLO”**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Agrícola como
pré-requisito para obtenção do título de
Mestre em Engenharia Agrícola.

Aprovada em: 04/03/2024

Lucia Helena Garofalo Chaves - Orientador(a) - PPGEA/CTRN/UFMG
Hugo Orlando Carvalho Guerra - Examinador(a) Interno(a) - PPGEA/CTRN/UFMG
Josely Dantas Fernandes - Examinador(a) Externo(a) - CCA/UEPB



Documento assinado eletronicamente por **HUGO ORLANDO CARVALLO GUERRA, Usuário Externo**, em 25/04/2024, às 10:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Josely Dantas Fernandes, Usuário Externo**, em 25/04/2024, às 16:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **LUCIA HELENA GAROFALO CHAVES, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 25/04/2024, às 21:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **4385089** e o código CRC **B23932A5**.

AGRADECIMENTO

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado paciência e sabedoria para enfrentar tudo.

Gratidão aos meus pais (Noberto e Penha) e aos meus irmãos (Angélica, Pitágoras, Aristóteles e Natália) que sempre estiveram comigo me dando forças e conselhos que levarei pra toda vida. Sem eles nada disso seria possível, muito obrigado, vocês são minha base, são tudo pra mim.

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), pela oportunidade de realizar o mestrado e a todos os professores por os ensinamentos que com toda certeza me ajudarão na vida.

A minha orientadora Dra. Lúcia Helena Garófalo Chaves agradeço pela confiança, paciência, tempo dedicado a este trabalho e por toda ajuda prestada para que esse momento pudesse ser concretizado. Professora Lúcia me acolheu e com certeza me fez um pesquisador muito melhor, sempre me tratou com respeito e com carinho, tornando-se parte da minha vida e da minha trajetória.

Um agradecimento a todos os membros da banca examinadora, pela disponibilidade de participação.

Aos meus colegas de Mestrado, principalmente a Wesley Bruno (Bruninho) por ser meu melhor amigo desde criança e de maneira mais resistente hoje, por ter me ajudado nas análises até na discussão de resultados, como também nos dias de diversão ao assistirmos jogos do Flamengo, muito obrigado irmão; a Laysa por toda ajuda durante o experimento e conselhos para me tornar um pesquisador melhor.

Ainda de forma especial a Josely, que foi muito mais que um colega de pesquisa, mas um orientador, me ajudando durante todo meu mestrado, orientando-me sobre o que fazer e como fazer, na minha dissertação sempre me auxiliando com as estatísticas e dados. Muito obrigado.

Não poderia deixar de citar os técnicos de laboratório (Sergiana, Jacqueline e Wilson), pela paciência comigo, confesso, não sabia de quase nada de laboratório e vocês me ajudaram, mereceram todos os doces que levei e muito mais.

E de modo sentimental, todo amor a minha noiva e companheira (Sinthya Kelly), que está para comigo em tudo, independentemente de momentos alegres ou difíceis. Contribuindo com sua inteligência, paciência, conselhos e coragem, minha eterna gratidão, sem você eu não estaria nem aqui, você sempre será a minha força para conquistar o impossível.

Um agradecimento especial a minha tia, Severina, que me acolheu de portas abertas em Campina Grande.

Agradeço aos que indiretamente fizeram parte do meu trajeto, muitos aqui não citados, foram de grande importância para a conclusão de mais esta etapa em minha vida profissional.

A todos meu muito obrigado, sem cada um de vocês com certeza não teria conseguido chegar aqui!

“Trabalho duro é inútil para aqueles que não acreditam em si mesmos”

(Masashi Kishimoto)

Dedico a Painho e a Mainha que sempre estiveram comigo em todos os momentos, bons ou ruins, e que se esforçaram para me dar o melhor sempre.

Amo vocês!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	xiii
LISTA DE TABELAS.....	xv
CAPITULO I - INTRODUÇÃO GERAL, OBJETIVOS E REVISÃO DE LITERATURA	20
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	21
2. OBJETIVOS	23
2.1. Objetivo Geral.....	24
2.2. Objetivos Específicos	24
3. REFERENCIAL TEÓRICO	25
3.2. Biocarvão	29
3.2.1. Biocarvão nas propriedades do solo	30
3.3. Lodo de Esgoto	26
3.3.1. Biocarvão de lodo de esgoto	27
3.5. <i>Bacillus</i> SP. influência no solo	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
CAPITULO II - PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE BIOCÁRVÕES DE BIOMASSAS EM DIFERENTES ESTÁGIOS	47
1. INTRODUÇÃO	48
2. MATERIAL E MÉTODOS	49
2.1. Produção dos Biocarvões.....	49
2.2. Caracterização dos Biocarvões	49
2.2.1. Análise química das biomassas e dos biocarvões.....	49
2.2.2. Análise imediata.....	49
2.2.2.1. Umidade.....	50
2.2.2.2. Material Volátil	50
2.2.2.3. Cinzas.....	51
2.2.2.4. Carbono Fixo.....	51
2.3. Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR).....	51
2.4. Difração de raios – X	51
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
3.1. Caracterização dos Biocarvões	52
3.1.1. Análise química das biomassas e dos biocarvões.....	52
3.1.2. Análise imediata.....	57
3.1.3. Teor de voláteis	58

3.1.4. Teor de Cinzas	60
3.1.5. Teor de Carbono Fixo	61
3.2. Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)	63
3.3. Difração de Raios – X	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
CAPITULO III - MINERALIZAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DE	
BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO APLICADO AO SOLO COM INÓCULO	
DE <i>BACILLUS SP.</i>	
1. INTRODUÇÃO	79
2. Material e métodos	81
2.1. Localização da Pesquisa	81
2.2. Coleta e caracterização química do solo e lodo de esgoto	81
2.3. Preparação do inóculo bacteriano	82
2.4. Condução do Experimento sobre mineralização de carbono	82
2.5. Quantificação do CO ₂ liberado	83
2.5.1. Cinética de Mineralização do Carbono	84
2.5.2. Meia-vida da mineralização.....	84
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	85
3.1. Taxa de evolução de C-CO ₂ (dióxido de carbono)	85
3.2. Carbono acumulado na forma de C-CO ₂	87
3.3. Estudo Cinético	91
4. CONCLUSÃO	94
REFERÊNCIA BIBLIOGRAFICAS.....	94
CAPÍTULO IV - INFLUÊNCIA DO BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO E	
<i>BACILLUS SP.</i> NA FERTILIDADE DO SOLO	
1. INTRODUÇÃO	100
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	101
2.1. Localização da Pesquisa	101
2.2. Condução do Experimento.....	101
2.3. Caracterização físico-química do solo pós mineralização.....	102
2.4. Análise estatística	102
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	103
4. CONCLUSÕES	108
REFERÊNCIAS	108

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO II - PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE BIOCÁRVÕES DE BIOMASSAS EM DIFERENTES ESTÁGIOS

- Figura 1.** Teores totais de potássio (a), nitrogênio (b), cálcio (c), carbono orgânico (d), pH (e), fósforo (f), magnésio (g) e relação carbono/nitrogênio (h) em função das diferentes biomassas e estágios (in natura e produzidos em forno do tipo tambor duplo e mufla). Médias seguidas de mesma letra minúscula as biomassas não diferem entre si dentro do mesmo estágio e médias seguidas de mesma letra maiúscula os estágios não diferem entre si dentro da mesma biomassa. 54
- Figura 2.** Teor de umidade em função dos diferentes biocarvões 58
- Figura 3.** Teor de voláteis dos biocarvões: lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz produzidos em forno mufla e forno de tambor duplo. Médias seguidas de mesma letra minúscula os biocarvões não diferem entre si dentro do método de produção e médias seguidas de mesma letra maiúscula os métodos de produção não diferem entre si dentro do mesmo biocarvão. 59
- Figura 4.** Teor de cinzas dos biocarvões: lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz produzidos em forno mufla e forno de tambor duplo. Médias seguidas de mesma letra minúscula os biocarvões não diferem entre si dentro do método de produção e médias seguidas de mesma letra maiúscula os métodos de produção não diferem entre si dentro do mesmo biocarvão. 60
- Figura 5.** Teor de carbono fixo dos biocarvões: lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz produzidos em forno mufla e forno de tambor duplo. Médias seguidas de mesma letra minúscula os biocarvões não diferem entre si dentro do método de produção e médias seguidas de mesma letra maiúscula os métodos de produção não diferem entre si dentro do mesmo biocarvão. 61
- Figura 6.** Relação do teor de voláteis (TVOL), carbono fixo (CF), cinzas (TC) e umidade (U) dos biocarvões lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz produzidos em forno mufla (A) e forno de tambor duplo (B). 62
- Figura 7.** Espectros de FTIR dos biocarvões estudados, fibra de coco (A), palha de arroz (B), restolho de abacaxi (C), cama de aviário (D) e lodo de esgoto (E)..... 64
- Figura 8.** Difratoogramas de raios-X referentes às amostras de diferentes biomassas em seu estado *in natura* (A, D, G, J e M) e pirolisadas em forno mufla (B, E, H, K e N) e forno do tipo tambor duplo (C, F, I, L e O). 70

CAPITULO III - MINERALIZAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DE BIOCÁRVÃO DE LODO DE ESGOTO APLICADO AO SOLO COM INÓCULO DE *BACILLUS SP*

- Figura 1.** Taxa de evolução do carbono (C-CO₂) ao longo do tempo durante o período de incubação de 104 dias em função das doses de biocarvão de lodo de esgoto e *Bacillus sp.* Em que, B0, B5, B10 e B15 correspondem as respectivas doses de biocarvão de lodo de esgoto (0, 5, 10 e 15 t/ha) e M0, M1, M2 e M3 são as respectivas doses de *Bacillus sp.* (0, 1,5x10⁶, 1,5x10⁷ e 1,5x10⁸ Unidade Formadora de Colônia, UFC/ml).....87
- Figura 2.** Carbono (C-CO₂) liberado e acumulado durante o período de incubação de 104 dias para os tratamentos solo mais doses crescentes de doses de biocarvão, sob dois modelos de cinética, primeira ordem (Figura A-D) e exponencial duplo (Figura E-H). Em

que, B0, B5, B10 e B15 correspondem as respectivas doses de biocarvão de lodo de esgoto (0, 5,10 e 15 t/ha) e M0, M1, M2 e M3 são as respectivas doses de *Bacillus sp.* (0, $1,5 \times 10^6$, $1,5 \times 10^7$ e $1,5 \times 10^8$ Unidade Formadora de Colônia, UFC/ml).....89

Figura 3. Carbono (C-CO₂) liberado e acumulado durante o período de incubação de 104 dias para os tratamentos solos mais doses crescentes de doses de *Bacillus sp.* sob dois modelos de cinética, primeira ordem (Figura A-D) e exponencial duplo (Figura E-H). Em que, B0, B5, B10 e B15 correspondem as respectivas doses de biocarvão de lodo de esgoto (0, 5,10 e 15 t/ha) e M0, M1, M2 e M3 são as respectivas doses de *Bacillus sp.* (0, $1,5 \times 10^6$, $1,5 \times 10^7$ e $1,5 \times 10^8$ Unidade Formadora de Colônia, UFC/ml).....90

CAPITULO IV - INFLUÊNCIA DO BIOCARVÃO E *BACILLUS SP.* SOB A FERTILIDADE DO SOLO

Figura 1. Teores de carbono (C) em função do efeito isolado de doses de biocarvão (A) e *Bacillus sp.* (B).....104

Figura 2. Condutividade elétrica, sódio e cálcio em função da aplicação de doses de biocarvão de lodo de esgoto.....105

Figura 3. Superfície de resposta para fósforo (A) e Magnésio (B) em função das doses de biocarvão e *Bacillus sp.*.....107

LISTA DE TABELAS

CAPITULO II - PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE BIOCARVÕES DE BIOMASSAS EM DIFERENTES ESTÁGIOS

Tabela 1. Quadro de análise de variância da caracterização química da biomassa em diferentes estágios, in natura, biocarvão produzido em forno do tipo tambor duplo e mufla.....	52
Tabela 2. Resumo da análise de variância para teores de umidade, teor de voláteis, teor de cinzas e carbono fixo.	57
Tabela 3. Grupos funcionais das diferentes biomassas em seu estágio, <i>In natura</i> (IN) e pirolisadas em forno tipo tambor duplo (FT) e mufla (FM) via análise de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier	57

CAPITULO III - MINERALIZAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DE BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO APLICADO AO SOLO COM INÓCULO DE *BACILLUS SP*

Tabela 1. Caracterização química do solo utilizado no experimento e composição química do biocarvão do lodo de esgoto produzido em forno mufla.....	83
Tabela 2 - Cinética Química e Meia-Vida da Mineralização ($t_{1/2}$) obtidas ao longo do ajuste do carbono liberado a equações cinéticas de primeira ordem e com duas reações simultâneas	93

CAPITULO IV - INFLUÊNCIA DO BIOCARVÃO E *BACILLUS SP*. SOB A FERTILIDADE DO SOLO

Tabela 1. Caracterização química do solo utilizado no experimento e composição química do biocarvão do lodo de esgoto produzido em forno Mufla.....	102
Tabela 2. Quadro de análise de variância da caracterização química do solo após processo de mineralização em função de doses crescentes de biocarvão de lodo de esgoto e <i>Bacillus sp</i>	103

RESUMO

Objetivou-se com esse trabalho caracterizar e produzir biocarvões em forno do tipo “tambor duplo” e mufla a partir de diferentes biomassas e avaliar a interação do biocarvão de lodo de esgoto com microrganismos pertencentes ao gênero *Bacillus* sp. durante o processo de mineralização e na fertilidade do solo. Esse trabalho foi dividido em capítulos, da seguinte forma: o primeiro capítulo contém a introdução, objetivos e a revisão de literatura; no segundo capítulo foi realizado a produção em forno mufla e tambor duplo, dos biocarvões de biomassa de lodo de esgoto, cama de aviário, palha de arroz, fibra de coco e restolho de abacaxi e sua caracterização, tais como de suas respectivas biomassas *in natura*, com base em suas características físicas e químicas, através da análise imediata, seguindo a metodologia conforme ASTM: D1762-84 (2007); a espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR); e difração de raios – X. As análises estatísticas foram conduzidas no software estatístico SISVAR. Foram conduzidos ainda experimentos apenas com o biocarvão de lodo de esgoto, devido o seu alto teor de fósforo e outros nutrientes, com o intuito de avaliar a mineralização do carbono (C) quando incorporados ao solo (capítulo III) e as características químicas do solo após o período de incubação, conforme Teixeira et al. (2017) (capítulo IV). Os experimentos foram conduzidos no laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS) pertencente a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). O solo utilizado foi coletado no município de Lagoa Seca – PB e o lodo foi adquirido juntamente ao laboratório do Programa de Saneamento Básico (PROSAB). A quantificação do CO₂ liberado foi realizado através da titulação do NaOH 0,5 ml L⁻¹ com a solução padronizada de HCL 0,4 mol L⁻¹ durante 104 dias, além da avaliação da cinética de mineralização do carbono seguindo dois modelos de equação de primeiro grau e de duas reações simultâneas (MURWIRA et al., 1990; MOLINA et al., 1980 respectivamente) e por fim a análise de meia vida da mineralização (SPOSITO, 2008) (Capítulo III). De forma geral os maiores teores de carbono foram observados nas biomassas de origem vegetal (restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz), *in natura*, produzido em forno mufla e tambor duplo. As maiores concentrações de fósforo (P) foram observadas nas biomassas de lodo de esgoto e cama de aviário, sendo a maior quantidade verificada na biomassa de lodo de esgoto produzida a partir de forno de tambor duplo. O biocarvão de palha de arroz apresentou o maior teor de umidade e a cama de aviário a menor; o maior teor de voláteis foi encontrado no de cama de aviário quando comparado aos outros biocarvões. O maior teor de cinzas foi observado nos biocarvões de palha de arroz e fibra de coco, que não

apresentaram diferenças estatísticas entre si. O maior teor de carbono fixo foi encontrado no biocarvão de palha de arroz, em ambos métodos de produção. Independentemente da biomassa utilizada neste trabalho, observou-se uma banda em $\approx 3300 \text{ cm}^{-1}$ atribuído a vibrações de (O-H) em grupo hidroxila presente na celulose (Capítulo II). Em geral, independente das doses de biocarvão de lodo de esgoto e *Bacillus* sp. aplicadas no solo, a taxa de mineralização do carbono foi mais elevada no início do período de incubação, diminuindo gradualmente (Capítulo III). O máximo valor de P estimado pelo modelo de equação de regressão que se ajustou aos dados foi obtido com a aplicação da dose de 15 t ha^{-1} de biocarvão combinado com $8,2 \times 10^{+7} \text{ UFC ml}^{-1}$ de *Bacillus* sp., tendo-se constatado uma variação para esta variável de 418% em relação a testemunha. Os valores de carbono orgânico (CO) aumentaram de forma quadrática após a adição do biocarvão de lodo de esgoto, sendo o maior valor de carbono estimado em $8,6 \text{ g. Kg}^{-1}$ na dose de $8,9 \text{ t ha}^{-1}$ (Capítulo IV).

Palavras-chave: Microrganismo, pirólise, fertilidade.

ABSTRACT

This study aimed to characterize and produce biochars using a "double drum" type furnace and a muffle furnace from different biomasses, and to evaluate the interaction of sewage sludge biochar with microorganisms belonging to the genus *Bacillus* sp. during the mineralization process and its effect on soil fertility. This work was divided into chapters as follows: the first chapter contains the introduction, objectives, and literature review; in the second chapter, the production of biochars from sewage sludge, poultry litter, rice straw, coconut fiber, and pineapple residue biomass was carried out using a muffle furnace and a double drum furnace, and their characterization, as well as that of their respective raw biomasses, was based on their physical and chemical characteristics through proximate analysis, following the ASTM: D1762-84 (2007) methodology; Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR); and X-ray diffraction. Statistical analyses were conducted using the SISVAR statistical software. Experiments were also conducted solely with sewage sludge biochar due to its high phosphorus and other nutrient content, aiming to evaluate carbon (C) mineralization when incorporated into the soil (Chapter III) and the soil's chemical characteristics after the incubation period, according to Teixeira et al. (2017) (Chapter IV). The experiments were conducted in the Irrigation and Salinity Laboratory (LIS) of the Federal University of Campina Grande (UFCG). The soil used was collected in the municipality of Lagoa Seca – PB, and the sludge was obtained from the Basic Sanitation Program Laboratory (PROSAB). The quantification of released CO₂ was performed through the titration of 0.5 ml L⁻¹ NaOH with a standardized 0.4 mol L⁻¹ HCl solution over 104 days, in addition to evaluating the kinetics of carbon mineralization following two first-order equation models and two simultaneous reactions (MURWIRA et al., 1990; MOLINA et al., 1980, respectively), and finally the half-life analysis of mineralization (SPOSITO, 2008) (Chapter III). Generally, the highest carbon contents were observed in the raw plant-based biomasses (pineapple residue, coconut fiber, and rice straw) and in the biochars produced in both the muffle and double drum furnaces. The highest phosphorus (P) concentrations were observed in the sewage sludge and poultry litter biomasses, with the highest amount found in the sewage sludge biomass produced using the double drum furnace. The rice straw biochar had the highest moisture content, while the poultry litter had the lowest; the highest volatile content was found in the poultry litter biochar compared to the other biochars. The highest ash content was observed in the rice straw and coconut fiber biochars, with no statistical differences between them. The highest fixed carbon content

was found in the rice straw biochar, in both production methods. Regardless of the biomass used in this study, a band at $\approx 3300 \text{ cm}^{-1}$ was observed, attributed to (O-H) vibrations in the hydroxyl group present in cellulose (Chapter II). Overall, regardless of the doses of sewage sludge biochar and *Bacillus* sp. applied to the soil, the carbon mineralization rate was higher at the beginning of the incubation period, gradually decreasing (Chapter III). The maximum P value estimated by the regression equation model that fit the data was obtained with the application of a dose of 15 t ha^{-1} of biochar combined with $8.2 \times 10^7 \text{ CFU ml}^{-1}$ of *Bacillus* sp., with a variation of 418% observed for this variable compared to the control. The organic carbon (OC) values increased quadratically after the addition of sewage sludge biochar, with the highest estimated carbon value being 8.6 g kg^{-1} at a dose of 8.9 t ha^{-1} (Chapter IV).

Key words: Microorganism, pyrolysis, fertility.

**CAPITULO I - INTRODUÇÃO GERAL, OBJETIVOS E REVISÃO DE
LITERATURA**

1. INTRODUÇÃO GERAL

A crescente preocupação com a gestão sustentável de resíduos e a busca por alternativas renováveis tem levado à exploração de soluções inovadoras, e o uso de biocarvão emerge como uma ótima alternativa. Por ser um produto obtido a partir da pirólise de biomassa, como resíduos agrícolas, florestais e orgânicos, cada uma com suas características únicas.

Em estudo sobre a taxa de produção per capita de resíduos sólidos urbanos, os principais meios de disposição final e tratamentos dos resíduos sólidos urbanos coletados nas maiores cidades da Paraíba (João Pessoa e Campina Grande) os autores Leite et al. (2021) verificaram que a quantidade estimada de resíduos sólidos urbanos coletados é de 2.600 toneladas.dia⁻¹, o que corresponde a um quantitativo de matéria orgânica putrescível de aproximadamente 1.430,000 toneladas.dia⁻¹. Portanto, considerando apenas esta matriz de produção de matéria orgânica putrescível e que esta matéria orgânica será utilizada para produção de composto orgânico, além disso essa matéria orgânica pode ser utilizada na produção de biocarvão.

O biocarvão é um material rico em carbono obtido através da pirólise a temperaturas entre 400 a 800°C, em ambiente com oxigênio limitado (LIMA et al., 2019). **Por não ser** utilizado como combustível, destina-se seu uso, essencialmente, à incorporação ao solo com a finalidade de melhorar suas propriedades físico-químicas (LAURENTINO et al., 2021; HANKE et al., 2022).

Cada biomassa utilizada, bem como as condições de produção, ocasiona características únicas e composição diferenciada do produto final, sendo assim indispensável a sua caracterização química a fim de determinar sua interação e efeito no solo (ZHAO et al., 2013).

Resumidamente, as diferentes biomassas utilizadas na produção de biocarvão podem variar o produto final de acordo com sua composição química, morfologia e condições de pirólise, produzindo-o com características físicas e químicas particulares, como porosidade, superfície específica, pH, capacidade de troca iônica, recalcitrância entre outras, sendo indispensável a sua caracterização a fim de determinar sua interação e efeito no solo (FREITAS, 2011; ZHAO et al., 2013). Da mesma forma é importante a análise imediata e rendimento gravimétrico dos biocarvões para avaliar o valor dos mesmos no desempenho agronômico.

Conforme mencionado o biocarvão é um material de composição variável, o tipo de biomassa e as condições de pirólise são fatores que determinam as características dos biocarvões resultantes. Os equipamentos de pirólise modernos para produção do biocarvão em grande escala são poucos quando comparados as tecnologias tradicionais de produção de carvão vegetal (BROWN, 2009). Forno simples são a primeira escolha para pequenos agricultores e produtores de biocarvão que estão iniciando, como é o caso de fornos como o tambor duplo.

Silva et al. (2022), produziram e o caracterizaram de cama de aviário produzido em forno de tambor duplo, e observaram que após o processo de pirólise obtiveram um biocarvão alcalino e com teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e carbono maiores quando comparados a biomassa *in natura* de cama de aviário. Silva et al. (2023). Em trabalho para produzir e caracteriza-lo como de palha-de-açúcar pirolisado em forno de tambor duplo, Silva et al. (2023), verificaram pH alcalino (9,10), nutrientes (magnésio, potássio e cálcio) e além de um alto teor de carbono.

Quando aplicado ao solo os biocarvões têm mostrado benefícios notáveis, como o aumento da retenção de água, da fertilidade, melhoras nas propriedades físicas do solo (estrutura, porosidade, consistência, entre outros), além de diminuir a emissão de gases do efeito estufa (REN et al., 2016). Ainda favorece o processo de recuperação de solos afetados por sais, reduz a toxicidade por metais pesados e pode ajudar a corrigir a acidez devido seu caráter alcalino (CHAN et al., 2008).

No Estado da Paraíba são gerados resíduos agrícolas provenientes do cultivo de coco, abacaxi e arroz, da mesma forma, são gerados cama de aviário, proveniente da produção de avícolas e lodo de esgoto das estações de tratamentos de esgoto. Estes resíduos quando descartados de maneira inadequada provocam vários danos ao meio ambiente a exemplo da contaminação do solo, lençóis freáticos, do ar, além da diminuição da vida útil de aterros sanitários e lixões. Para minimizar tais problemas, tais resíduos podem ser transformados em biocarvões.

O lodo de esgoto é um subproduto gerado durante o processo de tratamento de esgoto, produzido em grandes quantidades e rico em nutrientes e matéria orgânica, o que viabiliza seu uso como fertilizante orgânico. A transformação térmica de lodo de esgoto em biocarvão é um método promissor para gerenciar esse resíduo e ao mesmo tempo, aproveitar os benefícios ao solo que este pode trazer, além de diminuir a perda de nutrientes aplicados por meio de fertilizantes minerais e ampliar o sequestro de carbono no solo, possibilitando seu uso na agricultura (HOSSAIN et al., 2010).

O biocarvão ainda pode estimular de maneira indireta os organismos do solo oferecendo um ótimo habitat devido a sua estrutura porosa e diminuindo a biodisponibilidade de várias toxinas do solo por sorção (AMELOOT et al., 2013). Outra perspectiva inovadora sobre esse assunto é a utilização de rizobactérias promotoras de crescimento de plantas.

As rizobactérias se alimentam do carbono liberado pelas raízes das plantas e o utilizam para liberar mais de uma maneira que afeta de maneira direta ou indireta o crescimento das plantas e o desenvolvimento das raízes através da secreção de substâncias reguladoras ou enzimas na rizosfera, além disso, elas podem atuar como bioquímicos que podem influenciar o pH do solo, contribuir para biomassa das plantas, aumentar a atividade enzimática e beneficiar o processo de mineralização de carbono e nitrogênio (FIGUEIREDO et al., 2011; SARFRAZ et al., 2019). Dentre essas bactérias, as do gênero *Bacillus*, vem se destacando principalmente nos processos de solubilização de fosfatos (RICHARDSON & SIMPSON, 2011; KALAYU, 2019; MAZZUCO et al., 2023).

A aplicação de biocarvão no solo aumenta a população microbiana em microesferas, o que proporciona o processo de feito de priming, acelerando a degradação de matéria orgânica fresca no solo (SARFRAZ et al., 2019). À medida que acontece o aumento da comunidade microbiana no solo, a liberação de enzimas microbianas é aprimorada, gerando assim um efeito positivo nos reservatórios de C do solo. Além disso ainda favorece a desintoxicação de aleloquímicos, promovendo assim o crescimento de rizobactérias; ainda diversos grupos funcionais contendo oxigênio na superfície do biocarvão contribuem com a adsorção de compostos orgânicos simples e dissolvem esses compostos orgânicos e íons NH^{4+} , conferindo assim um habitat microbiano adequado (KUZYAKOV & LARIONOVA, 2005; WARDLE et al., 2008; QIU et al., 2009).

A mineralização do carbono orgânico do solo é um processo bioquímico do carbono orgânico do solo, e a etapa chave do seu ciclo, estando diretamente relacionado à liberação e fornecimento de nutrientes, à formação de efeito estufa e à manutenção da qualidade do solo, por meio de enzimas impulsionada por microrganismos (TITO et al., 2021). Diante do exposto, torna-se imprescindível estudos da influência de rizobactérias, como as do gênero *Bacillus*, e do biocarvão de lodo esgoto nas características químicas do solo e sua contribuição no processo de mineralização de carbono do solo.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Produzir e caracterizar biocarvões em forno do tipo “tambor duplo” e mufla a partir de diferentes biomassas e avaliar a interação do biocarvão de lodo de esgoto com microrganismos pertencentes ao gênero *Bacillus sp* durante o processo de mineralização e na fertilidade do solo.

2.2. Objetivos Específicos

- ✓ Produzir em forno do tipo “tambor duplo” e mufla, biocarvões a partir das biomassas: Lodo de esgoto, cama de aviário, fibra de coco, palha de arroz e restolho de abacaxi, utilizando temperatura de pirólise superior a 350°C;
- ✓ Avaliar como a pirólise nos dois tipos de forno altera a composição dos biocarvões, comparada à biomassa original, por meio da caracterização química, análise imediata, difração de raio X (DRX) e espectroscopia infravermelha transformada de Fourier (FTIR);
- ✓ Avaliar a estabilidade do biocarvão de lodo de esgoto aplicado no solo inoculado com *Bacillus sp*. quantificando-se a mineralização através do C-CO₂ emanado;
- ✓ Avaliar, após processo de mineralização, a influência da interação entre biocarvão de lodo de esgoto e *Bacillus sp*. na fertilidade do solo.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Biomassa

Segundo Silva et al. (2022) as biomassas em geral são uma fonte renovável de carbono, com alto teor orgânico, e com uma grande aptidão para a síntese de materiais a base de carbono com novas funcionalidades, como o caso do biocarvão. A transformação de biomassa em matéria orgânica pouco ou não biodegradável tem sido vastamente estudada como tática para atenuação das mudanças climáticas em função da elevação do armazenamento de C estável no solo, com a diminuição do fluxo de CO₂ da atmosfera (JIA et al., 2019).

Existem diversas fontes de matérias-primas, tanto biomassa lignocelulósica quanto não lignocelulósica, que podem ser empregadas na fabricação de biocarvão. Entre elas, incluem-se esterco, resíduos provenientes da agricultura e da silvicultura, como casca de arroz, casca de café, palha de milho, palha de cana-de-açúcar, caule de soja, resíduos de laranja, casca de eucalipto e/ou pinus, bem como resíduos de madeira. Além disso, subprodutos industriais, resíduos provenientes de processos industriais e resíduos sólidos urbanos, como lodo de esgoto, bagaço de cana-de-açúcar, cama de frango e lixo, também são utilizados. Adicionalmente, materiais não convencionais, como resíduos de pneus, papéis e ossos, podem ser explorados para essa finalidade (CERRI et al., 2023).

As características do biocarvão dependem da natureza química da biomassa utilizada e pela temperatura durante o processo de carbonização, determinando diretamente seu uso (DORDAS et al., 2007; DAS et al., 2021; LI et al., 2020). As propriedades do produto final são significativamente afetadas pela qualidade da matéria-prima utilizada. Em termos gerais, os biocarvões produzidos a partir de fontes vegetais apresentam concentrações mais elevadas de carbono, mas menores quantidades dos nutrientes essenciais para as plantas, quando comparados aos biocarvões provenientes de esterco. Isso ocorre devido ao fato de que as plantas absorvem apenas uma parcela limitada dos elementos presentes no solo (IPPOLITO et al., 2015).

Embora as concentrações iniciais de nutrientes na matéria-prima não forneçam uma previsão quantitativa do teor total ou disponível de nutrientes no biochar, o tipo de matéria-prima utilizada durante a pirólise desempenha um papel crucial na determinação das características do biochar (IPPOLITO et al., 2015).

Como por exemplo, Sarfaraz (2019) que caracterizando e avaliando a mineralização de carbono (C) de seis tipos de biocarvões preparados a partir de esterco de animais

(cama de aviário, esterco suíno e bovino) e palhas de culturas (arroz, soja e milho) a 450 °C em um forno mufla por 1 hora, demonstrou que os biocarvões apresentaram diferentes características, incluindo porcentagem de produção de biocarvão, assim como as concentrações de carbono e outros nutrientes (P, K, Ca, Mg) foram encontradas em maior concentração, exceto no caso do B, que estava muito abaixo em todos os biocarvões.

Em outro caso, Rehrah et al. (2014), avaliando as propriedades físico-químicas resultantes de biocarvões de Casca de pecã, casca de amendoim, resíduos de algodão e capim-elefante, demonstraram que os elementos K^+ e Mg^{2+} estavam mais concentrados no biocarvão à base de algodão seguido por o biocarvão de capim-elefante; já para as cascas de pecã houve uma elevada concentração de Ca^{2+} em comparação aos outros biocarvões.

Bohari et al. (2020), em estudo com objetivo de produzir biocarvão a partir de folhas de abacaxi, casca de sagu e miolo de sagu a 350°C em forno mufla, verificaram através da análise elemental e caracterização que os teores minerais do biocarvão (K, N, S, Mg e Ca), aumentaram em relação às concentrações da matéria-prima. Para as folhas de abacaxi, o elemento K aumentou 24 vezes, $2,44 \pm 0,73\%$ para $48,32 \pm 9,92\%$, enquanto o nitrogênio aumentou de $6,13 \pm 2,39\%$ para $8,33 \pm 5,34\%$.

3.1.1. Lodo de Esgoto

O lodo de esgoto é o resíduo final advindo do tratamento de águas residuais, sejam domésticos, industriais ou mistas através das estações de tratamento de esgoto. Esse lodo tem caráter orgânico e composição diferenciada de acordo com a origem e/ou tratamento que recebe dentro das estações de tratamento. É composto por biomassa e nutrientes, como fósforo, nitrogênio e potássio, entretanto podem apresentar constituintes indesejáveis como os metais pesados, poluentes orgânicos e microrganismos patogênicos, que a depender das quantidades poderá proporcionar pequenos ou grandes riscos ao meio que se encontra (LEMAINSKI & SILVA, 2006; CIEŚLIK, et al., 2015).

O tratamento do lodo de esgoto tem que ser adequado para que possa ser devolvido a natureza, mantendo uma gestão ambiental correta (FIGUEIREDO, 2019). Um dos grandes desafios do lodo de esgoto é sua destinação final, uma vez que no Brasil, estima-se um total anual de 5,8 bilhões de m³ de esgoto coletado e 4,5 bilhões de m³ de esgoto tratado (BRASIL, 2019).

O lodo de esgoto deve ser considerado como um reservatório de energia e compostos valiosos, destacando-se o alto teor de matéria orgânica, carbono, fósforo, nitrogênio, ácidos voláteis e proteínas (KACPRZAK et al., 2017). Sendo o mesmo um resíduo de difícil destinação, há uma grande preocupação nas empresas de tratamento, órgão ambientais e agências de pesquisa, principalmente pelos seus possíveis efeitos ambientais adversos ao solo e às águas subterrâneas (MARTINS et al., 2021).

No Brasil, geralmente o lodo de esgoto é descartado em aterros sanitários, entretanto este tipo de disposição em conjunto com os resíduos domésticos, diminuem o tempo de vida útil dos aterros, que estão ficando sem espaço (LUDUVICE & FERNANDES, 2001; ALAMINO, 2010; LINS & LIMA, 2022). Uma busca por alternativas para a disposição adequada do lodo de esgoto se faz necessário, e dentre essas disposições finais, aquela para fins agrícolas e florestal parecem viáveis.

Ademais, o lodo é rico em matéria orgânica e em macro e micronutrientes, onde seu uso pode proporcionar melhorias ao solo e aumento na produtividade agrícola, por esta razão pode-se chamar de bio sólido (MORETTI et al., 2015). No entanto, os organismos patogênicos contidos no lodo de esgoto, podem causar danos ao meio ambiente dificultando assim, seu uso para fins agrícolas (POGGIANI et al., 2000).

Dito isso, uma forma de aproveitar o lodo de esgoto como biomassa, é através do craqueamento térmico (pirólise) e sua transformação em biocarvão, reduzindo a quantidade de agentes patogênicos além dos contaminantes presentes, principalmente metais pesados, melhorando assim sua qualidade como resíduo orgânico para posterior uso na agricultura (LIU et al., 2014). Além disto, biocarvão do lodo de esgoto por ser um produto rico em carbono, torna-se uma boa alternativa para melhora dos solos em suas propriedades químicas, físicas e biológicas, conseqüentemente, contribuindo na produtividade das culturas (LIMA et al., 2020; HORA, 2022).

3.1.2. Biocarvão de lodo de esgoto

O tratamento de lodo de esgoto é um desafio significativo, não apenas devido à sua produção em larga escala, mas também devido à presença elevada de metais pesados e patógenos. Além das abordagens convencionais para a gestão de lodo de esgoto, como aplicação direta na agricultura, incineração e deposição em aterros, observa-se um crescente interesse no emprego de processos térmicos para o tratamento desse resíduo (AGRAFIOTI et al., 2013).

A produção de biocarvão de lodo esgoto através da pirólise, se torna uma benéfica solução para gerenciar o lodo de esgoto e com isso aproveitar os seus benefícios

ambientais, sendo uma fonte valiosa de fósforo, nitrogênio, micronutrientes e matéria orgânica, que afetam positivamente as propriedades solo-planta (PATHAK et al., 2009). A alta concentração de metais pesados no lodo de esgoto pode ser uma desvantagem do uso de seu biocarvão, entretanto alguns estudos demonstraram que o uso do material na forma de biocarvão diminui a disponibilidade as plantas e o perigo de lixiviação de vários metais pesados quando comparado ao lodo de esgoto bruto (MÉNDEZ et al., 2012; SONG et al., 2014).

Dentre as diversas alternativas para lidar com o lodo (como depósitos em aterros, incineração e aplicação agrícola), a utilização do lodo como emenda do solo em áreas agrícolas destaca-se como uma opção economicamente viável e eficaz. Isso ocorre porque proporciona a chance de reutilizar nutrientes essenciais para o crescimento das plantas e carbono orgânico no solo, contribuindo para o desenvolvimento das culturas (SINGH et al., 2020).

Hansen et al. (2023) em estudo a fim de avaliar as características físico-químicas de biocarvões de lodo de esgoto produzidos em diferentes temperaturas de pirólise e se os mesmos influenciavam nas propriedades físico-químicas de substrato, demonstraram que a temperatura de pirólise influencia a disponibilidade de nutrientes no biocarvão, com teores de fósforo variando de 4,6% a 4,9%; além disso, a adição de biocarvão ao substrato aumentou significativamente a retenção de água no solo, apresentando potencial para enfrentar condições de estresse hídrico. O estudo conclui que o biocarvão de lodo de esgoto tem potencial para melhorar o solo e reduzir a dependência de fertilizantes minerais.

Yue et al. (2017) relataram que a adição de biocarvão de lodo de esgoto a um solo urbano e em grama cultivada em vasos, induziu aumentos significativos no nitrogênio total do solo, carbono orgânico, carbono negro, fósforo e potássio disponíveis no solo, em proporções superiores a 1,5, 1,9, 4,5, 5,6 e 0,4 vezes, respectivamente. A matéria seca da grama aumentou proporcionalmente com a quantidade crescente de biocarvão adicionado (média de 74%), devido à melhoria na nutrição mineral das plantas.

Avaliando o efeito de diferentes doses de biocarvão de lodo de esgoto nos componentes de fertilidade do solo e no desenvolvimento agrônômico do rabanete, Sousa & Figueiredo (2015), relataram que as variáveis testadas responderam positivamente ao aumento na dose de biocarvão de 10 a 30 g kg⁻¹, e foi observada uma leve diminuição a partir de 30 g kg⁻¹; foi observado ainda um enriquecimento de nutrientes no solo que recebeu o biocarvão, principalmente fósforo, nitrogênio disponível e cátions trocáveis (

cálcio e magnésio). Houve aumento nos indicadores de fertilidade do solo, sem efeito na acidez, resultando em maior produtividade de rabanetes.

3.2. Biocarvão

O biocarvão ou “*biochar*”, é um composto orgânico obtido através de pirólise lenta ou rápida de fontes vegetais ou animais, com a finalidade de aplicação ao solo, melhorando suas características físicas-químicas (LEHMANN & JOSEPH, 2015).

A quantidade de biochar produzido durante a queima varia conforme o material de origem, a temperatura e o tempo de exposição ao fogo. Durante o processo de pirólise de material vegetal, uma considerável quantidade de massa é perdida, principalmente na forma de compostos orgânicos voláteis (CO, CO₂, CH₄) e água (H₂O), resultando em uma redução significativa do volume inicial (DOWNIE et al., 2009). Quanto mais elevada a temperatura (> 700 °C) durante a carbonização, maior será a perda de carbono na forma de compostos voláteis, uma vez que componentes vegetais, como hemicelulose, celulose e lignina, sofrem degradação. Conforme descrito por Sjöström (1993), a hemicelulose se decompõe em temperaturas entre 200-260 °C, a celulose entre 240-350 °C e a lignina entre 280-500 °C.

O termo biocarvão surgiu em 2006, especificando carvão vegetal usado para fins ambientais e em particular para manter ou melhorar a fertilidade do solo (LEHMANN et al., 2006). A primeira evidência do biocarvão foi a “terra preta indígena”, na Amazonia ocidental, conhecida por sua cor escura. Este solo possuía alto teor de estabilidade dos agregados, devido à presença de maiores quantidade de carbono e alto grau de nutrientes, acompanhado de elevados teores de microrganismos (GLASER & BIRK, 2012).

A terra preta possui grandes quantidades de potássio, nitrogênio, cálcio e fósforo, assim como melhor estrutura e rigidez, devido ao seu grande teor de carbono orgânico altamente estável presente no solo (ALLING et al., 2014). Pesquisas relacionadas a terra preta indígena deduzem que os povos originais da Amazonia, produziam ou aplicavam o biocarvão intencionalmente no solo, para melhorar sua fertilidade (LIMA et al., 2002).

O biocarvão difere sua estrutura e composição química a partir da combinação do tipo de matéria-prima e das condições de pirólise utilizadas. O biocarvão um material considerado ecologicamente correto e fácil de ser obtido, além de possuir baixo custo. Pode ainda ser utilizado como adsorvente e passivador para remover metais pesados da água e no solo, além de vários benefícios para proteção ambiental, produção agrícola e afins (GAO et al., 2019; HE et al., 2019; LIU et al., 2022).

A aplicação do biocarvão ao solo pode gerar diversos benefícios, como alterações nas propriedades físicas e químicas do solo, aumento da capacidade de troca de cátions, adsorção de íons metálicos tóxicos para as plantas, além de servir como uma fonte de nutrientes para o solo (LAIRD et al., 2010; LIMA et al., 2019). As propriedades físico-químicas do biocarvão, como sua área superficial, estrutura, pH, tamanho, teor de nutrientes, contribui para um habitat ideal para os microrganismos ajudando-os em sua sobrevivência (PALANSOORIYA, et al., 2019).

3.2.1. Biocarvão nas propriedades do solo

O biocarvão dispõe da aptidão de ser empregado como condicionando e corretivo do solo (TORRES et al., 2024). Quando aplicado no solo, os benefícios são os mais diversos, como o ganho na sequestração de carbono no solo, atenuação de emissões de gases de efeito estufa, modificações nas características químicas, físicas e biológica, aumento da capacidade de retenção de água, ganhos na saúde do solo, melhor desenvolvimento e rendimento das culturas (LEHMANN et al., 2021; MURTAZA et al., 2023; CARVALHO et al., 2020).

Normalmente os fatores que explicam os efeitos da adição de biocarvão ao solo, estão relacionadas as suas propriedades, que diferem de acordo com a matéria prima e condições de produção (temperatura de pirolise, tempo de reação e taxa de aquecimento); assim como as condições do solo que será aplicado e dos fatores climáticos (JOSEPH et al., 2009). Em virtude do modo de produção, os biocarvões são materiais estáveis, livres de patógenos e com estrutura porosa constituída basicamente de carbono, sendo assim um material altamente sustentável e benéfico para o meio ambiente (SILVA et al., 2022). Ao mesmo tempo que a combustão, possibilita reter, nas cinzas, somente 2 a 3% do carbono no primeiro momento contido na biomassa, com a pirolise esse teor cresce para mais de 50% (MANGRICH et al., 2011). Além do mais, outra vantagem do biocarvão é o seu longo tempo de vida, se tornando uma fonte viável para armazenar Carbono no solo por um longo tempo (SILVA, 2017; TORRES et al., 2024).

A utilização do biocarvão como condicionador no solo pode ser uma boa estratégia para a melhoria das condições de desenvolvimento das plantas por apresentar propriedades que as favorecem. Dentre essas características, o biocarvão pode aumentar o pH, CTC e carbono orgânico, aumentar a fixação biológica de nitrogênio e a disponibilidade de boro, molibdênio, cálcio, potássio e fosforo; além de servir como habitat para microrganismo nos microsporos do biocarvão (TRAZZI et al., 2018). Em

função de suas estruturas aromáticas, o biocarvão apresenta-se como uma eficiente ferramenta para favorecer o aumento da CTC do solo, assim como capaz de enriquecer a sua fertilidade (MADARI et al., 2006).

Um dos grandes benefícios do biocarvão para o solo é o sequestro de carbono orgânico. Quando o este é aplicado ao solo cerca de 10 a 20% do componente solúvel do material é mineralizado em CO₂, e suas partes aromáticas e alifáticas podem gerar moléculas mais complexas e desse modo a decomposição microbiana ser dificultada (SOUZA et al., 2023). Ainda a emissão de carbono para atmosfera do biocarvão é muito mais lenta, chegando até 100 anos, uma vez que sua taxa de decomposição é lenta (JHA et al., 2010).

3.3.Mineralização de carbono do solo

O termo "mineralização" foi introduzido por Alexander (1978) e Paul & Clark (1989) para descrever a conversão de um elemento de uma forma orgânica para uma forma inorgânica. Quando aplicado ao carbono, a mineralização pode ser conceituada como a emissão de CO₂ decorrente do metabolismo de organismos. Essa ideia é análoga à respiração do solo, que compreende a totalidade das atividades metabólicas no solo que geram CO₂, incluindo a absorção de O₂ ou a liberação de CO₂ por organismos do solo ativos metabolicamente (ZIBILSKA, 1994).

O estudo conduzido por Cerri et al. (1992) desmembra o ciclo do carbono no solo em três etapas distintas. Inicialmente, temos a fase anabólica, na qual ocorre a organização do dióxido de carbono (CO₂) atmosférico, principalmente conduzida pelos vegetais fotossintetizantes. A segunda fase envolve a liberação dos produtos fotossintetizados pelas plantas, seguida de sua acumulação e estabilização no solo. A terceira fase é caracterizada pela mineralização de substratos orgânicos e pela transferência do CO₂ resultante de volta para a atmosfera.

O biocarvão tem sido amplamente destacado como uma tecnologia com o potencial de proporcionar diversos benefícios ambientais quando aplicado no solo, incluindo a capacidade de sequestrar carbono (C) a longo prazo. Devido à sua composição predominantemente aromática, os biocarvões são considerados uma forma recalcitrante de C, com tempos médios de permanência estimados na faixa de séculos a milênios. (MCBEATH & SMERNIK, 2009; KUZYAKOV et al., 2009; WOOLF et al., 2010; ZIMMERMAN, 2010; KEITH et al., 2011; SINGH et al., 2012).

Por ser um material com alto teor de carbono e estrutura altamente aromática, o biocarvão tem conquistado grande atenção devido ao seu poder sob a mineralização do carbono orgânico do solo (CHEN et al., 2018). Ao ser aplicado ao solo aproximadamente 10 a 20% do componente solúvel do biocarvão é mineralizado em CO₂, e seus elementos aromáticos e alifáticos tem a capacidade de formar moléculas mais complexas e assim aumentar a resistência do carbono a decomposição microbiana. Essa característica específica do biocarvão desempenha um papel importante no sequestro de carbono no solo (JEFFERY et al., 2011; SOUZA et al., 2023).

A mineralização do carbono orgânico no solo desempenha um papel crucial como fonte significativa de carbono nas emissões de CO₂, e a fixação do carbono orgânico é fundamental como um sumidouro de CO₂ (BAI et al., 2011). O carbono orgânico do solo não apenas fornece nutrientes minerais essenciais para o crescimento das plantas, mas também fornece a energia necessária para a degradação microbiana da matéria orgânica. Estudos indicam que o biocarvão, ao ser aplicado no solo, pode interagir com a matéria orgânica original do solo, provocando alterações na taxa de mineralização da matéria orgânica e, conseqüentemente, influenciando a liberação de CO₂ (VENTURA et al., 2014).

Tito et al. (2021), visando avaliar a mineralização do carbono orgânico em amostras de solo incubadas com diferentes doses de biocarvão e composto orgânico de cama de frango, verificaram que a atividade microbiana do solo e, por conseguinte, a mineralização do carbono, aumentaram com a aplicação dessas doses. Os tratamentos com composto orgânico apresentaram a maior mineralização de C-CO₂. O processo de mineralização do carbono seguiu uma cinética química com duas reações simultâneas. A maior liberação e acumulação de C-CO₂ ocorreu no solo incubado com 15 e 20 t ha⁻¹ de composto orgânico de cama de frango. Em contraste, as doses de biocarvão não influenciaram o teor de carbono mineralizado, comportamento não observado com o uso desse composto, cujo teor mais elevado foi de 85,69 mg kg⁻¹ com a aplicação de 20 t ha⁻¹.

Em estudo realizado por Farias et al. (2015), avaliando o efeito da temperatura de pirólise na dinâmica de mineralização de biocarvão de lodo de esgoto aplicado ao solo, demonstraram que a taxa de mineralização de biocarvão é dependente da temperatura de pirólise aplicada; e que as misturas de solo com biocarvão de lodo de esgoto a 300 e 400°C e do lodo de esgoto bruto, promoveram maiores taxas de mineralização de carbono

em comparação ao biocarvão quando preparado a 500°C e ao controle (material sem aplicação de material orgânico).

3.5. *Bacillus sp.* influência no solo

Dentre as mais diversas populações microbianas que vivem no solo as do gênero *Bacillus* são as predominantes no solo e na rizosfera, onde compõe até 95% das populações bacterianas Gram-Positivas (PRASHAR et al., 2014). As bactérias desse gênero se destacam por suas características de resistência a condições ambientais adversas. Elas possuem como características sua forma de bastão, bacilos gram-positivos, aeróbicas ou facultativamente anaeróbicas e sendo em grande maioria saprófito, portanto amplamente distribuídas no ar, solo e água (MELO, 1998; LOGAN, 2015).

A utilização contínua de fertilizantes químicos e a baixa absorção pelas plantas resultam, em última instância, na degradação ambiental do solo, incluindo compactação, redução da fertilidade e diminuição das atividades biológicas. Esses efeitos adversos da aplicação prolongada de fertilizantes químicos incentivaram o desenvolvimento e a gradual promoção de alternativas, como os fertilizantes microbianos. Diversos tipos desse tipo de fertilizante foram criados, destacando-se o rizobactérias promotoras de crescimento vegetal (PGPR), comprovadamente eficaz (WU et al., 2012; TAO et al., 2019).

As bactérias do gênero *Bacillus* são um dos grupos mais estudados das rizobactérias (PGPR). Isso é devido as suas características como a grande aptidão das espécies de *Bacillus* de produzir componentes benéficos, como o ácido indolacético (IAA), ácido cianídrico (HCN), sideróforo, enzimas hidrolíticas, compostos com atividade antimicrobiana, assim como propriedade que ajudam na solubilização de fosfato e fixação de nitrogênio (VLAJKOV et al., 2023). Nos últimos tempos, pesquisas têm indicado que a incorporação de biocarvão no solo pode aprimorar as características biológicas do solo. Isso se reflete no aumento das atividades funcionais dos micro-organismos do solo e nas modificações na estrutura da comunidade (LI et al., 2020). Além disso, o biocarvão pode garantir um habitat adequado para os microrganismos, melhorando sua resistência e diminuindo o risco de predação (TAO et al., 2019).

Avaliando o crescimento e o rendimento de feijão-frade em vasos na presença de biocarvão e uma cepa potencial de *Bacillus sp.*, Saxena et al. (2013), observaram um aumento significativo no crescimento e rendimento nas plantas cultivadas com os tratamentos (solo + biochar, solo + *Bacillus sp.*, solo + biochar + *Bacillus sp.*, solo +

biochar + biofertilizante comercial (Biozyme) e solo + fertilizante químico (fosfato de amônio e diamônio, DAP) em relação as plantas em solo não tratado. O tratamento solo + biochar + *Bacillus sp.* também mostrou o maior número de bactérias solubilizadoras de fosfato na rizosfera das plantas e o teor de N percentual nas partes aéreas, enquanto o maior teor de P foi observado na combinação solo + DAP, seguido pela combinação solo + biochar + *Bacillus sp.*

Win et al. (2020) avaliaram os efeitos sinérgicos do biocarvão (BC) e do inoculante da cepa *Bacillus pumilus* TUAT-1 (Bio) no crescimento e na comunidade microbiana da rizosfera e raízes no arroz forrageiro depois de 2 e 5 semanas após o transplântio. Em ambos os estágios de crescimento, o crescimento do arroz foi melhorado pelo BC ou Bio isoladamente. As propriedades do solo (pH e níveis totais de N, NH₄-N trocável e K) foram melhoradas pelo BC ou Bio isoladamente, sugerindo que as alterações nas comunidades microbianas do solo podem ocorrer diretamente ou indiretamente como efeito da alteração das propriedades físico-químicas do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2013.02.010>.

ALAMINO, R. C. J. A utilização de lodo de esgoto como alternativa sustentável na recuperação de solos degradados: viabilidade, avaliação e biodisponibilidade de metais. **Universidade Federal do Rio de Janeiro–UFRJ. Rio de Janeiro**, p. 221, 2010.

ALEXANDER, M. Introduction to soil microbiology. **Soil Science**, v. 125, n. 5, p. 331, 1978.

ALLING, V.; HALE, S. E.; MARTINSEN, V.; MULDER, J.; SMEBYE, A.; BREEDVELD, G. D.; CORNELISSEN, G. The role of biochar in retaining nutrients in amended tropical soils. **Journal Of Plant Nutrition And Soil Science**, v. 177, n. 5, p. 671-680, 2014. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.201400109>.

ANDRADE, C. A.; BIBAR, M. P. S.; COSCIONE, A. R.; PIRES, A. M. M.; SOARES, A. G. Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 407-416, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000500008>.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, Marcos; FERNANDES, Fernando. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. In: **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2001. p. 483-483.

BAI, J. B.; ZHANG, H.P.; ZHANG, Y. L.; YANG, H. J.; ZHAO, H.W.; ZHANG, X. Q. Effects of temperature and nitrogen input on nitrogen mineralization in alpine soils on Tibetan Plateau. **Agricultural Science & Technology**, v. 12, n. 12, p. 1909-1912, 2011.

BOHARI, N.; MOHIDIN, H.; IDRIS, J.; ANDOU, Y.; MAN, S.; SAIDAN, H.; MAHDIAN, S. Nutritional Characteristics of Biochar from Pineapple Leaf Residue and Sago Waste. **Pertanika Journal Of Science And Technology**, v. 28, n. 2, p. 273-286, 30 dez. 2020. Universiti Putra Malaysia. <http://dx.doi.org/10.47836/pjst.28.s2.21>.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Serviço Nacional de Informações de

BROWN, R. 2009. Biochar production technology. In: J. Lehmann and S. Joseph, editors, *Biochar for environmental management: Science and technology*. Earthscan, London. p. 127–147.

CARVALHO, M. L.; MORAES, M. T. de; CERRI, C. E. P.; CHERUBIN, M. R. Biochar Amendment Enhances Water Retention in a Tropical Sandy Soil *Agriculture*, v. 10, n. 3, p. 62, 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/agriculture10030062>.

CERRI, C. C.; ANDREUX, F.; EDUARDO, B. P. O ciclo do carbono no solo. In: CARDOSO, E. I. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (Ed.). **Microbiologia do solo. Campinas: Sociedade Brasileira Ciência Solo**, 1992. p. 73-90.

CERRI, C. E. P.; GONÇALVES, J. L. M.; PEREIRA, M. G.; CHERUBIN, M. R.; FRIGHETTO, R. T. S.; FEIGL, B. J.; SÁ, E. M.; FERRAZ, S. F. B. Matéria orgânica do solo e o equilíbrio global de carbono. In: BETTIOL, W.; et al. (Org.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical. Brasília: Embrapa**, 2023. p. 211-254.

CHEN, Y.; LIU, Y. X.; CHEN, C. J. LYU, H. H.; WA, Y. Y.; HE, L. L.; YANG, S. M. Priming effect of biochar on the mineralization of native soil organic carbon and the mechanisms: a review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, v. 29, n. 1, p. 314-320, 2018.

CIEŚLIK, B. M.; NAMIEŚNIK, J.; KONIECZKA, P. Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of cleaner production*, v. 90, p. 1-15, 2015.

DAS, S. K.; GHOSH, G. K.; AVASTHE, R. Applications of biomass derived biochar in modern science and technology. *Environmental Technology & Innovation*, v. 21, p. 101306, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2020.101306>.

DOMINGUES, R. R.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; SPOKAS, K. A.; MELO, L. C. A.; TRUGILHO, P. F.; VALENCIANO, M. N.; SILVA, C. A. Enhancing cation exchange capacity of weathered soils using biochar: feedstock, pyrolysis conditions and addition rate. *Agronomy*, v. 10, 824, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy10060824>.

DORDAS, C. A.; LITHOURGIDIS, A. S.; MATSI, T.; BARBAYIANNIS, N. Application of liquid cattle manure and inorganic fertilizers affect dry matter, nitrogen

accumulation, and partitioning in maize. **Nutrient Cycling In Agroecosystems**, v. 80, n. 3, p. 283-296, 2007. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-007-9143-1>.

DOWNIE, A.; CROSKY, A.; MUNROE, P. Physical Properties of Biochar. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S (Ed.). **Biochar for Enviromental Management: Science and Technology**. 1. Ed. Londres: Earthscan, 2009. 416 p.

FARIAS, W. M.; MOREIRA, T. N.; MELO, B. A. de; RIBEIRO, B. R.; MOS, J. V. do N.; FIGUEIREDO, C. C. de. Mineralização de carbono de biochar de lodo de esgoto obtido por diferentes temperaturas de pirólise. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**, 35, 2015.

FIGUEIREDO, M. do V. B.; SELDIN, L.; ARAUJO, F. F. de; MARIANO, R. de L. R.. Plant Growth Promoting Rhizobacteria: fundamentals and applications. **Plant Growth And Health Promoting Bacteria**, p. 21-43, 2010. Springer Berlin Heidelberg. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-13612-2_2.

FIGUEIREDO, R. S. **Impacto da disposição de lodo de esgoto sanitário sobre características físicas e químicas e a comunidade microbiana do solo**. 2019. 102 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

GAO, L.Y.; DENG, J. H.; HUANG, G. F.; LI, K.; CAI, K. Z.; LIU, Y.; HUANG, F. Relative distribution of Cd²⁺ adsorption mechanisms on biochars derived from rice straw and sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 272, p. 114-122, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.138>.

GLASER, B.; BIRK, J. Jonathan. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 82, p. 39-51, 2012.

HANSEN, D. S.; TURCIOS, A. E.; KLAMT, A.M.; WIETH, C.; REITZEL, K.; THOMSEN, M. H.; PAPENBROCK, J. Characterization of biochar produced from sewage sludge and its potential use as a substrate and plant growth improver. **Journal Of Environmental Management**, v. 348, p. 119271, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119271>.

HE, L.; ZHONG, H.; LIU, G.; DAI, Z.; BROOKES, P. C.; XU, J. Remediation of heavy metal contaminated soils by biochar: mechanisms, potential risks and applications in

china. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 846-855, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.151>.

HORA, I. B. **Produção e uso do biocarvão de lodo de esgoto no Brasil**: uma revisão sistemática. 2022. 19 f. Monografia (Especialização) - Curso de Graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2022.

IPPOLITO, J. A.; SPOKAS, K. A.; NOVAK, J. M.; LENTZ, R. D.; CANTRELL, K. B. Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention. In: LEHMANN, Johannes; JOSEPH, Stephen (Org.). **Biochar for Environmental Management: Science, Technology, and Implementation**, 2nd edition. Routledge, 2015. p. 137-161. ISBN 978-0-415-70415-1.

JEFFERY, S.; VERHEIJEN, F.G.A.; VELDE, M. van Der; BASTOS, A. C. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 144, n. 1, p. 175-187, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>.

JHA, P.; BISWAS, A.K.; LAKARIA, B. L.; RAO, A. Subba. Biochar in agriculture: prospects and related implications. **Current Science**, v. 99, n. 9, p. 1218-1225, 2010.

JIA, G.; SHEVLIAKOVA, E. Land–climate interactions. In: MASSON-DELMOTTE, V. (ed.). **Climate Change and Land**: an ipcc special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Geneva: Intergovernmental Panel On Climate Change, 2019. Cap. 2. p. 131-247. Disponível em: <https://digitallibrary.un.org/record/3893424?ln=en?ln=en>. Acesso em: 10 fev. 2024.

JOSEPH, S.; PEACOCKE, C; LEHMANN, J; MUNROE, P. Developing biochar classification and test methods. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S (Ed.). **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**. New York: Earthscan, 2009. 107-126. p.

KACPRZAK, M.; NECZAJ, E.; FIJAŁKOWSKI, K.; GROBELAK, A.; GROSSER, A.; WORWAG, M.; RORAT, A.; BRATTEBO, H.; ALMÅS, Å.; SINGH, B. R. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental Research**, v. 156, p. 39-46, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>.

KALAYU, G.. Phosphate Solubilizing Microorganisms: promising approach as biofertilizers. **International Journal Of Agronomy**, v. 2019, p. 1-7, 9 jun. 2019. Hindawi Limited. <http://dx.doi.org/10.1155/2019/4917256>.

KEITH, A.; SINGH, B.; SINGH, B. P. Interactive priming of biochar and labile organic matter mineralization in a smectite-rich soil. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 22, p. 9611-9618, 2011.

KUZYAKOV, Y.; LARIONOVA, A. A.. Root and rhizomicrobial respiration: a review of approaches to estimate respiration by autotrophic and heterotrophic organisms in soil. **Journal Of Plant Nutrition And Soil Science**, v. 168, n. 4, p. 503-520, 27 jul. 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200421703>.

KUZYAKOV, Y.; SUBBOTINA, I.; CHEN, H.; BOGOMOLOVA, I.; XU, X. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. **Soil Biology And Biochemistry**, v. 41, n. 2, p. 210-219, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.016>.

LAIRD, D. A.; FLEMING, P.; DAVIS, D. D.; HORTON, R.; WANG, B.; KARLEN, D. s. L. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. **Geoderma**, v. 158, n. 3-4, p. 443-449, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.013>.

LEHMANN, J.; COWIE, A.; MASIELLO, C. A.; KAMMANN, C.; WOOLF, D.; AMONETTE, J. E.; CAYUELA, M. L.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; WHITMAN, T. Biochar in climate change mitigation. **Nature Geoscience**, v. 14, n. 12, p. 883-892, 2021. <http://dx.doi.org/10.1038/s41561-021-00852-8>.

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—a review. **Mitigation and adaptation strategies for global change**, v. 11, p. 403-427, 2006.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: an introduction. In: **Biochar for environmental management**. Routledge, 2015. p. 1-13.

LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. da. Utilização do bio sólido da CAESB na produção de milho no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 741-750, 2006.

LI, Y.; XING, B.; DING, Y.; HAN, X.; WANG, S. A critical review of the production and advanced utilization of biochar via selective pyrolysis of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, v. 312, p. 123614, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123614>.

LIMA, H. N; SCHAEFER, C. E.R; MELLO, J. W.V; GILKES, R. J; KER, J. C. Pedogenesis and pre-Colombian land use of “Terra Preta Anthrosols” (“Indian black earth”) of Western Amazonia. **Geoderma**, v. 110, n. 1-2, p. 1-17, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061\(02\)00141-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(02)00141-6).

LIMA, J. R. S.; ARAUJO, M. B. de; OLIVEIRA, C. L. de; BARROS, C. T.; AMORIM, A. S.; BEZERRA, A. L.; DILL, P. R. J.; MEDEIROS, É. V. de; HAMMECKER, C.; ANTONINO, A. C. D. Biochar de Lodo de Esgoto Aumenta a Produção e Eficiência no Uso de Água da Alfaca. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 4, p. 1720-1729, 2020. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v13.4.p1720-1729>.

LINS, T. C.; LIMA, A. S. T. Lodo de Esgoto como alternativa de fertilização agrícola para o município de Igaci-AL. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 8, p. e13511830461-e13511830461, 2022.

LIU, T. L.T.; LIU BANGYU, L. B.; ZHANG WEI, Z. W. Nutrients and heavy metals in biochar produced by sewage sludge pyrolysis: its application in soil amendment. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 23, p. 271-275, 2014.

LIU, Z.; XU, Z.; XU, L.; BUYONG, F.; CHAY, C. T.0; LI, Z.; CAI, Y.; HU, B.; ZHU, Y.; WANG, X. Modified biochar: synthesis and mechanism for removal of environmental heavy metals. **Carbon Research**, v. 1, n. 1, p. 8, 2022.

LOGAN, N. A.; VOS, P. de. Bacillus. **Bergey's manual of systematics of archaea and bacteria**, p. 1-163, 2015.

LUDUVICE, M.; FERNANDES, F. Principais tipos de transformação e descarte do lodo. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: DESAUFMG**, p. 399-423, 2001.

MADARI, B. E.; COSTA, A. R. da; CASTRO, L. M. de; SANTOS, J. L. S.; BENITES, V. de M.; ROCHA, A. de O.; MACHADO, P. L. O. de A. Carvão vegetal como condicionador de solo para arroz de terras altas (cultivar Primavera): um estudo prospectivo. Santo Antônio de Goiás: **Embrapa Arroz e Feijão**, 2006. Disponível em:

<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/215275> Acesso em: 4 maio 2022.

MANGRICH, A. S.; MAIA, C.M.B. de F.; NOVOTNY, E. H. Biocarvão: as terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Ciência Hoje**, v. 47, n 281, p. 47-52, 2011.

MARTINS, S. F.; ESPERANCINI, M. S. T.; QUINTANA, N. R. G.; BARBOSA, F. S. Análise Econômica Da Produção De Lodo De Esgoto Compostado Para Fins Agrícolas Na Estação De Tratamento De Esgoto De Botucatu-Sp. **Energia na Agricultura**, v. 36, n. 2, p. 218-229, 2021. <http://dx.doi.org/10.17224/energagric.2021v36n2p218-229>.

MAZZUCO, V. R.; TORRES JÚNIOR, C. da C.; BOTELHO, G. R. Fluorescent Pseudomonas spp. and Bacillus spp. for phosphate solubilization and growth promotion of garlic. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 53, p. 1-8, 2023. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1983-40632023v5375301>.

MCBEATH, A. V.; SMERNIK, R. J. Variation in the degree of aromatic condensation of chars. **Organic Geochemistry**, v. 40, n. 12, p. 1161-1168, 2009.

MELO, I. S. de. Agentes microbianos de controle de fungos fitopatogênicos. **Controle Biológico**, v. 1, 1998.

MÉNDEZ, A.; GÓMEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. **Chemosphere**, v. 89, n. 11, p. 1354-1359, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.092>.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU JUNIOR, C. H. Decomposição de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto em nitossolo háplico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1796-1805, 2015.

MURTAZA, G.; AHMED, Z.; EL-DIN, S. M.; ALI, B.; BAWAZEER, S.; USMAN, M.; IQBAL, R.; NEUPANE, D.; ULLAH, A.; KHAN, A. Biochar-Soil-Plant interactions: a cross talk for sustainable agriculture under changing climate. **Frontiers In Environmental Science**, v. 11, p. 1-31, 2023. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2023.1059449>.

PALANSOORIYA, K. N.; WONG, J. T. F.; HASHIMOTO, Y.; HUANG, L.; RINKLEBE, J.; CHANG, S. X.; BOLAN, N.; WANG, H.; OK, Y. S. Response of

microbial communities to biochar-amended soils: a critical review. **Biochar**, v. 1, n. 1, p. 3-22, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s42773-019-00009-2>.

PATHAK, A.; DASTIDAR, M.G.; SREEKRISHNAN, T.R. Biobleaching of heavy metals from sewage sludge: a review, **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 2343–2353, 2009.

PAUL, E.A.; CLARK, E.E. **Soil microbiology and biochemistry**. Academic Press, San Diego, 1989.

POGGIANI, F.; GUEDES, M. C.; BENEDETTI, V. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: I. reflexo no ciclo dos nutrientes. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**, 2000.

PRASHAR, P.; KAPOOR, N.; SACHDEVA, S. Rhizosphere: its structure, bacterial diversity and significance. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 13, p. 63-77, 2014.

QIU, H.; LV, L.; PAN, B-C.; ZHANG, Q-J; ZHANG, W-M; ZHANG, Q-X. Critical review in adsorption kinetic models. **Journal Of Zhejiang University-Science A**, v. 10, n. 5, p. 716-724, maio 2009. Zhejiang University Press. <http://dx.doi.org/10.1631/jzus.a0820524>.

REHRAH, D.; REDDY, M.R.; NOVAK, J.M.; BANSODE, R.R.; SCHIMMEL, K.A.; YU, J.; WATTS, D.W.; AHMEDNA, M. Production and characterization of biochars from agricultural by-products for use in soil quality enhancement. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, v. 108, p. 301-309, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2014.03.008>.

RICHARDSON, A. E.; SIMPSON, R. J.. Soil Microorganisms Mediating Phosphorus Availability Update on Microbial Phosphorus. **Plant Physiology**, v. 156, n. 3, p. 989-996, 23 maio 2011. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1104/pp.111.175448>.

Saneamento. **Informações para o planejar o Esgotamento Sanitário**. Diagnostico SNIS-AE 2019. Brasília, DF: SNIS, 2019. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/cadernos/2019/DO_SNIS_AO_SINISA_ESGOTO_SNIS_2019.pdf. Acesso em: 12 jan. 2024.

SARFARAZ, Q. **Animais e resíduos das culturas e seu uso em cultivos de grãos**. 2019. 125 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2019. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/16303>. Acesso em: 25 jan. 2024.

SARFRAZ, R.; HUSSAIN, A.; SABIR, A.; FEKIH, I. B.; DITTA, A.; XING, S.. Role of biochar and plant growth promoting rhizobacteria to enhance soil carbon sequestration— a review. **Environmental Monitoring And Assessment**, v. 191, n. 4, p. 1-13, 27 mar. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-7400-9>.

SAXENA, J.; RANA, G.; PANDEY, M. Impact of addition of biochar along with *Bacillus* sp. on growth and yield of French beans. **Scientia Horticulturae**, v. 162, p. 351-356, 2013.

SILVA, B. G. DA; FERNANDES, J. D.; SILVA, Y. DOS S.; CHAVES, L. H. G.; MONTEIRO FILHO, A. F.; CORREA, E. B.. Produção de biocarvão e sua influência na fertilidade do solo, crescimento e produção de pimentão verde. **Pesquisas Agrárias e Ambientais: Volume XIII**, p. 47-61, 16 nov. 2022. Pantanal Editora. <http://dx.doi.org/10.46420/9786581460617cap5>.

SILVA, H. D. M.; ALCANTARA, G. U.; SOUZA, L. Z. M. de; BEZERRA, A. C. da S.; GONÇALVES, E. P.; COSTA, G. H. G.; ALVES, A. B.; MACHADO, A. R. T.; FERREIRA, O. E. Produção e caracterização do biocarvão obtido de palha de cana-de-açúcar. **Matéria (Rio de Janeiro)**, v. 28, n. 4, p. 1-11, out. 2023. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1517-7076-rmat-2023-0218>.

SILVA, P.T.; PRATES, A. R.; FERNANDES, D. M.; CASSIOLATO, A. M. R.; MALTONI, K. L. Microrganismos e lodo de esgoto compostado no desenvolvimento inicial de mudas de baru em vasos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 5, p. 1021-1029, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220210240>.

SILVA, R. W. da. **Biocarvões de palha de café e casca de eucalipto produzidos a 350 e 600 °c como condicionadores do solo**. 2017. 71 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Produção Vegetal, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2017.

SINGH, B. P.; COWIE, A. L.; SMERNIK, R. J. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 21, p. 11770-11778, 2012.

SINGH, S.; KUMAR, V.; DHANJAL, D. S.; DATTA, S.; BHATIA, D.; DHIMAN, J.; SAMUEL, J.; PRASAD, R.; SINGH, J. A sustainable paradigm of sewage sludge biochar: valorization, opportunities, challenges and future prospects. **Journal Of Cleaner Production**, v. 269, p. 122259, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122259>.

SJÖSTRÖM, E. **Wood chemistry: fundamentals and applications**. Elsevier, 2013.

SONG, X.D.; XUE, X.y.; CHEN, D.Z.; HE, P.J.; DAI, X.H. Application of biochar from sewage sludge to plant cultivation: influence of pyrolysis temperature and biochar-to-soil ratio on yield and heavy metal accumulation. **Chemosphere**, v. 109, p. 213-220, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.070>.

SOUSA, A.A.T.C., FIGUEIREDO, C.C. Sewage sludge biochar: effects on soil fertility and growth of radish. **Biological Agriculture & Horticulture** 32, 127e138, 2016. <https://doi.org/10.1080/01448765.2015.1093545>.

SOUZA, L. C. de. **Resposta do biocarvão nos atributos e na emissão de gases do solo**. 2023. Tese de Doutorado. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural da Amazônia.

TAO, S.; WU, Z.; WEI, M.; LIU, X.; HE, Y.; YE, B.-C. Bacillus subtilis SL-13 biochar formulation promotes pepper plant growth and soil improvement. **Canadian Journal Of Microbiology**, v. 65, n. 5, p. 333-342, 2019. <http://dx.doi.org/10.1139/cjm-2018-0333>.

TITO, G. A.; FERNANDES, J. D.; CHAVES, L. H. G.; GUERRA, H. O. C.; DANTAS, E. R. B. Organic carbon mineralization of the biochar and organic compost of poultry litter in an Argisol. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 42, n. 6, p. 3167-3184, 2021. Universidade Estadual de Londrina. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2021v42n6p3167>.

TORRES, G. N.; AMORIM, R.S.S.; RAIMO, L. A. D.L.; FARIA, O.C.O.; COUTO, E.G. Retenção de água em solos arenosos de diferentes materiais de origem com adição de biocarvão. **Revista Caatinga**, v. 27, p. 1-10, 2024. <https://periodicos.ufersa.edu.br/caatinga/article/view/11792/11404>.

TRAZZI, P. A.; HIGA, A. R.; DIECKOW, J.; MANGRICH, A. S.; HIGA, R. C. V. BIOCARVÃO: realidade e potencial de uso no meio florestal. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 875-887, 2018. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509832128>.

VENTURA, M.; ALBERTI, G.; VIGER, M.; JENKINS, J. R.; GIRARDIN, C.; BARONTI, S.; ZALDEI, A.; TAYLOR, G.; RUMPEL, C.; MIGLIETTA, F. Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices. **Gcb Bioenergy**, v. 7, n. 5, p. 1150-1160, 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12219>.

VLAJKOV, V., PAJČIN, I., LOC, M., BUDAKOV, D., DODIĆ, J., GRAHOVAC, M.; GRAHOVAC, J. The Effect of Cultivation Conditions on Antifungal and Maize Seed Germination Activity of Bacillus-Based Biocontrol Agent. **Bioengineering**, v. 9, n. 12, p. 797, 2022.

WARDLE, D. A.; NILSSON, M-C.; ZACKRISSON, O.. Response to Comment on. **Science**, v. 321, n. 5894, p. 1295-1295, 5 set. 2008. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1160750>.

WIN, K. T.; OKAZAKI, K.; OHKAMA-OHTSU, N.; YOKOYAMA, T.; OHWAKI, Y. Short-term effects of biochar and Bacillus pumilus TUAT-1 on the growth of forage rice and its associated soil microbial community and soil properties. **Biology And Fertility Of Soils**, v. 56, n. 4, p. 481-497, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-020-01448-x>.

WOOLF, D.; AMONETTE, J. E.; STREET-PERROTT, F. A.; LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Sustainable biochar to mitigate global climate change. **Nature Communications**, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2010. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms1053>.

WU, Z.; YUE, H.; LU, J.; LI, C. Characterization of rhizobacterial strain Rs-2 with ACC deaminase activity and its performance in promoting cotton growth under salinity stress. **World Journal Of Microbiology And Biotechnology**, v. 28, n. 6, p. 2383-2393, 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s11274-012-1047-9>.

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** 173, 551e556, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.096>

ZHAO, L.; CAO, X.; MALEK, O.; ZIMMERMAN, A. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. **Journal Of**

Hazardous Materials, v. 256-257, p. 1-9, 2013.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>.

ZIBILSKE, L. M. Carbon mineralization. **Methods of soil analysis: Part 2 microbiological and biochemical properties**, v. 5, p. 835-863, 1994.

ZIMMERMAN, A. R. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 4, p. 1295-1301, 2010.

CAPITULO II – CARACTERIZAÇÃO DE DIFERENTES BIOMASSAS E DE SEUS BIOCÁRVÕES PRODUZIDOS EM DOIS TIPOS DE FORNOS

CARACTERIZAÇÃO DE DIFERENTES BIOMASSAS E DE SEUS BIOCARVÕES PRODUZIDOS EM DOIS TIPOS DE FORNOS

1. INTRODUÇÃO

No estado da Paraíba, é gerado uma grande quantidade de resíduos (cama de aviário), principalmente devido a sua importância econômica. Esse resíduo comumente é aplicado ao solo diretamente, entretanto estas práticas podem resultar na aceleração da decomposição e liberação de nutrientes, e aumento da emissão de gases do efeito estufa (CO₂), gerando a necessidade de aplicações de matéria orgânica ao solo todos os anos para manter a fertilidade (Severino et al., 2005). Uma estratégia eficiente para manter um fornecimento de nutrientes mais constante e por um longo tempo para as plantas é a transformação térmica da cama de aviário por meio da pirólise.

Da mesma forma uma grande quantidade de resíduos de distintas biomassas, como de resíduos vegetais, lodo de esgoto e resíduos agrícolas, podem ser utilizados na produção de biocarvão que quando aplicados aos solos agrícolas podem trazer benefícios, como, melhorar a estrutura do solo, retenção de nutrientes, aumentar a produtividade das culturas e aumentar o sequestro de carbono. No estado da Paraíba, em 2022 a área colhida de abacaxi, arroz e coco foi de 9,174, 2,034 e 6,297 mil hectares, respectivamente (IBGE, 2022).

A escolha do tipo de biomassa para produção do biocarvão, influencia na qualidade do mesmo, podendo ser produzido a partir de diferentes matérias primas, como resíduos agrícolas, florestais, animais e urbanos (ENDERS et al., 2012; YAO et al., 2012). A utilização da pirólise de biomassas como de fibra de coco, lodo, palha de arroz, restolho de abacaxi e cama de aviário, tem sido uma boa alternativa para o reaproveitamento como condicionador de solo.

Cada biomassa utilizada, bem como as condições de produção, ocasiona características únicas e composição química e estrutural diferenciada do produto final, sendo assim indispensável a sua caracterização a fim de determinar sua interação e efeito no solo (NGUYEN et al., 2019; ZHAO et al., 2013). Sendo a temperatura de pirólise o parâmetro mais importante afetando a porosidade, a estrutura superficial e as formas do grupo funcional do biocarvão. Assim, quando submetidos a diferentes tipos de produção, o biocarvão pode ser caracterizado através da “análise imediata”, estipulando o carbono fixo, umidade, voláteis e teor de cinzas. (ALLER et al., 2017; FERNANDES et al., 2022).

Deste modo, se faz necessário estudos que esclareçam muitas questões sobre as diferenças das características químico-físicas dos biocarvões, a depender do tipo de matéria-prima.

Diante do exposto, objetivou-se caracterizar físico-quimicamente cinco diferentes biomassas e seus respectivos biocarvões (fibra de coco, lodo de esgoto, palha de arroz, restolho de abacaxi e cama de aviário) produzidos em forno mufla e “tambor duplo”.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Produção dos Biocarvões

A produção dos biocarvões das biomassas (fibra de coco, lodo de esgoto, palha de arroz, restolho de abacaxi e cama de aviário) foi realizada de duas maneiras distintas, em forno mufla e tambor duplo. Em forno de mufla os biocarvões foram preparados a partir da pirólise, inserindo as biomassas, previamente secas, em um forno mufla por 3 horas, a uma temperatura de 550°C, na ausência de oxigênio, para passar por decomposição térmica. Após aproximadamente 24 horas, os biocarvões resfriados foram retirados do forno da mufla e armazenados em saco plástico a temperatura ambiente, até posterior uso. Já a produção em tambor duplo foram utilizados dois tambores um externo e um tambor interno de tamanho menor, o qual foi preenchido com a biomassa e inserido no tambor externo; o volume entre os tambores foi preenchido com lenha de sabiá. Em seguida, iniciou-se a combustão mantendo-se por um período de 4 horas, sempre acompanhando a variação da temperatura no interior do forno, através do termômetro, para manter a temperatura constante. Após esse período, o tambor interno foi retirado até atingir temperatura ambiente; os biocarvões foram armazenados em saco plástico até posterior uso (GUERRA, 2014).

2.2. Caracterização dos Biocarvões

2.2.1. Análise química das biomassas e dos biocarvões

As amostras das biomassas e dos biocarvões de lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz foram caracterizados quimicamente de acordo com o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (BRASIL, 2014).

2.2.2. Análise imediata

Inicialmente, as amostras dos biocarvões foram seco em estufa na temperatura de 60°C até massa constante. Em seguida procedeu-se com a análise imediata, seguindo a metodologia conforme ASTM: D1762-84 (2007), desenvolvida para carvão vegetal, ou seja, foram separados os componentes da biomassa em termos de material volátil, cinzas, carbono fixo e umidade para avaliar a variação em suas proporções nos diferentes materiais formados pelo processo de transformação térmica.

2.2.2.1. Umidade

As amostras dos biocarvões foram pulverizadas e peneiradas em uma peneira de 212µm; desses materiais pesou-se de 1 a 2 gramas, em cadinhos previamente numerados e pesados. As amostras foram secas em estufa a 105°C por 1:30 h. Em seguida, os cadinhos foram resfriados no dessecador até atingir a temperatura ambiente e posteriormente pesados.

O teor de umidade foi calculado de acordo com Silva (2009):

$$Umidade (\%) = \frac{A - B}{A} * 100$$

Onde:

A- Massa da Amostra seca (g);

B- Massa da Amostra após estufa 105°C (g)

2.2.2.2. Material Volátil

A análise de materiais voláteis foi realizada com as amostras submetidas ao teor de umidade. Em cadinhos de porcelana, as amostras com peso entre 1 a 2 gramas, previamente secas em estufas foram postas na mufla a 950° C ± 20°C por 7 minutos. Após, os cadinhos foram retirados da mufla e resfriados no dessecador até atingir a temperatura ambiente, ocorrendo a pesagem em seguida.

A porcentagem de material volátil nas amostras foi calculada a partir da seguinte equação:

$$Matérial Volátil (\%) = \frac{B - C}{B} * 100$$

Onde:

B - Massa da Amostra após estufa a 105° C (g);

C – Massa de Amostra após secagem na mufla a 950° C (g)

2.2.2.3. Cinzas

Para o teor de cinzas utilizou-se o material que foi empregado na análise anterior, onde cada cadinho, contendo cerca de 1 grama de biocarvão, foi introduzido novamente na mufla à 750°C durante 6 horas. Por fim, os cadinhos foram postos no dessecador até atingir a temperatura ambiente. A massa foi então pesada e calculou-se a porcentagem de cinzas a partir da seguinte fórmula:

$$Cinzas (\%) = \frac{D}{B} * 100$$

Onde:

B - Massa da Amostra após estufa a 105° C (g);

D – Gramas do Resíduo (g).

2.2.2.4. Carbono Fixo

Para determinar o teor de carbono fixo (CF) utilizou-se a seguinte equação:

$$CF (\%) = 100 - (U(\%) + MV(\%) + TC(\%))$$

Em que:

CF (%) – teor de carbono fixo

U (%) – Teor de umidade

MV (%) – Materiais Voláteis

TC (%) – Teor de Voláteis

2.3. Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A análise foi realizada no espectrofotômetro Perkin Elmer FTIR, série Spectrum 400, com o software Perkin Elmer, sendo conduzida no infravermelho médio. As amostras foram preparadas em pastilhas de brometo de potássio (KBr), sendo as mesmas maceradas para facilitar a preparação dos pellets e para uma melhor interação do feixe de infravermelho com as amostras, obtendo assim uma faixa de comprimento de onda ótima e resultados mais confiáveis.

2.4. Difração de raios – X

Análises de difração de raios-X foram realizadas à temperatura ambiente em um aparelho Shimadzu XRD-7000, utilizando radiação de cobre K- α (1,5418 Å), tensão de 40 kV e corrente de 30 mA. Os biocarvões foram examinados em um intervalo de 2θ entre 10 e 80,0 graus a uma velocidade de 1° min^{-1} .

2.5. Análise estatística

Os dados da caracterização química e imediata foram submetidos à análise de variância e quando verificado efeito significativo pelo teste F as médias foram submetidas à análise de regressão, utilizando-se o software estatístico SISVAR.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização dos Biocarvões

3.1.1. Análise química das biomassas e dos biocarvões

A interação entre a biomassa e os diferentes estágios afetaram significativamente ($p < 0,001$) todas as características químicas analisadas

Tabela 1. Quadro de análise de variância da caracterização química da biomassa em diferentes estágios, in natura, biocarvão produzido em forno do tipo tambor duplo e mufla.

FV	GL	QUADRADO MEDIO							
		P	K	N	Ca	Mg	C	pH	C/N
BIOMASSA (B)	4	12,31**	16,78**	2,60**	74,56**	0,53**	1188,56**	11,13**	6726,69**
ESTÁGIO (E)	2	2,196**	8,311**	1,79**	5,46**	0,35**	431,00**	46,76**	2971,72**
BxE	8	0,27**	1,48**	0,86**	2,51**	0,015**	175,51**	4,56**	597,51**
Resíduo	30	0,0009	0,0011	0,0025	0,0023	0,0001	0,2191	0,2467	0,2880
CV	-	2,2300	1,8100	5,1900	2,0200	1,6200	1,7100	6,0500	1,3000
Média Geral	-	1,3127	1,8613	0,9640	2,3824	0,4422	27,3453	8,2064	41,2907

GL: Grau de liberdade; CV (%): Coeficiente de variação experimental; **: Significativo a 0,01 de significância.

Para o teor de potássio observou-se uma diferença significativa e um aumento em todas as biomassas produzidas em forno tambor duplo e mufla quando comparadas a biomassa in natura; com relação a interação do biocarvão e cada tipo de forno, observou-se que a biomassa de restolho de abacaxi, apresentou a maior concentração de potássio quando comparado as outras biomassas independentemente do seu estágio (in natura,

forno tambor duplo e forno mufla), já para cada tipo de forno, verificou-se que a maior concentração de potássio é apresentada quando o biocarvão de restolho de abacaxi é produzidos em forno de tambor duplo. A maior concentração de potássio pode ser comprovada com a análise DRX, em que se pode observar vários picos de diferentes graus de KCl (cloreto de potássio) (Figura 8H e 8I). O menor teor de potássio foi observado nos biocarvões de lodo de esgoto produzidos em ambas os fornos (Figura 1a).

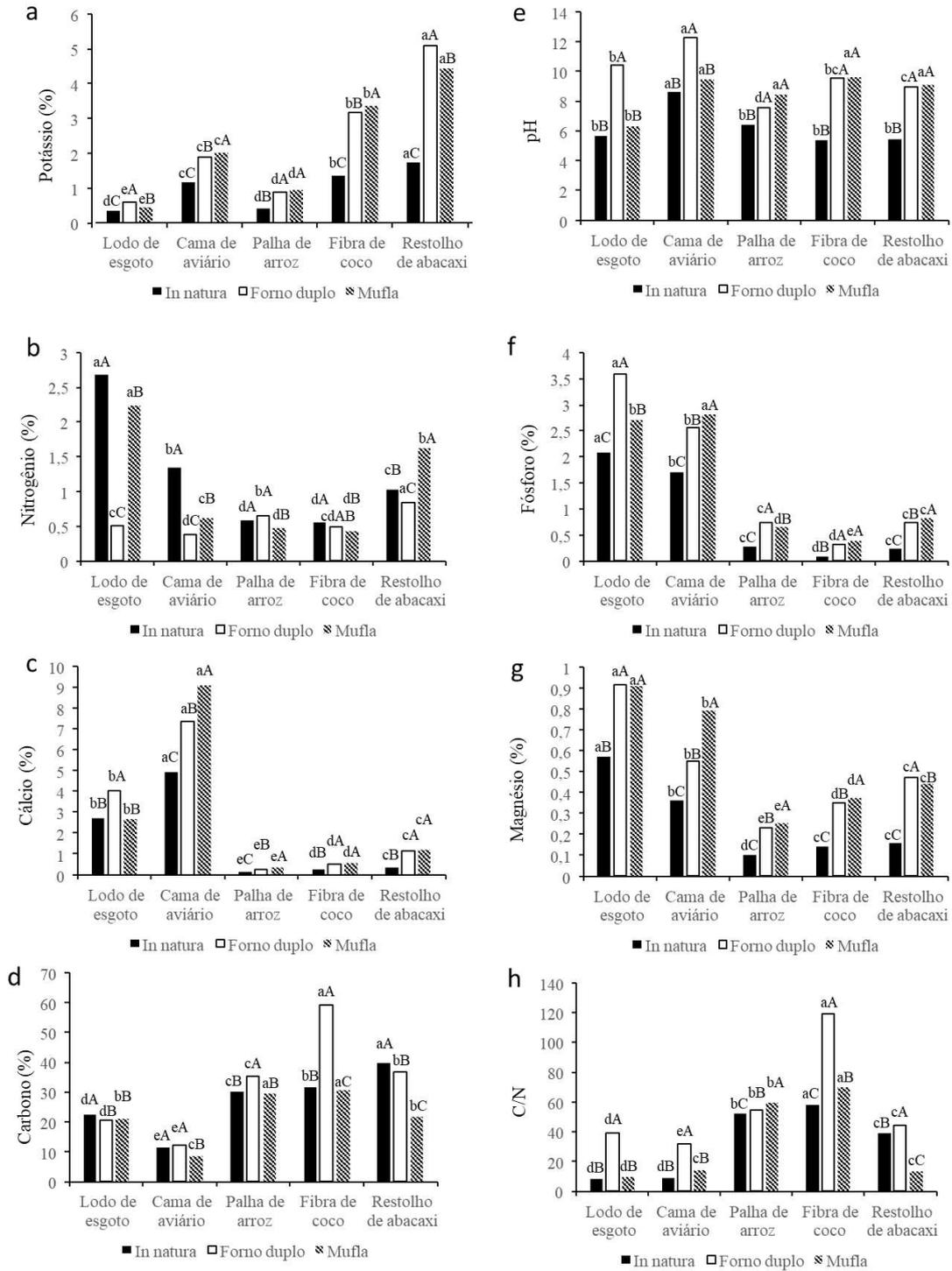


Figura 1. Teores totais de potássio (a), nitrogênio (b), cálcio (c), carbono orgânico (d), pH (e), fósforo (f), magnésio (g) e relação carbono/nitrogênio (h) em função das diferentes biomassas e estágios (in natura e produzidos em forno do tipo tambor duplo e mufla). Médias seguidas de mesma letra minúscula as biomassas não diferem entre si dentro do mesmo estágio e médias seguidas de mesma letra maiúscula os estágios não diferem entre si dentro da mesma biomassa.

Corroborando com os resultados para o biocarvão de restolho de abacaxi, Bohari et al. (2020), em estudo com objetivo de produzir biocarvão a partir de folhas de abacaxi, casca de sagu e miolo de sagu a 350°C em forno mufla, verificaram através da análise elemental e caracterização que os teores minerais do biocarvão (K, N, S, Mg e Ca), aumentaram em relação às concentrações da matéria-prima. Para as folhas de abacaxi, o elemento K aumentou 24 vezes, $2,44 \pm 0,73\%$ para $48,32 \pm 9,92\%$, enquanto o nitrogênio aumentou de $6,13 \pm 2,39\%$ para $8,33 \pm 5,34\%$.

O aumento das temperaturas de pirólise comumente resulta na eliminação de substâncias que se decompõem facilmente, compostos voláteis e elementos como O, H, N e S, concentrando assim outros nutrientes presentes no biochar, tais como C, Ca, Mg e K (KIM et al., 2012; KINNEY et al., 2012).

A biomassa in natura de lodo de esgoto apresentou maior teor de nitrogênio quando comparada as demais, o que também aconteceu para o seu biocarvão quando produzido em forno mufla; o biocarvão de restolho de abacaxi de forno mufla, obteve um aumento quando comparado a sua biomassa *in natura*, corroborando com Bohari et al. (2020). As biomassas in natura de fibra de coco e palha de arroz, apresentaram menores teores de nitrogênio, não diferindo estatisticamente de seus respectivos biocarvões produzidos em forno de tambor duplo (Figura 1b). Resultados semelhantes para pirólise de biomassa de lodo de esgoto, fibra de coco e palha de arroz foram obtidos por Figueiredo et al. (2017), Dhar et al. (2022) e Yang et al. (2021), respectivamente.

A redução no teor de N em temperaturas elevadas está relacionada à volatilização do elemento durante o processo de pirólise, seguramente, a volatilização de distintos grupos de nitrogênio, como $\text{NH}_4\text{-N}$ ou $\text{NO}_3\text{-N}$, em baixas temperaturas e piridina em altas temperaturas ($>600^\circ\text{C}$), ocasionou a diminuição do teor de nitrogênio (BAGREEV et al., 2001; GASKIN et al., 2008; SONG & GUO, 2012).

Independentemente do estágio em qual se encontrava, o teor de Ca foi maior na biomassa de cama de aviário quando comparado as outras biomassas, sendo o maior teor obtido na biomassa quando produzido em forno mufla. Esse resultado pode ser afirmado com a análise DRX em que são observados vários picos de CaCO_3 (Calcita) principalmente na biomassa de cama de aviário quando pirolisadas (Figura 8K e 8L). Em contrapartida as menores concentrações de Ca foram obtidas na biomassa de palha de arroz, nos três estágios (*in natura*, forno tambor duplo e forno mufla) (Figura 1c). Conz et al. (2017) constataram que biocarvões derivados de animais apresentam maiores

valores de macronutrientes especialmente devido ao alto teor de Ca, o que também explicaria o pH mais elevado para esse material.

De forma geral os maiores teores de carbono foram observados nas biomassas de origem vegetal (restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz), em todos os estágios, com exceção da biomassa de lodo de esgoto quando produzida em forno mufla que não diferiu estatisticamente da de restolho de abacaxi também em forno mufla; por outro lado a cama de aviário apresentou a menor concentração independentemente do estágio em que se encontrava (Figura 1d).

Biocarvões provenientes de fontes vegetais geralmente apresentam uma alta concentração de carbono (C) e quantidades menores de nutrientes em comparação com os biocarvões derivados de resíduos animais. O aumento nas concentrações de nutrientes, como o carbono, associado ao aumento da temperatura de pirólise, está comumente ligado à perda de hidrogênio (H) e oxigênio (O) do biocarvão. Durante o processo de pirólise, uma série de reações de clivagem e polimerização ocorre, resultando na formação de estruturas de carbono fixo termicamente estáveis, o que está diretamente relacionado ao aumento do teor de carbono no biocarvão (ANTAL & GRØNLI, 2003; SPOKAS et al., 2012; IPPOLITO et al., 2015).

É possível observar um aumento no valor de pH, com exceção da cama de aviário e do lodo de esgoto pirolisado no forno mufla, de todas as biomassas quando submetidas ao processo de pirólise (forno tambor duplo e mufla), destacando a biomassa de cama de aviário quando produzida em forno tambor duplo (Figura 1e). O pH do biocarvão normalmente apresenta características alcalinas devido à presença de sais, como carbonatos e cloretos de cálcio e potássio, que estão presentes nas cinzas, juntamente com grupos funcionais ricos em oxigênio, como dicetona, quinona e outros. À medida que a temperatura de pirólise aumenta, ocorre uma maior remoção de grupos funcionais ácidos e um aumento na concentração de cinzas, resultando em uma maior alcalinidade no biocarvão produzido (IPPOLITO et al., 2015; MUKOME & PARIKH, 2016).

As maiores concentrações de P foram observadas nas biomassas de lodo de esgoto e cama de aviário, sendo a maior quantidade verificada na biomassa de lodo de esgoto produzida a partir de forno de tambor duplo, por outro lado o menor valor de fósforo foi constatado na biomassa de fibra de coco em todos os estágios (Figura 1f). Vários autores também observaram um incremento no teor de fósforo com o aumento de temperatura na biomassa de lodo de esgoto (KHANMOHAMMADI et al., 2015; YUAN et al., 2015; FIGUEIREDO et al., 2017). Esse aumento no teor de fósforo pode ser atribuído à perda

de outros materiais voláteis durante a pirólise e ao fato de que o P no lodo de esgoto é encontrado na forma inorgânica, volatilizando apenas em temperaturas superiores a 700°C (HOSSAIN et al. 2011; YUAN et al. 2015). Nos difratogramas de raios-X da biomassa e dos biocarvões de lodo de esgoto, é possível verificar a maciça presença de $AlPO_4$ (fosfato de alumínio), o que também pode explicar o aumento no teor de fósforo pós pirólise.

Todos as biomassas apresentaram crescimento do teor de magnésio nos estágios forno tambor duplo e mufla quando comparados a biomassa in natura, em que os maiores valores foram observados nos biocarvões de lodo de esgoto e cama de aviário, respectivamente, independentemente do forno em que foi produzido (Figura 1g).

Pode-se verificar um aumento da relação de carbono/nitrogênio em todas os biocarvões, quando produzidos em forno “tambor duplo”, com exceção da palha de arroz que apresentou maior relação quando pirolisada em forno mufla. (Figura 1h). Indicando que, com o aumento de temperatura, aconteça uma maior complexificação da estrutura do material, se tornando mais recalcitrante (HANKE et al., 2022).

3.1.2. Análise imediata

Através da análise imediata, observou-se que os biocarvões variaram significativamente em todas as variáveis analisadas. Verificou-se diferença significativa no teor de voláteis e carbono fixo em relação ao tipo de produção do biocarvão. Com exceção da umidade, todas as variáveis analisadas apresentaram interação significativa entre biocarvão e o método de produção. Observa-se ainda que a análise de variância apresentou baixo coeficiente de variação experimental, representando que os dados estão homogêneos.

Tabela 2. Resumo da análise de variância para teores de umidade, teor de voláteis, teor de cinzas e carbono fixo.

FV	GL	Quadrado médio			
		Umidade	Teor de Voláteis	Teor de Cinzas	Carbono Fixo
Biocarvão (B)	4	6,421**	923,40**	11,890**	632,12**
Estágio (E)	1	0,038ns	10,26**	0,004ns	9,42**
B x E	4	0,023ns	10,30**	0,058*	10,67**
erro	30	0,017	0,61	0,021	0,47
CV (%) =	-	9,36	1,22	4,92	2,22
Média geral:	-	1,4335	64,6505	2,9680	30,9495

GL: Grau de liberdade; CV (%): Coeficiente de variação experimental; **: Significativo a 0,01 de significância; *: Significativo a 0,05 de significância, ns: Não significativo.

Na figura 2 estão dispostos os resultados de teor de umidade em função dos diferentes biocarvões, em que se observou que todos dos biocarvões diferiram entre si sendo o biocarvão de palha de arroz o que apresentou o maior teor de umidade e a cama de aviário o menor. O teor de umidade representa a perda da água sofrida pela biomassa quando submetidas a altas temperaturas. Resultados semelhantes foram encontrados (para palha de arroz) por Vieira (2018), com pirólise lenta de casca de arroz a temperaturas de 300 e 500 °C e umidade de 1,52 e 1,61% respectivamente. Da mesma forma Miguel? (2017), encontrou valores de teor de umidade de 1,38% em temperatura de pirólise de 500°C em estudo de carvões ativados de resíduos e processamento de arroz.

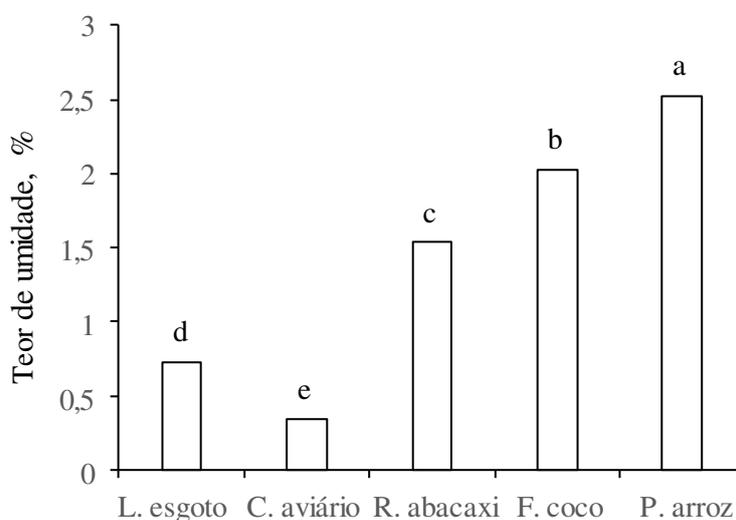


Figura 2. Teor de umidade em função dos diferentes biocarvões

3.1.3. Teor de voláteis

O teor de voláteis corresponde a fração da biomassa que é perdida durante o processo de pirólise. De acordo com Amonette & Joseph (2009), tendo em consideração a composição, os constituintes fundamentais da biomassa (C, H e O) volatilizam no decorrer da desidratação e da pirólise, com o H e O sendo perdidos em quantidades proporcionalmente maiores do que C. O oxigênio e o hidrogênio são perdidos a princípio como água e seguidamente como hidrocarbonetos, vapores alcatrões, H₂, CO e CO₂ (ANTAL & GRONLI, 2003).

Dentre os biocarvões produzidos em forno de mufla, o maior teor de voláteis foi encontrado no de cama de aviário quando comparado aos outros biocarvões, sendo o biocarvão de palha de arroz o de menor teor. Com relação aos biocarvões produzidos em forno “tambor duplo” pode-se observar que os biocarvões de cama de aviário, lodo de

esgoto e restolho de abacaxi apresentaram maior teor de voláteis, quando comparados aos biocarvões de fibra de coco e palha de arroz, sendo o maior valor encontrado no biocarvão de cama de aviário e o menor no de palha de arroz (Figura 3).

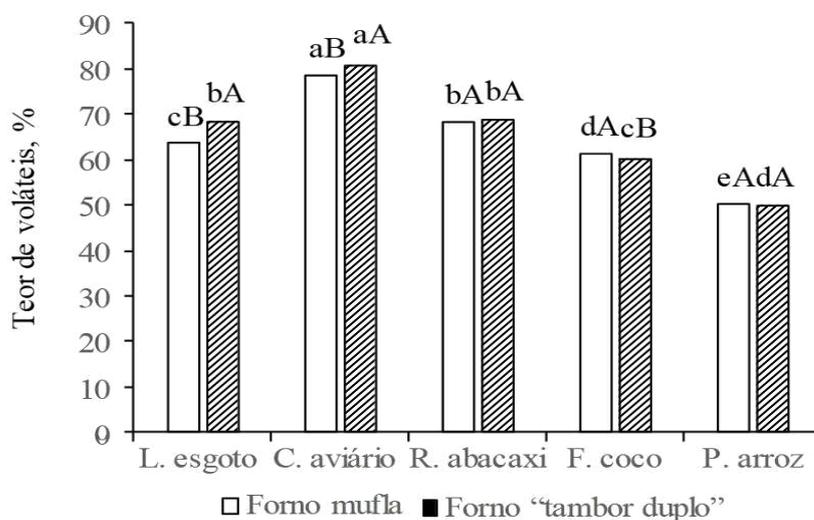


Figura 3. Teor de voláteis dos biocarvões: lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz produzidos em forno mufla e forno de tambor duplo. Médias seguidas de mesma letra minúscula os biocarvões não diferem entre si dentro do método de produção e médias seguidas de mesma letra maiúscula os métodos de produção não diferem entre si dentro do mesmo biocarvão.

Resultados distintos para teor de voláteis de biocarvão de cama de aviário, foram encontrados por Fernandes et al. (2022), em que testando três temperaturas de pirolise (250, 350 e 450°C) os valores de teor de voláteis foram de 41,9, 40,0 e 36,6% e por Anjali et al. (2021), que estudando 5 diferentes temperaturas de pirolise (200, 300,400,500 e 600°C) constatou que os teores de voláteis foram de 64,04, 61,91, 41,96, 35,23 e 32,86%, respectivamente.

Geralmente a oxidação dos biocarvões ocorre, lentamente no solo, ocasionando a produção de grupos como o carboxílico e fenólico, na sua superfície; tais grupos vêm sendo ligados a uma alta capacidade de troca de cátions (CTC) (NOVOTNY et al., 2009; VEIGA, 2016). A Capacidade de troca catiônica (CTC) resulta de grupos funcionais oxigenados, que estão integrados no biocarvão como materiais voláteis, os quais podem ser liberados à medida que a temperatura de pirolise aumenta, entretanto conforme o biocarvão envelhece, entende-se que aumenta a oxigenação dos seus grupos funcionais e, conseqüentemente, eleva a CTC (AMONETTE & JOSEPH, 2009).

Os biocarvões de lodo de esgoto, cama de aviário e fibra de coco apresentaram diferenças significativas de acordo com o tipo de produção, em que para os biocarvões de lodo de esgoto e cama de aviário produzidos em forno de tambor duplo observou-se maior teor de voláteis quando comparados ao produzido em forno de mufla; já para o biocarvão de fibra de coco o produzido em forno de mufla se sobressaiu em relação ao preparado em forno tipo tambor duplo. Para os biocarvões de restolho de abacaxi e palha de arroz não houve diferença significativa em relação ao método utilizado dentro de cada biocarvão (Figura 3). Para Brewer et al. (2009) a taxa de volatilização e o teor de carbono são dependentes da matéria-prima e são influenciados pelo método de pirólise.

3.1.4. Teor de Cinzas

O maior teor de cinzas foi observado nos biocarvões de palha de arroz e fibra de coco, que não apresentaram diferenças estatísticas entre si, quando produzidos em forno “tambor duplo”. Ainda em relação ao “tambor duplo”, o menor teor foi encontrado no biocarvão de cama de aviário, seguido pelo biocarvão de lodo de esgoto e restolho de abacaxi. Todos os biocarvões produzidos em forno de mufla, deferiram entre si, sendo o maior teor de voláteis observado no biocarvão de palha de arroz seguido pela fibra de coco, restolho de abacaxi, lodo de esgoto e cama de aviário, sendo este último o de menor teor (Figura 4).

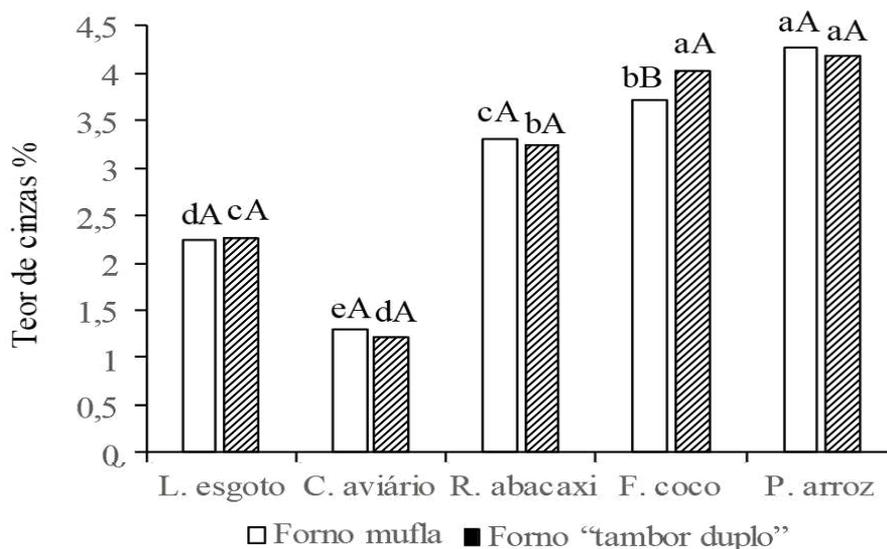


Figura 4. Teor de cinzas dos biocarvões: lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz produzidos em forno mufla e forno de tambor duplo. Médias seguidas de mesma letra minúscula os biocarvões não diferem entre si

dentro do método de produção e médias seguidas de mesma letra maiúscula os métodos de produção não diferem entre si dentro do mesmo biocarvão.

Com exceção dos biocarvões de fibra de coco, em que o produzido em tambor duplo teve maior teor de cinzas, os demais não se mostraram distintos estatisticamente, quando comparado o método de produção dentro de cada biocarvão (Figura 4).

A quantidade de cinzas se refere aos resíduos de macro e micronutrientes presentes no biocarvão após a eliminação da matéria orgânica e da água durante o processo de pirólise (MUKOME & PARIKH, 2013).

3.1.5. Teor de Carbono Fixo

O maior teor de carbono fixo foi encontrado no biocarvão de palha de arroz, em ambos métodos de produção, seguido pelos os biocarvões de fibra de coco, lodo de esgoto, restolho de abacaxi e cama de aviário, que deferiram entre si quando produzidos em forno de tambor duplo, enquanto que para os produzidos em forno de mufla observou-se que o biocarvão de fibra de coco e lodo de esgoto foram iguais estatisticamente, seguido por restolho de abacaxi e o de menor teor sendo o de cama de aviário (Figura 5). O biochar derivado de biomassa vegetal, que contém substâncias lignocelulósicas, demonstra uma maior concentração de carbono em comparação com o biochar proveniente de resíduos animais (DAS et al., 2021).

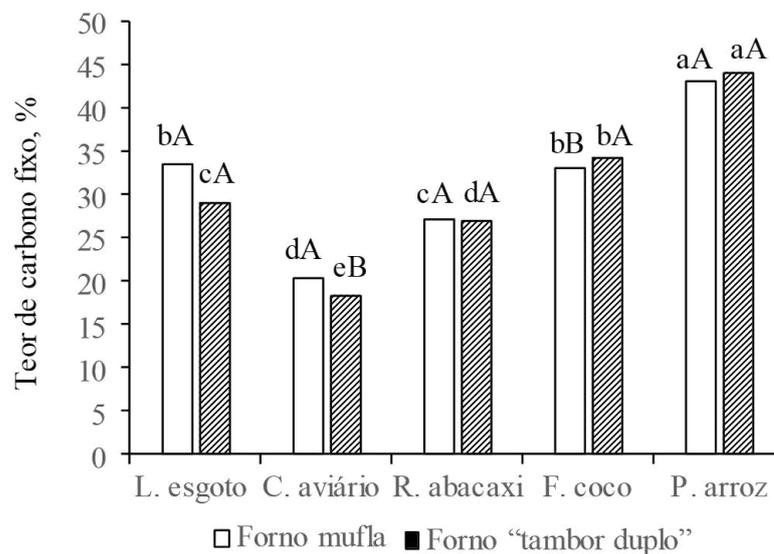


Figura 5. Teor de carbono fixo dos biocarvões: lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz produzidos em forno mufla e forno de tambor duplo. Médias seguidas de mesma letra minúscula os biocarvões não diferem entre si

dentro do método de produção e médias seguidas de mesma letra maiúscula os métodos de produção não diferem entre si dentro do mesmo biocarvão.

Quando comparados os componentes dos biocarvões da figura 6A e 6B, observa-se que não houve uma grande diferença independente do estágio.

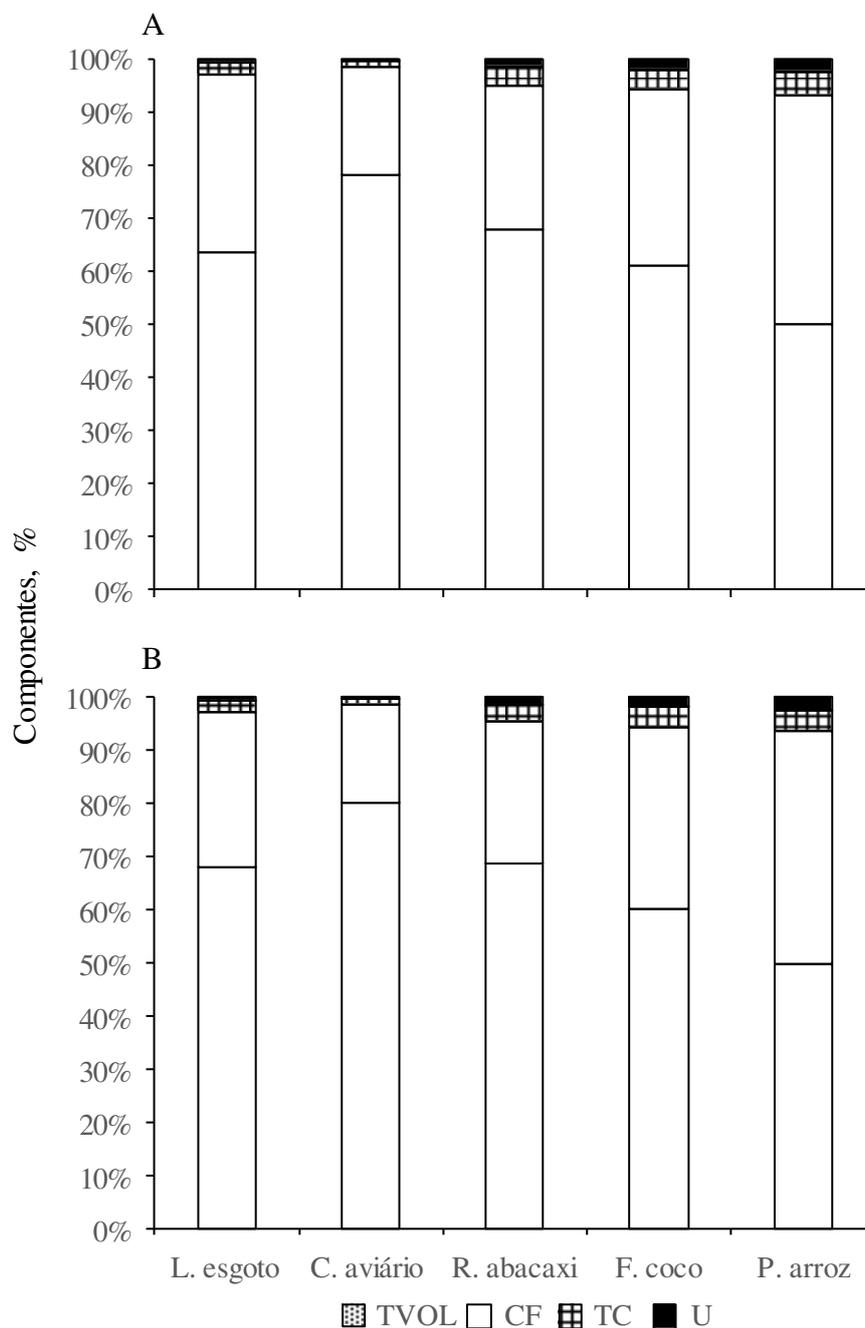


Figura 6. Relação do teor de voláteis (TVOL), carbono fixo (CF), cinzas (TC) e umidade (U) dos biocarvões lodo de esgoto, cama de aviário, restolho de abacaxi, fibra de coco e palha de arroz produzidos em forno mufla (A) e forno de tambor duplo (B).

Com relação ao estágio em forno de mufla (Figura 6A) e tambor duplo (Figura 6B) de forma isolado, pôde-se verificar que de maneira geral as porcentagens do teor de voláteis e carbono fixo foram maiores que umidade e teor de cinzas em todos os biocarvões, sendo a maior fração de teor de voláteis encontrada no biocarvão de cama de aviário de ambos os tipos de produção, e a maior concentração de carbono fixo observado nos biocarvões de palha de arroz de ambos os fornos (Figura 4).

3.2. Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A espectroscopia infravermelha por transformação de Fourier (FTIR) de todas as biomassas foi conduzida na faixa de 4.000 a 500 cm^{-1} para três estágios diferentes, a saber (1) *In natura*, (2) pirolisado em forno do tipo tambor duplo e (3) pirolisado em forno mufla. A espectroscopia FTIR fornece informações sobre os grupos funcionais existentes na estrutura das biomassas (Figura 7).

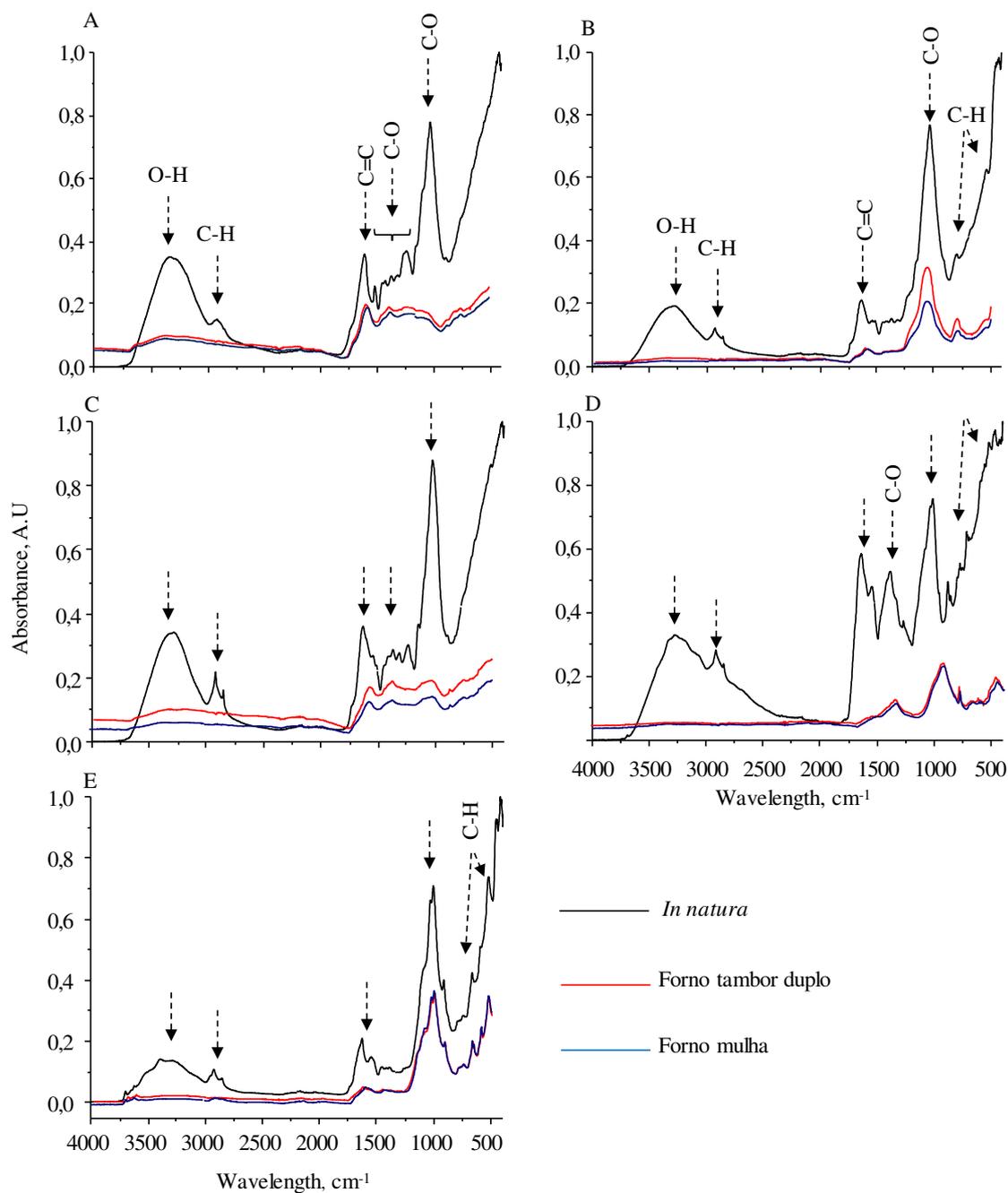


Figura 7. Espectros de FTIR dos biocarvões estudados, fibra de coco (A), palha de arroz (B), restolho de abacaxi (C), cama de aviário (D) e lodo de esgoto (E).

Independentemente da biomassa utilizada neste trabalho, observou-se uma banda em $\approx 3300\text{ cm}^{-1}$ atribuído a vibrações de (O-H) em grupo hidroxila presente na celulose. A posição e o formato desta banda sugerem que o grupo hidroxila está envolvido nas ligações de hidrogênio. Segundo Fu et al. (2009), a água remanescente nas biomassas poderia participar na formação de ligações de hidrogênio.

A banda em $\approx 2920\text{ cm}^{-1}$ é característico de ligações C-H (alcano). Já a absorção em $\approx 1630\text{ cm}^{-1}$ foi atribuído a ligações olefínicas C=C que ocorrem entre 1700 e 1450

cm⁻¹, sem conjugação com grupos fenil (FU et al., 2009). Materiais lignocelulósicos também foram observados na palha de arroz, restolho de abacaxi e cama de aviário *In natura* em 1420-1300 cm⁻¹ (Figuras 7A e 7C), confirmando a presença de grupos C-O de ácidos carboxílicos, característicos da hemicelulose (MOHAMED et al., 2021; HERNÁNDEZ-CHAVERRI et al., 2022). Este mesmo grupo também foi verificado em 1244 cm⁻¹ devido a presença de lignina (Figuras 7A e 7C), tais resultados corroboram com Hernández-Chaverri et al. (2022).

A região de hemicelulose e celulose entre 1200 e 1100 cm⁻¹ atingiu seu valor máximo em 1020 cm⁻¹ devido ao estiramento de C-O (COLOM et al., 2003), perfil químico e estrutural de biomassas lignocelulósicas (CHEN et al., 2020). Na literatura, diversas bandas têm sido associadas à celulose e à hemicelulose devido aos seus grupos funcionais associados (MALIK et al., 2022).

Além disso, algumas bandas foram observadas nas biomassas *in natura* da palha de arroz (Figura 7B), cama de aviário (Figura 7D) e lodo de esgoto (Figura 7E) na região compreendida entre 1000-625 cm⁻¹, que são posições compatíveis com vibrações (C-H) em estruturas olefínicas ou aromáticas (FU et al., 2009). As atribuições das bandas, resumidas na Tabela 3, indicam que as biomassas contêm vários grupos e estruturas atômicas. As intensidades das bandas revelam que as ligações químicas mais abundantes foram O-H, C-H, C=C e C-O.

Tabela 3. Grupos funcionais das diferentes biomassas em seu estágio, *In natura* (IN) e pirolisadas em forno tipo tambor duplo (FT) e mufla (FM) via análise de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier

Números de onda/picos correspondentes (cm ⁻¹)	Grupo funcional	Biomassa														
		Fibra de coco			Palha de arroz			Cama de aviário			Restolho de abacaxi			Lodo de esgoto		
		IN	FT	FM	IN	FT	FM	IN	FT	FM	IN	FT	FM	IN	FT	FM
3500–3300	O–H (Hidroxila)	+	x	x	+	-	-	+	-	-	+	x	x	+	x	x
3300-2800	C–H (Alcano)	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	x
1700-1450	C=C (Ligações olefínicas)	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+
1200-1100	C-O (Ácidos carboxílicos)	+	-	-	+	+	+	+	-	-	+	x	x	+	+	+
1000-625	C-H (Estruturas olefínicas ou aromáticas)	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+

+,-,x Presença, ausência e baixa intensidade, respectivamente.

A presença dos grupos funcionais apresentadas na Tabela 3 das biomassas utilizadas neste estudo corroboram diversos autores que trabalharam com fibra de coco,

restolho de abacaxi, palha de arroz, cama de aviário e lodo de esgoto, a exemplo de MALIK et al., (2022); FU et al., (2009); MATTHEWS (2016); ZHANG et al., (2018); MISHRA et al. (2010); HERNÁNDEZ-CHAVERRI et al. (2022); CHEN et al. (2020); CHIN-PAMPILLO et al. (2021).

Ainda com relação a figura 7, independentemente do tipo de forno utilizado na pirólise e da biomassa, os biocarvões apresentaram intensidades dos picos muito semelhantes. Contudo, quando comparados a biomassa *In natura*, verificou-se uma diminuição ou desaparecimento de grupos funcionais presentes na superfície dos biocarvões. De modo geral, houve uma diminuição da intensidade do grupo O-H nos biocarvões de fibra de coco, restolho de abacaxi e lodo de esgoto e ausência nos biocarvões de palha de arroz e cama de aviário (Tabela 3). A ligação C-H desapareceu após o processo de pirólise, com exceção do lodo de esgoto produzido em forno mulha (diminuição da intensidade do pico), em todos os biocarvões (Tabela 3). As ligações olefínicas (C=C) em 1630 cm^{-1} , permaneceram, com exceção de cama de aviário em ambos os fornos, em todos os biocarvões. Quanto ao grupo C-O, característico de ácidos carboxílicos, o seu desaparecimento foi observado, independentemente do tipo de forno empregado na pirólise, nos biocarvões de fibra de coco e cama de aviário e uma diminuição da intensidade no biocarvão de restolho de abacaxi. Por fim, estruturas olefínicas ou aromáticas de ligações C-H, assim como na biomassa *In natura* da palha de arroz, cama de aviário e lodo de esgoto, foram identificadas nos respectivos biocarvões mesmo após o processo de pirólise em forno de tambor duplo e mufla (Tabela 3).

A diminuição da intensidade ou desaparecimento de determinados grupos funcionais verificados neste estudo, após o processo pirólise, corrobora Mohamed et al. (2021) que tal processo a partir da temperatura de $220\text{-}300^\circ\text{C}$ eliminou ou removeu progressivamente grupos funcionais como O-H e C=O por meio de diversas reações de desoxigenação, como desidratação, descarbonilação e descarboxilação. Segundo Fu et al. (2009), quando a temperatura de pirólise é inferior a 200°C , a forma do espectro sofre poucas alterações, indicando quase nenhuma alteração na estrutura química do material. Porém, a quantidade de hidroxila ($3700\text{-}3200\text{ cm}^{-1}$), grupos C-H alifáticos ($3000\text{-}2800\text{ cm}^{-1}$) e ligações C=C olefínicas ($1680\text{-}1610\text{ cm}^{-1}$) nos biocarvões diminui significativamente quando a temperatura excede 250°C .

3.3. Difração de Raios – X

Para a biomassa de fibra de coco *in natura* observa-se picos mais fortes a 2θ 26,507° ($d = 3,36 \text{ \AA}$) e 20,786° ($d = 4,27 \text{ \AA}$) que indicam a presença de sulfeto de silício (SiS_2 , PDF 00-047-1376); e a 2θ 26,750° ($d = 3,33 \text{ \AA}$) e 2θ 20,955° ($d = 4,2359 \text{ \AA}$) assinalando óxido de silício, na forma de quartzo (SiO_2 , PDF 01-083-2466) (Figura 8A). Entretanto, quando a biomassa foi submetida ao processo de pirólise em forno mufla e forno tambor duplo, observou-se a presença de novos picos, indicando a presença de componentes inorgânicos com os elementos potássio e fósforo em sua constituição, como cloreto de potássio (KCl) e fosfato de alumínio (AlPO_4) (Figura 8B e 8C).

Picos de sulfeto de silício (SiS_2) foram observados na biomassa de palha de arroz apenas no estágio *in natura* (Figura 8D); quando pirolisada em forno mufla ou forno tambor duplo, apresentou um plano cristalino microcristalino de grafite de celulose, composto considerado amorfo, o qual possui pouca pureza e cristalinidade (FERREIRA, 2008) (Figura 8E e 8F).

Os padrões de DRX (Difração de Raios X) da biomassa de restolho de abacaxi foram complexos, no entanto é possível observar que os mesmos elementos estão presentes na biomassa *in natura* (Figura 8G) e pirolisadas em forno mufla (Figura 8H) e tambor duplo (Figura 8I), apresentando padrões de picos amplos com algum grau de ordem em curto alcance. Dentre os elementos identificados estão: nitrato de potássio (KNO_3), fosfato de alumínio (AlPO_4), dióxido de silício (SiO_2), cloreto de potássio (KCl).

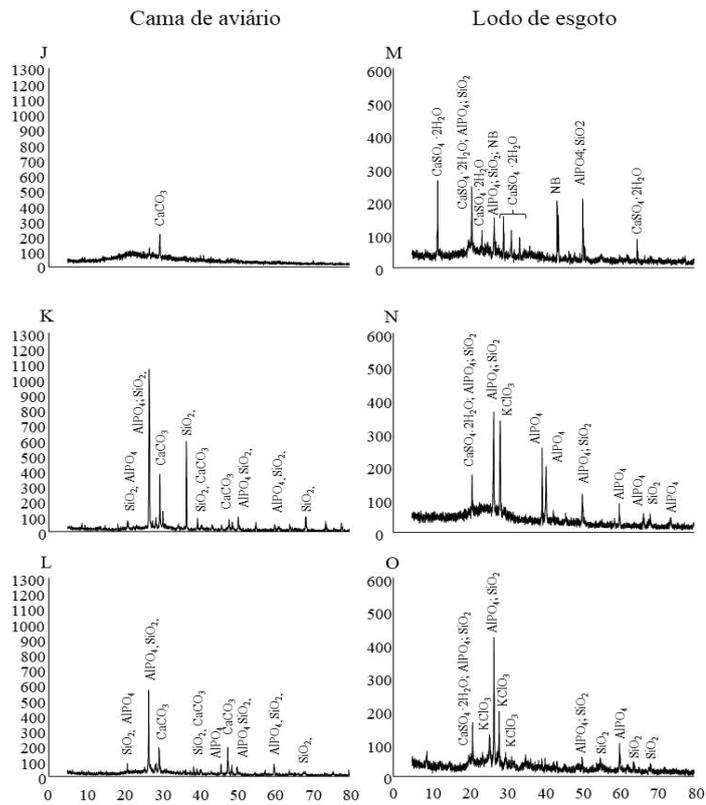
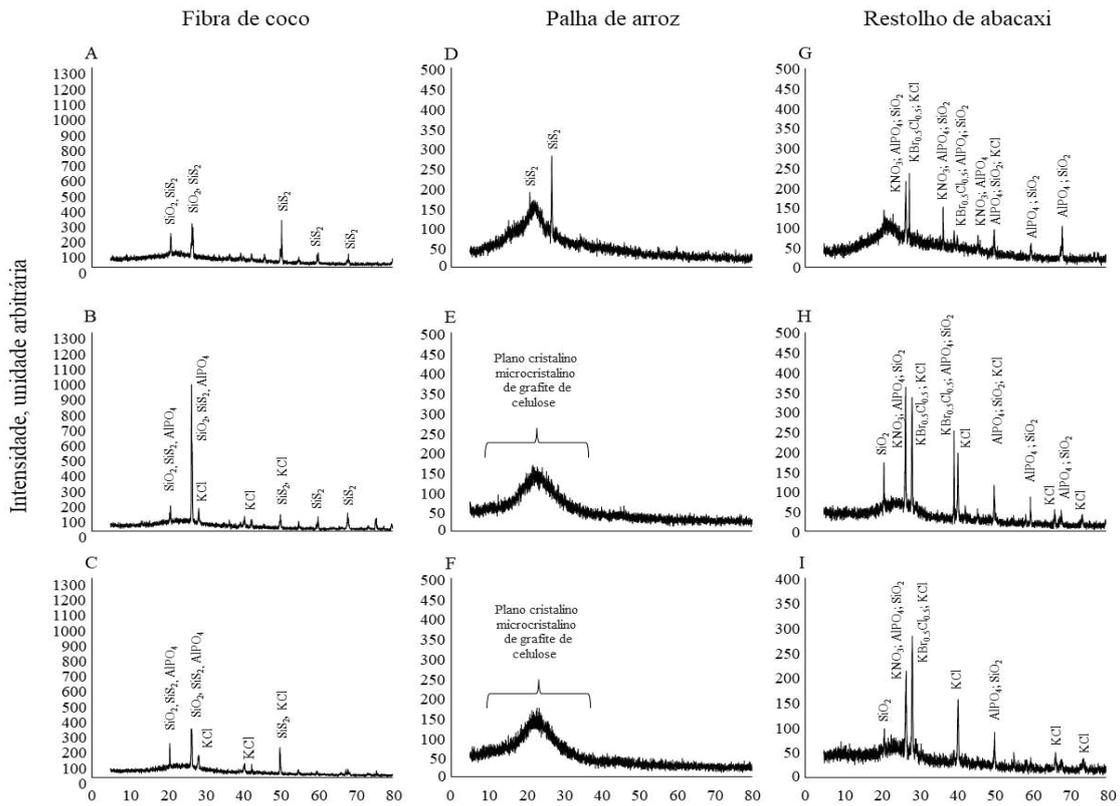
De acordo com a difração de raios X, a biomassa de cama de aviário no estágio *in natura* apresentou pico de calcita (CaCO_3) (Figura 8J), ainda os padrões de difração da biomassa de cama de aviário quando carbonizados em forno de tambor duplo e mufla foram semelhantes, exibindo padrões de picos com dióxido de silício (SiO_2), fosfato de alumínio (AlPO_4) e calcita (CaCO_3), em sua constituição (Figura 8K e 8L).

A detecção de calcita (CaCO_3) reforça a natureza alcalina do biocarvão proveniente da cama de aviário. Ainda, a presença de cálcio pode resultar na formação de compostos diversos, dependendo da temperatura de pirólise utilizada durante a produção do biocarvão (MENDES, 2020) (Figura 8).

Na difração de raio X para a biomassa de lodo de esgoto quando *in natura* é possível observar picos de nitrato de boro (NB PDF 00-045-0894) a 2θ 26,750° ($d = 3,33 \text{ \AA}$) e 2θ 43,694° ($d = 2,07 \text{ \AA}$) (Figura 8M), além de picos de sulfato de cálcio, gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), fosfato de alumínio, variscita (AlPO_4), dióxido de silício e quartzo (SiO_2);

verificou-se ainda picos representativos de clorato de potássio (KClO₃) quando a biomassa foi submetida à carbonização em forno mufla e tambor duplo (Figura 8N e 8O). Um pico representativo de gipsita foi registrado na biomassa de lodo de esgoto por Figueiredo et al. (2021), diminuindo sua intensidade com o aumento de temperatura, corroborando com os resultados aqui apresentados.

A gipsita encontrada no lodo de esgoto pode ter origem no sulfato de alumínio aplicado ao esgoto durante a última etapa de tratamento. À medida que a temperatura aumenta, a gipsita perde gradualmente água, resultando na formação de CaS e na liberação simultânea de carbono, conforme ilustrado pela seguinte reação: $\text{CaSO}_4 + 2\text{C} \rightarrow \text{CaS} + 2\text{CO}_2$ (ZIELINSKA et al., 2015; FIGUEIREDO et al., 2021). A presença de fosfato de alumínio e dióxido de silício no lodo de esgoto e no seu biocarvão, foi constatada também por Fachini & Figueiredo (2021), de forma geral, o quartzo é mineral mais quantioso em lodo de esgoto e no seu biocarvão, especialmente devido à presença de argila e areia que perpetuam no lodo depois do tratamento de esgoto (WANG et al., 2017; SHEN et al., 2018).



2θ (grau)

Figura 8. Difratoogramas de raios-X referentes às amostras de diferentes biomassas em seu estado *in natura* (A, D, G, J e M) e pirolisadas em forno mufla (B, E, H, K e N) e forno do tipo tambor duplo (C, F, I, L e O).

4. CONCLUSÃO

As biomassas de lodo de esgoto, cama de aviário, fibra de coco, palha de arroz e restolho de abacaxi em *in natura* e seus respectivos biocarvões produzidos utilizando forno mufla ou de tambor duplo, apresentaram características distintas. Concentrações dos nutrientes dos biocarvões, P₂O₅, K₂O, Ca e Mg foram encontradas em níveis mais elevados quando comparados a biomassa *in natura*, exceto no caso de N. O pH, carbono orgânico e relação C/N tendem a ser maiores quando a biomassa é pirolisada. A partir da análise imediata, conclui-se que os biocarvões possuem características físicas diferentes a depender da biomassa e do tipo de forno utilizado para sua preparação.

Grupos de ácidos carboxílicos, foram apresentados na palha de arroz, restolho de abacaxi e cama de aviário (*In natura*). Foi constatada estruturas olefínicas ou aromáticas nas biomassas *in natura* de palha de arroz, cama de aviário e lodo de esgoto. Houve uma diminuição da intensidade do grupo hidroxila nos biocarvões de fibra de coco, restolho de abacaxi e lodo de coco e ausência nos biocarvões de palha de arroz e cama de aviário. Picos de elementos com potássio e óxido de silício (quarto) em sua constituição foram apresentados nos biocarvões de lodo de esgoto, fibra de coco e restolho de abacaxi independentemente do forno em que foi produzido (mufla ou tambor duplo).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLER, D.; BAKSHI, S.; LAIRD, David A. Modified method for proximate analysis of biochars. **Journal of analytical and applied pyrolysis**, v. 124, p. 335-342, 2017.

AMONETTE, J. E.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: science and technology. **Earthscan, London**, v. 33, 2009.

ANJALI, T.B., ASWIN K. V. AKHILESH, K.B.; ANAND, M.. A Study On Biochar Preparation And Characterization Of Broiler's Poultry Litter. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, v. 47, n. 3, p. 209-218, 2021.

ANTAL, M. J.; GRØNLI, M.. The Art, Science, and Technology of Charcoal Production. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 42, n. 8, p. 1619-1640, 14 mar. 2003. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/ie0207919>.

ASTM International ASTM D1762-84. (2007) **Standard Test Method for Chemical Analysis of Wood Charcoal**. ASTM International 1-2, West Conshohocken, 2007, 2p.

ATKINSON, C. J.; FITZGERALD, J. D.; HIPPS, N. A. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. **Plant and soil**, v. 337, p. 1-18, 2010.

BAGREEV, A.; BANDOSZ, T. J; LOCKE, D. C. Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer. **Carbon**, v. 39, n. 13, p. 1971-1979, nov. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0008-6223\(01\)00026-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0008-6223(01)00026-4).

BOHARI, N.; MOHIDIN, H.; IDRIS, J.; ANDOU, Y.; MAN, S.; SAIDAN, H.; MAHDIAN, S. Nutritional Characteristics of Biochar from Pineapple Leaf Residue and Sago Waste. **Pertanika Journal Of Science And Technology**, v. 28, n. 2, p. 273-286, 30 dez. 2020. Universiti Putra Malaysia. <http://dx.doi.org/10.47836/pjst.28.s2.21>.

BRASIL. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Coordenação Geral de Apoio Laboratorial, Murilo Carlos Muniz Veras (Org.) – Brasília: MAPA/ SDA/CGAL, 2014. 220 p.

BREWER, C. E.; SCHMIDT-ROHR, K.; SATRIO, J. A.; BROWN, R. C.. Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 28, n. 3, p. 386-396, 5 ago. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ep.10378>.

CABRINI, M. P.; NARDI, M. C. C.. Produção de biocarvão de resíduos de laranja aplicado como adsorvente no tratamento de águas contaminadas com o corante fucsina básica. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 12, p. 101028-101035, 2020.

CHAN, K. Y.; VAN ZWIETEN, L.; MESZAROS, I.; DOWIE, A.; JOSEPH, S. Using poultry litter biochars as soil amendments. **Australian Journal of Soil Research**, v. 46, p. 437–444, 2008.

CHEN, C.; CHEN, Z.; CHEN, J.; HUANG, J.; LI, H.; SUN, S.; LIU, X.; WU, A.; WANG, B. Proling of chemical and structural composition of lignocellulosic biomasses in tetraploid rice straw. **Polymers**, v. 12, n. 2, p. 340, 2020.

CHIN-PAMPILLO, J. S.; ALFARO, A.; ROJAS, R.; GIACOMELLI, C. E.; PEREZ-VILLANUEVA, M.; CHINCHILLA-SOTO, C.; ALCAÑIZ, J. M.; DOMENE, X. Widespread tropical agrowastes as novel feedstocks for biochar production: characterization and priority environmental uses. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 11, p. 1775–1785, 2021.

COLOM, X.; CARRILLO, F.; NOGUÉS, F.; GARRIGA, P. Structural analysis of photodegraded wood by means of FTIR spectroscopy. **Polymer degradation and stability**, v. 80, n. 3, p. 543–549, 2003.

DAS, S. K.; GHOSH, G. K.; AVASTHE, R. Applications of biomass derived biochar in modern science and technology. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, p. 101306, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2020.101306>.

DHAR, S. A.; SAKIB, T. U; HILARY, L. N.. Effects of pyrolysis temperature on production and physicochemical characterization of biochar derived from coconut fiber biomass through slow pyrolysis process. **Biomass Conversion And Biorefinery**, v. 12, n. 7, p. 2631-2647, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s13399-020-01116-y>.

ENDERS, A.; HANLEY, K.; WHITMAN, T.; JOSEPH, S.; LEHMANN, J.. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 644-653, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.022>.

FACHINI, J.; FIGUEIREDO, C. C. de. Pyrolysis of Sewage Sludge: physical, chemical, morphological and mineralogical transformations. **Brazilian Archives Of Biology And Technology**, v. 65, p. 1-10, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4324-2022210592>.

FERNANDES, J. D.; CHAVES, L. H. G.; DANTAS, E. R. B.; LAURENTINO, Laysa G. de S.; CAVALCANTE, Antônio R.; KUBO, Gustavo T. M.. Thermal treatment of poultry litter: part i. characterization by immediate analysis and gravimetric yield. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 26, n. 9, p. 633-639, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v26n9p633-639>.

FERREIRA, C. I. **Nanocompósitos PP/ Grafite: obtenção e propriedades**. 2008. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência dos Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

FIGUEIREDO, C. C. de; REIS, A. de S. P. J.; ARAUJO, A. S. de; BLUM, L. E. B.; SHAH, K.; PAZ-FERREIRO, J.. Assessing the potential of sewage sludge-derived biochar as a novel phosphorus fertilizer: influence of extractant solutions and pyrolysis temperatures. **Waste Management**, v. 124, p. 144-153, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.044>.

FIGUEIREDO, 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, n. 6, p. 881-889, 2017. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2017.1407870>.

FU, P.; HU, S.; XIANG, J.; SUN, L.; YANG, T.; ZHANG, A.; ZHANG, J.; Mechanism Study of Rice Straw Pyrolysis by Fourier Transform Infrared Technique, **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 17, n. 3, p. 522-529, 2009.

GASKIN, J. W.; STEINER, C.; HARRIS, K.; DAS, K. C.; BIBENS, B.. Effect of Low-Temperature Pyrolysis Conditions on Biochar for Agricultural Use. **Transactions Of The Asabe**, v. 51, n. 6, p. 2061-2069, 2008. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE). <http://dx.doi.org/10.13031/2013.25409>.

GUERRA, P. A. L. **Producción y caracterización de Biochar a partir de la biomasa residual de sistemas agroforestales y de agricultura convencional en la Amazonía Peruana**. 2015. 101 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ingeniero Ambiental, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, 2015.

HANKE, D., NASCIMENTO, S.G.S., DICK, D.P., ÁVILA, M.R., PILLON, C.N., SANTOS, D.C.. Produção e caracterização de biocarvão a partir de diferentes fontes de biomassa vegetal: aproveitamento de resíduos arbóreos e agrícolas sem destinação apropriada. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.10, n.2, p.58-77, 2022.

HERNÁNDEZ-CHAVERRI, R. A.; MATA-SEGREDA, J. F.; PRADO-BARRAGÁN, L. A.; BUENROSTRO-FIGUEROA, J. J. Physical-chemical characterization of pineapple stubble as possible raw material for bioenergetics. **Revista Internacional de Investigación e Innovación Tecnológica**, v. 9, n. 54, p. 40-55, 2022.

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, n. 1, p. 223-228, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.008>.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agropecuária**. 2022.

KHANMOHAMMADI, Z.; AFYUNI, M.; MOSADDEGHI, M. R.. Effect of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of sewage sludge biochar. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 33, n. 3, p. 275-283, 2015. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x14565210>.

KIM, K. Ho; K. J-Y.; CHO, T. S.; CHOI, J. W. Influence of pyrolysis temperature on physicochemical properties of biochar obtained from the fast pyrolysis of pitch pine (*Pinus rigida*). **Bioresource Technology**, v. 118, p. 158-162, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.094>.

KINNEY, T.J.; MASIELLO, C.A.; DUGAN, B.; HOCKADAY, W.C.; DEAN, M.R.; ZYGOURAKIS, K.; BARNES, R.T.. Hydrologic properties of biochars produced at different temperatures. **Biomass And Bioenergy**, v. 41, p. 34-43, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.033>.

MALIK, K.; SHARMA, A.; KARTHIK, D. H.; RANI, V.; MALIK, A.; SANGWAN, P.; BHATIA, T.; RANI, S.; SINDHU, M. Biochemical and functional characterization of

rice straw for alternative industrial uses, **Research Square**, v. 1, p. 1-16, 2022. doi.org/10.21203/rs.3.rs-2131273/v1

MATTHEWS, S. Structural Changes of Rice Straw Pre-Treated with *Paenibacillus* and *Aspergillus fumigatus*, **International Journal of Agricultural and Food Research**. v. 5, n. 4, p. 1-8, 2016.

MENDES, J. da S. **Biocarvão: caracterização, uso como condicionador de solo e influência no desempenho agrônômico do milho**. 2020. 150f. (Tese de Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande - Paraíba - Brasil, 2020.

MIGUEL, M. F. B. **Estudo de carvões ativados provenientes da pirólise de resíduos da produção e processamento de arroz: remoção de Cr^{3+} em meio líquido por meio de adsorção**. 2017. 66 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química e Bioquímica, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2017.

MISHRA, V.; BALOMAJUMDER, C.; AGARWAL, V. K. Biosorption of Zn (II) onto the Surface of Non-living Biomasses: A Comparative Study of Adsorbent Particle Size and Removal Capacity of Three Different Biomasses. **Water Air Soil Pollut**, v. 211, p. 489–500, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0317-0>

MOHAMED, A. R.; FU, N. I. I.; SALLEH, N. H. M.; RAZI, A. ISMAIL, R. I. Isothermal torrefaction of coconut fiber in a fixed bed reactor. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 765, p. 1-10, 2021.

MUKOME, F. N. D.; PARIKH, S. J. Chemical, physical, and surface characterization of biochar. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed). **Biochar and soil biota**. Boca Raton: **CRC Press**, 2013. p. 68-96.

NOVOTNY, E. H.; HAYES, M. H. B.; MADARI, B. E.; BONAGAMBA, T. J.; AZEVEDO, E. R. de; SOUZA, A. A. de; SONG, G.; NOGUEIRA, C. M.; MANGRICH, Antonio S.. Lessons from the Terra Preta de Índios of the Amazon region for the utilisation of charcoal for soil amendment. **Journal Of The Brazilian Chemical Society**, v. 20, n. 6, p. 1003-1010, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-50532009000600002>.

REN, X.; ZHANG, P.; ZHAO, L.; SUN, H. Sorption and degradation of carbaryl in soils amended with biochars: influence of biochar type and content. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 3, p. 2724–2734, 2016.

SEVERINO, L. S.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. de M.; LUCENA, A. M. A. de; GUIMARÃES, M. M. B. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 5, n. 1, p. 1-7, 2005.

SHEN, T.; TANG, Y.; LU, X-Y.; MENG, Z. Mechanisms of copper stabilization by mineral constituents in sewage sludge biochar. **Journal Of Cleaner Production**, v. 193, p. 185-193, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.071>. Figueiredo et al 2021 - <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.044>

SILVA, F. C. da. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/330496>. Acesso em: 08 ago. 2024.

SONG, W.; GUO, M.. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, v. 94, p. 138-145, 2012.. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2011.11.018>.

SPOKAS, K. A.; CANTRELL, K. B.; NOVAK, J. M.; ARCHER, D. W.; IPPOLITO, J. A.; COLLINS, H. P.; BOATENG, A. A.; LIMA, I. M.; LAMB, M. C.; MCALOON, A. J.. Biochar: a synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. **Journal Of Environmental Quality**, v. 41, n. 4, p. 973-989, 2012. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2011.0069>.

VEIGA, T.L.R. **Síntese e caracterização de biocarvões de biomassa de casca de café e de madeira de eucalipto**. Dissertação (Mestrado)–Universidade Federal de Lavras, 2016.

VIEIRA, F. R. **Estudo experimental da pirólise lenta da casca de arroz em reator de leito fixo**. 2018. 2022. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica)–Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista,

Guaratinguetá, 2018. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/153632/vieira_fr_me_guara.pdf.

WANG, J.; LIAO, Z.; IFTHIKAR, J.; SHI, L.; CHEN, Z.; CHEN, Z.. One-step preparation and application of magnetic sludge-derived biochar on acid orange 7 removal via both adsorption and persulfate based oxidation. **Rsc Advances**, v. 7, n. 30, p. 18696-18706, 2017. <http://dx.doi.org/10.1039/c7ra01425b>.

YANG, C.; LIU, J.; LU, S.. Pyrolysis temperature affects pore characteristics of rice straw and canola stalk biochars and biochar-amended soils. **Geoderma**, v. 397, p. 115097, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115097>.

YAO, Y.; GAO, B.; ZHANG, M.; INYANG, M.; ZIMMERMAN, A. R.. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. **Chemosphere**, v. 89, n. 11, p. 1467-1471, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.002>.

YUAN, H.; LU, T.; WANG, Y.; CHEN, Y.; LEI, Tingzhou. Sewage sludge biochar: nutrient composition and its effect on the leaching of soil nutrients. **Geoderma**, v. 267, p. 17-23, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.12.020>.

ZHANG, L.; TU, L-Y.; LIANG, Y.; CHEN, Q.; LI, Z-S.; LI, C-H.; WANG, Z-H.; LI, W. Coconut-based activated carbon fibers for efficient adsorption of various organic dyes. **Royal society of chemistry**, v. 8, p. 42280-42291, 2018.

ZHAO, L.; CAO, X.; MAŁEK, O.; ZIMMERMAN, A.. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. **Journal Of Hazardous Materials**, v. 256-257, p. 1-9, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>.

ZIELIŃSKA, A.; OLESZCZUK, P.; CHARMAS, B.; SKUBISZEWSKA-ZIĘBA, J.; PASIECZNA-PATKOWSKA, S.. Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, v. 112, p. 201-213, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2015.01.025>.

**CAPITULO III - MINERALIZAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DE
BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO APLICADO AO SOLO COM INÓCULO
DE *BACILLUS* SP.**

MINERALIZAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DE BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO APLICADO AO SOLO COM INÓCULO DE *BACILLUS* SP.

1. INTRODUÇÃO

Com o crescimento da população mundial, a dificuldade dos processos de tratamento das águas residuais, assim como o crescente número de residências conectadas ao esgotamento sanitário, tem trazido a um aumento progressivo no volume de lodo de esgoto gerado durante o processo de tratamento de efluentes de esgoto. As altas quantidades geradas e a alta concentração de metais pesados e patógenos, fazem com que o lodo de esgoto seja um material difícil de ser administrado.

No Brasil, conforme a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, que coletou dados no ano de 2017 por meio do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2020), cerca de 1707 de 5500 municípios do país, advertiram que há produção de lodo no processo de tratamento de esgoto. Entre estes, cerca de 50% não fazem nenhum tipo de tratamento do esgoto, em 12% dos municípios o lodo é destinado para reuso de insumos para agricultura e 42% dos municípios envia para disposição em aterro sanitário.

O lodo de esgoto é um resíduo que contém grande quantidade de nutrientes (nitrogênio, fósforo e micronutrientes), entretanto, a sua aplicação no solo pode gerar riscos relacionados à presença de substância maléfica, como metais pesados hidrocarbonetos aromáticos policíclicos ou bifenilos policlorados, que a depender de sua taxa de aplicação e do nível de contaminação, o solo pode ser poluído quando utilizado o lodo de esgoto (KOŃCZAK & OLESZCZUK, 2018).

Em busca de soluções para o uso do lodo de esgoto no solo e diminuir o perigo de contaminação ao solo, um método vem ganhando grande força, que é o tratamento térmico desse resíduo. O tratamento térmico ou pirólise, é um processo de transformação termoquímica de biomassa, como a do lodo de esgoto, entre temperaturas que variam de 300 – 700°C, com baixa ou nenhuma presença do oxigênio (O₂).

O biocarvão tem duas vantagens principais: remove patógenos de biomassas como em lodos de esgoto, beneficia a produção agrícola e, simultaneamente, colabora para o sequestro de carbono em razão da estabilidade do carbono nos materiais pirolisados (LEHMANN, 2007; LAIRD et al., 2010; MÉNDEZ et al., 2012). O biocarvão ainda tem uma grande aptidão de mitigação das alterações climáticas, uma vez que, ele se degrada lentamente no solo, gerando um estoque de carbono orgânico considerável, o que favorece emissões de carbono para atmosfera menores (REZENDE et al., 2011).

No momento em que o biocarvão é produzido em temperaturas mais elevadas de pirólise (400-700°C), o seu carbono é separado em estruturas policondensadas aromáticas (KEILUWEIT et al., 2010). Tais estruturas tem baixas frações de O/C, resistentes à degradação microbiana, característica importante uma vez que biocarvões resistentes à mineralização microbiana podem ser mais apropriados para o sequestro de carbono a longo prazo no solo (SPOKAS et al., 2011).

O biocarvão de lodo de esgoto possui uma grande parte de carbono contido na sua matéria-prima; além disso o carbono possui uma meia-vida no solo superior a 1.000 anos, demonstrando que o uso de biocarvão no solo trará não somente benefícios duradouros para as suas propriedades e qualidade, como também demonstra que o carbono que ele contém será removido da atmosfera e sequestrado no solo por milênios (CALLEGARI & CAPODAGLIO, 2018). Além disso, a aplicação de biocarvão de lodo de esgoto no solo, causa alteração na estrutura do solo e nos processos dos agroecossistemas, em que a comunidade microbiana é atingida, podendo aumentar sua atividade devido ao aumento do C e dos nutrientes (GILLER et al., 1998; TRANNIN et al., 2007).

A dinâmica de crescimento dos microrganismos é de grande importância para muitas aplicações em biotecnologia e ecologia, em que entender qual as condições ótimas para o cultivo de microrganismos são cruciais. São vários fatores que afetam a manifestação do crescimento microbiano, composição do meio de nutriente, temperatura, umidade, pH, nível de oxigênio e tempo de cultivo. As bactérias do gênero *Bacillus* são um dos microrganismos mais amplamente distribuídos na natureza e possuem um grande valor comercial. Possuem como características, taxa de crescimento rápida, metabolismo altamente adaptável, excelentes características fisiológicas e serem ótimos solubilizadores de fósforo (MAŽYLYTE et al., 2022).

A aplicação de biocarvão no solo aumenta a comunidade microbiana em microesferas, o que gera um processo de efeito de priming ao introduzir matéria orgânica no solo. As alterações nas propriedades biológicas resultantes da adição de biocarvão podem ser principalmente atribuídas às mudanças nos habitats microbianos: 1) o biocarvão tem sido associado ao aumento do pH do solo, o que alivia o estresse ácido em solos ácidos e beneficia a comunidade microbiana, em estudo Xu et al (2014) relataram que a adição de biocarvão elevou o pH do solo de 4,48 para 6,03, o que aumentou a quantidade dos grupos de bactérias e influenciou o ciclo de carbono e nitrogênio; 2) o biocarvão por possuir grande porosidade e área superficial é um ótimo habitat para os

microrganismos; e 3) ainda o biocarvão fornece C, nutrientes e energia para as bactérias e microrganismos em geral (Ling et al., 2022).

Há poucos estudos sobre os efeitos do biocarvão de lodo de esgoto combinado com doses de *Bacillus* sp. na mineralização do carbono e como isto influencia quimicamente o solo. Pensando nisso, o objetivo desse trabalho foi avaliar a estabilidade do biocarvão de lodo de esgoto produzido em forno de mufla aplicado no solo inoculado com *Bacillus* sp. quantificando-se a mineralização através do C-CO₂ emanado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização da Pesquisa

O experimento foi conduzido no Laboratório de Irrigação e Salinidade – LIS pertencente a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), localizada em Campina Grande – PB.

O biocarvão de lodo de esgoto foi escolhido para os experimentos de mineralização devido ao seu alto teor de fósforo e pH neutro, sendo assim um ótimo habitat para as cepas de *Bacillus* sp., que por sua vez possui a característica de serem solubilizadoras de fósforo.

2.2. Coleta e caracterização química do solo e do biocarvão de lodo de esgoto

O solo utilizado foi coletado no município de Lagoa Seca, localizado no Estado da Paraíba, a uma profundidade de 0-20 cm, seco ao ar, destorroado, peneirado usando uma peneira de 2,0 µm e caracterizado de acordo com Teixeira et al. (2017) (Tabela 1).

O lodo de esgoto foi coletado no Laboratório do PROSAB (Programa de Saneamento Básico), localizado em Campina Grande, PB. O biocarvão de lodo de esgoto foi produzido através de um processo de pirólise lenta em uma temperatura de carbonização de 550°C em forno mufla. Posteriormente, esse material foi caracterizado quimicamente seguindo o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (BRASIL, 2014), (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização química do solo utilizado no experimento e composição química do biocarvão do lodo de esgoto produzido em forno mufla.

Características do solo	Unidade	Valor	Características do Biocarvão	Unidade	Valor
pH (H ₂ O)	---	6,13	pH	---	6,24
Ca ²⁺	cmol _c kg ⁻¹	1,45	Nitrogênio Total, %	%	2,24
Mg ²⁺	cmol _c kg ⁻¹	1,18	Fósforo (P ₂ O ₅), %	%	2,72
Na ⁺	cmol _c kg ⁻¹	0,25	Potássio (K ₂ O) Total, %	%	0,46
K ⁺	cmol _c kg ⁻¹	0,12	Cálcio, %	%	2,71
Al ³⁺ + H ⁺	cmol _c kg ⁻¹	1,60	Umidade, %	%	1,55
CTC	cmol _c kg ⁻¹	4,6	Carbono Orgânico, %	%	20,82
P	mg kg ⁻¹	8,1	Relação, C/N	%	9,29
Carbono Orgânico	g kg ⁻¹	5,4	-	-	-
MO	g kg ⁻¹	9,3	-	-	-

2.3.Preparação do inóculo bacteriano

Utilizou-se *Bacillus* cepa CBAC 007, pertencente ao Laboratório de Microbiologia – da Universidade Estadual da Paraíba. A bactéria foi cultivada em meio Nutriente Agar (NA) por 48 horas. A quantificação da concentração da suspensão foi realizada em espectrômetro a um comprimento de 600 nm até a densidade óptica de 1, por fim realizou-se a diluição da suspensão até 10⁶.

2.4. Condução do Experimento sobre mineralização de carbono

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com quatro doses de biocarvão de lodo de esgoto (0; 1,32; 1,98 e 2,64 g/pote correspondentes a 0; 5; 10 e 15 t/ha) e quatro concentrações de *Bacillus* (0; 1,5x10⁶; 1,5x10⁷ e 1,5x10⁸ Unidade Formadora de Colônia, UFC/ml), com três repetições totalizando 48 unidades experimentais.

A concentração testemunha foi preparada a partir de uma solução salina na concentração de 0,85%; as demais foram preparadas a partir da diluição da maior dose de *Bacillus sp.*. As doses foram preparadas em proporção de 1:100, 1 ml de *Bacillus spp.*

para 100 gramas de solo, em 350 gramas de solo, sendo assim incorporadas ao solo 3,5 ml de isolados por unidade experimental.

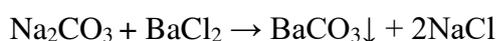
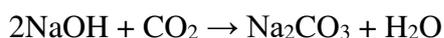
As misturas de solo de 350g, com as respectivas doses de microrganismo e biocarvão, foram dispostas em potes de plásticos de 1 L, previamente pintados com tinta spray de coloração preto fosco, a fim de evitar a presença de líquens. Os potes com o substrato foram umedecidos com água destilada para aumentar o teor de água no solo em 60% da capacidade de campo, logo após, cada pote foi pesado afim de sempre manter a mesma umidade durante os dias do experimento. Um copo de plástico de 50ml foi acondicionado dentro de cada pote com 20ml de NaOH 0,5 mol L⁻¹, para adsorver o C-CO₂ liberado pelo tratamento. Feito isso, os potes foram hermeticamente vedados a fim de evitar a entrada de CO₂ atmosférico e a saída do CO₂ experimentalmente produzido.

A solução de NaOH foi trocada periodicamente conforme as épocas de avaliação, que ocorreu diariamente nos 10 primeiros dias, seguido de medições nos dias 13,16,23,30,40,47,61,76,90 e 104, a partir do início da incubação.

2.5. Quantificação do CO₂ liberado

A quantificação do CO₂ liberado foi realizado através da titulação do NaOH com a solução padronizada de HCL 0,4 mol L⁻¹, usando como indicador, 2 gotas de fenolftaleína a 1% e 0,5 ml de solução de BaCl₂, com a finalidade de precipitar os carbonatos. Foi realizado a titulação da prova em Branco antes de cada avaliação.

As reações químicas que ocorreram na quantificação do CO₂ em meio alcalino são descritas abaixo pelas três equações:



A emissão de C-CO₂ foi estimada pela seguinte equação, em mg.kg⁻¹ solo, pela a seguinte equação:

$$C - \text{CO}_2 = \frac{(B - V) * M * E}{S} * 1000$$

Onde:

C-CO₂ = emissão de C como CO₂ (mg kg⁻¹ solo);

B = volume da solução de HCl usado para a titulação da prova Branco (ml);

V = volume da solução de HCl usado na titulação de cada amostra (ml);

M = concentração molar (mol L⁻¹) do ácido utilizado na titulação;

E = equivalente em gramas de carbono (11 g);

S = Quantidade de solo em cada pote hermético + biocarvão.

2.5.1. Cinética de Mineralização do Carbono

Foram adotados dois modelos de cinética de mineralização do carbono. No primeiro modelo utiliza-se uma equação exponencial de primeira ordem (MURWIRA et al., 1990):

$$Cm = C_0 (1 - e^{-k.t})$$

Onde:

Cm: Carbono orgânico mineralizado acumulado (mg C-CO₂ kg⁻¹) no tempo (t) (dias);

Co: Quantidade total de carbono potencialmente mineralizável (mg kg⁻¹);

K: taxa constante de mineralização.

O segundo modelo descreve a mineralização do carbono por meio de duas reações simultâneas (MOLINA et al., 1980):

$$Cm = C_1 (1 - e^{-k_1.t}) + C_2 (1 - e^{-k_2.t})$$

Onde:

C1 e C2: Frações ativas e resistentes (pools) que são decompostas a taxas de mineralização (k1) e (k2), respectivamente;

A soma de (C1) e (C2) tem o mesmo significado físico que (C0) no primeiro modelo descrito (FOO & HAMEED, 2010).

Os parâmetros de ambos os modelos foram calculados por regressão linear, empregando a ferramenta SOLVER do Microsoft Office Excel, usando a soma dos quadrados dos erros (SSE), que representa a diferença entre o carbono mineralizado experimental e calculado (FOO & HAMEED, 2010). Os coeficientes de determinação, (R²) e SSE, foram utilizados para comparar os ajustes dos modelos.

2.5.2. Meia-vida da mineralização

O tempo de meia-vida da mineralização do carbono foi calculado a partir da equação de Sposito (2008):

$$t_{1/2} = 0,693/k$$

Este parâmetro indica o tempo necessário para a mineralização da metade do carbono potencialmente mineralizável (Co) durante os 104 dias de incubação.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Taxa de evolução de C-CO₂ (dióxido de carbono)

A atividade microbiana do solo foi avaliada com base nos fluxos de carbono na forma de C-CO₂. Estão presentes na Figura 1 as taxas médias de evolução de C-CO₂ ao longo do tempo durante o período de incubação de 104 dias. Em geral independente das doses de biocarvão de lodo de esgoto e *Bacillus* sp. aplicadas no solo, a taxa de mineralização do carbono foi mais elevada no início do período de incubação e diminuiu gradualmente. Verificou-se que a maior quantidade de C-CO₂ liberado aconteceu no segundo dia de incubação para todas as doses aplicadas, sendo a maior concentração de C mineralizado encontrada na dose 15 t ha⁻¹ e 1,5x10⁶ UFC ml⁻¹ de *Bacillus* sp. (Figura 1F).

Observa-se de maneira abrangente a taxa de mineralização do carbono exibiu um comportamento semelhantes após o sétimo dia de incubação, em que o C-CO₂ liberado diminuiu com o tempo e estabilizou após o 23º dia (Figura 1). Indicando que o biocarvão não influencia negativamente a atividade microbiana. À medida que os compostos facilmente oxidáveis são consumidos, nos materiais orgânicos permanecem compostos carbonáceos de difícil decomposição.

A relação do C/N do biocarvão influência a decomposição durante a mineralização do carbono, assim como temperatura e umidade (27°C e 60%, respectivamente, que possivelmente, criaram condições propícias para a atividade microbiana e, por conseguinte, para a mineralização do carbono no solo (ARAÚJO et al., 2020).

Durante o período de 104 dias, a evolução diária de C-CO₂, independentemente dos tratamentos aplicados, transcorreu em uma alta taxa no início da incubação, seguida por uma taxa mais baixa nos últimos dias (Figura 1), resultados semelhantes foram encontrados por Farias et al. (2015) e Figueiredo et al. (2019). À medida que os compostos prontamente oxidáveis são esgotados, os materiais orgânicos recalitrantes restantes são degradados por uma população de fungos e bactérias especializados, que produzem as enzimas necessárias para decompor a matéria orgânica mais resistente. Nesta fase final, a velocidade de mineralização é reduzida e mantém valores constantes.

O aumento na produção de CO₂-C geralmente é associado a alterações na umidade e temperatura do solo após a reidratação, juntamente com a disponibilidade de carbono orgânico facilmente biodegradável. Essas condições resultam em uma intensificação da atividade microbiana e em taxas elevadas de liberação de CO₂. A reidratação do solo provoca a desagregação de agregados, liberando carbono orgânico anteriormente

protegido e indisponível para uma rápida mineralização pelas comunidades microbianas (DODOR et al., 2019).

Figueiredo et al. (2019) avaliando a estabilidade do C e a cinética de mineralização de carbono de biocarvões derivados de lodo de esgoto obtidos em diferentes temperaturas a um solo tropical, verificaram que o biocarvão de lodo de esgoto quando pirolisado a 500°C representa uma excelente opção para sequestrar carbono no solo e para reduzir as emissões de C-CO₂ para a atmosfera. Indicando que a estabilidade do biocarvão está relacionada com o grau de alteração térmica da matéria-prima e sendo a natureza das estruturas de carbono a principal razão da alta estabilidade (ABDULRAZZAQ et al., 2014).

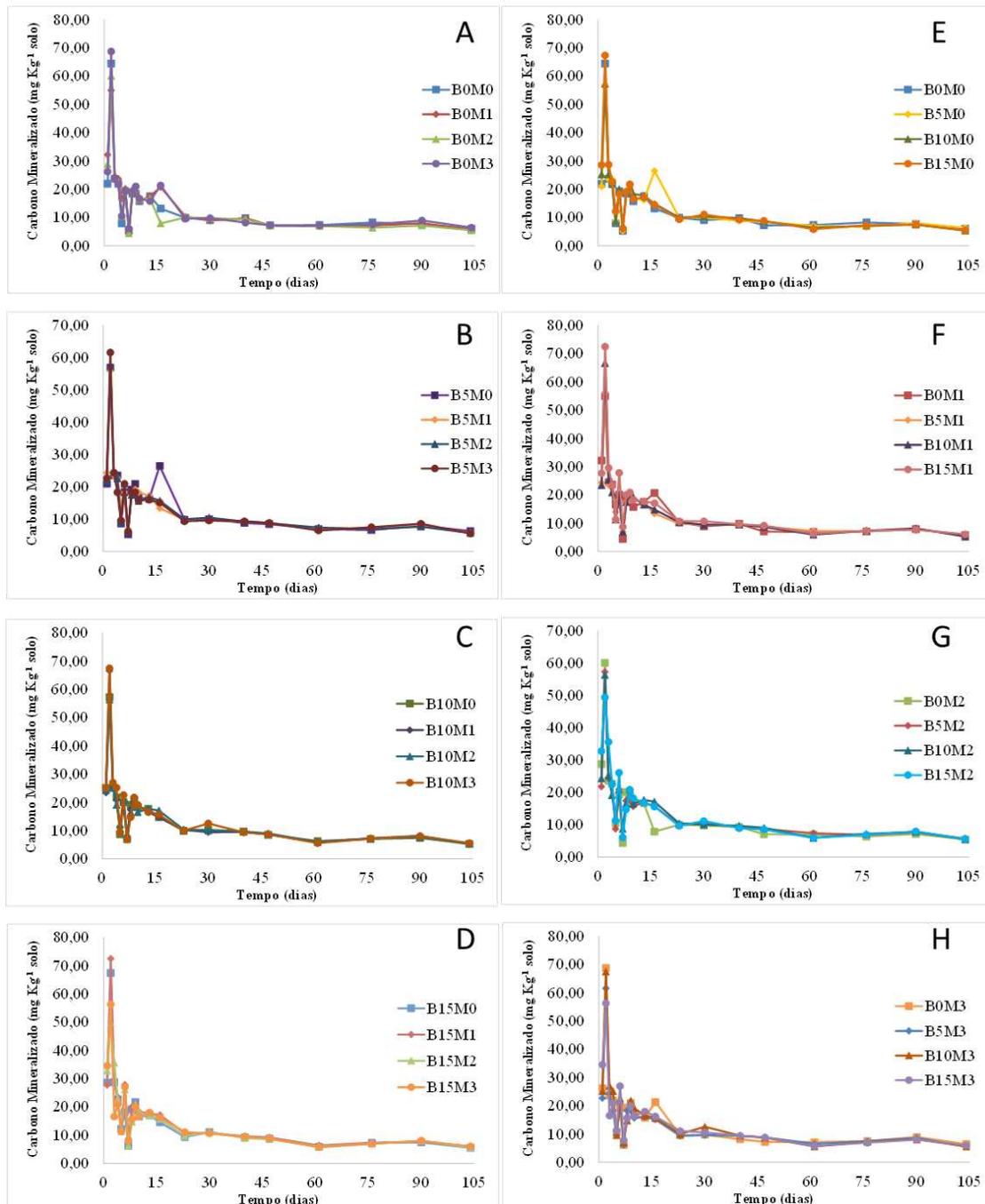


Figura 1. Taxa de evolução do carbono (C-CO₂) ao longo do tempo durante o período de incubação de 104 dias em função das doses de biocarvão de lodo de esgoto e *Bacillus sp.* Em que, B0, B5, B10 e B15 correspondem as respectivas doses de biocarvão de lodo de esgoto (0, 5, 10 e 15 t/ha) e M0, M1, M2 e M3 são as respectivas doses de *Bacillus sp.* (0, 1,5x10⁶, 1,5x10⁷ e 1,5x10⁸ Unidade Formadora de Colônia, UFC/ml).

3.2. Carbono acumulado na forma de C-CO₂

Os resultados do efluxo de C-CO₂ das diferentes doses de biocarvão e *Bacillus sp.* e do controle são apresentados na Figura 2 e 3.

Durante os 104 dias de incubação, foi observado um aumento acumulativo de C-CO₂ devido à aplicação de doses crescentes de biocarvão em ambos os modelos (primeira ordem e de duas reações simultâneas). Corroborando com esse resultado Safaraz, (2019) avaliando a mineralização de C de biocarvões (450°C) produzidos a partir de diferentes resíduos de origem animal e de restos de culturas, quando são incorporados ao solo durante 49 dias. Verificou-se que houve emissão acumulativa de CO₂ até 49 dias a partir da incorporação dos biocarvões ao solo, com emissões máximas observadas para esterco de gado, palha de arroz e cama de aviário.

A respiração do solo foi maior quando aplicado a dose B15 (15 t ha⁻¹) independentemente da dose de *Bacillus sp.*, com a maior evolução da produção de C-CO₂ observada na dose B15M1 (15 t ha⁻¹ e 1,5x10⁶ UFC ml⁻¹), em que verificou-se uma liberação de 987 (mg C-CO₂ kg⁻¹ de solo) no modelo de primeira ordem (Figura 2B) e 1055 (mg C-CO₂ kg⁻¹ de solo) no modelo de duas reações simultâneas (Figura 2F). Mostrando que a dose B15 (15 t ha⁻¹) de biocarvão de lodo de esgoto é a mais indicada para ser aplicado juntamente com doses de *Bacillus sp.* para o acúmulo de C-CO₂. Resultado este que também pode ser observado Figura 3D e 3H.

A acumulação de C-CO₂ foi semelhante para as doses crescentes de biocarvão (5, 10 e 15 t ha⁻¹) quando aplicadas juntamente com a dose de *Bacillus sp.* M2 (1,5x10⁷ UFC ml⁻¹) apresentando um aumento entre 7 e 6% (primeira ordem e de duas reações simultâneas, respectivamente) em relação a dose B0M2 (0 t ha⁻¹ e 1,5x10⁷ UFC ml⁻¹) (Figura 2C e 2G). Esses resultados indicam que a aplicação de doses de *Bacillus sp.* M2 (1,5x10⁷ UFC ml⁻¹) juntamente com doses de biocarvão de lodo de esgoto é mais recomendada para a acumulação de C-CO₂ no solo.

Nos tratamentos dos solos incubados apenas com as doses *Bacillus sp.* observou-se um aumento na quantidade de C-CO₂ acumulado independente da dose de *Bacillus sp.*, entretanto a dose B0M2 (0 t ha⁻¹ e 1,5x10⁷ UFC ml⁻¹) apresentou menor acúmulo quando comparada as demais (Figura 3A), para ambos os modelos cinético. As doses de *Bacillus sp.* quando aplicadas com as doses de biocarvão B5 e B10 (5 e 10 t ha⁻¹) demonstraram um aumento no acúmulo de C-CO₂ semelhante (Figura 3), independentemente do modelo cinético observado.

Ekici et al. (2023), investigando o efeito de fertilizante bacteriano na mineralização do carbono do solo, demonstraram que a aplicação do fertilizante (*Azotobacter spp.*, *Bacillus spp.* e *Pseudomonas putida*) aumentou a mineralização acumulativa de carbono durante o período de incubação e gradualmente desacelerou.

Ainda mostraram que a aplicação do fertilizante bacteriano no solo aumentou a taxa de mineralização de carbono do solo de controle esterilizado em 880% e em solo não esterilizado em 130,84%.

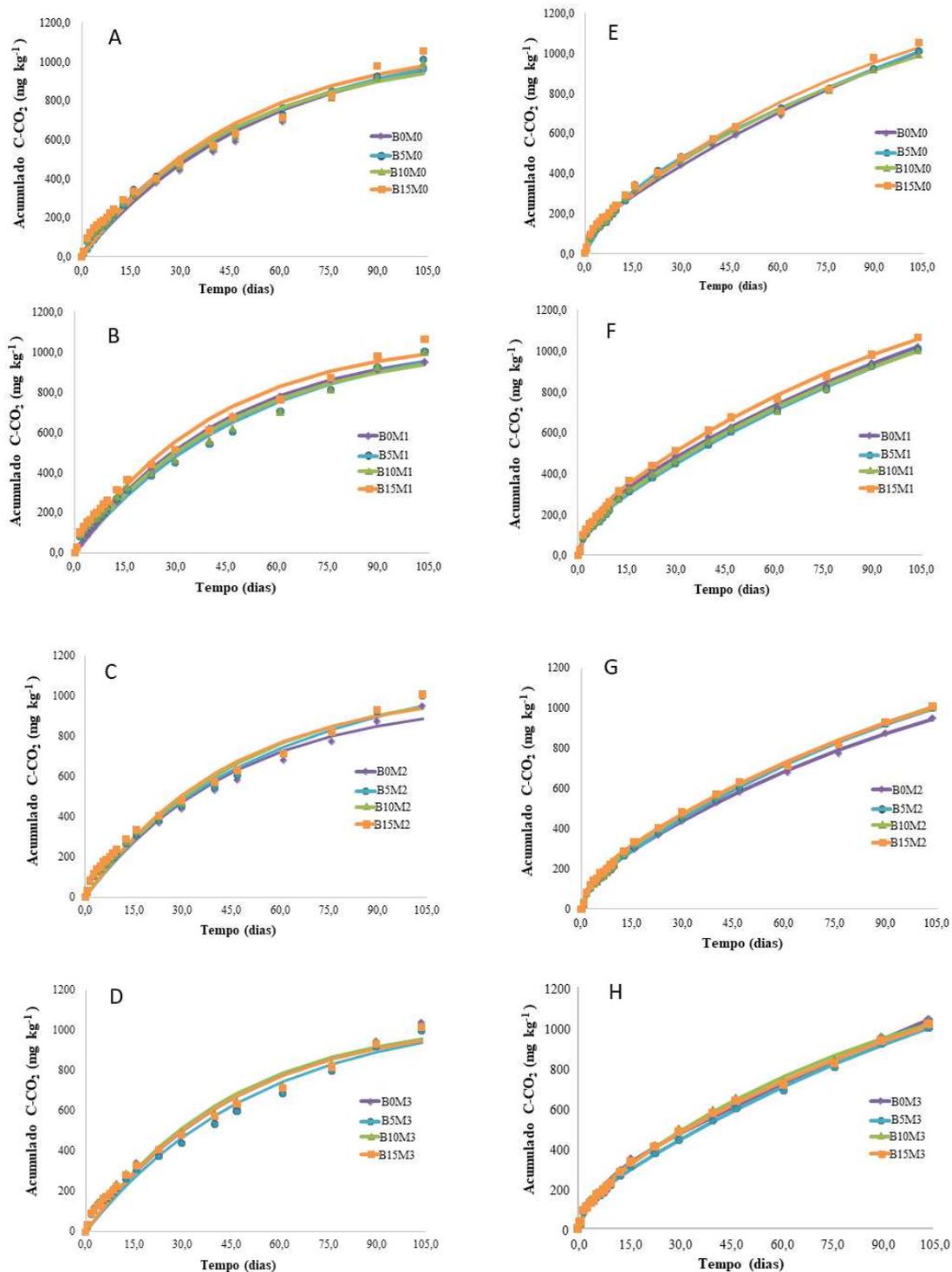


Figura 2. Carbono (C-CO₂) liberado e acumulado durante o período de incubação de 104 dias para os tratamentos solo mais doses crescentes de doses de biocarvão, sob dois modelos de cinética, primeira ordem (Figura A-D) e exponencial duplo (Figura E-H). Em

que, B0, B5, B10 e B15 correspondem as respectivas doses de biocarvão de lodo de esgoto (0, 5, 10 e 15 t/ha) e M0, M1, M2 e M3 são as respectivas doses de *Bacillus sp.* (0, $1,5 \times 10^6$, $1,5 \times 10^7$ e $1,5 \times 10^8$ Unidade Formadora de Colônia, UFC/ml).

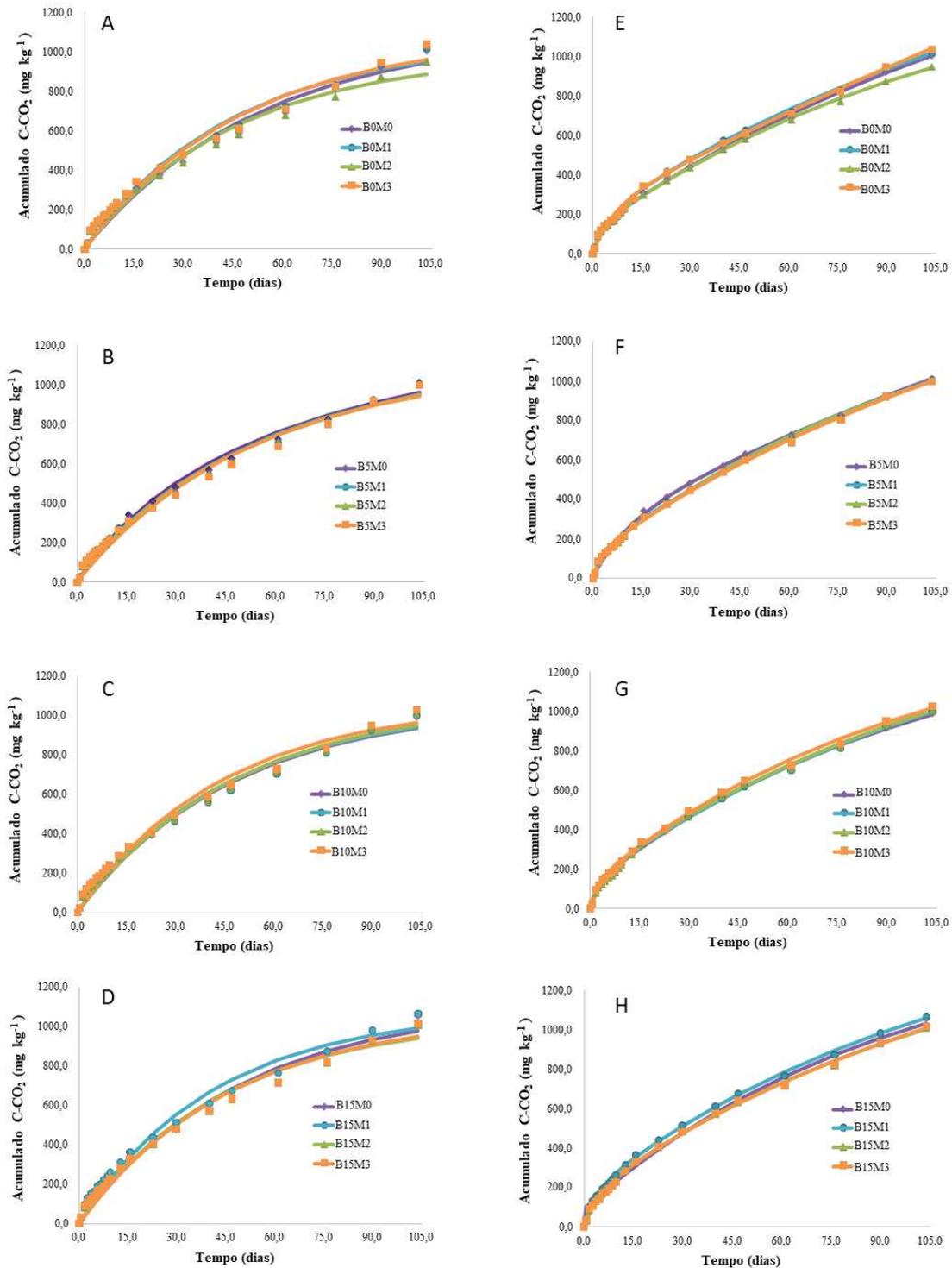


Figura 3. Carbono (C-CO₂) liberado e acumulado durante o período de incubação de 104 dias para os tratamentos solos mais doses crescentes de doses de *Bacillus sp.* sob dois

modelos de cinética, primeira ordem (Figura A-D) e exponencial duplo (Figura E-H). Em que, B0, B5, B10 e B15 correspondem as respectivas doses de biocarvão de lodo de esgoto (0, 5, 10 e 15 t/ha) e M0, M1, M2 e M3 são as respectivas doses de *Bacillus sp.* (0 , $1,5 \times 10^6$, $1,5 \times 10^7$ e $1,5 \times 10^8$ Unidade Formadora de Colônia, UFC/ml).

3.3. Estudo Cinético

A mineralização do C-CO₂ ajustou-se satisfatoriamente aos dois modelos cinéticos (de primeira ordem e de duas reações simultâneas) (Tabela 2). O coeficiente de determinação (R²) e o SQE mostram a eficiência do ajuste entre as estimativas do modelo e os dados experimentais. O segundo modelo, utilizando duas reações simultâneas, foi o mais eficiente, descrevendo 99% da mineralização, variando o carbono com o tempo e condições de incubação. Esse modelo também apresentou valores mais baixos de SQE, independentemente das doses de biocarvão e *Bacillus sp.* utilizadas.

O modelo de duas reações simultâneas indicando que a mineralização do carbono é um processo que ocorre em duas fases: a primeira fase (C₁) representa um aumento inicial da atividade microbiana, quando o carbono orgânico lábil é facilmente degradado e esgotado, e a segunda fase (C₂), quando o carbono mais recalcitrante começa a ser utilizado pelos microrganismos e a mineralização torna-se relativamente estabilizada. Indicando que a interação entre o biocarvão e o solo aumenta o estoque de C no solo por meio dos processos de sorção do biocarvão, além da sua proteção física (FIGUEIREDO et al., 2019).

A proporção de C₁/C₂ do biocarvão e *Bacillus sp.* baixa significa que há uma alta quantidade de compostos recalcitrantes. O teor de carbono lábil degradado na primeira fase (C₁) foi baixo, trata-se de compostos alifáticos voláteis menores, com baixo teor de carbono em sua composição e presença de grupos oxigenados, o que levou a uma maior mineralização do que na segunda fase (C₂). O carbono mais estável, compostos aromáticos não voláteis e baixa concentração de oxigênio, na segunda fase (C₂) resulta em uma menor mineralização de carbono. Esses dados corroboram com Brunn et al (2012), Zimmerman et al (2011).

Observa-se que há uma tendência de alta taxa de mineralização na segunda fase, quando aplicado apenas as doses de biocarvão, sem as doses de *Bacillus sp.* da mesma forma verifica-se que essa taxa de mineralização na segunda fase tende a diminuir à medida que as doses de *Bacillus sp.* são aumentadas, dentro da mesma dose de biocarvão, o que também pode ser observado no tempo de meia vida, com exceção da dose B5 (5 t

ha⁻¹); variando as doses de biocarvão dentro da mesma dose de *Bacillus* sp. nota-se uma redução na taxa de mineralização na segunda fase (C₂), que pode estar relacionado a recalcitrância do biocarvão e seu tempo de vida.

A maior proporção C₁/C₂ foi de 10,67% na dose de biocarvão de 15 t ha⁻¹ e 1,5x10⁶ UFC ml⁻¹ de *Bacillus* sp. (Tabela 2). Em geral, independentemente da dose de biocarvão e *Bacillus* sp. aplicada, a primeira fase da degradação foi caracterizada por uma velocidade elevada (K₁), que foi superior à velocidade da segunda fase (K₂). A razão K₁/K₂ apresenta a diferença entre os processos de degradação entre as duas fases, indicando a quão elevada é a velocidade de degradação da primeira fase quando comparada a segunda.

O tempo necessário para metade do carbono ser mineralizado (t_{1/2}) dos tratamentos incubados com biocarvão e *Bacillus* sp., expressam que durante a primeira fase da degradação do carbono, metade do carbono se degradou de forma variada entre os tratamentos, com o maior t_{1/2} após 7 dias, a 5 t ha⁻¹ na dose 0 de *Bacillus* sp. em contra partida na segunda fase de degradação, por conta da presença de materiais recalcitrantes, os valores de t_{1/2} foram altos, indicando que para a mineralização é necessário mais tempo.

Tabela 2 - Cinética Química e Meia-Vida da Mineralização ($t_{1/2}$) obtidas ao longo do ajuste do carbono liberado a equações cinéticas de primeira ordem e com duas reações simultâneas.

1° ordem							Modelos de Duas Reações Simultâneas									
Biocarvão	Micro	C ₀	K	Meia vida	R ²	SQE	C ₁	K ₁	t _{(1/2)1}	C ₂	K ₂	t _{(1/2)2}	R ²	SQE	C ₁ /C ₂ (%)	k ₁ /k ₂
t ha ⁻¹	UFC/ml	mg kg ⁻¹	dias ⁻¹	dias			mg kg ⁻¹	dias ⁻¹	dias	mg kg ⁻²	dias ⁻²	dias				
Biocarvão + Bacillus sp.																
0	0	1107,03	0,0186	37	0,988	36049,62	121,78	0,31	2	1806,74	0,006	67	0,999	2207,68	6,74	48,03
5	0	1077,43	0,0208	33	0,992	22342,24	241,56	0,09	7	2338,62	0,004	47	0,998	3552,58	10,33	24,69
10	0	1054,36	0,0210	33	0,991	27156,84	113,61	0,29	2	1366,97	0,010	51	0,999	2263,35	8,31	29,52
15	0	1108,59	0,0205	34	0,982	52634,70	163,11	0,25	3	2236,26	0,005	65	0,998	4746,95	7,29	51,28
0	1,5x10 ⁶	1077,43	0,0220	32	0,988	35214,72	174,92	0,17	4	1727,08	0,006	51	0,998	3199,09	10,13	27,25
5	1,5x10 ⁶	1095,34	0,0192	36	0,989	31988,80	130,41	0,25	3	1732,25	0,007	60	0,999	1623,01	7,53	36,83
10	1,5x10 ⁶	1050,42	0,0214	32	0,987	36298,29	130,67	0,29	2	1500,74	0,008	54	0,998	2810,45	8,71	34,85
15	1,5x10 ⁶	1075,00	0,0241	29	0,986	45079,49	157,16	0,27	3	1472,32	0,009	47	0,999	2764,78	10,67	29,65
0	1,5x10 ⁷	988,49	0,0218	32	0,986	36926,61	118,53	0,38	2	1393,46	0,009	56	0,999	1507,48	8,51	44,27
5	1,5x10 ⁷	1101,72	0,0190	36	0,991	26629,14	101,48	0,35	2	1482,55	0,009	60	0,999	1729,04	6,85	39,07
10	1,5x10 ⁷	1073,48	0,0207	33	0,991	26374,81	142,52	0,19	4	1519,66	0,008	51	0,999	2648,75	9,38	23,54
15	1,5x10 ⁷	1035,18	0,0227	30	0,987	37427,00	143,22	0,26	3	1461,21	0,008	50	0,999	2480,93	9,80	30,62
0	1,5x10 ⁸	1086,10	0,0208	33	0,984	45321,69	212,36	0,15	5	3723,24	0,002	60	0,998	4115,99	5,70	62,41
5	1,5x10 ⁸	1096,79	0,0188	37	0,988	33771,78	121,80	0,29	2	1746,23	0,007	64	0,999	2359,49	6,98	43,24
10	1,5x10 ⁸	1062,41	0,0225	31	0,988	36675,65	116,59	0,39	2	1356,95	0,010	50	0,998	3236,16	8,59	37,60
15	1,5x10 ⁸	1062,20	0,0215	32	0,990	30298,68	152,48	0,19	4	1534,86	0,008	50	0,998	3475,08	9,93	24,23

SQE = Soma dos quadrados dos erros; C₀, C₁, C₂ = Carbono potencialmente mineralizável em 104 dias, durante a primeira fase e a segunda fase da degradação, respectivamente; k, k₁, k₂ = Velocidade da reação de degradação do carbono durante os primeiros 104 dias, primeira e segunda fase da reação de degradação, respectivamente, e t(1/2), t(1/2)₁, t(1/2)₂ = Meia-vida do carbono durante os primeiros 104 dias, primeira e segunda fase da degradação, respectivamente.

4. CONCLUSÃO

A atividade microbiana do solo e a mineralização de carbono variaram de acordo com as doses de biocarvão e *Bacillus sp.* aplicados no solo. A maior emissão acumulativa de C-CO₂ foi obtida quando aplicada a dose (15 t ha⁻¹) independentemente da dose de *Bacillus sp.*

O processo de mineralização do carbono do biocarvão de lodo de esgoto com doses de *Bacillus sp.*, após aplicação no solo, é caracterizado por período inicial com fluxos mais intensos de C-CO₂ e uma segunda fase com um processo de mineralização mais lento, tendendo a reduzir e estabilizar o fluxo de C-CO₂, segundo modelo de cinética química de duas reações simultâneas.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

ABDULRAZZAQ, H.; JOL, H.; HUSNI, A.; ABU-BAKR, R.. Characterization and Stabilisation of Biochars Obtained from Empty Fruit Bunch, Wood, and Rice Husk. **Bioresources**, v. 9, n. 2, p. 2888-2898, 2014. <http://dx.doi.org/10.15376/biores.9.2.2888-2898>.

ARAÚJO, M. D. M.; FEITOSA, M. M.; PRIMO, A. A.; TANIGUCHI, C. A. K.; SOUZA, H. A. de. MINERALIZATION OF NITROGEN AND CARBON FROM ORGANIC COMPOST FROM ANIMAL PRODUCTION WASTE. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 2, p. 310-320, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252020v33n204rc>.

BRASIL, Federativa do; BRASÍLIA, D. F. Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento. **Secretaria de Defesa Agropecuária. Disponível em: Acesso em**, v. 5, n. 10, p. 2016, 2016.

BRUUN, E. W.; AMBUS, P.; EGSGAARD, H.; HAUGGAARD-NIELSEN, H. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. **Soil Biology And Biochemistry**, v. 46, p. 73-79, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.019>.

CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A.. Properties and Beneficial Uses of (Bio)Chars, with Special Attention to Products from Sewage Sludge Pyrolysis. **Resources**, v. 7, n. 1, p. 20, 14 mar. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/resources7010020>.

DAI, Z.; MENG, J.; MUHAMMAD, N.; LIU, X.; WANG, H.; HE, Y.; BROOKES, P.C.; DODOR, D. E.; AMANOR, Y. J.; ASAMOAH-BEDIAKO, A.; MACCARTHY, D. S.; DOVIE, D. B.K.. Kinetics of Carbon Mineralization and Sequestration of Sole and/or Co-amended Biochar and Cattle Manure in a Sandy Soil. **Communications In Soil Science And Plant Analysis**, v. 50, n. 20, p. 2593-2609, 2019. <http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2019.1671443>.

EKİCİ, İ.; SANI, Z.; DİNCER, S. Effect of Different Bacterial Fertilizers on Soil Carbon Mineralization. **Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Tarım Ve Doğa Dergisi**, v. 26, n. 2, p. 245-253, 2023. <http://dx.doi.org/10.18016/ksutarimdog.vi.992039>.

FARIAS, W. M.; MOREIRA, T. N.; MELO, B. A. de; RIBEIRO, B. R.; MOS, J. V. do N.; FIGUEIREDO, C. C. de. Mineralização de carbono de biochar de lodo de esgoto obtido por diferentes temperaturas de pirólise. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**, 35, 2015.

FIGUEIREDO; C.; MOREIRA; L.; VALE; PAZ-FERREIRO. Carbon Mineralization in a Soil Amended with Sewage Sludge-Derived Biochar. **Applied Sciences**, v. 9, n. 21, p. 4481, 23 out. 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/app9214481>.

FOO, K. Y.; HAMEED, B.. H. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. **Chemical engineering journal**, v. 156, n. 1, p. 2-10, 2010.

GASCO, G.; PAZ-FERREIRO, J.; MENDEZ, A.. Thermal analysis of soil amended with sewage sludge and biochar from sewage sludge pyrolysis. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 108, n. 2, p. 769-775, 2012.

GILLER, K. e; WITTER, E.; MCGRATH, S. P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. **Soil Biology And Biochemistry**, v. 30, n. 10-11, p. 1389-1414, set. 1998. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(97\)00270-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(97)00270-8).

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2017**. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro. 2020.

KEILUWEIT, M.; NICO, P. S.; JOHNSON, M. G.; KLEBER, M.. Dynamic Molecular Structure of Plant Biomass-Derived Black Carbon (Biochar). **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 4, p. 1247-1253, 25 jan. 2010. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es9031419>.

KOŃCZAK, M.; OLESZCZUK, P.. Application of biochar to sewage sludge reduces toxicity and improve organisms growth in sewage sludge-amended soil in long term field experiment. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 8-15, 2018.

LAIRD, D.; FLEMING, P.; WANG, B.; HORTON, R.; KARLEN, D.. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. **Geoderma**, v. 158, n. 3-4, p. 436-442, set. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.012>.

LEHMANN, J.. Bio-energy in the black. **Frontiers In Ecology And The Environment**, v. 5, n. 7, p. 381-387, set. 2007. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[381:bitb\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[381:bitb]2.0.co;2).

LING, L.; LUO, Y.; JIANG, B.; LV, J.; MENG, C.; LIAO, Y.; REID, B. J.; DING, F.; LU, Z.; KUZYAKOV, Y. Biochar induces mineralization of soil recalcitrant components by activation of biochar responsive bacteria groups. **Soil Biology And Biochemistry**, v. 172, p. 108778, set. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108778>.

LORENZ, K., LAL, R. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 177, p. 651-670, 2014.

MAŽYLYTĖ, R.; KAZIŲNIENĖ, J.; OROLA, L.; VALKOVSKA, V.; LASTAUSKIENĖ, E.; GEGECKAS, A. Phosphate Solubilizing Microorganism Bacillus sp. MVY-004 and Its Significance for Biomineral Fertilizers' Development in Agrobiotechnology. **Biology**, v. 11, n. 2, p. 254, 7 fev. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/biology11020254>.

MÉNDEZ, A.; GÓMEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G.. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean

soil. **Chemosphere**, v. 89, n. 11, p. 1354-1359, nov. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.092>.

MOLINA, J. A. E.; CLAPP, C. E.; LARSON, W. E. Potentially mineralizable nitrogen in soil: the simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, n. 2, p. 442-443, 1980.

MORGAN, H.; SOHI, S.; SHACKLEY, S.. Biochar: An Emerging Carbon Abatement and Soil Management Strategy. In: **Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science**. 2020.

MURWIRA, H. K.; KIRCHMANN, H.; SWIFT, M. J. The effect of moisture on the decomposition rate of cattle manure. **Plant and Soil**, v. 122, p. 197-199, 1990.

REZENDE, E. I. P.; ANGELO, L. C.; SANTOS, S. S. dos; MANGRICH, A. S.. Biochar & Carbon Sequestration. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 5, p. 426-433, 2011. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20110046>.

SARFARAZ, Q.. **Caracterização de Biocarvões Derivados de Diferentes Dejetos Animais e Resíduos Das Culturas e Seu Uso em Cultivos De Grãos**. 2019. 125 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2019.

SPOKAS, K. A.; NOVAK, J. M.; STEWART, C. E.; CANTRELL, K. B.; UCHIMIYA, M.; DUSAIRE, Ma. G.; RO, K. S.. Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. **Chemosphere**, v. 85, n. 5, p. 869-882, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.108>.

Sposito, G. (2008). *The chemistry of soils* (2nd ed.). New York: Oxford University Press.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573p.

TRANNIN, I. C. de B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. de S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1173-1184, out. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832007000500032>.

XU, H-J.; WANG, X-H.; LI, H.; YAO, H-Y.; SU, J-Q.; ZHU, Y-G.. Biochar Impacts Soil Microbial Community Composition and Nitrogen Cycling in an Acidic Soil Planted with Rape. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 16, p. 9391-9399, 1 ago. 2014. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es5021058>.

XU, J. The potential feasibility for soil improvement, based on the properties of biochars pyrolyzed from different feedstocks. **J. Soils Sediments**, 13, 989–1000, 2013.

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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.005>.

**CAPÍTULO IV - INFLUÊNCIA DO BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO E
BACILLUS SP. NA FERTILIDADE DO SOLO**

INFLUÊNCIA DO BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO E *BACILLUS SP.* NA FERTILIDADE DO SOLO

1. INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto é um subproduto gerado durante o tratamento de efluentes, que tem como objetivo recuperar a qualidade da água, a fim de retornar ao ambiente sem causar danos ambientais. Apesar do lodo de esgoto ser um material rico em nutrientes e matéria orgânica, que são essenciais para o desenvolvimento de cultura, um dos grandes desafios para esse resíduo é a sua destinação final, que dependendo da sua origem podem promover acúmulo de metais e agentes patogênicos, causando danos ao solo e ao ambiente.

Em busca de novas tecnologias que possam amenizar esses riscos, esse resíduo, lodo de esgoto, pode ser transformado em biocarvão através da pirolise. Esse material pode ser aplicado ao solo trazendo diversos benefícios, além disso a introdução de microrganismos pode maximizar a absorção de nutriente, auxiliando na sobrevivência e no crescimento de plantas em ambientes ou condições desfavoráveis (SILVA et al., 2022).

O biocarvão é um material sólido gerado pela conversão termoquímica de biomassas em um local com concentração baixa ou sem a presença de oxigênio, variando em suas propriedades químico-físicas a partir da biomassa utilizada. Quando aplicado ao solo o biocarvão tende a beneficiá-lo de diversas maneiras, como no aumento dos nutrientes em geral, elevação do pH, melhor retenção de água, potencial para sequestro de carbono no solo e criação de micro-habitat para favorecer microrganismos do solo (LAL, 2016; HERATH et al., 2013).

A utilização de microrganismos promotores de crescimento de plantas (MPCP) para o aumento da produção agrícola, vem se tornando umas das táticas de grande impacto na atualidade, principalmente quando o uso excessivo de fertilizantes químicos e pesticidas vem contribuindo para vários problemas de segurança agrícola e ambiental (CHAGAS JUNIOR et al., 2022; CHEN et al., 2023). Os MPCP são uma das alternativas viáveis aos fertilizantes químicos, como especificamente, algumas bactérias do gênero *Bacillus*, por sua capacidade de colonizar a rizosfera e promover o crescimento vegetal, além da capacidade de solubilizar fosfato, tornando o fósforo disponível no solo e auxiliar na absorção de nutrientes (SAXENA et al., 2013; CHAGAS JUNIOR et al., 2022; MAZZUCO et al., 2023). Contudo, há poucos estudos sobre a aplicação de biocarvão de

lodo de esgoto e *Bacillus sp* e suas interações sobre as propriedades químicas do solo (WIN et al., 2020).

A interação entre o biocarvão e o *Bacillus* pode ser uma estratégia eficaz para melhorar a sua movimentação, já que a inoculação do microrganismo diretamente ao solo por meio líquido é ineficaz, ou seja, essa interação se dá porque as bactérias aderem às partículas de solo, o que impede seu movimento vertical e conseqüentemente a sua capacidade de colonizar o sistema radicular no perfil do solo subsuperficial (ELSAKHAWY et al., 2021; FARIAS et al., 2022). Logo, o uso combinado de biocarvão de MPCP pode diminuir o uso de fertilizantes químicos para a produção agrícola, além de aumentar a saúde do solo por intermédio do aumento do teor de matéria orgânica do solo, e melhoria da agregação do solo, ganho da atividade microbiana e aumento da fertilidade do solo (IJAZ et al., 2019; HUSSAIN et al., 2019).

Em efeito dos fatos mencionados e possibilidade econômica, acima de tudo por simbolizar uma nova opção de reutilização das grandes quantidades de resíduos gerados nas estações de tratamento de esgoto, faz-se necessário realizar de novas pesquisas, que tragam, o quanto antes, para os agricultores, novos produtos, principalmente, em relação ao uso de biocarvão de lodo de esgoto e *Bacillus sp*. como fertilizantes e como condicionador nos solos.

Sendo assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar, após processo de mineralização, a influência da interação entre biocarvão e *Bacillus sp* na fertilidade do solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização da Pesquisa

O experimento foi conduzido no Laboratório de Irrigação e Salinidade – LIS pertencente a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), localizada em Campina Grande – PB.

2.2. Condução do Experimento

O biocarvão de lodo de esgoto foi produzido através de um processo de pirólise lenta em uma temperatura de carbonização de 550°C em forno mufla. Posteriormente, esse material foi caracterizado quimicamente seguindo o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos (BRASIL, 2014), (Tabela 1). O microrganismo utilizado na pesquisa foi a bactéria do gênero *Bacillus* cepa CBAC 007, pertencente ao

Laboratório de Microbiologia – Universidade Estadual da Paraíba. Para avaliar o efeito da interação de biocarvão com *Bacillus sp.* nas propriedades químicas do solo, utilizou-se uma amostra de solo coletada na profundidade de 0 – 20 cm, cuja caracterização química foi realizada conforme Teixeira et al. (2017) (Tabela 1). O mesmo foi utilizado no experimento de mineralização do carbono do solo (Capítulo III); com 4 doses de biocarvão (0, 5, 10 e 15 t ha⁻¹) e 4 doses de *Bacillus sp.* (0, 1,5x10⁶, 1,5x10⁷, 1,5x10⁸ UFC ml⁻¹). O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado com 3 repetições, totalizando 48 unidades experimentais, contendo 350 gramas de solo

Tabela 1. Caracterização química do solo utilizado no experimento e composição química do biocarvão do lodo de esgoto produzido em forno Mufla.

Características do solo	Unidade	Valor	Características do Biocarvão	Unidade	Valor
pH (H ₂ O)	---	6,13	pH	---	6,24
Ca ²⁺	cmol _c kg ⁻¹	1,45	Nitrogênio Total	%	2,24
Mg ²⁺	cmol _c kg ⁻¹	1,18	Fósforo (P ₂ O ₅)	%	2,72
Na ⁺	cmol _c kg ⁻¹	0,25	Potássio (K ₂ O) Total	%	0,46
K ⁺	cmol _c kg ⁻¹	0,12	Cálcio	%	2,71
Al ³⁺ + H ⁺	cmol _c kg ⁻¹	1,60	Umidade	%	1,55
CTC	cmol _c kg ⁻¹	4,6	Carbono Orgânico	%	20,82
P	mg kg ⁻¹	8,1	Relação C/N	%	9,29
Carbono Orgânico	g kg ⁻¹	5,4	-	-	-
MO	g kg ⁻¹	9,3	-	-	-

2.3. Caracterização físico-química do solo pós mineralização

Após 104 dias de incubação do solo com os tratamentos acima citados, biocarvão x *Bacillus sp.*, foram coletadas amostras do solo das unidades experimentais e analisadas quimicamente conforme Teixeira et al. (2017).

2.4. Análise estatística

Atendidos os pressupostos da ANOVA (normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias), os dados foram submetidos à análise de variância pelo teste F a 1 e 5% de probabilidade. Quando verificado efeito significativo, foram realizadas a análise de regressão polinomial para o efeito isolado de doses de biocarvão e *Bacillus sp.* pelo software estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011). Os gráficos de superfície de

resposta foram utilizados para descrever a resposta entre a interação dos fatores, para isso, utilizou-se o software estatístico SigmaPlot 14.5.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variáveis de parâmetros de solo, fósforo (P), pH, Magnésio (Mg) e Hidrogênio + Alumínio (H+Al), foram influenciadas significativamente pela a interação entre os fatores doses de biocarvão (BIO) e doses de *Bacillus* sp. (MICRO). Quanto a condutividade elétrica (CE), sódio (Na) e cálcio (Ca), observou-se efeito significativo apenas para o fator BIO e para o composto orgânico (CO), influência isolada de ambos fatores (BIO e MICRO) (Tabela 2). A respeito do potássio no solo, os tratamentos não influenciaram nesse elemento pela análise estatística não paramétrico de Kruskal-Wallis (H=22,69 e p = 0,0909).

Tabela 2. Quadro de análise de variância da caracterização química do solo após processo de mineralização em função de doses crescentes de biocarvão de lodo de esgoto e *Bacillus* sp.

Fonte de variação	GL	Quadrado Médio							
		P	pH	CE	Na	CO	Ca	Mg	H+Al
BIO	3	3695,75**	0,087**	0,221**	0,003*	7,05*	3,96**	1,291**	1,42**
MICRO	3	24,46**	0,033**	0,007ns	0,002ns	4,83*	0,08ns	0,054**	0,22**
BIO*MICRO	9	7,86*	0,017*	0,004ns	0,002ns	0,84ns	0,01ns	0,099**	0,17**
ERRO	32	2,658	0,005	0,006	0,0009	1,62	0,03	0,007	0,07
CV (%)		4,65	1,40	11,17	8,21	16,14	8,68	3,88	12,10
Média geral		35,07	5,48	0,69	0,37	7,89	2,00	2,25	2,30

GL: Grau de liberdade; CV (%): Coeficiente de variação experimental; **: Significativo a 0,01 de significância; *: Significativo a 0,05 de significância, ns: Não significativo.

Os valores de carbono orgânico (CO) aumentaram de forma quadrática após a adição do biocarvão de lodo de esgoto, sendo o maior valor de carbono estimado em 8,6 g. Kg⁻¹ na dose de 8,9 t ha⁻¹ (Figura 1A). Esse resultado é importante visto que o carbono orgânico auxilia a melhorar e a conservar a fertilidade do solo a longo prazo. Da mesma forma, é de acordo na literatura que ao aplicar biocarvão no solo o teor de carbono orgânico total aumenta, em vista de ser um material com alto teor de carbono (HU et al., 2019) o que corrobora Velli et al. (2021). Estes autores verificaram que o teor de carbono orgânico total no solo aumentou significativamente entre 67 a 85%, com a aplicação de biocarvão do lodo de esgoto em relação ao tratamento controle.

Ao aplicar biocarvão ao solo que tenha carbono altamente estável resulta em aumentos nas quantidades de carbono orgânico no solo. A permanência do carbono, em estruturas aromáticas, como nos biocarvões, o torna resistente à degradação biótica e abiótica, retendo o carbono no solo por longos anos (ZIMMERMAN & GAO, 2013; GUIMARÃES et al., 2017).

Ainda, o biocarvão pode compartilhar com o solo, gerando microagregados e mantendo a sorção da matéria orgânica do solo, sendo assim, essas interações entre solos e biocarvão podem diminuir as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo, em particular quando o biocarvão aplicado é fabricado a temperaturas mais elevadas, colaborando assim para a estabilização e acumulação do carbono orgânico no solo (ZIMMERMAN et al., 2011).

O carbono orgânico (CO) aumentou linearmente com o *Bacillus sp.*, atingindo um valor de 8,766 g Kg⁻¹ para a dose 1,5x10⁸ UFC mL⁻¹ de *Bacillus sp.*, com um aumento de 16% em relação ao controle (Figura 1B).

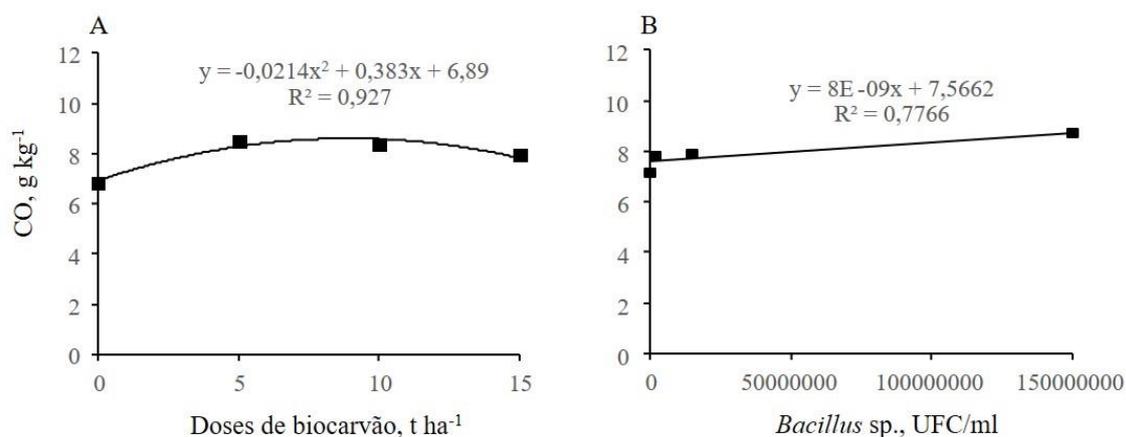


Figura 1. Teores de carbono (C) em função do efeito isolado de doses de biocarvão (A) e *Bacillus sp.* (B).

Quanto a condutividade elétrica, observou-se um aumento linear de 58% em relação a testemunha, atingindo um valor de 0,842 dS.m⁻¹ com a dose 15 t ha⁻¹ (Figura 2A). Corroborando com este trabalho, Hossain et al. (2010) estudando o potencial agrônomo do biocarvão de lodo de esgoto e seu impacto na qualidade do solo, observaram que o biocarvão elevou a condutividade elétrica a um valor de 0,29 dS m⁻¹, enquanto o controle foi 0,05 dS m⁻¹.

A condutividade elétrica é utilizada para identificar o caráter elétrico do biocarvão logo, quanto maior a quantidade de íons, maior será a condutividade elétrica. Dessa forma

indica uma interação com o conteúdo de nutrientes presentes na matéria prima, em que os níveis elevados de condutividade elétrica estão ligados proporcionalmente ao teor de cinzas das biomassas (JOSEPH et al., 2010; VEIGA, 2016; PAULINO et al., 2019).

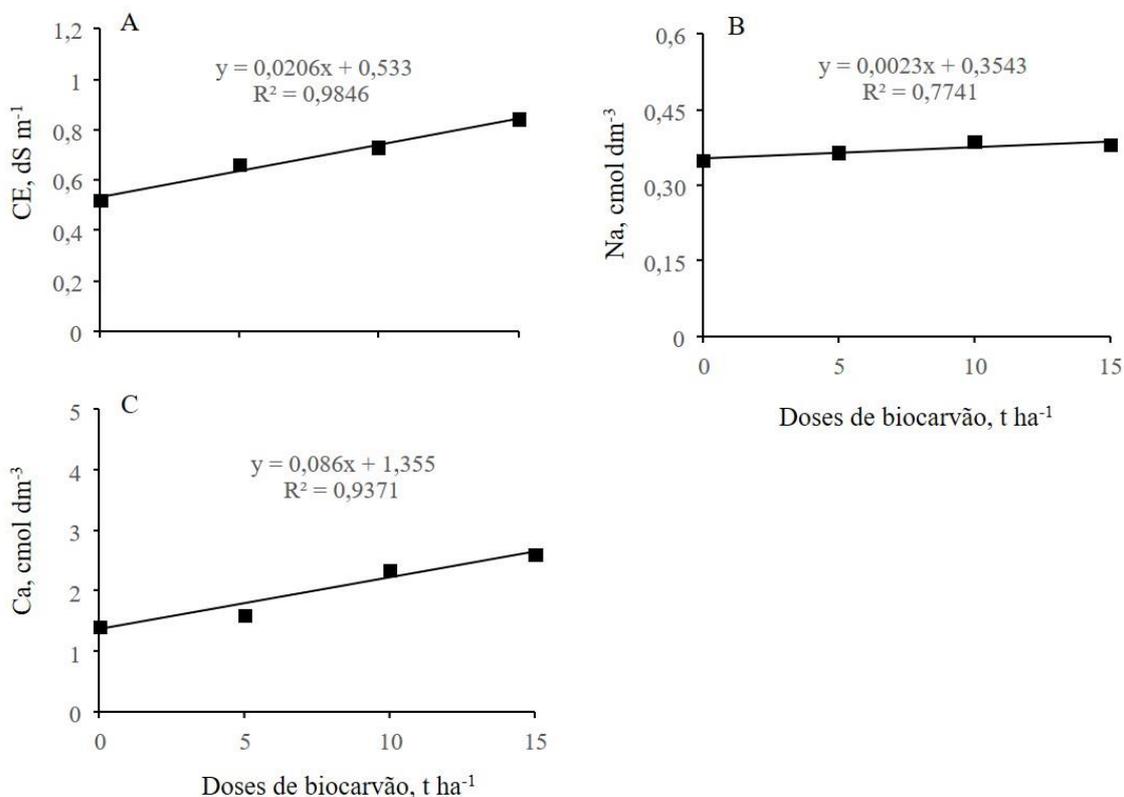


Figura 2. Condutividade elétrica, sódio e cálcio em função da aplicação de doses de biocarvão de lodo de esgoto.

Com base na Figura 2B, a maior concentração de sódio (Na) de 0,38cmol dm⁻³ foi obtida com a maior dose de biocarvão (15 t ha⁻¹), portanto, houve um aumento em torno de 10%, em relação ao controle.

A presença do sódio, por ser um elemento tóxico para as plantas, pode provocar impactos nutricionais negativos como a diminuição na absorção de nutrientes como o Ca, Mg e K, por inibição competitiva e toxidez direta, ocasionando seca das folhas e queda da taxa de crescimento (TAIZ & ZEIGER, 2013).

Verificou-se aumento positivo no cálcio (C) a uma taxa de 0,086 cmol dm⁻³ por t ha⁻¹ de biocarvão aplicado (Figura 2C). Resultado semelhante foi encontrado por Sousa & Figueiredo (2015), onde avaliando o efeito de doses crescentes de biocarvão de lodo nas características do solo (0, 10, 20, 30, 40 e 50 t ha⁻¹), observaram um aumento gradual nos teores de Ca de 1,33, 1,89, 2,13, 2,21, 2,37 e 2,54 cmol dm⁻³, respectivamente.

Em relação à quantidade de magnésio observa-se um decréscimo linear à medida que as doses de biocarvão e *Bacillus sp.* aumenta, sendo o maior valor verificado na testemunha (2,51 cmol/dm³) e o menor valor de 1,97 cmol/dm³ quando aplicado a dose de 15 t ha⁻¹ e 1,50x10⁸ UFC ml⁻¹ de *Bacillus sp.*, ocorrendo um decréscimo de 28% (Figura 3C). Durante o processo de pirólise ocorre uma crescente volatilização de C, H, O e N e isso favorece a concentração de Ca no biocarvão (SINGH et al., 2010).

Fogaça (2023) observou que ao incorporar biocarvão de lodo de esgoto, produzido a 400°C, houve um aumento nos teores de Ca e uma redução dos teores de Mg trocáveis. Esses cátions compartilham uma natureza bivalente e suas distinções estão limitadas ao raio iônico e à habilidade de hidratação, o que implica que eles concorrem por sítios de adsorção. Assim, a diminuição de Mg é provavelmente resultado do aumento na concentração de Ca (YADARE & GIRDHAR, 1981).

O máximo valor de fósforo estimado pelo modelo de equação de regressão que se ajustou aos dados (Figura 3A) foi obtido com a aplicação da dose de 15 t ha⁻¹ de biocarvão combinado com 8,2 x 10⁷ UFC ml⁻¹ de *Bacillus sp.*, tendo-se constatado uma variação para esta variável de 418% em relação a testemunha. O aumento no teor de fósforo quando combinado o biocarvão de biomassas distintas e *Bacillus sp.* foi observado por outros autores (SAXENA et al., 2013; RAFIQUE et al., 2017; LU et al., 2022; YANG et al., 2023).

O fósforo é um nutriente de grande importância para o crescimento das plantas, embora o P total seja encontrado em grandes estoques na maioria dos solos, somente uma pequena parte do P inorgânico total e do P orgânico está disponível para plantas e microrganismos (BÜNEMANN, 2015). As rizobactérias promotoras do crescimento de plantas (PGPR) quando introduzidas no solo, atuam de forma benéfica, além de fixar N₂; muitas cepas destas rizobactérias atuam solubilizando fósforo inorgânico, sintetizando fitohormônios e vitaminas, ajudando na absorção de nutrientes e mineralizando fosfato orgânico (LU et al., 2022).

Os resultados demonstraram que a aplicação combinada de biocarvão de lodo de esgoto com o *Bacillus sp.* aumentou significativamente as concentrações de fósforo no solo. Em geral, esse microrganismo desempenha um papel importante em todos os três componentes principais do ciclo de P do solo (dissolução-precipitação, sorção-dessorção e mineralização-imobilização). Os principais mecanismos de solubilização de P empregados pelos microrganismos incluem: (1) liberação de ácidos orgânicos, prótons, íons hidroxila, CO₂; (2) liberação de enzimas extracelulares (mineralização bioquímica

de P) e (3) liberação de P durante a degradação do substrato (mineralização biológica de P). Provavelmente, no presente trabalho, a solubilização do fosfato inorgânico foi principalmente atribuída a degradação do biocarvão e à liberação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular ou à excreção de prótons durante a respiração celular microbiana. Os ácidos orgânicos liberados têm a capacidade de se dissociar, liberando íons H⁺ e ânions orgânicos. Estes últimos podem atuar como quelantes, ligando-se a cátions como Ca²⁺, ou ocupando os sítios de troca nas argilas do solo, inibindo a adsorção de fósforo. A oxidação da glicose para ácidos orgânicos resulta na acidificação do ambiente ao redor da célula bacteriana, promovendo a solubilização do fosfato (KPOMBLEKOU & TABATABAI, 1994; GEELHOED et al., 1999; STROM et al., 2001; CHEN et al., 2016; MARRA et al., 2019; LEITE et al., 2020).

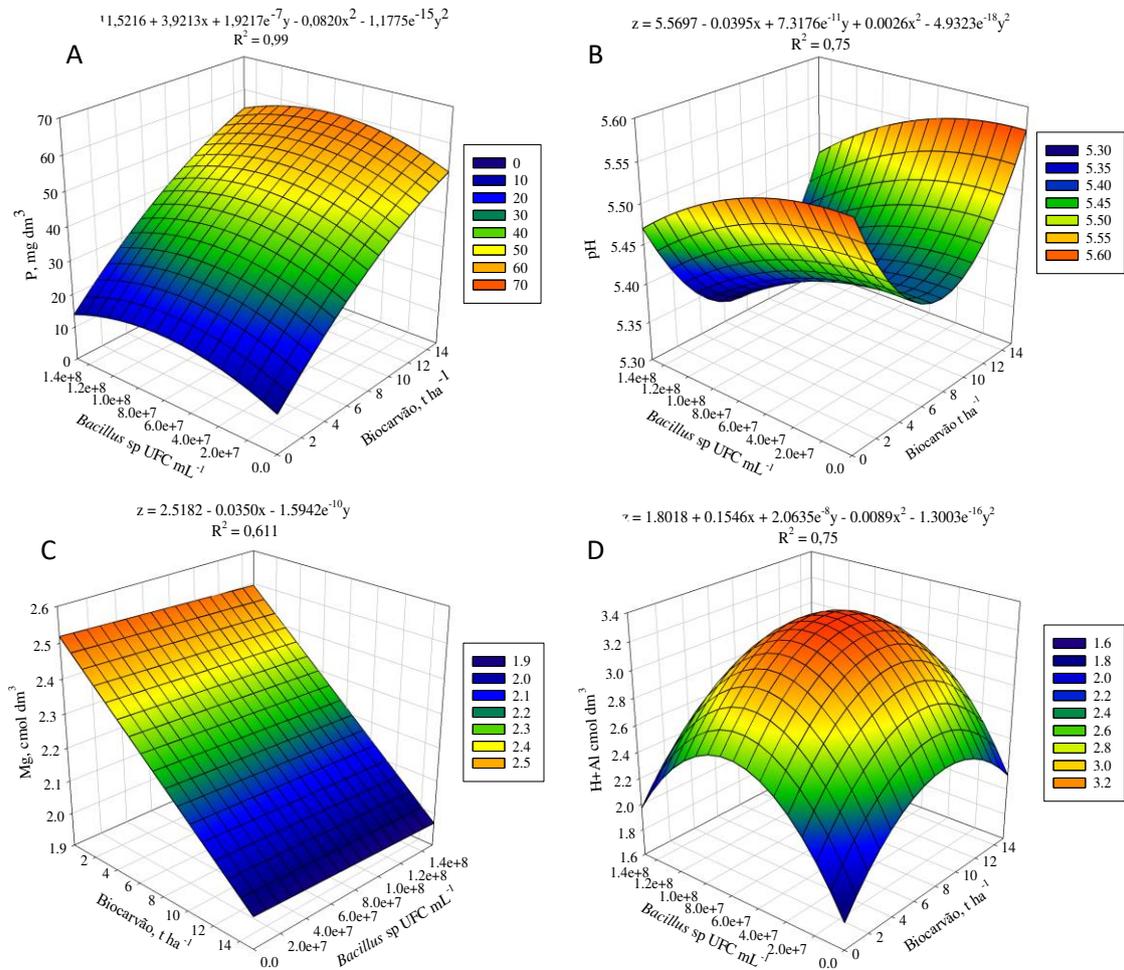


Figura 3. Superfície de resposta para fósforo (A), pH (B), Magnésio (C) e H+Al (D) em função das doses de biocarvão e *Bacillus sp.*

As doses de biocarvão e *Bacillus sp.* influenciaram significativamente o pH e o teor de H+Al dos solos (Figuras 3B e 3D). Apesar de significativo, o pH não apresentou grandes variações em suas médias, cujo menor valor foi de 5,32 (8 t ha⁻¹ de Biocarvão + 1,5x10⁸ UFC ml⁻¹ de *Bacillus sp.*) e o maior 5,73 (18,52 t ha⁻¹ de Biocarvão + 1,5x10⁷ UFC ml⁻¹ de *Bacillus sp.*), equivalente a um acréscimo de 7,7%. Estima-se, para H+Al, que a sua maior concentração nos solos foi de 3,29 cmol/dm³, obtida com a aplicação no solo de 9 t ha⁻¹ de biocarvão de lodo de esgoto associado a 7,9x10⁷ UFC ml⁻¹ de *Bacillus sp.*, sendo o acréscimo de 83% em relação a testemunha. Observa-se uma correlação inversamente proporcional entre essas duas variáveis, em que com o aumento do pH ocorre um decréscimo nos valores de H+Al (acidez potencial).

A diminuição do pH do solo pode ser explicado em função de materiais ácidos gerados pela oxidação e decomposição da matéria orgânica no solo (SENESI & PLAZA, 2007; DIAS et al., 2010; LIU & ZHANG, 2012). Além do mais, o biocarvão não é completamente inerte no solo e pode ser oxidado, através da atividade química e microbiana (CHENG et al., 2006, 2008; LIU & ZHANG, 2012). A oxidação da matéria orgânica no solo é capaz de produzir matéria ácida, causada pela presença de biocarvão (LIANG et al., 2010; ZAVALLONI et al., 2011; LIU & ZHANG, 2012). Da mesma forma, a ação das bactérias *Bacillus sp.* na solubilização de fósforo no solo, gera e libera ácidos orgânicos e prótons resultando em uma redução do pH na região do solo (SHARMA et al., 2013; HANIF et al., 2020; NAQQASH et al., 2020; HAKIM et al., 2021).

4. CONCLUSÕES

A mineralização do biocarvão de lodo de esgoto com a presença *Bacillus sp.* no solo foi viável nas melhorias no solo. Este processo melhorou a fertilidade do solo, uma vez que, não alterou os teores de potássio, os valores do pH do solo variaram de 5,32 a 5,73, e aumentou os teores de carbono e cálcio. Os teores de fósforo também aumentaram devido a solubilização deste elemento no solo.

REFERÊNCIAS

BRASIL - Lei n ° 12.890 / 2013 de 10 de dezembro de 2013 - Altera a lei n ° 6.894, de 16 de dezembro de 1980 para incluir os remineralizadores como uma categoria de insumo

destinado à agricultura, e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2013/lei/112890.htm.

BÜNEMANN, E. K. Assessment of gross and net mineralization rates of soil organic phosphorus – A review. **Soil Biology And Biochemistry**, v. 89, p. 82-98, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.06.026>.

CHAGAS JUNIOR, A. F.; BRAGA JUNIOR, G. M.; LIMA, C. A.; MARTINS, A. L. L.; SOUZA, M. C.; CHAGAS, L. F. B. Bacillus subtilis como inoculante promotor de crescimento vegetal em soja. **Diversitas Journal**, v. 7, n. 1, p. 0001-0016, 2022. <http://dx.doi.org/10.48017/dj.v7i1.2071>.

CHEN, W.; WU, Z.; LIU, C.; ZHANG, Z.; LIU, X. Biochar combined with Bacillus subtilis SL-44 as an eco-friendly strategy to improve soil fertility, reduce Fusarium wilt, and promote radish growth. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 251, p. 114509, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114509>.

CHEN, W.; YANG, F.; ZHANG, L.; WANG, J.. Organic Acid Secretion and Phosphate Solubilizing Efficiency of Pseudomonas sp. PSB12: effects of phosphorus forms and carbon sources. **Geomicrobiology Journal**, v. 33, n. 10, p. 870-877, 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/01490451.2015.1123329>.

CHENG, C.H.; LEHMANN, J.; ENGELHARD, M.H. Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v.72, n. 6, p. 1598–1610, 2008.

CHENG, C.H.; LEHMANN, J.; THIES, J.E.; BURTON S.D; ENGELHARD, M.H. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. **Organic Geochemistry**, v.37, n. 6, p. 1477–1488, 2006.

DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; HIGASHIKAWA, F. S.; ROIG, A.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: effect on organic matter degradation and humification. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 4, p. 1239-1246, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.024>.

ELSAKHAWY, T.; GHAZI, A.; ABDEL-RAHMAN, M. A.. Developing liquid rhizobium inoculants with enhanced long-term survival, storage stability, and plant growth promotion using ectoine additive. **Current Microbiology**, v. 78, p. 282-291, 2021.

FARIAS, T. P.; SOARES, B. L.; D'EÇA, C. S. B.; MOREIRA, F. M. de S. Polymeric formulations of liquid inoculants with rhizobia exopolysaccharides increase the survival and symbiotic efficiency of elite Bradyrhizobium strains. **Archives Of Microbiology**, v. 204, n. 3, p. 1-9, 16 fev. 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s00203-022-02779-z>.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-70542011000600001>.

GEELHOED, J. S.; VAN RIEMSDIJK, W. H.; FINDENEGG, G. R.. Simulation of the effect of citrate exudation from roots on the plant availability of phosphate adsorbed on goethite. **European Journal Of Soil Science**, v. 50, n. 3, p. 379-390, set. 1999. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00251.x>.

GUIMARÃES, R. de S.; PADILHA, F. J.; CEDANO, J. C.; DAMACENO, J. B.; WEBER, H.; GAMA, R. T.; OLIVEIRA, D. M. de; TEIXEIRA, W. G.; FALCÃO, N. P. de S. Residual effect of biochar and saw dust powder on carbon and total nitrogen contents in Yellow Latosol in Amazonia. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 5, p. 1944-1956, 2017. <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20170114>.

HAKIM, S.; NAQQASH, T.; NAWAZ, M. S.; LARAIB, I.; SIDDIQUE, M. J.; ZIA, R.; MIRZA, M. S.; IMRAN, A. Rhizosphere Engineering With Plant Growth-Promoting Microorganisms for Agriculture and Ecological Sustainability. **Frontiers In Sustainable Food Systems**, v. 5, p. 1-23, 2021. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2021.617157>.

HANIF, M. K.; MALIK, K. A.; HAMEED, S.; SADDIQUE, M. J.; AYESHA; FATIMA, K.; NAQQASH, T.; MAJEED, A.; IQBAL, M. J.; IMRAN, A.. Growth stimulatory effect of AHL producing *Serratia* spp. from potato on homologous and non-homologous host plants. **Microbiological Research**, v. 238, p. 126506, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.micres.2020.126506>.

HERATH, H.M.s.K.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; HEDLEY, M.. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: an alfisol and an andisol. **Geoderma**, v. 209-210, p. 188-197, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.016>.

HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; CHAN, K. Y.; NELSON, P. F.. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). **Chemosphere**, v. 78, n. 9, p. 1167-1171, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.009>.

HU, J.; GUO, H.; WANG, X.; GAO, M. T.; YAO, G.; TSANG, Y. F.; ZHANG, S. Utilization of the saccharification residue of rice straw in the preparation of biochar is a novel strategy for reducing CO₂ emissions. **Science of the Total Environment**, v. 650, p.1141-1148, 2019.

HUSSAIN, A.; AHMAD, M.; MUMTAZ, M.Z.; NAZLI, F.; FAROOQI, M.A.; KHALID, I.; IQBAL, Z.; ARSHAD, H. Impact of integrated use of enriched compost, biochar, humic acid and *Alcaligenes* sp. AZ9 on maize productivity and soil biological attributes in natural field condition. **Italian Journal of Agronomy**, v. 14, p. 101-107, 2019.

IJAZ, M.; TAHIR, M.; SHAHID, M.; UL-ALLAH, S.; SATTAR, A.; SHER, A.; MAHMOOD, K.; HUSSAIN, M. Combined application of biochar and PGPR consortia for sustainable production of wheat under semiarid conditions with a reduced dose of synthetic fertilizer. **Brazian Journal of Microbiology**, v. 50, p. 449–458, 2019

JOSEPH, S. D.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; LIN, Y.; MUNROE, P.; CHIA, C. H.; HOOK, J.; VAN ZWIETEN, L.; KIMBER, S.; COWIE, A.; SINGH, B. P. An investigation into the reactions of biochar in soil. **Soil Research**, v. 48, n. 7, p. 501, 2010. <http://dx.doi.org/10.1071/sr10009>.

KPOMBLEKOU-A, K.; TABATABAI, M. A. EFFECT OF ORGANIC ACIDS ON RELEASE OF PHOSPHORUS FROM PHOSPHATE ROCKS¹. **Soil Science**, v. 158, n. 6, p. 442-453, 1994. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199415860-00006>.

LAL, R. Biochar and Soil Carbon Sequestration. **Sssa Special Publications**, p. 175-197, 2015. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaspecpub63.2014.0042.5>.

LEITE, A. de A.; CARDOSO, A. A. de S.; LEITE, R. de A.; OLIVEIRA-LONGATTI, S. M. de; LUSTOSA FILHO, J. F.; MOREIRA, F. M. de S.; MELO, L. C. A. Selected bacterial strains enhance phosphorus availability from biochar-based rock phosphate fertilizer. **Annals Of Microbiology**, v. 70, n. 1, p. 1-13, 2020. <http://dx.doi.org/10.1186/s13213-020-01550-3>.

LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOHI, S. P.; THIES, J. E.; O'NEILL, B.; TRUJILLO, L.; GAUNT, J.; SOLOMON, D.; GROSSMAN, J.; NEVES, E. G.. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. **Organic Geochemistry**, v. 41, n. 2, p. 206-213, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.09.007>.

LIU, X-H.; ZHANG, X-C. Effect of biochar on pH of alkaline soils in the loess plateau: results from incubation experiments. **International Journal of Agriculture & Biology**, v. 14, n. 5, 2012.

LU, J.; YANG, J.; KEITEL, C.; YIN, L.; WANG, P.; CHENG, W.; DIJKSTRA, F. A. Belowground Carbon Efficiency for Nitrogen and Phosphorus Acquisition Varies Between *Lolium perenne* and *Trifolium repens* and Depends on Phosphorus Fertilization. **Frontiers In Plant Science**, v. 13, p. 1-9, 2022. <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2022.927435>.

LU, Y.; CHENG, J.; WANG, J.; ZHANG, F.; TIAN, Y.; LIU, C.; CAO, L.; ZHOU, Y.. Efficient Remediation of Cadmium Contamination in Soil by Functionalized Biochar: recent advances, challenges, and future prospects. **Processes**, v. 10, n. 8, p. 1627, 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/pr10081627>.

MARRA, L. M.; OLIVEIRA-LONGATTI, S. M. de; SOARES, C. R. F. S.; OLIVARES, F. L.; MOREIRA, F. M. de S. The Amount of Phosphate Solubilization Depends on the Strain, C-Source, Organic Acids and Type of Phosphate. **Geomicrobiology Journal**, v. 36, n. 3, p. 232-242, 2019. <http://dx.doi.org/10.1080/01490451.2018.1542469>.

MAZZUCO, V. R.; TORRES JÚNIOR, C. da C.; BOTELHO, G. R. Fluorescent *Pseudomonas* spp. and *Bacillus* spp. for phosphate solubilization and growth promotion of garlic. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 53, p. e75301, 2023.

NAQQASH, T.; IMRAN, A.; HAMEED, S.; SHAHID, M.; MAJEED, A.; IQBAL, J.; HANIF, M. K.; EJAZ, S.; MALIK, K. A. First report of diazotrophic *Brevundimonas*

spp. as growth enhancer and root colonizer of potato. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-14, 2020. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-69782-6>.

PAULINO, E. K.; PINTO, M. A.; MACENA, D. Â.; LIMA, A. C.; SANTANA, E. M. de L.; SOUZA, J. G. de; ALVES, M. R. BIOCÁRVÃO DO BÍOSSÓLIDO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE PRESIDENTE PRUDENTE-SP. **Colloquium Exactarum**, v. 11, n. 4, p. 46-61, 2019. <http://dx.doi.org/10.5747/ce.2019.v11.n4.e296>.

RAFIQUE, M.; SULTAN, T.; ORTAS, I.; CHAUDHARY, H. J. Enhancement of maize plant growth with inoculation of phosphate-solubilizing bacteria and biochar amendment in soil. **Soil Science And Plant Nutrition**, v. 63, n. 5, p. 460-469, 2017. <http://dx.doi.org/10.1080/00380768.2017.1373599>.

SAXENA, J.; RANA, G.; PANDEY, M.. Impact of addition of biochar along with *Bacillus* sp. on growth and yield of French beans. **Scientia Horticulturae**, v. 162, p. 351-356, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2013.08.002>.

SENESI, N.; PLAZA, C. Role of Humification Processes in Recycling Organic Wastes of Various Nature and Sources as Soil Amendments. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 35, n. 1, p. 26-41, 2007. <http://dx.doi.org/10.1002/clen.200600018>.

SHARMA, S. B; SAYYED, R. Z; TRIVEDI, M. H; A GOBI, T. Phosphate solubilizing microbes: sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. **Springerplus**, v. 2, n. 1, p. 1-14, 2013. <http://dx.doi.org/10.1186/2193-1801-2-587>.

SILVA, P. S. T.; PRATES, A. R.; FERNANDES, D. M.; CASSIOLATO, A. M. R.; MALTONI, K. L.. Microrganismos e lodo de esgoto compostado no desenvolvimento inicial de mudas de baru em vasos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 5, p. 1021-1029, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220210240>.

SINGH, B.; SINGH, B. P.; COWIE, A. L.. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. **Soil Research**, v. 48, n. 7, p. 516, 2010. <http://dx.doi.org/10.1071/sr10058>.

STRÖM, L; OWEN, A.G; GODBOLD, D.L; JONES, D.L. Organic acid behaviour in a calcareous soil: sorption reactions and biodegradation rates. **Soil Biology And**

Biochemistry, v. 33, n. 15, p. 2125-2133, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(01\)00146-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(01)00146-8).

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 954 p.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573p.

VEIGA, T.L.R. **Síntese e caracterização de biocarvões de biomassa de casca de café e de madeira de eucalipto**. Dissertação (Mestrado)–Universidade Federal de Lavras, 2016.

VELLI, P.; MANOLIKAKI, I.; DIAMADOPOULOS, E. Effect of biochar produced from sewage sludge on tomato (*Solanum lycopersicum* L.) growth, soil chemical properties and heavy metal concentrations. **Journal of Environmental Management**, v. 297, p. 113325, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113325>.

WIN, K. T.; OKAZAKI, K.; OHKAMA-OHTSU, N.; YOKOYAMA, T.; OHWAKI, Y. Short-term effects of biochar and *Bacillus pumilus* TUAT-1 on the growth of forage rice and its associated soil microbial community and soil properties. **Biology And Fertility Of Soils**, v. 56, n. 4, p. 481-497, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-020-01448-x>

YADAV, J. S. P.; GIRDHAR, I. K.. THE EFFECTS OF DIFFERENT MAGNESIUM. **Soil Science**, v. 131, n. 3, p. 194, 1981. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-198103000-00010>.

YANG, W.; ZHAO, Y.; YANG, Y.; ZHANG, M.; MAO, X.; GUO, Y.; LI, X.; TAO, B.; QI, Y.; MA, L. Co-application of biochar and microbial inoculants increases soil phosphorus and potassium fertility and improves soil health and tomato growth. **Journal Of Soils And Sediments**, v. 23, n. 2, p. 947-957, 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-022-03347-0>.

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, p. 45-51, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.07.012>.

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.. The stability of biochar in the environment. **Biochar and soil biota**, v. 1, p. 240, 2013.

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M.. 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.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.005>.