



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

TIAGO KESAJIRO MORAES YAKUWA

**BIOCARVÃO, BIOMASSA E COMPOSTO DO SUBPRODUTO DA INDÚSTRIA
CÍTRICA NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO SOLO E NO
CRESCIMENTO DE ALFACE**

**BELÉM
2021**

TIAGO KESAJIRO MORAES YAKUWA

**BIOCARVÃO, BIOMASSA E COMPOSTO DO SUBPRODUTO DA INDÚSTRIA
CÍTRICA NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO SOLO E NO
CRESCIMENTO DE ALFACE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, visando a obtenção do título de mestre em agronomia.

Linha de pesquisa: Manejo e Conservação de Recursos Ambientais.

Orientador: Professor Antonio Rodrigues Fernandes

Coorientador: Dr. Jessivaldo Rodrigues Galvão

**BELÉM
2021**

TIAGO KESAJIRO MORAES YAKUWA


**BIOCARVÃO, BIOMASSA E COMPOSTO DO SUBPRODUTO DA INDÚSTRIA
CÍTRICA NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO SOLO E NO
CRESCIMENTO DE ALFACE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, visando a obtenção do título de mestre em agronomia. Linha de pesquisa: Manejo e Conservação de Recursos Ambientais

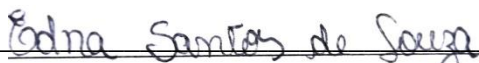
Data da Aprovação

30 / 04 / 2021

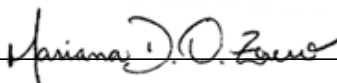
Banca Examinadora:




Prof. Dr. Antonio Rodrigues Fernandes – (Presidente/Orientador)
Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA



Prof.^a Dra. Edna Santos de Souza
Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará – UNIFESSPA



Pesq. Dra. Mariana Delgado Oliveira Zenero
Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ



Pesq. Dr. Silvio Junio Ramos
Instituto Tecnológico Vale - ITV

Dados Internacionais de Catalogação na
Publicação (CIP) Bibliotecas da Universidade
Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Y15b Yakuwa, Tiago Kesajiro Moraes
BIOCARVÃO, BIOMASSA E COMPOSTO DO SUBPRODUTO DA INDÚSTRIA
CÍTRICA NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO SOLO E NO
CRESCIMENTO DE ALFACE / Tiago
Kesajiro Moraes Yakuwa. - 2021.
63 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Agronomia (PPGA), Campus
Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2021.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Rodrigues Fernandes
Coorientador: Dr. Jessivaldo Rodrigues Galvão.

1. Gestão de resíduos . 2. Conservação de recursos naturais. 3. Fertilidade do solo. I.
Fernandes, Antonio Rodrigues. *orient.* II. Título

Aos meus pais, por todo o amor, dedicação e pelos ensinamentos que são essenciais na minha vida.

A Joberta, pelo amor e companheirismo e por estar sempre presente me incentivando a alcançar meus objetivos.

Ao homem do campo que sempre tive como essência, inspiração e exemplo de resiliência.

A ciência que sem ela não seria possível a melhoria da qualidade de vida, a preservação do meio ambiente e a perpetuação da humanidade.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus por todas as bênçãos e por estar sempre presente iluminando meu caminho.

A minha mãe Angela Yakuwa e ao meu pai Hagime Yakuwa (*in memorian*), por todo amor e incentivo.

A Joberta por todo amor, companheirismo e pelo incentivo diário para que eu siga em busca do alcance dos meus objetivos.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado.

À Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (PGAGRO) por me proporcionar a realização do curso.

A Coordenadora Prof^a. Dr^a Gisele Barata, a representante Deborah e a secretária Neila Ramos sempre solícita os discentes.

Ao meu orientador Dr. Antonio Rodrigues Fernandes por todos os ensinamentos, oportunidades que me foram proporcionadas, confiança e orientação.

Ao Dr. Jessivaldo Galvão por todo incentivo e conselhos que foram fundamentais para o meu crescimento acadêmico e pessoal.

Ao Laboratório de Elementos Traço do Ambiente (LETAM), e ao Instituto Tecnológico Vale (ITV) que disponibilizaram recursos para a realização das análises químicas.

Aos amigos Yan, Adriele, Marcela, Deivison, Deimid, Wendel, Robson, Leticia, Watilla e Luana por me ajudarem sempre que precisei.

Aos doutores Edna Souza, Mariana Zenero e Silvio Ramos por terem aceito o convite de participar da banca examinadora.

À Empresa Zampa Juice por ter cedido o material para pesquisa, que foi essencial para a construção deste trabalho.

Muito obrigado!

Sumário

| | |
|--|-----------|
| 1. CONTEXTUALIZAÇÃO | 10 |
| Hipóteses da Pesquisa: | 12 |
| Objetivos..... | 12 |
| Específicos: | 12 |
| 2. CARACTERIZAÇÃO DO BIOCARVÃO, BIOMASSA, COMPOSTO DE BAGAÇO DE LARANJA E FRACIONAMENTO DE P | 15 |
| 2.1 INTRODUÇÃO | 16 |
| 2.2 MATERIAL E MÉTODOS | 17 |
| 2.2.1 Local de coleta dos resíduos..... | 17 |
| 2.2.2 Produção, caracterização e análises do biocarvão, biomassa e composto de bagaço da laranja..... | 18 |
| 2.2.3 Análise estatística..... | 21 |
| 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 21 |
| 2.3.1. Análises físico-químicas | 21 |
| 2.3.2 Fracionamento de P | 28 |
| CONCLUSÕES | 30 |
| REFERÊNCIAS | 30 |
| 3. USO DE BIOCARVÕES, BIOMASSA E COMPOSTOS DO BAGAÇO DA LARANJA COMO CONDICIONADOR QUÍMICO DO SOLO NA CULTURA DO ALFACE | 38 |
| 3.1. INTRODUÇÃO | 39 |
| 3.2. MATERIAL E MÉTODOS | 41 |
| 3.2.1 Área de estudo..... | 41 |
| 3.2.2 Caracterização do solo | 41 |
| 3.2.3 Tratamentos | 41 |
| 3.2.4 Delineamento experimental | 42 |
| 3.2.5 Variáveis de resposta..... | 43 |
| 3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 46 |
| CONCLUSÕES | 55 |
| REFERÊNCIAS | 55 |

RESUMO

O Brasil é um dos principais países exportadores de suco de laranja do mundo. O processamento da laranja para a obtenção do suco, gera grande quantidade de resíduos sólidos, esses resíduos podem causar problemas ambientais, sociais e econômicos, sua fácil fermentação e decomposição, exalam odor e contribuem para a proliferação de agentes patogênicos e lixiviação de nutrientes como P. O aproveitamento de resíduos da agroindústria como bioproduto rico em nutriente pode trazer contribuição significativa ao ambiente e a sustentabilidade da produção. O objetivo foi produzir e caracterizar os biocarvões, biomassa e composto do bagaço da laranja e avaliar o seu potencial em fornecer fósforo. Foi realizada a caracterização de biocarvões, biomassa, composto de bagaço da laranja, e fracionamento do fósforo destes produtos, bem como o potencial como fonte de P dos bioprodutos, utilizando a alface como planta indicadora. Foram produzidos o biocarvão (BBL) a 300; 500 e 700 °C, biomassa (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL), analisados e testados adicionando-os ao solo. O rendimento de BBL foi maior na temperatura de pirólise de 300 °C e menor a 700 °C. Os BBLs apresentaram valores de pH alcalinos em todas as temperaturas de pirólise (9,5 a 11,5). Os teores totais dos macronutrientes em todos os produtos do bagaço da laranja foram na seguinte ordem: K>Ca>P>Mg, sendo que o K em BBL, produzido a 700 °C, foi o mais elevado. Para os micronutrientes a ordem foi: Fe>B>Mn>Zn>Cu>Mo, com maior valor de Fe em CBL. O fracionamento do bagaço da laranja em todas as formas de uso apresentou elevados teores de P, variando as formas em função dos tratamentos. O fósforo total (PT), fósforo associado aos minerais (PAM) e fósforo residual (PR) foram encontrados em maiores concentrações no tratamento sob aplicação de BBL 700 °C, fósforo solúvel (PS) em solo+CBL, e fósforo lábil (PLAB), fósforo adsorvido (PAD) em solo+SFS. A aplicação de CBL no solo influenciou positivamente o desenvolvimento das plantas de alface, sendo o tratamento com maiores médias para todas as variáveis fitométricas, com exceção da variável MVR, cuja maior média foi obtida no tratamento solo+BMBL, no entanto sem diferença estatística para o tratamento solo+CBL. A pirólise do bagaço da laranja a 500 °C e o CBL produziram características químicas promissoras, mostrando potencial para serem utilizados na melhoria da qualidade do solo. O CBL pode ser usado como fonte de P mais prontamente disponível, diferente de BBL 300 e 500 °C que apresentaram frações distintas e possivelmente uma liberação de P para o solo mais lenta. Solo+CBL proporcionou maior concentração de P solúvel no solo. As variáveis fitométricas das plantas de alface foram influenciadas positivamente pelos tratamentos solo+BBL 300 °C, solo+CBL, solo+BMBL, quando comparados aos demais tratamentos. Todos os tratamentos elevaram os teores de P nos tecidos foliares das plantas de alface, quando comparados ao solo+SFS.

Palavras-chave: Resíduo, agroindústria, fósforo, *Lactuca sativa* L., *Citrus sinensis* (L.) Osbeck.

ABSTRACT

Brazil is one of the main orange juice exporting countries in the world. The processing of the orange to obtain the juice, generates a large amount of solid residues, these residues can cause environmental, social and economic problems, their easy fermentation and decomposition, exhale odor and contribute to the proliferation of pathogens and leaching of nutrients such as P. The use of agribusiness residues as a nutrient-rich bioproduct can make a significant contribution to the environment and the sustainability of production. The objective was to produce and characterize the biochar, biomass and orange pomace compound and to evaluate their potential in supplying phosphorus. The characterization of biochar, biomass, composed of orange bagasse, and fractionation of the phosphorus of these products was carried out, as well

as the potential as a source of P of the bioproducts, using lettuce as an indicator plant. Biochar (BBL) was produced at 300; 500 and 700 °C, biomass (BMBL) and orange bagasse compound (CBL), analyzed and tested by adding them to the soil. The BBL yield was higher at the pyrolysis temperature of 300 °C and lower at 700 °C. BBLs showed alkaline pH values at all pyrolysis temperatures (9.5 to 11.5). The total content of macronutrients in all products of the orange pomace was in the following order: K > Ca > P > Mg, with K in BBL, produced at 700 °C, being the highest. For micronutrients the order was: Fe > B > Mn > Zn > Cu > Mo, with the highest Fe value in CBL. The fractionation of the orange pomace in all forms of use showed high levels of P, varying the forms depending on the treatments. Total phosphorus (PT), phosphorus associated with minerals (PAM) and residual phosphorus (PR) were found in higher concentrations in the treatment under application of BBL 700 °C, soluble phosphorus (PS) in soil+CBL, and labile phosphorus (PLAB), adsorbed phosphorus (PAD) in soil + SFS. The application of CBL in the soil positively influenced the development of lettuce plants, with the treatment with the highest averages for all phytometric variables, except for the MVR variable, whose highest average was obtained in the soil + BMBL treatment, however without statistical difference for soil treatment+CBL. Pyrolysis of orange bagasse at 500 °C and CBL produced promising chemical characteristics, showing the potential to be used to improve soil quality. CBL can be used as a more readily available source of P, different from BBL 300 and 500 °C, which presented different fractions and possibly a slower release of P into the soil. Soil+CBL provided a higher concentration of soluble P in the soil. The phytometric variables of the lettuce plants were positively influenced by the treatments soil+BBL 300 °C, soil + CBL, soil+BMBL, when compared to the other treatments. All treatments increased the levels of P in the leaf tissues of lettuce plants, when compared to soil+SFS.

Keywords: Residue, agribusiness, phosphorus, *Lactuca sativa* L., *Citrus sinensis* (L.) Osbeck.

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

As frutas cítricas estão entre as mais consumidas no mundo, sendo que o Brasil o maior produtor mundial onde produziu cerca de 18,3 milhões de toneladas de frutos (USDA, 2020). No cinturão citrícola de São Paulo e triângulo mineiro, os maiores produtores do país, a produção total de suco de laranja na safra 2019/20 foi estimada em 1.202.702 toneladas de FCOJ (Frozen Concentrate Orange Juice) (CITRUSBR, 2020). O estado do Pará teve uma produção de 240,2 mil toneladas de laranjas na safra 2019/20, sendo o sétimo maior produtor do Brasil (IBGE, 2020). No processo de extração, o suco de laranja concentrado representa 55% e os resíduos do processamento 45%, destacando as cascas, sementes, borra de extração de óleo essencial, polpa lavada (ABECITRUS, 2007).

Os resíduos da produção de suco ao se decompor em ambiente não adequado podem gerar chorume, emitir metano na atmosfera, exalar odores ruins e favorecer a proliferação de vetores de doenças, além de promover o desbalanço nutricional do solo pelo excesso de nutrientes como N, P e K (MMA, 2017). Dessa forma, conhecer as características físico-químicas do resíduo pode viabilizar alternativas de uso e reduzir os impactos causados ao meio ambiente.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente estabelece pelas suas resoluções 357/05 e 430/11 as condições e padrões para o controle da disposição de resíduos e efluentes em solos e em corpos hídricos e determina que somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento, desde que obedeçam às condições padrões e exigências dispostos nesta Resolução (CONAMA, 2005).

O Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA (2012) cita que o reaproveitamento da biomassa residual dos processos agrícolas/industriais pode se tornar uma oportunidade para destinação sustentável dos resíduos, assim contribuir para o controle e a mitigação da contaminação gerada, além de proporcionar melhorias para as condições da saúde pública. Além disso, a biomassa transformada em composto orgânico, pode ser utilizada na adubação das culturas, melhorando a qualidade dos solos e reduzindo a dependência de fertilizantes químicos e assim aumentar a produção agrícola e a sustentabilidade (MALHEIROS; PAULA JÚNIOR, 1997).

A produção do biocarvão a partir do bagaço da laranja pode ser uma alternativa para reduzir o descarte inadequado desse material e, conseqüentemente, possíveis danos ambientais. O biocarvão é um produto rico em C e nutrientes como Ca, P, Mg, obtido quando a biomassa de materiais orgânicos como madeira, folhas, cascas de frutas e estrume, é aquecida em um

compartimento fechado com pouco ou nenhuma provisão de oxigênio e em temperaturas que variam entre 300 a 800 °C (LEHMANN; STEPHEN, 2009).

Conhecer as características dos biocarvões, biomassa e composto gerados a partir do bagaço da laranja é importante, pois cada produto pode contribuir de forma positiva ou negativa para a qualidade do solo. Em sua maioria os biocarvões derivados de materiais vegetais têm alto teor de C aromático, devido à quantidade superior de lignina e celulose presente, o que confere ao biocarvão alta estabilidade e resistência à decomposição microbiana (LEHMANN; STEPHEN, 2009).

As características dos biocarvões é dependente de diversos fatores, que incluem o tipo de biomassa utilizada e temperatura de pirólise (LEHMANN; GAUNT; RONDON, 2006). Dependendo da composição química e do potencial de fornecimento de nutrientes, o biocarvão tem sido utilizado como condicionador do solo e/ou fertilizante (AHMAD et al., 2014). Além da quantidade de nutrientes no biocarvão ou no composto orgânico é importante conhecer a que fração estão ligadas os elementos. Se ocorre na fração solúvel em grande quantidade, apresenta potencial para perda e causar contaminação/eutrofização, porém quando em forma mais estável poderá limitar o crescimento das plantas em curto prazo.

Teores elevados de P estão presentes no subproduto da indústria citrícola, e quando produzidos biocarvão e composto orgânico desse resíduo, foram encontrados até 5 g kg⁻¹ (DEBERNARDI-VÁZQUEZ; AGUILAR-RIVERA; NÚÑEZ-PASTRANA, 2020; FEITOSA et al., 2019). O P além de ser um elemento essencial para as plantas, esse elemento é fundamental para obtenção de elevadas produtividades, principalmente em solos tropicais. Conhecer e viabilizar produtos alternativo para minimizar o uso como fertilizante, além da relevância ambiental é fundamental para a segurança alimentar, pois estima-se que as reservas minerais de fosfato serão esgotado em 50-100 anos, se a escala de exploração for mantida, podendo se tornar o principal fator limitante para a produção global de alimentos (WIERZBOWSKA et al., 2020). Além disso, os estoques de P remanescentes estão se tornando mais recalcitrantes, adsorvidos ou oclusos em matrizes minerais e na matéria orgânica, principalmente em solos Amazônicos, que possuem elevada acidez e alta capacidade de adsorção por Fe e Al (QUESADA et al., 2010; VALE JÚNIOR et al., 2011; SOUZA et al., 2018).

As plantas indicadoras de nutrientes podem expressar a partir do desenvolvimento a qualidade nutricional do solo onde está sendo cultivada (MENDES et al., 2018). A alface é utilizada como planta indicadora do conteúdo de P no solo, por ser exigente, principalmente na fase final de seu ciclo e devido ao seu rápido crescimento, demanda grande quantidade de P, o

qual atua na regulação da síntese proteica, no desenvolvimento das plantas e é fonte de energia (LANA et al., 2004). Em plantas com deficiência de P, é observado redução na produção de matéria fresca da parte aérea e raízes e diminuição do diâmetro de plantas (FONSECA et al., 2013). Assim, a alface foi utilizada para indicar o potencial de disponibilidade de P dos biocarvões, biomassa e composto do bagaço da laranja, quando adicionados ao solo, a partir do crescimento e conteúdo de P, e a relação com as formas fitodisponíveis determinadas com a especiação.

Hipóteses da Pesquisa:

O bagaço da laranja pode ser contaminante por conter excesso de P, e a transformação desse resíduo na forma de biocarvão, biomassa e composto pode minimizar os riscos ambientais.

Biocarvões, biomassa e composto do bagaço da laranja podem ser utilizados como adubação suplementar de P, reduzindo gastos com a adubação química.

Objetivos

Geral: Produzir e caracterizar os biocarvões, biomassa e composto do bagaço da laranja e avaliar o seu potencial em fornecer fósforo.

Específicos:

Determinar as características físico-químicas e os principais compartimentos do P, por meio do fracionamento, nos biocarvões, biomassa e compostos do bagaço da laranja.

Avaliar o uso dos biocarvões, biomassa e compostos do bagaço da laranja como fonte de P na cultura da alface comparando com a adubação química fosfatada.

Referências:

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EXPORTADORES DE CITROS – ABECITRUS. Disponível em: < <http://www.abecitrus.com.br>>. Acesso em: 22 junho. 2019.

CITRUSBR Associação Nacional de Exportadores de Sucos Citricos. Disponível em: <<http://www.citrusbr.com/pressreleases/#:~:text=Considerando%20os%20dados%20acima%20expostos,702%20toneladas%20de%20FCOJ%20Equivalente.&text=O%20n%C3%BAmer%20representa%20um%20aumento,aumento%20de%2037%2C4%25.>> Acesso em 19 de junho. 2020.

CONAMA, Resolução. N° 357. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 5 de agosto. 2019.

CONAMA, Resolução. n° 430. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em 5 de agosto. 2019.

DEBERNARDI-VÁZQUEZ, T. de J.; AGUILAR-RIVERA, N.; NÚÑEZ-PASTRANA, R. Composting of byproducts from the orange (*Citrus sinensis* (L .) Osbeck) and sugarcane (*Saccharum* spp . hybrids) agroindustries. v. 2020, 2020.

FEITOSA, A. A.; RITTER, E.; TEIXEIRA, W. G.; DE REZENDE, F. A.; KERN, J. Sorption of ammonium in banana peel and orange bagasse biochars. **Environmental Science and Engineering**, v. 1, n. 1997, p. 577–584, 2019. https://doi.org/10.1007/978-981-13-2221-1_63.

FONSECA, A. S. da; THOMAZINI, A.; BERTOSI, A. P. A.; AMARAL, J. F. T. do. Analysis of Growth and Absorption of Match in Lettuce. **Nucleus**, v. 10, n. 2, p. 233–238, 2013. <https://doi.org/10.3738/1982.2278.895>.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas relatório de pesquisa. Brasília, 2012. 134 p. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120917_relatorio_residuos_organicos.pdf>. Acesso em: 18 junho. 2020.

LANA, R. M. Q.; ZANÃO JÚNIOR, L. A.; LUZ, J. M. Q.; SILVA, J. C. da. Produção da alface em função do uso de diferentes fontes de fósforo em solo de Cerrado. **Horticultura Brasileira**, v. 22, n. 3, p. 525–528, 2004. <https://doi.org/10.1590/s0102-05362004000300004>.

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - A review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 11, n. 2, p. 403–427, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>.

LEHMANN, J.; STEPHEN, J. Biochar for environmental management: an introduction. In: LEHMANN, J., JOSEPH, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. Earthscans, UK, pp. 1–12, 2009.

MALHEIROS, S. M. P.; PAULA JÚNIOR, D. R. Utilização do processo de compostagem com resíduos agroindustriais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997.

MENDES, I. C.; TORMENTA, C. A.; CHERUBIN, M. R. Soil health assessment and maintenance in Central and South-Central Brazil. In: REICOSKY, D. (Ed.). *Managing soil health for sustainable agriculture*. Cambridge: Burleigh Dodds Science, v. 2, 2018.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE- MMA. Gestão de resíduos orgânicos. 2017. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/gest%C3%A3o-de-res%C3%ADuos-org%C3%A2nicos.html>>. Acesso em: 15 de janeiro de 2020.

QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; SCHWARZ, M.; PATIÑO, S.; BAKER, T. R.; CZIMCZIK, C.; FYLLAS, N. M.; MARTINELLI, L.; NARDOTO, G. B.; SCHMERLER, J.; SANTOS, A. J. B.; HODNETT, M. G.; HERRERA, R.; LUIZÃO, F. J.; ARNETH, A.; LLOYD, G.; DEZZEO, N.; HILKE, I.; KUHLMANN, I.; ... PAIVA, R. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. **Biogeosciences**, v. 7, n. 5, p. 1515–1541, 2010. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1515-2010>.

SOUZA, E. S. de.; FERNANDES, A. R.; DE SOUZA BRAZ, A. M.; OLIVEIRA, F. J. D.; ALLEONI, L. R. F.; AND CAMPOS, M. C. C. Physical, chemical, and mineralogical attributes of a representative group of soils from the eastern Amazon region in Brazil, *SOIL*, 4, 195–212, <https://doi.org/10.5194/soil-4-195-2018>, 2018.

USDA – Citrus: World Markets and Trade, United States Department of Agriculture, Foreign Agricultural Service. Disponível em: <<http://www.fas.usda.gov/>>. Acesso em: 14 de janeiro de 2020.

VALE JÚNIOR, J. F. do; SOUZA, M. I. L. de; NASCIMENTO, P. P. R. R.; CRUZ, D. L. de S. Solos da Amazônia: etnopedologia e desenvolvimento sustentável. **Revista Agro@Mambiente on-Line**, v. 5, n. 2, p. 158, 2011. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v5i2.562>.

WIERZBOWSKA, J.; SIENKIEWICZ, S.; ZALEWSKA, M.; ŻARCZYŃSKI, P.; KRZEBIETKE, S. Phosphorus fractions in soil fertilised with organic waste. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 5, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8190-9>.

2. CARACTERIZAÇÃO DO BIOCARVÃO, BIOMASSA, COMPOSTO DE BAGAÇO DE LARANJA E FRACIONAMENTO DE P

RESUMO

O Brasil é um dos principais países exportadores de suco de laranja e o processamento da laranja para a obtenção do suco, gera grande quantidade de resíduos sólidos. O aproveitamento de resíduos da agroindústria ricos em P pode trazer contribuição significativa ao ambiente e a produção das culturas. Este estudo buscou caracterizar os biocarvões, biomassa e o composto de bagaço da laranja, além de fracionar o fósforo destes produtos. Foram produzidos o biocarvão (BBL) a 300; 500 e 700 °C, biomassa (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL), e analisados: rendimento, pH, condutividade elétrica (CE), capacidade de troca catiônica (CTC), ponto de carga zero (PCZ), teores voláteis (TV), teores de cinzas (TC), carbono fixo (CF), teores totais, escaneamento em microscópio eletrônico de varredura (MEV) e fracionamento de P. O rendimento de BBL foi maior na temperatura de pirólise de 300 °C e menor a 700 °C. Os BBL apresentaram valores de pH alcalinos em todas as temperaturas de pirólise (9,5 a 11,5). O fracionamento do bagaço da laranja em todas as formas de uso apresentou elevados teores de P, variando as formas em cada tratamento. A pirólise do bagaço da laranja a 500 °C produziu características físico-químicas promissoras, mostrando potencial para serem utilizados na melhoria da qualidade do solo. No fracionamento de P dentre os produtos, CBL pode ser usado como fonte de P mais prontamente disponível, diferente de BBL 300 e 500 °C que apresentaram frações distintas e possivelmente uma liberação de P para o solo mais lenta. A produção do biocarvão e do composto de bagaço da laranja é uma alternativa para a reutilização de resíduos do processamento da laranja. A BMBL descartada de forma inadequada pode desperdiçar altos teores de P-solúvel, biomassa essa que pode ser reutilizada como adubo.

Palavras-chave: Resíduo, citricultura, fósforo, *Citrus sinensis* (L.) Osbeck.

CHARACTERIZATION OF BIOCHAR, BIOMASS, ORANGE BAGASSE COMPOUND AND FRACTIONATION OF P

ABSTRACT

Brazil is one of the main countries that export orange juice and the processing of orange to obtain the juice generates a large amount of solid waste. The use of agroindustry residues rich in P can make a significant contribution to the environment and the production of crops. This study sought to characterize the biochar, biomass and the orange bagasse compound, in addition to fractionating the phosphorus of these products. Biochar (BBL) was produced at 300; 500 and 700 °C, biomass (BMBL) and orange bagasse compound (CBL), and analyzed: yield, pH, electrical conductivity (CE), cation exchange capacity (CTC), zero charge point (PCZ), volatile levels (TV), ash content (TC), fixed carbon (CF), total content, scanning electron microscope (MEV) scanning and P fractionation. BBL yield was higher at 300 °C pyrolysis temperature and lower at 700 °C. BBL showed alkaline pH values at all pyrolysis temperatures (9.5 to 11.5). The fractionation of orange bagasse in all forms of use showed high levels of P, varying the forms in each treatment. The pyrolysis of the orange bagasse at 500 °C produced promising physico-chemical characteristics, showing the potential to be used in improving soil quality. In the fractionation of P among the products, CBL can be used as the most readily available source of P, different from BBL 300 and 500 °C, which presented different fractions and possibly a slower release of P into the soil. The production of biochar and orange bagasse compound is an alternative for the reuse of residues from orange processing. BMBL improperly disposed of can waste high levels of soluble P, a biomass that can be reused as fertilizer.

Keywords: Residue, citriculture, phosphorus, *Citrus sinensis* (L.) Osbeck.

2.1 INTRODUÇÃO

O Brasil é atualmente o maior produtor e exportador de suco de laranja do mundo, distribuindo para diversos países, sendo a Europa o principal comprador, atingindo 1.202.702 t de suco concentrado no ano de 2019/2020 (CITRUSBR, 2020). O estado do Pará é o maior produtor de laranja da região norte do Brasil (SILVA et al., 2017). O processamento da laranja para à obtenção do suco, gera uma grande quantidade de resíduos sólidos, considerado industrialmente, bagaço da laranja úmido (FIORENTIN et al., 2010).

Na extração de suco, para cada 100 kg de laranja são produzidos 55 kg de suco e 45 kg de resíduos como, cascas, sementes, borra de extração de óleo essencial, polpa lavada, os quais são denominados, genericamente de “bagaço” (ABECITRUS, 2007). O Brasil atualmente tem a capacidade de gerar uma quantidade de resíduo de 8,2 milhões de toneladas e o estado do Pará 108 mil toneladas anualmente.

O bagaço da laranja tem sido utilizado na suplementação de rebanhos bovinos, devido à grande quantidade de fibras (CYPRIANO et al., 2017), no entanto grande quantidade é sub aproveitada e depositada no solo de forma inadequada, gerando chorume, emitindo metano para a atmosfera, exalando odores ruins, favorecendo a proliferação de vetores de doenças a microrganismo patogênicos, além de contaminar o solo com excesso de nutrientes como N, P e K (MMA, 2017).

Como alternativa ao aproveitamento do bagaço da laranja pode ser a transformação em composto orgânico e biocarvão. O biocarvão é, material rico em carbono obtido a partir da pirólise da biomassa, sob baixa atmosfera de oxigênio, e que tem sido utilizado como condicionador de solos (MAIA, 2010). Recentemente, o biocarvão despertou atenção por causa de suas características especiais, sendo elas: grande potencial de sequestro de carbono, produção de bioenergia, aumento da fertilidade do solo (INYANG et al., 2016) e importante papel na remediação ambiental (MOHAN et al., 2014). A riqueza de carbono, alta porosidade e grande área superficial do biocarvão tem um papel importante na retenção de elementos tóxicos em ambientes contaminados (QAMBRANI et al., 2017).

Converter os subprodutos da agroindústria e outros resíduos orgânicos em biocarvão e utilizá-lo como um condicionador do solo pode ser uma prática de manejo ecologicamente correta para recuperar nutrientes e sustentar a qualidade do solo (LI et al., 2018). Assim, resíduos da agroindústria, que normalmente causam danos ambientais podem ser convertido em produto rico em carbono e nutrientes minerais, com potencial para recuperação e melhoria da qualidade dos solos, proporcionando maior sustentabilidade na produção (GLASER et al., 2015; MARCELINO; LOSS; ANDRADE, 2020; NOVOTNY et al., 2015; ZHAO et al., 2013).

Por outro lado, resíduos agroindustriais ricos em N e P, quando descartados de forma inadequada e excessiva em locais impróprios podem introduzir quantidades excessivas em sistemas aquáticos, causando eutrofização e degradação da qualidade da água e do solo (KLEIN; AGNE, 2013). Resíduos como o bagaço de cana de açúcar e de laranja possuem elevados teores de nutrientes como N, P e K, e quando convertidos em composto podem ser utilizados como fertilizante orgânico para uso na produção de alimentos e assim minimizar a poluição ambiental gerada pelas grandes quantidades descartados (DEBERNARDI-VÁZQUEZ; AGUILAR-RIVERA; NÚÑEZ-PASTRANA, 2020).

O aproveitamento de resíduos da agroindústria ricos em P pode trazer contribuição significativa ao ambiente e a produção. Primeiramente pela reintrodução aos sistemas agrícolas do P que seria perdido a partir da decomposição dos resíduos, e que potencialmente poderia causar danos ambientais, e segundo por diminuir o consumo de P das reservas mundiais, o qual está gerando preocupações, uma vez que há estimativas de esgotamento para final de 2050 (GILBERT, 2009). Pesquisas tem sido desenvolvidas na busca de formas de reutilizar ou reciclar este elemento, reduzindo a sua aplicação e melhorando a sua disponibilidade, principalmente do seu uso em solos tropicais, pobres em P (NOVAIS et al., 2018; STRASSBURGER; LAMB; ABICHEQUER, 2014).

Nesse contexto, a produção de biocarvão, biomassa e composto a partir de resíduos da agroindústria cítrica pode ser uma alternativa ecológica importante e economicamente viável no aproveitamento do bagaço da laranja. Desta forma vai contribuir para a gestão dos resíduos potencialmente prejudiciais ao meio ambiente, possibilitando destinação adequada (DIAS et al., 2019) e transformá-lo em produto com potencial de melhoria da qualidade dos solos. Existem poucos estudos focados na produção e caracterização de bagaço da laranja, bem como avaliar seu potencial como uso fertilizante tanto do biocarvão, biomassa e composto. O objetivo foi caracterizar os biocarvões, biomassa, composto de bagaço da laranja, e fracionar o fósforo destes produtos.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Local de coleta dos resíduos.

O bagaço da laranja (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck) foi cedido e coletado na indústria extratora de sucos cítricos Zampa Juice, localizada no município de Capitão Poço, Pará, presente no Estado desde 2018 (Figura 1). O resíduo foi coletado em outubro de 2019, o bagaço foi descartado no dia anterior a coleta, ainda úmido sem qualquer tratamento. A quantidade resíduo coletado foi aproximada de 200 kg, o qual foi armazenado em sacos com capacidade de 50 kg para serem transportados. A área destinada ao descarte localizada próximo a empresa,

onde a vegetação foi suprimida para ser realizado o descarte do bagaço, essa área pode ser caracterizada com presença acentuada de calhaus e matacões típicos de áreas com horizonte plúntico.

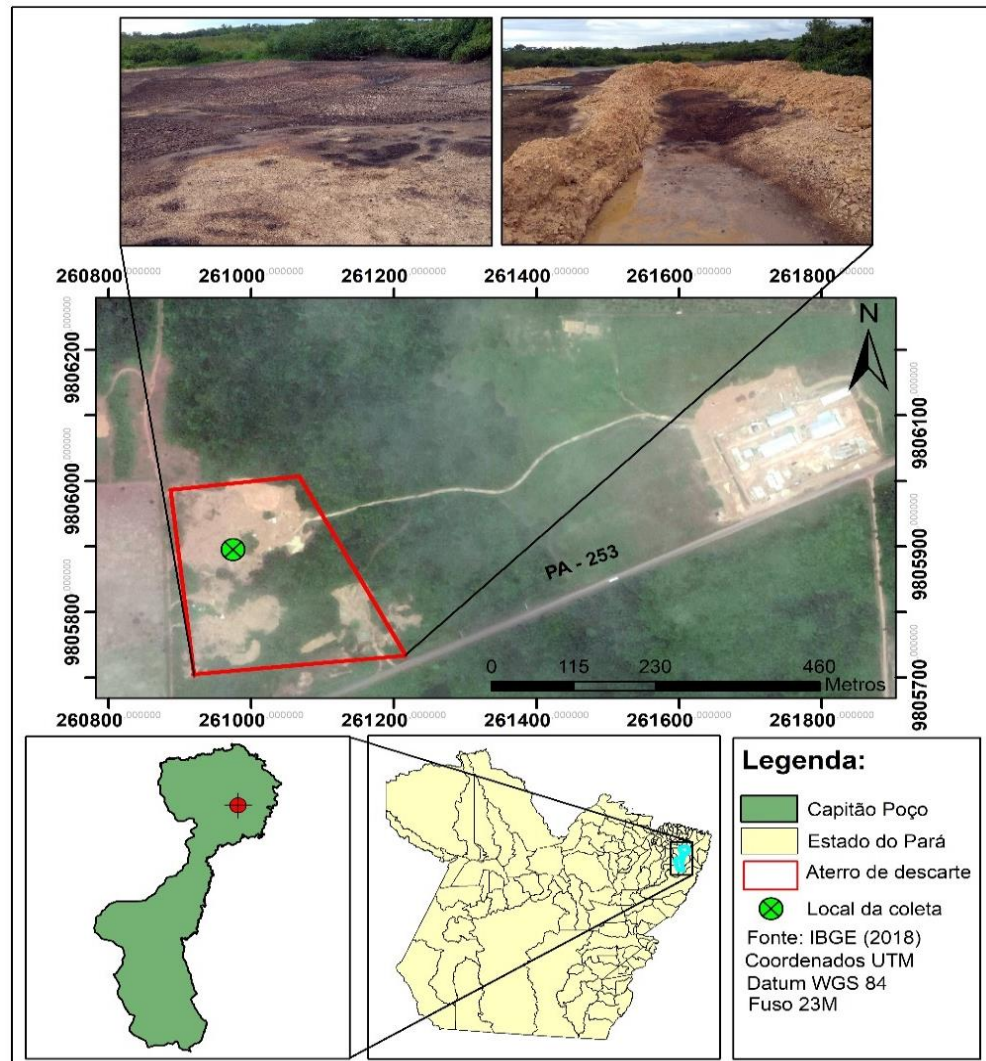


Figura 1. Localização da área de coleta no município de Capitão do Poço, Pará.

2.2.2 Produção, caracterização e análises do biocarvão, biomassa e composto de bagaço da laranja.

O bagaço da laranja (BBL) foi seco a pleno sol sob lona preta por 20 dias para remover o excesso de umidade. Para a produção do biocarvão foram pesados 300 g do bagaço de laranja para cada temperatura estudada, colocados em cadinhos de porcelanas com tampas e levados ao forno tipo mufla (Quimis, modelo – Q318M24) em condições limitadas de oxigênio, com uma taxa de aquecimento de $3,3 \text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$, a temperatura de 300; 500 e 700 $^\circ\text{C}$. Após atingir a temperatura desejada, o bagaço de laranja foi pirolisado por 60 min. Após a carbonização, as amostras foram deixadas para arrefecer até temperatura ambiente no forno. Após o

arrefecimento os biocarvões foram pesados, triturados, peneirados em malha de 100 mesh e armazenados em recipientes plásticos herméticos.

A biomassa do bagaço da laranja (BMBL) foi oriunda de uma amostra do material fresco úmido, o qual foi seco em estufa por 72 h em temperatura de 65 °C, triturada em moinho de facas tipo Willey e peneirados a 20 mesh.

Para a formação do composto do bagaço da laranja (CBL), o bagaço com maior granulometria de 80 mm foi posto para decompor em três recipientes com furos na parte inferior para drenar o excesso de umidade e assim prevenir reações anaeróbica. Uma quantidade de 10 kg foi colocada em cada um recipiente, e revolvido a cada 10 dias, em ambiente protegido da chuva, a temperatura ambiente, sendo medidos a temperatura e umedecendo quando necessário, por período de 60 dias, até que fosse formado húmus e estivesse a temperatura ambiente, seguindo a metodologia de H'ng et al. (2018). No fim do processo o composto foi seco ao sol sob lona preta, o material foi moído em gral (almofariz) em porcelana e peneirado (20 mesh).

O rendimento dos BBL foi calculado pela razão entre a massa inicial (MI) (material seco) antes da pirólise e a massa final (MF) após a pirolise. O rendimento da BMBL foi calculado pela razão entre a massa do material fresco (MI), e da massa após ser seco em estufa por 72 h em temperatura de 65 °C (MF). O rendimento do CBL foi calculado pela razão entre massa do material fresco (MI), e da massa do material no processo final de decomposição e seco em estufa por 72 h em temperatura de 65 °C (MF). Foi utilizado a Eq.1 para quantificar os rendimentos de BBL, BMBL e CBL (DA RÓZ et al., 2015).

$$\text{Rendimento (\%)} = \frac{\text{MF (g)}}{\text{MI (g)}} \times 100 \quad (1)$$

Onde: MI é a massa inicial e MF é a massa final

O pH e condutividade elétrica (CE) em água foram determinados após 1 h em equilíbrio na proporção (1:10) (solido : solução) (SINGH et al., 2017).

Para a avaliação da capacidade de troca catiônica (CTC) biocarvão, biomassa e composto foram lavados com 0,1 M de HCl para a retirada do excesso de sais (UCHIMIYA et al., 2011) e determinada pelo método de extração por acetato de amônio (NH₄CH₃CO₂) (SONG; GUO, 2012). Utilizou-se 40 mL de NH₄CH₃CO₂ 1 M que foram adicionados a 0,1 g de cada produto em tubo de 50 mL, após agitação (20 mim) e em seguida filtrado. Posteriormente lavado com 30 mL de isopropanol (para a retirada do excesso de NH₄⁺) e 40 mL de KCl 1 M (para retirar o NH₄⁺ das cargas). O NH₄⁺ contido na solução de KCl foi quantificado utilizando o método colorimétrico de salicilato (HAGEMANN et al., 2017) . A CTC (cmol_c kg⁻¹) calculada normalizando a quantidade de NH₄⁺ com a massa de biocarvão, biomassa e composto (0,1 g).

O ponto de carga zero (PCZ) foi determinado pelo método de desvio do pH (YANG et al., 2004). Foram pesados 60 mg de BBL, BMBL e CBL e adicionados 20 mL de 0,01 mol L⁻¹ CaCl₂, que foi previamente aquecido para remover o CO₂, misturados a diferentes valores iniciais de pH da solução (2, 4, 6, 8 e 10), ajustados por 1,0 mol L⁻¹ HCl e 1,0 mol L⁻¹ NaOH. A mistura foi agitada por 24 h em um agitador horizontal e o potencial de equilíbrio foi medido e comparado ao pH inicial.

As determinações de teores voláteis (TV), teores de cinzas (TC) e carbono fixo (CF) foram realizadas em sequência, primeiro foi necessário a retirada da umidade dos BBL, BMBL e CBL. Foi pesado 1 g de biocarvões, biomassa e composto, levados ao forno mufla a 105 °C por 18 h, após esse tempo foi registrado os pesos do cadinho + tampa + produto seco. Para a determinação dos teores voláteis o forno mufla foi pré-aquecido a 950 °C, em sequência os cadinhos foram ao forno por 10 min, após resfriarem foi registrado os pesos (SINGH et al., 2017). Os teores de voláteis foram determinados de acordo com a Eq. 2:

$$\text{Teores de voláteis \%} = \frac{MI - MF}{MI} \times 100 \quad (2)$$

Onde: MI é a massa inicial seca a 105 °C e MF é a massa final após o volatilizado a 950 °C.

Para determinação dos teores de cinzas dos biocarvões, biomassa e composto, os cadinhos foram colocados no forno mufla a temperatura ambiente e aquecido a 750 °C a uma taxa de 5 °C min⁻¹, mantendo-o a 750 °C por 6 h e depois a 105 °C por 12 h, posteriormente foram pesados. Os teores de cinzas foi determinado de acordo com a Eq. 3: (SINGH et al., 2017).

$$\text{Teores de cinzas \%} = \frac{MF}{MI} \times 100 \quad (3)$$

Onde: MI é a massa inicial seca a 105 °C e MF é a massa final residual a 750 °C.

O carbono fixo foi calculado pela seguinte Eq. 4:

$$\text{Carbono fixo} = 100 - (\text{teores de cinzas} + \text{teores voláteis}) \quad (4)$$

Os teores totais de Ca, Mg, K, P, Zn, Cu, Mn e Fe foram determinados por EPA 3051A (USEPA, 2007), recomendado pela International Organization for Standardization (ISO) 11466 (ISO, 1995). A digestão ácida ocorreu em forno de micro-ondas, com 0,5 g do material BBL, BMBL e CBL colocados em tubos de teflon e digeridos com ácido clorídrico (HCl) e nítrico (HNO₃) na proporção de 1:3. A temperatura da amostra foi elevada para 175 ± 5 °C em aproximadamente 5,5 ± 0,25 min, permanecendo em 175 ± 5 °C por 4,5 min, o período de digestão de 10 minutos. A quantificação foi feita por meio de ICP-MS. Todas as amostras foram

analisadas em triplicatas, com branco de reagente (ZHAO et al., 2013), uma amostra de referência certificada (144 ERM-CC141) foi incluída em cada bateria das análises.

A morfologia dos produtos foi analisada por meio do escaneamento em microscópio eletrônico de varredura (MEV) Vega 3 Tescan. As imagens foram obtidas com ampliação de 50 e 10 μm .

Para o fracionamento de P os biocarvões, biomassa e composto foram moídos em gral (almofariz) em porcelana e peneirados a 100 mesh e armazenado em sacos de polietileno. Foram extraídas as concentrações de P solúvel (PS)_{H₂O}, P lábil (PLAB)_{NaHCO₃}, P adsorvido (PAD)_{NaOH}, P associados aos minerais (PAM)_{HCl}, por Água Milli-Q, NaHCO₃ 0,5M, NaOH 0,1M e HCl 1M, respectivamente, sendo o P residual (PR) obtido pela diferença de todas as frações subtraídas do P total (QIAN; JIANG, 2014), extraído pelo método EPA 3051A. Foi utilizado para a extração sequencial, 1 g sólido para 50 mL de solução. A mistura foi continuamente agitada a 30 rpm a temperatura ambiente por 24 h e centrifugado a 4080 \times g por 20 min para separação do sólido e sobrenadante. O sobrenadante foi filtrado e coletado em um balão volumétrico de 50 mL para posterior análise. Uma nova solução extratora foi adicionada sobre o sólido remanescente para obtenção de cada fração de P. Os teores nas frações foram quantificados pelo método do azul de fosfomolibdato (WANG et al., 2015) em triplicatas. As provas em branco sem adição de amostra foram incluídas.

2.2.3 Análise estatística

Foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Os resultados das análises físico-químicas dos biocarvões, biomassa e composto e fracionamento do P foram submetidos ao teste de scott-knott de comparação de médias ($p < 0,05$), utilizando o software Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2019).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1. Análises físico-químicas

O rendimento de BBL foi maior na temperatura de pirólise de 300 °C e menor na temperatura de 700 °C (Tabela 1). O aumento da temperatura de pirólise resulta na perda de substâncias voláteis como metanol, ácido acético, CO, H₂ e CO₂, na temperatura até 300 °C, a 700 °C ocorre a decomposição das hemiceluloses e da liberação de alcatrão, metano e compostos fenólicos (DA RÓZ et al., 2015), reduzindo o rendimento. O BMBL teve rendimento de 20,7%, resultado da perda de umidade durante o processo de secagem em estufa. A umidade perdida está próximo dos valores encontrados por Cavichiolo (2010) 69,5%, e Macedo et al. (2007) 79%, após a secagem para uso do bagaço de laranja como silagem.

O CBL apresentou o menor rendimento entre os materiais estudados (4%), devido a degradação da matéria orgânica no processo de compostagem. Durante este processo, bactérias, actinomicetos, fungos, bolores e leveduras oxidam ácidos graxos de cadeia longa e curta, degradam a celulose e lignina produzindo calor, em consequência ocorre a redução de resíduos (DEBERNARDI-VÁZQUEZ; AGUILAR-RIVERA; NÚÑEZ-PASTRANA, 2020; TUOMELA et al., 2000).

Tabela 1. Propriedades físico-químicas do biocarvão (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa (BMBL) e composto (CBL) do bagaço da laranja.

| Produtos | Rendimento (%) | pH | CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$) | CTC (cmol g^{-1}) | PCZ | TV (%) | TC (%) | CF (%) |
|------------|------------------|------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|
| BBL 300 °C | 45,6 a \pm 1,9 | 9,3 c \pm 0,0 | 335 e \pm 0,0 | 685,5 c \pm 85,3 | 7,0 c \pm 0,0 | 44,4 a \pm 0,0 | 10,6 d \pm 0,0 | 44,9 b \pm 0,0 |
| BBL 500 °C | 33,6 b \pm 4,3 | 10,8 b \pm 0,0 | 2808 b \pm 64,0 | 1401,1 a \pm 28,4 | 9,0 a \pm 0,0 | 17,1 b \pm 0,1 | 24,9 c \pm 0,2 | 57,9 a \pm 0,0 |
| BBL 700 °C | 33,0 b \pm 0,9 | 11,4 a \pm 0,0 | 3010 a \pm 84,7 | 1016,9 b \pm 106,3 | 8,0 b \pm 0,0 | 8,4 c \pm 0,0 | 48,1 a \pm 0,6 | 43,4 c \pm 0,4 |
| BMBL | 20,6 c \pm 0,1 | 3,4 e \pm 0,0 | 965 d \pm 0,0 | 1096,7 b \pm 118,2 | 3,0 e \pm 0,0 | - | 10,8 d \pm 0,1 | - |
| CBL | 4,0 d \pm 0,0 | 7,1 d \pm 0,0 | 1358 c \pm 46,0 | 1339,5 a \pm 115,3 | 5,3 d \pm 0,0 | - | 32,7 b \pm 0,0 | - |
| CV % | 8,4 | 3,1 | 3,0 | 8,7 | 3,9 | 1,4 | 1,7 | 0,6 |

Condutividade elétrica CE, capacidade de troca catiônica CTC, ponto de carga zero PCZ, Teores voláteis TV, Teores de cinzas TC, carbono fixo CF. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os tratamentos no teste *Scott-Knott* com média de 3 repetições.

O BBL apresentou valores de pH alcalinos em todas as temperaturas de pirólise, variando entre 9,5 a 11,5. Enquanto o CBL apresentou pH de 7,2 e BMBL pH extremamente ácido (3,4) (Tabela 1). A pirólise de 300, 500 e 700 °C dos BBLs promoveu aumento nos valores de pH em relação a BMBL (275, 318 e 337%, respectivamente), passando da condição ácida em BMBL (pH = 3,4) para alcalina. Alteração semelhante de pH foi observada com a pirólise do caroço do açaí (DIAS et al., 2019).

A elevação dos valores de pH nos biocarvões estar relacionadas a elevadas concentrações de cátions básicos (K, Ca e Mg) e a formação de carbonatos e oxi-hidróxidos desses elementos (LI et al., 2018; GASKIN et al., 2008; SINGH; SINGH; COWIE, 2010). A acidez do BMBL provavelmente é devido à produção de ácidos lático e acético, isso demonstra que o bagaço de laranja é rico em carboidratos solúveis passíveis de serem fermentados facilmente (GRIZOTTO et al., 2017).

O pH levemente alcalino do CBL pode estar relacionado à formação de ácidos orgânicos durante o processo de humificação. Os microrganismos ao incorporar carbono orgânico ao protoplasma celular no início da decomposição, promove a volatilização de CO₂, contribuindo para a formação dos ácidos orgânicos (VALENTE et al., 2009). Os ácidos orgânicos são utilizados pelos fungos como substrato, levando a formação de ácidos húmicos que reagem com

as bases, formando humatos alcalinos, cujos valores de pH podem chegar a neutros ou até mesmo alcalinos (KIEHL, 2004; TUOMELA et al., 2000; JAHNEL; MELLONI; CARDOSO, 1999).

A pirólise promoveu aumento dos valores de CE no BBL a 500 e 700 °C (2808, 3010 $\mu\text{s cm}^{-1}$) respectivamente, diferente do que ocorreu a 300 °C que teve baixo valor de CE. No CBL foi observado o maior valor de CE (1358 $\mu\text{s cm}^{-1}$) seguido pelo BMBL (965 $\mu\text{s cm}^{-1}$), porém inferior aos BBL de 500 e 700 °C.

Maior CE em biocarvões está relacionado ao maior teor de cinza e sais solúveis, como cloretos, sulfatos, nitratos, fosfatos, sódio, magnésio, cálcio, ferro, alumínio e amônio (ALMEIDA, 2010). Resultados semelhantes foram encontrados por (DEVI; SAROHA, 2013; SINGH; SINGH; COWIE, 2010; SANTOS, 2015).

O BBL 500 °C e CBL apresentaram maiores valores de CTC, 1401,1 e 1339,5 cmol, respectivamente, enquanto BBL 300 °C apresentou os menores valores de CTC. BBL 700 °C (1016,9 cmol) e BMBL (1096,7 cmol) não apresentaram diferença significativa (p valor) entre si. Em biocarvão de bagaço de cana de açúcar houve redução da CTC com o aumento da temperatura de pirólise, isso indica diminuição dos grupamentos oxigenados carboxílicos responsáveis pela geração de cargas negativas (SANTOS, 2015). Outros autores também constataram redução na CTC de biocarvões com o aumento da temperatura (MELO et al., 2013; SONG; GUO, 2012; WU et al., 2012). A CTC em compostos orgânicos é predominantemente alta, devido a humificação da matéria orgânica (VALENTE et al., 2009). A baixa CTC encontrada em BMBL pode estar relacionada, principalmente a predominância de grupos funcionais de superfícies, como carboxil, amino e hidroxil na superfície (CHAO; CHANG; NIEVA, 2014).

O ponto de carga zero (PCZ) no BBL foi maior quando produzido na temperatura de 500 °C (pH 9,0), diferente do PCZ do BMBL e CBL que tiveram valores de pH 3,0 e 5,3, respectivamente (Tabela 1). O maior PCZ em BBL, principalmente quando produzidos até 500 °C, pode estar relacionada a maior presença de grupos fenólicos e carboxílicos, sendo o mesmo reduzido após o aumento da temperatura de pirólise. O aumento da temperatura de pirólise promove a redução da concentração de grupos funcionais ácidos, causando a elevação da basicidade do biocarvão; esses grupamentos ácidos são mais suscetíveis à degradação térmica em comparação aos grupamentos básicos, sendo degradados em temperaturas mais baixas (LI et al., 2017; TRAN; YOU; CHAO, 2016).

PCZ baixo no BMBL e CBL é devido a desprotonação dos grupos ácidos da pectina presente na biomassa do bagaço da laranja (CONTRERAS; SEPÚLVEDA; PALMA, 2012).

Composto orgânico não possuem constância no PCZ, por possuírem constituição diferentes dos grupos funcionais da superfície, os quais conferem cargas elétricas em quantidades diferentes (BAKATULA et al., 2018). Substratos com baixos valores do PCZ e pH da solução maior, são mais adequados para adsorver cátions, já substratos com valores do PZC altos e pH da solução menor, são mais apropriados para adsorção de ânions (BAKATULA et al., 2018). Em resíduos cítricos resultados com valores do PCZ entre 3,5 e 6,0 também foram encontrados por Contreras; Sepúlveda; Palma (2012) e Khan et al. (2013).

O teor volátil (TV) reduziu do BBL conforme o aumento de temperatura de 300 a 700 °C. O aumento da temperatura de pirólise promove a aromatização e perdas consideráveis de produtos gasosos e decomposição de carboidratos (MÉSZÁROS et al., 2007; SANTOS; GOUVEIA, 2009). A perda de substâncias voláteis leva a formação de maior porosidade ao biocarvão (LI et al., 2013). A porosidade elevada dos biocarvões e quando são adicionados ao solo aumentam a capacidade de retenção de água, a superfície específica, serve como habitat para simbiose de microrganismos, melhorando a qualidade do solo (GONZÁLEZ et al., 2017).

A maior porcentagem de teor de cinza (TC) foi obtida em BBL produzido na temperatura de 700 °C (48,1%), seguido do CBL com 32,7%. O maior teor de cinzas no BBL 700 °C está relacionado aos compostos inorgânicos (K, P, Ca e Mg) que acumularam após a volatilização de C, O e H (DOMINGUES et al., 2017). A elevada quantidade de TC de CBL comparado o BBL com temperaturas menor que 700 °C, pode estar relacionado a perda de carbono na forma de CO₂ e que aumenta a concentração de composto inorgânico (FIALHO, 2007; HSU; LO, 1999; WANG et al., 2004).

O carbono fixo (CF) em BBL foi maior quando produzido a uma temperatura de pirólise de 500 °C e quando passou para 700 °C houve um decréscimo de 14,4% (Tabela 1). Na temperatura de 310 °C ocorre o início da degradação térmica da holocelulose com a quebra da celulose, que é menos estável termicamente, já a quebra da lignina ocorre a partir dos 440 °C, fase que ocorre a estabilização e maior rendimento do CF (REN; SUN, 2010).

O aumento do CF em relação ao aumento da temperatura até 500 °C, ou próxima a esse valor, ocorre porque, além da perda da água higroscópica e de conteúdos condensáveis, compostos como monóxido de carbono, dióxido de carbono e hidrocarbonetos são volatilizados e/ou degradados nestas temperaturas (DA RÓZ et al., 2015). Mesmo o biocarvão sendo produzido em ambiente com oxigênio limitado, acredita-se que a redução na quantidade de CF e a queda de rendimento, quando produzidos em temperaturas acima de 500 °C, seja decorrente da maior degradação/volatilização de compostos mais estáveis como a lignina, que estão

presentes na biomassa, aumentado os teores de cinzas (ENDERS et al., 2012; ZHAO et al., 2013).

No BBL a porosidade aumentou com a temperatura de pirólise, de acordo com as imagens de MEV (Figura 2). O BMBL apresentou superfície com ausência de poros e superfície de contato irregular, já no CBL teve maior rugosidade e presença menor de poros. Biocarvão gerados em baixas taxas de aquecimento produziram principalmente microporos, e quando preparados com altas taxas de aquecimento geraram macroporos (CETIN et al., 2004). A medida que a temperatura aumenta é liberada substâncias voláteis e o calor produz quebras, contração, expansão, dos espaços intercelulares fazendo que ocorra o aumento de macroporos, densidade de partículas e volume de poros (DOWNIE; CROSKY; MUNROE, 2009).

A ausência de poros ou não identificação no BMBL e baixa porosidade no CBL pode influenciar na retenção de água quando aplicado ao solo, além de menor CTC. Trabalhos desenvolvidos por Freitas et al. (2019), Fiorentin et al. (2010) e Ströher et al. (2012), também observaram ausência ou pouca porosidade, a partir da microscopia eletrônica de varredura em biomassa de bagaço de laranja. No processo de compostagem, há ação decompositora de microrganismos que ao degradar o material vegetal formando superfície irregular e poros (YU et al., 2007).

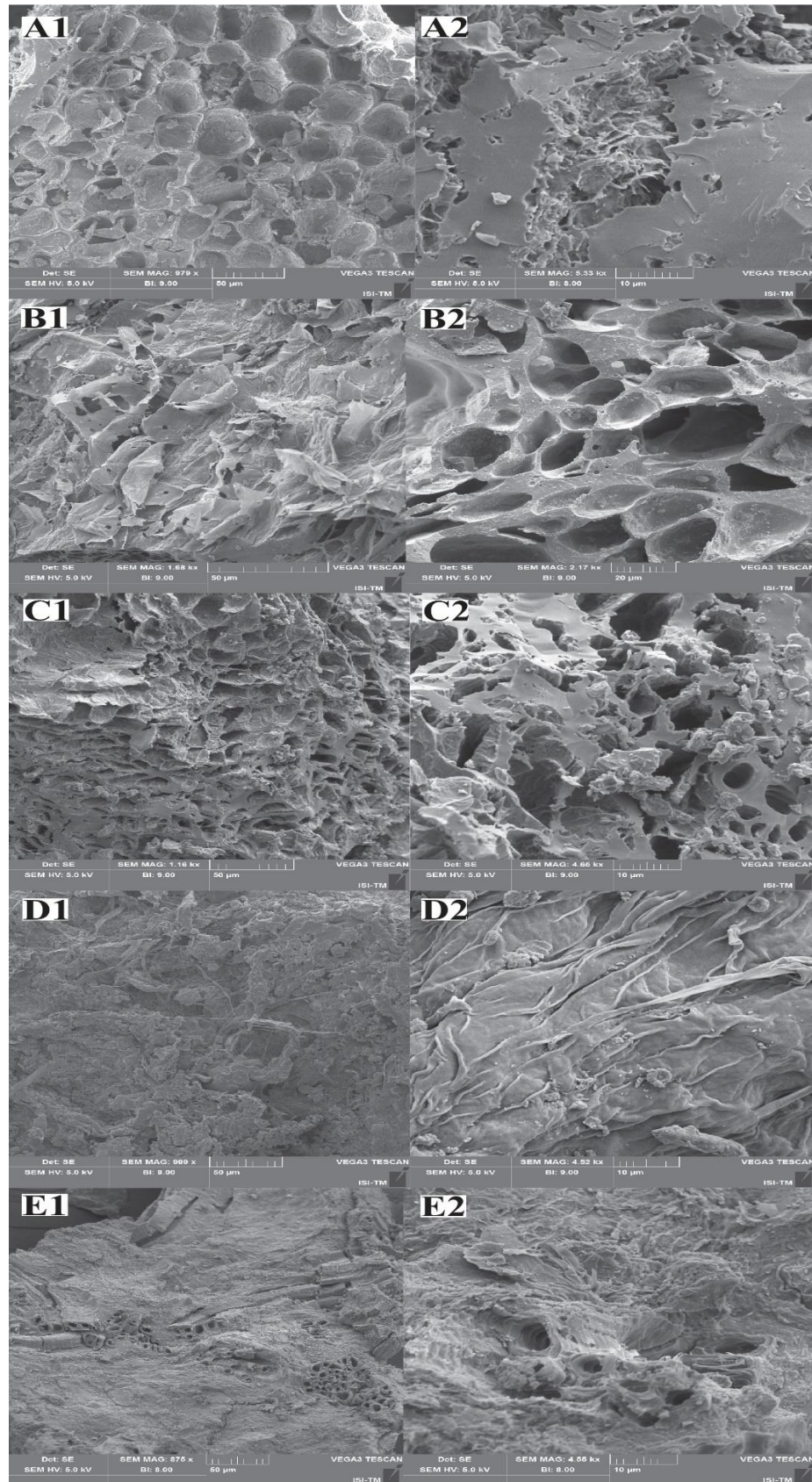


Figura 2. Imagem por microscopia eletrônica de varredura dos biocarvões (BBL a 300 °C (A1; A2); 500 °C (B1; B2); 700 °C (C1; C2)); biomassa (BMBL) (D1; D2) e composto (CBL) (E1; E2) do bagaço da laranja em duas ampliações de cada amostra (1 = 50 μm e 2 = 10 μm).

Os teores totais dos macronutrientes em todos os produtos do bagaço da laranja ocorreram na seguinte ordem: K>Ca>P>Mg, sendo que o K em BBL, produzido a 700 °C, foi o mais elevado (Tabela 2). Elevados teores de K podem ser em decorrência de não sofrer volatilização durante a pirólise, permanecendo na massa final. Hossain et al. (2011) verificaram que em biocarvões de lodo de esgoto pirolisado nas temperaturas mais baixas de 300, 400 e 500 °C apresentaram maiores teores de nutrientes como Ca, Mg, Cu e Zn, similar ao que ocorreu com os BBLs deste estudo.

Tabela 2. Teores totais de P, Ca, Mg, K, Zn, Cu, Mn e Fe em biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa (BMBL) e composto (CBL) do bagaço da laranja.

| Produtos | Ca | Mg | K | Fe | P | Zn | Cu | Mn | B | |
|------------|-------------------------------|---------------|----------------|----------------|---------------|--------------------------------|---------------|----------------|-----------------|--|
| - | -----g kg ⁻¹ ----- | | | | | -----mg kg ⁻¹ ----- | | | | |
| BBL 300 °C | 21,0 b ± 0,005 | 2,7 a ± 0,005 | 27,6 c ± 0,005 | 0,4 e ± 0,005 | 4,2 a ± 0,005 | 19,0 b ± 0,005 | 7,6 b ± 0,005 | 25,0 b ± 0,005 | 90,0 b ± 0,005 | |
| BBL 500 °C | 21,2 a ± 0,005 | 1,6 c ± 0,005 | 32,4 b ± 0,005 | 0,9 c ± 0,005 | 3,8 b ± 0,005 | 11,0 c ± 0,015 | 5,8 c ± 0,005 | 21,0 c ± 0,005 | 100,0 a ± 0,010 | |
| BBL 700 °C | 18,0 c ± 0,005 | 0,7 e ± 0,005 | 33,1 a ± 0,005 | 1,6 b ± 0,011 | 1,9 e ± 0,005 | 11,0 d ± 0,005 | 3,7 e ± 0,005 | 20,0 d ± 0,005 | 40,0 e ± 0,010 | |
| BMBL | 11,2 d ± 0,011 | 1,3 d ± 0,005 | 19,0 e ± 0,010 | 0,6 d ± 0,011 | 2,0 d ± 0,005 | 10,0 e ± 0,005 | 5,7 d ± 0,010 | 13,0 e ± 0,005 | 50,0 c ± 0,005 | |
| CBL | 11,1 e ± 0,005 | 1,9 b ± 0,011 | 20,1 d ± 0,010 | 32,5 a ± 0,000 | 2,8 c ± 4,124 | 25,0 a ± 0,534 | 8,4 a ± 0,005 | 28,0 a ± 0,005 | 50,0 d ± 0,005 | |
| CV % | 0,04 | 0,44 | 0,03 | 0,11 | 0,18 | 1,71 | 0,11 | 0,03 | 0,01 | |

Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os tratamentos no teste *Scott-Knott* com média de 3 repetições.

Os teores de K na BMBL e em CBL podem estar relacionados ao K não fazer parte da constituição de compostos orgânico, mas ocorrer na forma de íon K⁺ livre dentro do material vegetal, isto faz com que o nutriente seja liberado antes e durante a mineralização do resíduo orgânico (RODRIGUES et al., 2017).

Concentrações elevadas de P também foram observadas nos BBLs, porém decrescentes conforme o aumento da temperatura de pirólise de 300 a 700 °C. Isso pode ser explicado pelo fato do P do bagaço da laranja fazer parte da fração orgânica, no qual o processo de volatilização do P pode estar relacionado com o aumento da temperatura de pirólise (GLASER; LEHR, 2019; HAN et al., 2019). Na pirólise ocorre a transformação do fósforo orgânico em inorgânico e o aumento da temperatura gera sais de P solúveis em ácido, a 700 °C começa a ocorrer volatilização do P (DELUCA; MACKENZIE; GUNDALE, 2009).

Para os micronutrientes a ordem decrescente de teores foi: Fe>B>Mn>Zn>Cu, com maior valor de Fe em CBL. Entre os microelementos do bagaço de laranja avaliados, o Fe foi detectado em maior concentração comparado a Cu, Mn e Zn (BARROS; FERREIRA; GENOVESE 2012). Os BBLs produzidos a 300 e 500 °C apresentaram elevados teores de B,

quando comparados aos demais produtos estudados. A redução do teor de B em temperaturas acima de 500 °C pode estar relacionada a maior possibilidade de perdas por volatilização de B.

O Mn e Zn também apresentaram elevados teores, com destaque ao BBL a 300 °C e no CBL. Isso se deve provavelmente a presença em altos teores desses elementos na sua constituição e foram liberados a baixa temperatura de pirólise e na mineralização do processo de compostagem, semelhante ao que correu em esterco de frango e resíduo de pequi (SANTOS et al., 2015).

Produzir biocarvão e composto a partir do bagaço da laranja reduz o volume da biomassa no pátio das agroindústrias e possivelmente podem funcionar como um fertilizante de liberação lenta (DING et al., 2016; HAGEMANN et al., 2017). O composto do bagaço de laranja tem a vantagem de não haver gastos elevados de energia para sua produção, assim quando preparado de forma adequada e aplicados ao solo pode elevar a disponibilidade de nutrientes (K, Ca, N, P, K), devido aos elevados teores nutrientes presentes em sua constituição, além de aumentar pH de solos ácidos (WIDOWATI; ASNAH, 2014).

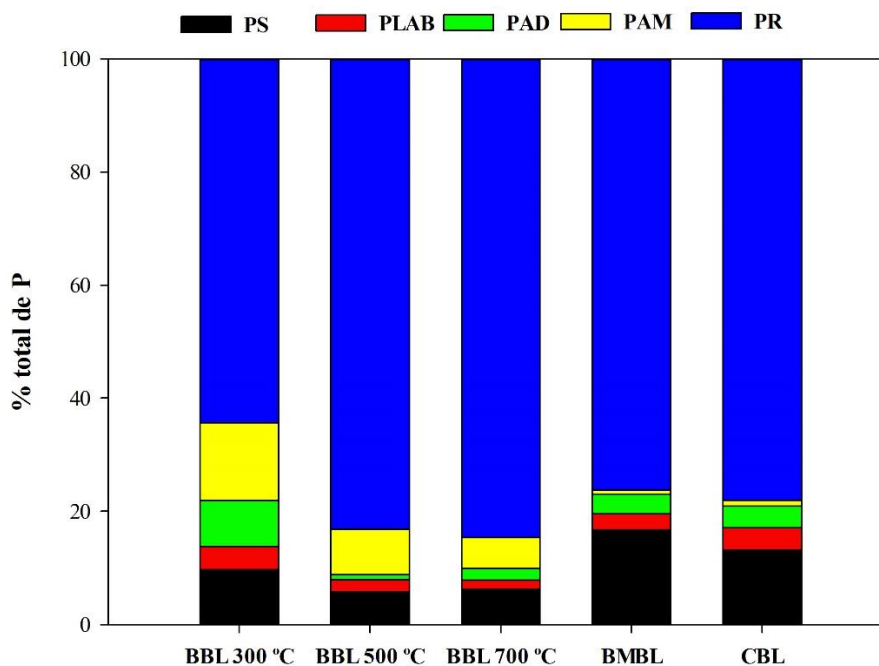
2.3.2 Fracionamento de P

O bagaço da laranja na forma de biocarvões, biomassa e composto apresentaram elevados teores de P, variando as formas em cada tratamento (Tabela 3). O BBL 300 °C apresentou os maiores teores de P solúveis (PS) e maior fração lábil (PLAB), adsorvido (PAD) e associado aos minerais (PAM), enquanto BBL 700 °C os menores teores de P solúveis (PS) e fósforo residual (PR) entre os BBLs. Nos BBLs a fração PS diminuiu conforme o aumento da temperatura de pirólise 29,0; 15,6; 8,4%, uma redução de 291,6 mg kg⁻¹ de P. Entre os produtos na fração PLAB, a menor quantidade foi em BBL 700 °C = 6,9%, e a maior em BBL 300 °C = 39,0%. Quando comparamos todos os tratamentos, o BBL 300 °C apresentou o maior teor de P solúvel (PS), seguidos pelo CBL e BMBL.

Tabela 3. Fracionamento de P em biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa (BMBL) e composto (CBL) do bagaço da laranja.

| Produtos | PS | PLAB | PAD | PAM | PR |
|------------|---------------------------------|---------------|---------------|---------------|-----------------|
| | ----- mg kg ⁻¹ ----- | | | | |
| BBL 300 °C | 406,5 a ± 1,5 | 174,6 a ± 2,1 | 338,4 a ± 6,4 | 578,0 a ± 5,6 | 2705,6 b ± 9,9 |
| BBL 500 °C | 218,7 d ± 1,2 | 82,9 c ± 0,7 | 33,4 d ± 1,2 | 303,1 b ± 1,8 | 3165,1 a ± 8,9 |
| BBL 700 °C | 117,9 e ± 1,6 | 31,1 e ± 2,1 | 39,2 d ± 2,5 | 105,0 c ± 0,3 | 1613,3 d ± 2,0 |
| BMBL | 284,0 c ± 2,9 | 48,7 d ± 1,5 | 58,7 c ± 4,1 | 11,4 e ± 0,5 | 1295,8 e ± 21,9 |
| CBL | 372,0 b ± 1,2 | 110,0 b ± 1,5 | 108,5 b ± 1,6 | 28,6 d ± 0,3 | 2200,5 c ± 21,2 |
| CV % | 0,6 | 1,9 | 3,2 | 1,3 | 0,6 |

P solúvel (PS), P lábil (PLAB), P adsorvido (PAD), P associados aos minerais (PAM) e P residual (PR). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os tratamentos no teste *Scott-Knott* com média de 3 repetições.



P solúvel (PS), P lábil (PLAB), P adsorvido (PAD), P associados aos minerais (PAM) e P residual (PR).

Figura 3. Porcentagem total no fracionamento de fósforo (P) em sequências de extração em biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa (BMBL) e composto (CBL) do bagaço da laranja.

A redução do PS após a conversão para biocarvão se deve a maior acumulação nas formas de minerais fosfatos, devido as temperaturas elevadas (QIAN; JIANG, 2014). A conversão de lodo de esgoto e outros resíduos sólidos para biocarvão por meio da pirólise também aumentaram o P nas frações minerais (HUANG et al., 2017). Já o menor P residual quando o bagaço foi submetido a temperatura de 700 °C, pode estar relacionado a liberação em fase gasosa, com consequente perda (copirólise de tris 2-butoxyethy), que pode variar ~25 a 50% durante a pirólise (HUANG et al., 2017).

Resíduos orgânicos com altas frações solúveis de P, como o CBL, quando não manejados de forma adequada, o nível P no solo pode ultrapassar a taxa de utilização da planta e causar contaminação do solo e da água (KLEINMAN et al., 2002). O biocarvão, por apresentar maiores teores em formas minerais, apresentará taxa de liberação mais lenta de P e potencialmente maior aproveitamento do P (HUANG et al., 2017), e menor risco de contaminação do ambiente.

A fração PAD foi menor em BBL 500 °C = 5,7%, porém igual estatisticamente a BBL 700 °C = 6,7% e a maior em BBL 300 °C = 58,5%. O PAM teve maior participação na

composição dos BBLs e de forma decrescente 56,3; 29,5; 10,2%, nas seguintes temperaturas de pirólise 300; 500; 700 °C, respectivamente. PR apresentou menores de porcentagens de P em BMBL (11,8%) e maior em BBL 500 °C (28,8%).

O P pode ter migrado do PLAB para fração mais estáveis com o aumento na temperatura, o que pode ser explicado pela combustão, a qual atua como uma força motriz direta na conversão de PLAB e PAD ao PAM e PR (QIAN; JIANG, 2014). Em BMBL, o PS representou 16,7% de P, possivelmente em decorrência da BMBL ser rico em compostos orgânicos, se constituindo em fonte de P-orgânico (CERETTA et al., 2010) (Figura 3).

O PS e o PLAB pode ser disponibilizado a curto prazo, acredita-se que o PAD e o PAM torna-se disponível para a planta de médio a longo prazo, e o PR dificilmente poderá ser disponibilizado para as plantas (CROSS; SCHLESINGER, 1995; PANSU; GAUTHEYROU, 2006). Em estudos com biocarvão de lodo de esgoto, Qian e Jiang (2014) observaram que o PAD diminuiu com a elevação da temperatura de pirólise, enquanto PR apresentou altos valores, corroborando os resultados obtidos neste estudo.

Em cama de poedeira (LI et al., 2018) e em lodo de esgoto (QIAN; JIANG, 2014) foram observadas transformações de PLAB a PAM e depois a PR, durante a conversão da biomassa para biocarvão, devido ao aumento da temperatura.

Comparando as frações, o PR foi o mais presente em todos os bioprodutos, tendo aumento nos BBLs com a elevação de temperatura de pirólise. O PS e PLAB foram mais presentes em BMBL e CBL, e foram reduzidos em BBLs quando produzido a 500 e 700 °C, comparado a 300 °C. O PAD foi mais presente em BBL 300 °C, o PAM também decresceu com o aumento da temperatura e foi pouco expressivo em BMBL e CBL (Figura 3).

CONCLUSÕES

Os biocarvões e o composto do bagaço da laranja apresentam características físico-químicas promissoras e potencial para serem utilizados na melhoria da qualidade do solo. O BBL 300 °C e CBL podem ser usados como fonte de P mais prontamente disponível, enquanto que os BBLs 500 e 700 °C, e BMBL como fonte de P de liberação no solo mais lenta. Assim, a produção de biocarvões e do composto de bagaço da laranja, são alternativas para o aproveitamento adequado dos resíduos da produção de suco de laranja, melhorando a fertilidade do solo e reduzindo os riscos ambientais, devido a deposição inadequada. A BMBL possui altos teores de P-solúvel e quando descartada de forma inadequada pode provocar riscos ambientais, e como alternativa a BMBL pode ser utilizada como adubo orgânico, fornecendo nutrientes como o P, principalmente.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EXPORTADORES DE CITROS – ABECITRUS 2007. Disponível em: <http://www.abecitrus.com.br>. Acesso em: 22 junho. 2019.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Embrapa mandioca e fruticultura. 2010.
- BAKATULA, E. N.; RICHARD, D.; NECULITA, C. M.; ZAGURY, G. J. Determination of point of zero charge of natural organic materials. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 8, p. 7823–7833, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1115-7>.
- BARROS, H. R. D. M.; FERREIRA, T. A. P. D. C.; GENOVESE, M. I. Antioxidant capacity and mineral content of pulp and peel from commercial cultivars of citrus from Brazil. **Food Chemistry**, v. 134, n. 4, p. 1892–1898, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.03.090>.
- CERETTA, C. A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593–602, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2010000600009>.
- CETIN, E.; MOGHTADERI, B.; GUPTA, R.; WALL, T. F. Influence of pyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity of biomass chars. **Fuel**, v. 83, n. 16, p. 2139–2150, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2004.05.008>.
- CONTRERAS, E.; SEPÚLVEDA, L.; PALMA, C. Valorization of agroindustrial wastes as biosorbent for the removal of textile dyes from aqueous solutions. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2012, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/679352>.
- CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, 1995. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00023-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00023-4).
- CYPRIANO, D. Z.; DA SILVA, L. L.; MARÍÑO, M. A.; TASIC, L. Orange biomass by-products. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 1, p. 176–191, 2017. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20170014>.
- DA RÓZ, A. L.; RICARDO, J. F. C.; NAKASHIMA, G. T.; SANTOS, L. R. O.; YAMAJI, F. M. Maximization of fixed carbon content in biochar applied to carbon sequestration. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 8, p. 810–814, 2015. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n8p810-814>.
- DEBERNARDI-VÁZQUEZ, T. de J.; AGUILAR-RIVERA, N.; NÚÑEZ-PASTRANA, R. Composting of byproducts from the orange (*Citrus sinensis* (L .) Osbeck) and sugarcane (

Saccharum spp . hybrids) agroindustries. v. 2020, 2020. .

DELUCA, T. H.; MACKENZIE, M. D.; GUNDALE, M. J. Biochar effects on soil nutrient transformations. **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**, , p. 251–270, 2009. <https://doi.org/10.4324/9781849770552>.

DEVI, P.; SAROHA, A. K. Effect of temperature on biochar properties during paper mill sludge pyrolysis. **International Journal of ChemTech Research**, v. 5, n. 2, p. 682–687, 2013. .

DIAS, Y. N.; SOUZA, E. S.; DA COSTA, H. S. C.; MELO, L. C. A.; PENIDO, E. S.; DO AMARANTE, C. B.; TEIXEIRA, O. M. M.; FERNANDES, A. R. Biochar produced from Amazonian agro-industrial wastes: properties and adsorbent potential of Cd²⁺ and Cu²⁺. **Biochar**, v. 1, n. 4, p. 389–400, 2019. DOI 10.1007/s42773-019-00031-4. Available at: <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00031-4>.

DING, Y.; LIU, Y.; LIU, S.; LI, Z.; TAN, X.; HUANG, X.; ZENG, G.; ZHOU, L.; ZHENG, B. Biochar to improve soil fertility. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 36, n. 2, 2016. DOI 10.1007/s13593-016-0372-z. Available at: <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0372-z>.

DOMINGUES, R. R.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, C. A.; DE MELO, I. C. N. A.; MELO, L. C. A.; MAGRIOTIS, Z. M.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE**, v. 12, n. 5, p. 1–19, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884>.

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. DOI 10.1016/j.biortech.2012.03.022. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.022>.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a Computer Analysis System To Fixed Effects Split Plot Type Designs. **Revista Brasileira De Biometria**, v. 37, n. 4, p. 529, 2019. <https://doi.org/10.28951/rbb.v37i4.450>.

FIALHO, L. L. Caracterização da matéria orgânica em processo de compostagem por métodos convencionais e espectroscópicos. , p. 170, 2007.

FIORENTIN, L. D.; MENON, B. T.; BARROS, S. T. D. de; PEREIRA, N. C.; LIMA, O. C. da M.; MODENES, A. N. Isotermas de sorção do resíduo agroindustrial bagaço de laranja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 6, p. 653–659, 2010. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662010000600012>.

FREITAS, T. S. M. de; RIGUETO, C. V. T.; GERALDI, C. A. Q.; LOSS, R. A.; GUEDES, S. F.; ARANDA, D. A. G.; MUCHAVE, G. J.; GONÇALVES, J. de A. Biossorção do bagaço de

laranja (*Citrus sinensis* L . Osbeck) na remoção de corante azul reativo 5G Biosorption of orange bagasse (*Citrus sinensis* L . Osbeck) in the removal of reactive blue 5G dye. , p. 256–266, 2019.

GASKIN, J W; STEINER, C.; HARRIS, K.; DAS, K. C.; BIBENS, B. EFFECT OF LOW-TEMPERATURE PYROLYSIS CONDITIONS ON BIOCHAR FOR AGRICULTURAL USE. v. 51, n. 6, p. 2061–2069, 2008.

GILBERT, N. The disappearing nutrient. **Nature**, v. 461, n. 7265, p. 716–718, 2009. <https://doi.org/10.1038/461716a>.

GLASER, B.; LEHR, V. I. Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–9, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45693-z>.

GLASER, B.; WIEDNER, K.; SEELIG, S.; SCHMIDT, H. P.; GERBER, H. Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 2, p. 667–678, 2015. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0251-4>.

GONZÁLEZ, M. E.; ROMERO-HERMOSO, L.; GONZÁLEZ, A.; HIDALGO, P.; MEIER, S.; NAVIA, R.; CEA, M. Effects of pyrolysis conditions on physicochemical properties of oat hull derived biochar. **BioResources**, v. 12, n. 1, p. 2040–2057, 2017. <https://doi.org/10.15376/biores.12.1.2040-2057>.

GRIZOTTO, R. K.; BUENO, A. P. A.; CAMPOS, A. F.; SIQUEIRA, G. R.; MODESTO, R. T. Silagem do bagaço de laranja aditivada com polpa cítrica peletizada. **Boletim de Indústria Animal**, v. 74, n. 1, p. 17–26, 2017. <https://doi.org/10.17523/bia.v74n1p17>.

H'NG, P. S.; CHAI, E. W.; CHIN, K. L.; PENG, S. H.; WAN-AZHA, W. M.; HALIMATUN, I.; GO, W. Z.; KHOO, P. S.; LEE, C. L.; RAJA-NAZRIN, R. A.; ASHIKIN, S. N. Evolution of Organic Matter Within Sixty Days of Composting of Lignocellulosic Food Industry Waste in Malaysia. **Compost Science and Utilization**, v. 26, n. 1, p. 16–26, 2018. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2017.1342105>.

HAGEMANN, N.; KAMMANN, C. I.; SCHMIDT, H. P.; KAPPLER, A.; BEHRENS, S. Nitrate capture and slow release in biochar amended compost and soil. **PLoS ONE**, v. 12, n. 2, p. 1–16, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171214>.

HAN, Y.; CHEN, X.; WANG, E.; XIA, X. Optimum biochar preparations enhance phosphorus availability in amended mollisols of Northeast China. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v. 79, n. 1, p. 153–164, 2019. <https://doi.org/10.4067/S0718-58392019000100153>.

HOSSAIN, M. K.; STREZOV VLADIMIR, 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>.
- HSU, J. H.; LO, S. L. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. **Environmental Pollution**, v. 104, n. 2, p. 189–196, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00193-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00193-6).
- HUANG, R.; FANG, C.; LU, X.; JIANG, R.; TANG, Y. Transformation of Phosphorus during (Hydro)thermal Treatments of Solid Biowastes: Reaction Mechanisms and Implications for P Reclamation and Recycling. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 18, p. 10284–10298, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02011>.
- ISO 11466 Soil Quality – Extraction of Trace Elements Soluble in Aqua Regia. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland. 1995.
- JAHNEL, M. C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E. J. B. N. Maturidade De Composto De Lixo Urbano. **Scientia Agricola**, v. 56, n. 2, p. 301–304, 1999. <https://doi.org/10.1590/s0103-90161999000200007>.
- KHAN, S.; FAROOQI, A.; DANISH, M. I.; ZEB, A. Biosorption of copper (ii) from aqueous solution using citrus sinensis peel and wood sawdust : utilization in. v. 16, n. August, p. 297–306, 2013.
- KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: De Nutriente À Poluente! **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, n. 8, p. 1713–1721, 2013. <https://doi.org/10.5902/223611706430>.
- KLEINMAN, P. J. A.; SHARPLEY, A. N.; WOLF, A. M.; BEEGLE, D. B.; MOORE, P. A. Measuring Water-Extractable Phosphorus in Manure as an Indicator of Phosphorus in Runoff. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, n. 6, p. 2009–2015, 2002. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.2009>.
- A review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 11, n. 2, p. 403–427, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>.
- LI, H.; DONG, X.; DA SILVA, E. B.; DE OLIVEIRA, L. M.; CHEN, Y.; MA, L. Q. Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. **Chemosphere**, v. 178, p. 466–478, 2017. DOI 10.1016/j.chemosphere.2017.03.072. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.072>.
- LI, M.; LIU, Q.; GUO, L.; ZHANG, Y.; LOU, Z.; WANG, Y.; QIAN, G. Cu(II) removal from aqueous solution by *Spartina alterniflora* derived biochar. **Bioresource Technology**, v. 141, p. 83–88, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.096>.

- LI, W.; FENG, X.; SONG, W.; GUO, M. Transformation of Phosphorus in Speciation and Bioavailability During Converting Poultry Litter to Biochar. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 2, n. May, p. 1–10, 2018. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00020>.
- MACEDO, C. A. B. de; MIZUBUTI, I. Y.; MOREIRA, F. B.; PEREIRA, E. S.; RIBEIRO, E. L. de A.; ROCHA, M. A. da; RAMOS, B. M. de O.; MORI, R. M.; PINTO, A. P.; ALVES, T. C.; CASIMIRO, T. R. Comportamento ingestivo de ovinos recebendo dietas com diferentes níveis de bagaço de laranja em substituição à silagem de sorgo na ração. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. 6, p. 1910–1916, 2007. <https://doi.org/10.1590/s1516-35982007000800027>.
- MARCELINO, I. P.; LOSS, A.; ANDRADE, M. A. N. Aspectos Gerais Do Uso Do Biochar Para Sustentabilidade Com Ênfase Aos Atributos Edáficos: a Revisão. **Portaldeperiodicos.Unisul.Br**, v. 9, p. 301–319, 2020. DOI 10.19177/rgsa.v9e0I2020301-319. Available at: http://portaldeperiodicos.unisul.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/9168.
- MELO, L. C. A.; COSCIONE, A. R.; ABREU, C. A.; PUGA, A. P.; CAMARGO, O. A. Influence of pyrolysis temperature on cadmium and zinc sorption capacity of sugar cane straw-derived biochar. **BioResources**, v. 8, n. 4, p. 4992–5004, 2013. <https://doi.org/10.15376/biores.8.4.4992-5004>.
- MÉSZÁROS, E.; JAKAB, E.; VÁRHEGYI, G.; BOURKE, J.; MANLEY-HARRIS, M.; NUNOURA, T.; ANTAL, M. J. Do all carbonized charcoals have the same chemical structure? 1. Implications of thermogravimetry-mass spectrometry measurements. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 46, n. 18, p. 5943–5953, 2007. <https://doi.org/10.1021/ie0615842>.
- NOVAIS, S. V.; ZENERO, M. D. O.; BARRETO, M. S. C.; MONTES, C. R.; CERRI, C. E. P. Phosphorus removal from eutrophic water using modified biochar. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 825–835, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.03.246. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.246>.
- NOVOTNY, E. H.; MAIA, C. M. B. de F.; CARVALHO, M. T. de M.; MADARI, B. E. Biochar: Carbono pirogênico para uso agrícola - Uma revisão crítica. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 2, p. 321–344, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140818>.
- QIAN, T. T.; JIANG, H. Migration of phosphorus in sewage sludge during different thermal treatment processes. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 2, n. 6, p. 1411–1419, 2014. <https://doi.org/10.1021/sc400476j>.

- QIAN, T. T.; LI, D. C.; JIANG, H. Thermochemical behavior of tris(2-butoxyethyl) phosphate (TBEP) during co-pyrolysis with biomass. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 18, p. 10734–10742, 2014. <https://doi.org/10.1021/es502669s>.
- RODRIGUES, A. C.; BAUM, C. A.; FORMENTINI, J.; BOZZETTO, C.; RITTER, L. G.; ROS, C. O. Da. ATRIBUTOS QUÍMICOS DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COMPOSTADOS. **R. gest. sust. ambient.**, v. 6, n. 1, p. 193–208, 2017. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- SANTOS, J. L. D. dos; SANTOS, L. G. dos; BAHIA, B. L.; SOUZA, W. N. de. Produção e caracterização físico-química de composto orgânico do resíduo de pequi Production and characterization physical chemistry of organic compound from waste of pequi. **Tecnologia e Ciência Agropecuária**, n. 1, p. 19–24, 2015.
- SANTOS, R. A.; GOUVEIA, R. PRODUÇÃO DE BIOETANOL DE BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCARs. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, v. 11, n. 1, p. 27–33, 2009. <https://doi.org/10.1152/ajpccell.00303.2005>.
- SANTOS, S. Biocarvão Associado a Fertilizante E Sua Influência No Aproveitamento De Fósforo Pela. , p. 38, 2015.
- SINGH, B.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; LEHMANN, J.; CSIRO (AUSTRALIA). **Biochar: A Guide to Analytical Methods**. [S. l.: s. n.], 2017. Available at: [https://books.google.co.uk/books?hl=en&lr=&id=ieRrDgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=bi ochar:+a+guide+to+analytical+methods&ots=zBBO1rVDD7&sig=ysnb7inmaSDYu1EHCJS bOkejhg&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.co.uk/books?hl=en&lr=&id=ieRrDgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=bi+ochar:+a+guide+to+analytical+methods&ots=zBBO1rVDD7&sig=ysnb7inmaSDYu1EHCJSbOkejhg&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false).
- SINGH, B.; SINGH, B. P.; COWIE, A. L. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**, v. 48, n. 6–7, p. 516–525, 2010. <https://doi.org/10.1071/SR10058>.
- 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. DOI 10.1016/j.jaap.2011.11.018. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2011.11.018>.
- STRASSBURGER, A. S.; LAMB, C. R. C.; ABICHEQUER, A. D. Resíduos orgânicos da agroindústria vinícola e da atividade avícola como fertilizante no cultivo da alface. *Pesq. Agrop. Gaúcha*, v. 20, ns. 1/2, p. 87-99, 2014.
- STRÖHER, A. P.; MENEZES, M. L. de; FIORENTIN, L. D.; PEREIRA, N. C. Utilização Do Bagaço De Laranja No Tratamento De Efluente Proveniente Da Lavagem De Jeans. **E-Xacta**, v. 5, n. 1, p. 27–37, 2012. <https://doi.org/10.18674/exacta.v5i1.766>.
- TRAN, H. N.; YOU, S. J.; CHAO, H. P. Effect of pyrolysis temperatures and times on the

adsorption of cadmium onto orange peel derived biochar. **Waste Management and Research**, v. 34, n. 2, p. 129–138, 2016. <https://doi.org/10.1177/0734242X15615698>.

TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A.; ITÄVAARA, M. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. **Bioresource Technology**, v. 72, n. 2, p. 169–183, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2).

UCHIMIYA, M.; WARTELLE, L. H.; KLASSON, K. T.; FORTIER, C. A.; LIMA, I. M. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 59, n. 6, p. 2501–2510, 2011. <https://doi.org/10.1021/jf104206c>.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2007. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils - Method 3051A - SW - 846, 1994. Available: URL <http://www.epa.gov/epaosver/hazwaste/test/3051.pdf>.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; MORSELLI, T. B. G. A.; JAHNKE, D. S.; BRUM JR., B. de S.; CABRERA, B. R.; MORAES, P. de O.; LOPES, D. C. N. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Arch. Zootec**, v. 58, p. 59–85, 2009. <https://doi.org/10.1109/wicom.2011.6040239>.

WANG, P.; CHANGA, C. M.; WATSON, M. E.; DICK, W. A.; CHEN, Y.; HOITINK, H. A. J. Maturity indices for composted dairy and pig manures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 5, p. 767–776, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.12.012>.

WANG, Y.; LIN, Y.; CHIU, P. C.; IMHOFF, P. T.; GUO, M. Phosphorus release behaviors of poultry litter biochar as a soil amendment. **Science of the Total Environment**, v. 512–513, p. 454–463, 2015. DOI 10.1016/j.scitotenv.2015.01.093. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.093>.

WIDOWATI, W.; ASNAH, A. Biochar Can Enhance Potassium Fertilization Efficiency and Economic Feasibility of Maize Cultivation. **Journal of Agricultural Science**, v. 6, n. 2, p. 24–32, 2014. <https://doi.org/10.5539/jas.v6n2p24>.

WU, W.; YANG, M.; FENG, Q.; MCGROUTHER, K.; WANG, H.; LU, H.; CHEN, Y. Chemical characterization of rice straw-derived biochar for soil amendment. **Biomass and Bioenergy**, v. 47, p. 268–276, 2012. DOI 10.1016/j.biombioe.2012.09.034. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.034>.

YANG, Y.; CHUN, Y.; SHANG, G.; HUANG, M. pH-dependence of pesticide adsorption by wheat-residue-derived black carbon. **Langmuir**, v. 20, n. 16, p. 6736–6741, 2004. <https://doi.org/10.1021/la049363t>.

YU, H.; ZENG, G.; HUANG, H.; XI, X.; WANG, R.; HUANG, D.; HUANG, G.; LI, J.

Microbial community succession and lignocellulose degradation during agricultural waste composting. **Biodegradation**, v. 18, n. 6, p. 793–802, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10532-007-9108-8>.

ZHAO, L.; CAO, X.; MAŠEK, 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. DOI 10.1016/j.jhazmat.2013.04.015. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>.

3. USO DE BIOCÁRVÕES, BIOMASSA E COMPOSTOS DO BAGAÇO DA LARANJA COMO CONDICIONADOR QUÍMICO DO SOLO NA CULTURA DO ALFACE

RESUMO

Os solos amazônicos, principalmente os Latossolos, apresentam limitações químicas, com destaque para baixa disponibilidade de fósforo (P) e a elevada capacidade de adsorção desse elemento. Grande quantidade de resíduos cítricos, principalmente o bagaço da laranja são gerados pelas agroindústrias, esses resíduos quando mal destinados pode gerar problemas ambientais, pois são ricos em P e outros nutrientes. No entanto, esses resíduos podem ser reaproveitados na forma de biocárvão ou composto, retornando para lavoura em forma de adubação complementar. O uso de resíduos orgânicos, ricos em P é uma alternativa viável para solos da região. O objetivo foi avaliar o uso dos biocárvoes produzidos a 300; 500; 700 °C, biomassa e compostos do bagaço da laranja no crescimento da alface, e como fonte de nutrientes, principalmente P. Os tratamentos consistiram de: solo+SFS, solo+BBL 300 °C, solo+BBL 500 °C, solo+BBL 700 °C, solo+BMBL, solo+CBL. As variáveis de resposta foram: pH do solo, formas de P no solo, análises dos atributos químicos do solo (P, H+Al, Al, Ca e Mg), determinação do carbono orgânico e inorgânico (C_o e C_i), respiração microbiana (RM), carbono da biomassa microbiana (CBM), variáveis fitométricas: altura (ALT), número de folhas (NF), diâmetro do coleto (DC), área foliar (AF), massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca da raiz (MSR), clorofila A (Ca), clorofila B (Cb) clorofila total (Ct), carotenoides (CA) e teores totais de Ca, Mg, K, P, Zn, Cu, Mn, B e Fe. O fósforo total (PT), fósforo associado aos minerais (PAM) e fósforo residual (PR) foram as formas encontradas em maiores concentrações quando foi aplicado o BBL produzido a 700 °C. O fósforo solúvel (PS) predominou no solo+CBL, enquanto o fósforo lábil (PLAB) e o fósforo adsorvido (PAD), maior concentração foi observada em solo+SFS. No fósforo do solo extraído por Mehlich, o tratamento com SFS apresentou maior concentração, seguido de solo+BBL 300 °C, solo+CBL, já os demais tratamentos não apresentaram diferença entre si. A aplicação de CBL no solo proporcionou maior crescimento das plantas de alface, para todas as variáveis fitométricas, com exceção da MVR, na qual a maior média foi observada nos tratamentos solo+BMBL, solo+CBL. Todos os tratamentos elevaram os teores de P nos tecidos foliares das plantas de alface e elevaram o crescimento.

Palavras-chave: Adubação, citricultura, *Lactuca sativa* L., *Citrus sinensis* (L.) Osbeck.

USE OF BIOCHAR, BIOMASS AND ORANGE BAGASS COMPOUNDS AS CHEMICAL CONDITIONER FOR SOIL IN LETTUCE CULTURE

ABSTRACT

Amazonian soils, especially Oxisols, have chemical limitations, with emphasis on the low availability of phosphorus (P) and the high adsorption capacity of this element. A large amount of citrus residues, mainly orange bagasse, are generated by agribusinesses, these residues when misused can generate environmental problems, as they are rich in P and other nutrients. However, these residues can be reused in the form of biochar or compost, returning to crops in the form of complementary fertilization. The use of organic residues, rich in P is a viable alternative for soils in the region. The objective was to evaluate the use of biochar produced at 300; 500; 700 °C, biomass and orange bagasse compounds in the growth of lettuce, and as a source of nutrients, mainly P. The treatments consisted of: soil+SFS, soil+BBL 300 °C, soil+BBL 500 °C, soil+BBL 700 °C, solo+BMBL, solo+CBL. The response variables were: soil pH, forms of P in the soil, analysis of the chemical attributes of the soil (P, H + Al, Al, Ca and Mg), determination of organic and inorganic carbon (C_o and C_i), microbial respiration (RM), microbial biomass carbon (CBM), phytometric variables: height (ALT), number of leaves (NC), stem diameter (DC), leaf area (AF), dry mass of the aerial part (MSPA), mass root dryness (MSR), chlorophyll A (Ca), chlorophyll B (Cb) total chlorophyll (Ct), carotenoids (CA) and total levels of Ca, Mg, K, P, Zn, Cu, Mn, B and Fe. Total phosphorus (PT), phosphorus associated with minerals (PAM) and residual phosphorus (PR) were the forms found in higher concentrations when BBL produced at 700 °C was applied. Soluble phosphorus (PS) predominated in soil+CBL, while labile phosphorus (PLAB) and adsorbed phosphorus (PAD), the highest concentration was observed in soil+SFS. In the soil phosphorus extracted by Mehlich, the treatment with SFS showed the highest concentration, followed by soil+BBL 300 °C, soil+CBL, whereas the other treatments showed no difference between them. The application of CBL in the soil provided greater growth of lettuce plants, for all phytometric variables, with the exception of MVR, in which the highest average was observed in the treatments soil+BMBL, soil+CBL. All treatments increased the levels of P in the leaf tissues of the lettuce plants and increased the growth.

Keywords: Fertilizing, citriculture, *Lactuca sativa* L., *Citrus sinensis* (L.) Osbeck.

3.1. INTRODUÇÃO

Os solos amazônicos, principalmente os Latossolos, apresentam limitações químicas, com destaque para a elevada acidez, baixa concentração de nutrientes e a elevada capacidade de adsorção do fósforo (P) (SOUZA et al., 2018; VALE JÚNIOR et al., 2011). Solos com estas características exigem correções da acidez e adubações intensivas, principalmente fosfatadas, para atingir altas produtividade. Diante das elevadas quantidades exigidas nas adubações (SOUZA et al., 2018) e do curto espaço de tempo para esgotamento das reservas mundiais (GILBERT, 2009), pesquisas devem ser desenvolvidas para possibilitar fontes alternativas e eficiente para adubação fosfatada (NOVAIS et al., 2018). Dentre as fontes alternativas importantes de P, são os resíduos da agroindústria, que normalmente são ricos em compostos orgânicos e nutrientes, com potencial para substituir parcialmente os fertilizantes minerais (HIJBEEK; VAN LOON; ITTERSUM, 2019).

No Brasil, grande quantidade de resíduos cítricos, principalmente o bagaço da laranja são gerados pela agroindustriais (GONZAGA et al., 2018), dependendo da região do Brasil, são subaproveitados e dispostos de forma inadequada, causando danos ambientais. Os resíduos cítricos geralmente causam um grave problema ambiental, pois são ricos em carboidrato e água, conteúdo altamente fermentável (VAN HEERDEN et al., 2002). A conversão desses resíduos em biocarvão ou em outros produtos como o composto pode ser uma alternativa para o manejo agrônomico, reduz o descarte do bagaço e o desperdício.

O uso do biocarvão incorporado ao solo armazena carbono, melhora a qualidade nutricional e aumenta crescimento e produtividade das plantas, especialmente em solos altamente intemperizados com elevada acidez, baixo teor de argila e baixa fertilidade (JIEN; WANG, 2013). Outros produtos que podem ser utilizados no solo, são a biomassa e composto do bagaço da laranja. Todos estes compostos orgânicos são materiais ricos em nutrientes e contêm quantidades substanciais de C, que é necessário aos microrganismos para crescimento (SIEDT et al., 2020).

Os compostos contêm uma grande variedade de macro e micronutrientes e podem substituir parcialmente os fertilizantes minerais (HIJBEEK; VAN LOON; ITTERSUM, 2019). Antunes et al. (2016) encontraram em seu estudo que o uso de resíduos agroindustriais como fonte de nutrientes, melhoram as características do solo em fornecer nutrientes e aumentaram o crescimento de acácia-negra.

O solo contém formas de P orgânico (P-orgânico) e mineral (P-inorgânico), em sua maior parte o P total é composto de fósforo pouco solúvel, indisponíveis ou insuficiente para as plantas (GUEDES et al., 2020; MURPHY; SIMS, 2012). O conhecimento do conteúdo de fósforo e suas frações no solo, podem auxiliar na definição das adubações e avaliar possíveis risco de contaminação do meio ambiente (ESTELLER et al., 2009), além de identificar as frações de P com potenciais de mobilização e circulação na natureza (PAKUŁA; KALEMBASA, 2008).

A alface (*Lactuca sativa* L.) é uma hortaliça mundialmente produzida e consumida de forma crua, possui propriedades nutracêutica, fonte de vitaminas, sais minerais e baixo valor energético (HAMASAKI et al., 2000). A alface é considerada cultura bastante exigente em P, o qual atua na regulação da síntese proteica, no desenvolvimento das plantas, e é fonte de energia, além de estimular o crescimento radicular. Essas características a torna uma planta indicadora, sendo utilizada para testar a eficiência dos biocarvões, biomassa e composto em fornecer P.

Este trabalho avaliou o uso dos biocarvões produzidos a 300; 500; 700 °C, biomassa e compostos do bagaço da laranja no crescimento da alface, e como fonte de nutrientes, principalmente fósforo.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O experimento foi realizado em casa de vegetação localizada na área de Solos da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, localizada no município de Belém, Pará.

3.2.2 Caracterização do solo

O solo utilizado foi coletado em área de floresta secundária com mais de 20 anos, retirado na camada arável de 0-20 cm, classificado com Latossolo Amarelo Distrófico típico (EMBRAPA, 2013). Após coleta, o solo foi submetido a análise química (Tabela 1), seguindo metodologia descrita por Teixeira et al. (2017).

Tabela 1. Caracterização química do Latossolo Amarelo, amostrado na camada de 0-20 cm de profundidade. Belém – Pa.

| Amostra | pH | N | P ⁽¹⁾ | K ⁺ ⁽¹⁾ | Ca ²⁺ ⁽²⁾ | Mg ²⁺ ⁽²⁾ | Na ⁺ ⁽¹⁾ | Al ³⁺ ⁽³⁾ | H+Al ³⁺ |
|---------|------------------|------|---------------------|--|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|--------------------|
| - | H ₂ O | % | mg kg ⁻¹ | ----- cmol _c kg ⁻¹ ----- | | | | | |
| 0-20 | 4,33 | 0,05 | 11,07 | 0,03 | 0,10 | 0,07 | 0,06 | 1,58 | 6,14 |

⁽¹⁾ extração Mehlich⁻¹; ⁽²⁾ extração KCl 1,00 mol L⁻¹; ⁽³⁾ extração acetato de cálcio 0,05 mol L⁻¹.

3.2.3 Tratamentos

Os tratamentos consistiram no uso de biocarvões do bagaço de laranja produzidos a 300 °C; 500 °C; 700 °C (BBL), biomassa do bagaço da laranja (BMBL) e compostos do bagaço da laranja (CBL), e adubação química do solo com superfosfato simples (SFS), de acordo com a recomendação para cultura (BRASIL; CRAVO; VIÉGAS, 2020), como controle.

Para a produção dos tratamentos, o bagaço da laranja (BBL) foi seco ao sol sob lona preta por período de 20 dias, assim removendo o excesso de umidade. Para a produção dos biocarvões, foram pesados 300 gramas de bagaço de laranja, repetindo o processo para cada temperatura estudada, colocados em cadinhos de porcelanas com tampas e levados ao forno tipo mufla (Quimis, modelo – Q318M24) em condições limitadas de oxigênio, com uma taxa de aquecimento de 3,3 °C min⁻¹, a temperatura de 300; 500 e 700 °C. Quando atingido a temperatura desejada, o bagaço de laranja foi pirolisado por 60 min. Após a pirolise, os biocarvões foram deixados para arrefecer até temperatura ambiente no forno. Após o arrefecimento os biocarvões foram pesados, triturados, peneirados em malha de 100 mesh e armazenados em recipientes plásticos herméticos.

A biomassa do bagaço da laranja (BMBL) foi oriunda de amostras do material fresco úmido, o qual foi seco em estufa por 72 h em temperatura de 65 °C, e trituradas em moinho de facas tipo Willey, peneiradas a 20 mesh e armazenados em recipientes plásticos herméticos.

Para a produção do composto do bagaço da laranja (CBL), o bagaço com maior granulometria de 80 mm foi posto para decompor em três recipientes com furos na parte inferior para drenar o excesso de umidade e assim prevenir reações anaeróbica. Uma quantidade de 10 kg foi colocada em cada um recipiente, e revolvido a cada 10 dias, em ambiente protegido da chuva, a temperatura ambiente, por período de 60 dias, até que fosse formado húmus e estivesse a temperatura ambiente (H'NG et al., 2018). Ao fim do processo de compostagem o composto foi seco ao sol por 24 horas, o material foi moído em gral (almofariz) de porcelana e peneirado a 20 mesh.

3.2.4 Delineamento experimental

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, com seis tratamentos e cinco repetições, totalizando 30 unidades experimentais. Os tratamentos foram organizados na seguinte forma: T1= solo+SFS (controle), T2= solo+BBL 300 °C, T3= solo+BBL 500 °C, T4= solo+BBL 700 °C, T5= solo+BMBL, T6= solo+CBL.

Para a adubação fosfatada foram utilizados doses de 0,5 g kg⁻¹ de superfosfato simples (SFS), com 20% de P, correspondente a 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅ quantidade essa baseada na demanda da cultura (87,4 kg ha⁻¹) (BRASIL; CRAVO; VIÉGAS, 2020) e doses de BBL a 300; 500; 700 °C, BMBL e CBL, na quantidade de 10,38; 11,38; 22,78; 21,74; 15,49 g kg⁻¹, baseado nos teores totais de 4210; 3840; 1920; 2010; 2820 mg kg⁻¹, respectivamente, visando padronizar as quantidades de P aplicadas, entre o controle e os demais tratamentos. As doses foram incorporadas ao solo (peneirado e seco ao ar) em vasos, com capacidade para 1 kg, de acordo com os tratamentos permanecendo incubados por 30 dias, a umidade foi mantida sob capacidade de campo e sendo revolvido a cada 5 dias.

Após o período de incubação sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) cultivar Mônica Sf 31 foram semeadas (5 sementes por vaso). Dois dias após a semeadura teve início a germinação. Dez dias após a germinação foi realizado o desbaste, deixando uma planta por vaso. O solo foi irrigado com água destilada, visando manter a umidade a 70% do volume total dos poros, aferida pela pesagem diária dos vasos, durante todo o período experimental.

Em todos tratamentos foi utilizada adubação nitrogenada (90 kg ha⁻¹ de N), com 0,1 g kg⁻¹ de ureia, e potássica (120 kg ha⁻¹ de K₂O), com 0,1 g kg⁻¹ de cloreto de potássio (BRASIL; CRAVO; VIÉGAS, 2020). Quantidades essas diluídas em água e aplicadas individualmente em cada repetição 10 dias após a germinação das plantas de alface.

3.2.5 Variáveis de resposta

Após 30 dias de incubação do solo com os tratamentos, foram realizadas as análises químicas, após o solo ser coletado, seco ao ar e peneirado (20 mesh). O pH do solo foi determinado em água, com 1 h em equilíbrio na proporção (1:10) (sólido : solução) (SINGH et al., 2017). O pH foi aferido pelo pHmetro utilizando um eletrodo de vidro (TecnoPON 210).

As análises dos atributos químicos (P, H+Al, Al, Ca e Mg) foram realizadas após o período de incubação do solo, seguindo metodologia descrita por Teixeira et al. (2017). O P foi extraído por Mehlich⁻¹ (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) e determinado pela formação de complexo fósforomolibdico, obtido após redução do molibdato com ácido ascórbico e lido por espectrofotometria. A acidez potencial (H+Al) foi extraída por acetato de cálcio tamponado a pH 7,0 e determinado por volumetria com solução de NaOH, em presença de fenolftaleína como indicador.

Os cátions trocáveis (Al³⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺) foram extraídos utilizando a solução extratora KCl 1 mol L⁻¹ determinados (Ca+Mg) por volumetria com solução 0,025 N de EDTA e Ca adicionando 2 mL de trietanolamina e 3 mL de KOH a 10% e uma pitada do indicador murexida, titulando com EDTA 0,025 N, o Mg foi obtido por diferença dos dois resultados, o Al determinado volumetria com indicador fenolftaleína a 1% e titulado com NaOH 0,025 N.

Para a determinação do carbono orgânico (C_o) e inorgânico (C_i) no solo, os cadinhos foram previamente pesados e anotado as suas massas, em seguida 5 g de cada tratamento foram adicionados aos cadinhos em triplicata, e levados a estufa a 105 °C por 18 h. No C_o as amostras foram levadas a mufla a 450 °C por 4 h, para o C_i as amostras foram levadas a mufla a 950 °C por 4 h, com o tempo marcado somente quando a temperatura fosse atingida, após os cadinhos esfriarem foram pesados (HOUBA et al., 1995).

Cálculos para a determinação:

$$C_o = (MI - MF \text{ a } 450 \text{ } ^\circ\text{C}) * 0,273 \quad (1)$$

$$C_i = (MI - MF \text{ a } 950 \text{ } ^\circ\text{C}) * 0,273 \quad (2)$$

Onde:

MI = Massa inicial seca

MF = Massa final residual

0,273 = Constante

Para a respiração microbiana (RM) do solo, foi coletado 15 g de solo de cada tratamento em triplicata e que estava armazenado em geladeira, e colocados em potes hermeticamente fechados junto Becker de 50ml colocar 15 mL de NaOH 0,5M, armazenados por um período de 10 dias em ambientes sem luminosidade. Após a incubação, foi pipetado 4 mL de NaOH e

transferido para Erlenmeyer de 125 mL, em seguida adicionado 4 mL de BaCl₂ a 1M, e acrescentado 5 gotas de fenolftaleína a 1%, e realizado a titulação com HCl 0,5M, seguindo a metodologia descrita por (MENDONÇA; MATOS, 2005).

Para o carbono da biomassa microbiana (CBM) foi coletado 10 g de solo de cada tratamento em triplicata e que estava armazenado em geladeira. E colocados em Becker com três petições para irradiar, e mais três repetições em erlenmeyer de 125 mL para as não irradiar em micro-ondas. Após a irradiação foi adicionado 40 mL da solução extratora de K₂SO₄ 0,5 M, tanto nas amostras e irradiadas quanto nas não irradiadas, e levadas a agitador horizontal por 30 min com rotação de 125 e após deixadas para decantar por 30 min, o sobrenadante foi filtrado em papel filtro. Em seguida pipetado 10 mL do extrato e transferido para um erlenmeyer de 250ml, e adicionar 2 mL de K₂Cr₂O₇ 0,066 M + 10 mL de H₂SO₄ + 50ml de água destilada + 3 gotas de ferroin e titulado com o sulfato ferroso amoniacal 0,03 M, seguindo a metodologia descrita por (MENDONÇA; MATOS 2005).

O quociente metabólico (qCO₂) do solo foi quantificado pela seguinte equação:

$$qCO_2 = \frac{[(RM/CBM:C)/1000]}{240} \quad (1)$$

Onde:

RM = Respiração microbiana

CBM:C = Carbono da biomassa microbiana:Carbono

1000 = Constante

240 = Constante

A relação CBM:C é adquirida pela expressão:

$$CBM:C = \frac{(CBM/1000)}{Corg.100} \quad (2)$$

Onde:

CBM = Carbono da biomassa microbiana

Corg = Carbono orgânico

1000 = Constante

100 = Constante

Para o fracionamento de P, o solo foi coletado 30 dias após a incubação nos vasos, seco ao ar e peneirados a 20 mesh e armazenado em sacos de polietileno. Foram extraídas as concentrações de P solúvel (PS)_{H₂O}, P lábil (PLAB)_{NaHCO₃}, P adsorvido (PAD)_{NaOH}, P associados aos minerais (PAM)_{HCl}, por Água Milli-Q, NaHCO₃ 0,5 M, NaOH 0,1 M e HCl 1 M, respectivamente, sendo o P residual obtido pela diferença da soma de todas as frações subtraídas do P total, extraído pelo método EPA 3051A (QIAN; JIANG, 2014). Foi utilizado para a

extração sequencial, 1 g sólido para 50 mL de solução. A mistura foi agitada a 30 rpm a temperatura ambiente por 24 h e centrifugado a $4080 \times g$ por 20 min. O sobrenadante foi filtrado e armazenado em balão volumétrico de 50 mL. E em sequência as soluções extratoras foram adicionadas sobre o sólido remanescente conforme cada fração de P. Os teores nas frações foram quantificados pelo método do azul de fosfomolibdato (WANG et al., 2015) em triplicatas. As provas em branco sem adição de amostra foram incluídas.

As plantas foram coletadas 70 dias após a semeadura. As variáveis fitométricas foram: altura (ALT), número de folhas (NF), diâmetro do coleto (DC), área foliar (AF), massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca da raiz (MSR), clorofila A (*Ca*), clorofila B (*Cb*) clorofila total (*Ct*), carotenoides (CA). A ALT foi mensurada manualmente com auxílio de régua, o NF, foram contadas após a colheita, o DC foi mensurando com paquímetro digital, o AF foi quantificado pelo aparelho medidor de área foliar LI-3100C (LI-COR), MVR e MVPA foram determinadas por meio da pesagem do material verde, logo após a colheita. Em seguida, as partes das plantas (raízes e folhas) foram armazenadas em sacos de papel e secas em estufa de circulação forçada de ar à temperatura de 65 °C por um período de 72 h. Imediatamente após a retirada da estufa houve pesagem para determinar MSPA e MSR.

Para determinação do teor total de clorofila e carotenoides, as folhas de alface foram lavadas e armazenadas em freezer a -80 °C, antes da extração. Para a extração foi utilizando 0,1 g de tecido foliar no qual foi macerado na presença de CaCO_3 , areia + 5 mL de acetona 80%, o extrato obtido foi transferido para erlenmeyer de 25 mL e completado o volume com água destilada. Os pigmentos fotossintéticos foram medidos por absorvância na faixa espectral de 470, 646,8 e 663,2 nm, por espectrofotômetro, seguindo a metodologia descrita por Lichtenthaler (1987).

Os teores totais de Ca, Mg, K, P, Zn, Cu, Mn, e Fe nas plantas de alface, foram determinados segundo o método de análise de tecidos vegetais (EMBRAPA, 2000). A digestão ocorreu em meio aos ácidos nítrico e perclórico em bloco digestor. Foi utilizado 500 mg de material vegetal, colocado em tubos digestor e digerido com ácido nítrico (65%) e perclórico (70%). Foi adicionado 4,0 mL de ácido nítrico deixado em repouso por aproximadamente 12 horas, e aquecido gradativamente até 120 °C, permanecendo nesta temperatura até cessar totalmente o desprendimento de NO_2 . Em seguida adicionado 2,0 mL de ácido perclórico e a temperatura foi aumentada de forma gradativa para 180 °C. A temperatura foi mantida até o extrato apresentar aparência incolor, esfriado e completado o volume para 25 mL com água ultrapura. A quantificação foi feita por meio de espectroscopia de emissão atômica de plasma

(Agilent 4200 MP-AES). Todas as amostras foram analisadas em triplicatas, e adicionadas amostras em branco de reagente.

O boro foi extraído pelo método incineração via seca que compreendeu em duas etapas: a de incineração da matéria seca e a de dissolução das cinzas em meio ácido. Foi adicionado 500 mg do material vegetal em cadinho de porcelana e levados ao forno mufla a uma temperatura 500 °C por uma duração de 3 h. As cinzas obtidas a parti desse processo foram dissolvidas adicionando-se 25 mL de HCl 1 M L⁻¹. Foi adicionado uma prova em branco adotando os mesmos procedimentos, excluindo apenas a colocação do material vegetal para incineração. A determinação de boro foi realizada por espectrofotometria com azometina – H, o boro reage com azometina-H e forma um complexo amarelo que absorve a luz na região de 460 nm (SILVA, 2009).

3.2.6 Análise estatística

Foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk nos dados, sendo considerados normais. Os resultados das análises químicas e microbiológicas do solo sob a aplicação de superfosfato simples, biocarvões, biomassa, composto, fracionamento do P, variáveis fitométricas e teores totais dos tecidos vegetais foram submetidos ao teste de scott-knott de comparação de médias ($p < 0,05$), utilizando o software Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2019).

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O pH do solo sob aplicação dos produtos derivados do bagaço de laranja, apresentaram faixa de pH ideal para o cultivo das culturas (MARTINS, 2005), com o maior valor sob aplicação de BBL a 700 °C, e menor em SFS (Figura 4). A redução da acidez se deu na seguinte ordem crescente: CBL; BBL 300 °C; BMBL; BBL 500 °C e BBL 700 °C.

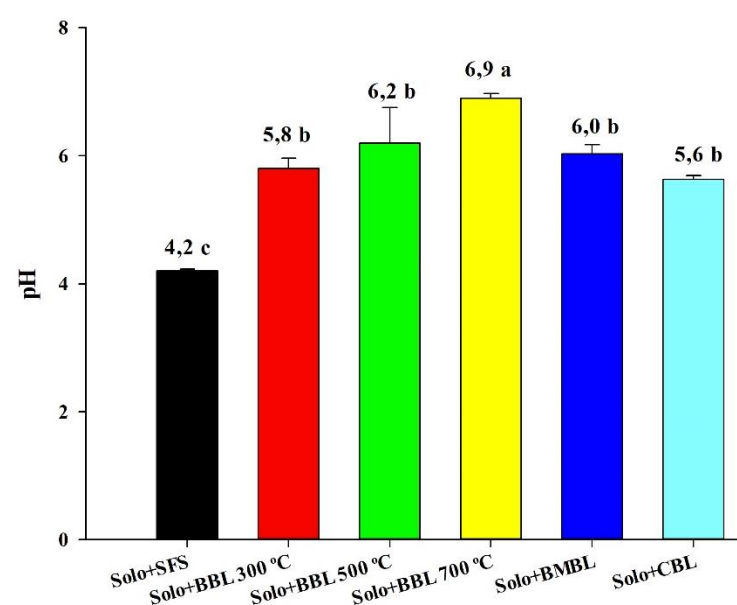


Figura 1. pH do solo sob aplicação de superfosfato simples (SFS), biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa de bagaço da laranja (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL), após o cultivo da alface.

Biocarvões são capazes de tamponar a acidez do solo (WINDEATT et al., 2014), podendo aumentar o pH de solos ácidos, desde que o pH do biocarvão seja superior ao do solo (VAN ZWIETEN et al., 2010; YUAN; XU; ZHANG, 2011). A alcalinidade do biocarvão é devida aos grupos funcionais de superfície e compostos orgânicos, carbonatos, e bases inorgânicas (CHEAH; MALONE; FEIK, 2014; SINGH; SINGH; COWIE, 2010). Os grupos funcionais de superfície orgânicos e carbonatos (CaCO_3 e MgCO_3), reagem lentamente com o H^+ e contribui para o tamponamento do pH (MAO et al., 2012). A elevação do pH do solo promovida pela BMBL pode ser relacionada a maior degradação da biomassa, e pela adsorção de íons H^+ por ânions dos compostos orgânicos (MANTOVANI; FERREIRA; CRUZ, 2005), similar ao que ocorre com o CBL.

Os teores de carbono orgânico (C_o) e carbono inorgânico (C_i) foram encontrados em maiores concentrações nos tratamentos contendo solo+BBL 700 °C e Solo+CBL, Solo+SFS respectivamente (Tabela 2). O C_o e C_i do solo são importantes para o sustentação da produção agrícola, proporcionam maior retenção de nutrientes, como o N, P e K, e água, além de fornecer estruturas favoráveis para o desenvolvimento de microrganismos, promovendo a estruturação dos solos (ONI; OZIEGBE; OLAWOLE, 2019).

Tabela 2. Atributos químicos e biológicos do solo após aplicação superfosfato simples (SFS), biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa de bagaço da laranja (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL).

| Tratamentos | C_o | C_i | P ⁽¹⁾ | H+Al ³⁺ | Al ³⁺ ⁽³⁾ | Ca ²⁺ ⁽²⁾ | Mg ²⁺ ⁽²⁾ | RM | CBM | qCO ₂ |
|-----------------|----------------------------|-------------|---------------------|---|---------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---------------------|--|------------------|
| | --- g kg ⁻¹ --- | | mg kg ⁻¹ | -----cmol _c kg ⁻¹ ----- | | | mgCO ₂ g ⁻¹ | mg kg ⁻¹ | mg C-CO ₂ g ⁻¹ CBM h ⁻¹ | |
| Solo+SFS | 7,0 d ± 0,3 | 4,0 a ± 0,3 | 29,9 a ± 2,0 | 7,2 a ± 0,4 | 1,7 a, ± 0,0 | 0,2 e ± 0,0 | 0,1 d ± 0,0 | 18,8 a ± 2,2 | 2272.6 b ± 78,7 | 0,02 e ± 0,0 |
| Solo+BBL 300 °C | 9,0 b ± 0,0 | 3,0 b ± 0,1 | 20,6 b ± 0,9 | 5,8 b ± 0,2 | 0,3 b ± 0,0 | 0,4 d ± 0,0 | 0,4 a ± 0,0 | 24,0 a ± 3,8 | 681.6 d ± 136,3 | 0,15 a ± 0,0 |
| Solo+BBL 500 °C | 9,6 b ± 0,6 | 3,0 b ± 0,5 | 15,2 d ± 0,0 | 5,4 b ± 0,4 | 0,0 d ± 0,0 | 0,5 c ± 0,0 | 0,4 b ± 0,0 | 18,8 a ± 2,2 | 1318.3 c ± 78,7 | 0,05 d ± 0,0 |
| Solo+BBL 700 °C | 10,6 a ± 0,6 | 2,3 c ± 0,3 | 16,5 d ± 0,2 | 4,6 c ± 0,5 | 0,0 d ± 0,0 | 0,2 e ± 0,0 | 0,4 c ± 0,0 | 17,7 a ± 2,2 | 3727.3 a ± 273,8 | 0,02 e ± 0,0 |
| Solo+BMBL | 9,0 b ± 1,1 | 3,0 b ± 0,3 | 14,6 d ± 0,4 | 5,7 b ± 0,0 | 0,0 d ± 0,0 | 0,9 b ± 0,0 | 0,2 d ± 0,0 | 15,4 a ± 2,2 | 650.0 d ± 55,1 | 0,07 c ± 0,0 |
| Solo+CBL | 8,3 c ± 0,6 | 6,3 a ± 0,3 | 18,3 c ± 0,8 | 5,5 b ± 0,4 | 0,1 c ± 0,0 | 1,0 a ± 0,0 | 0,1 d ± 0,0 | 14,0 a ± 4,4 | 454.3 d ± 78,7 | 0,12 b ± 0,0 |
| CV % | 6,45 | 10,53 | 5,2 | 6,8 | 11,4 | 6,8 | 9,7 | 16,8 | 9,3 | 9,2 |

Carbono orgânico (C_o), Carbono inorgânico (C_i), ⁽¹⁾ extração Mehlich⁻¹; ⁽²⁾ extração KCl 1,00 mol L⁻¹; ⁽³⁾ extração acetato de cálcio 0,05 mol L⁻¹, respiração microbiana (RM), carbono da biomassa microbiana (CBM) quociente metabólico (qCO₂). Letras diferentes indicam diferenças significativas (P <0,05) entre os tratamentos no teste *Scott-Knott* com média de 3 repetições.

O C_o contido no biocarvão produzido a partir de resíduos agrícolas é constituído geralmente de estruturas aromáticas policondensadas, caracterizadas pela ligação em forma de

anel benzênico de átomos de C com O ou H (LEHMANN; JOSEPH, 2009). Ligações entre C-O e C-H formam as estruturas aromáticas estáveis do biocarvão e mostram o grau de aromaticidade dos compostos. A carbonização de resíduos em ambiente com baixas concentrações de oxigênio e temperaturas elevadas, gera biocarvões com alta concentração de C_o, e quando aplicados no solo, favorecem maiores concentrações (BRAADBAART et al., 2004; PETTER et al., 2009; HAMMES et al., 2006).

A adição do composto orgânico no solo promove o aumento dos teores de C_i por meio da mineralização dos compostos contidos na matéria orgânica, sofre o impacto dos processos de respiração biótica do solo, que por sua vez podem alterar o pH do solo e a disponibilidade de nutrientes (FAURIEL; LALOUI, 2012; HANSON et al., 2000; ZHAO et al., 2016).

No P do solo, o tratamento com SFS proporcionou maior concentração, seguido de solo + BBL 300 °C, solo + CBL, já os demais tratamentos não apresentaram diferença entre si (Tabela 2). O P encontrado em maior quantidade no solo+SFS pode estar relacionado a maior solubilidade do SFS e conseqüentemente uma maior adsorção pelos óxidos, já que no tratamento não foi adicionado calcário. A adsorção de fosfato pelos solos é influenciada pelos minerais superficiais (Fe-OH e Al-OH), onde o fosfato é adsorvido por meio de troca e ligações covalentes (BROGGI et al., 2010).

Biocarvões, dependendo da temperatura de pirólise e da matéria prima que é produzido tem a característica de liberar P de forma lenta, pois a sua recalcitrância interfere na solubilização do P contido na sua estrutura e nas taxas de reações de adsorção e dessorção (KUZUYAKOV et al., 2009).

Os tratamentos contendo BBL em todas as temperaturas estudadas, além da BMBL e CBL reduziram significativamente a acidez potencial (H+Al) e o alumínio (Al) presente no solo, além de terem promovido a adição de Ca e Mg ao solo, diferente do que ocorreu com o solo+SFS, que manteve as elevadas concentrações de H+Al e Al e menores de Ca e Mg (Tabela 2). Cátions como Ca e Mg formam carbonatos durante o processo de pirólise (BREWER et al., 2012; ENDERS et al., 2012), esses carbonatos reagem com H⁺ e as espécies monoméricas de Al em solos ácidos, e assim aumentam o pH do solo e diminuem a acidez trocável e adsorção de fosfato (NOVAK et al., 2009).

A respiração microbiana (RM) do solo não foi alterada significativamente pelos tratamentos (Tabela 2). Estudos indicam que biocarvões promovem mudanças benéficas na comunidade microbiana, estimula o crescimento de fungos e bactérias, bem como a respiração microbiana do solo (JONES et al., 2012).

No carbono da biomassa microbiana (CBM) foi observado maiores concentrações no tratamento com solo+BBL 700 °C. Esse aumento se dá possivelmente em função de uma maior porosidade e ao ambiente propício para a proliferação microbiana em biocarvões produzidos em elevadas temperaturas, esses resultados corroboram com a maior concentração de C_o em solo+BBL 700 °C (Tabela 2). Biocarvões absorvem os nutrientes do solo em sua superfície e mantem biodisponível, aumentando a biomassa microbiana, afeta a ciclagem de nutrientes, o crescimento da planta, bem como a mineralização de carbono orgânico do solo (LEHMANN et al., 2011b; OLIVEIRA et al., 2021). A adição de biocarvão de casca de café promoveu aumento do CBM em solos cultivados com melancia (MEDEIROS et al., 2020).

O maior valor de quociente metabólico (qCO₂) foi encontrado no tratamento contendo solo+BBL 300 °C, já o tratamento controle solo+SFS e solo+BBL 700 °C apresentaram os menores valores (Tabela 2). Em biocarvão de esterco produzido em temperatura de pirólise acima de 500 °C, reduziu o qCO₂ (ZHOU et al., 2017). A redução de qCO₂ pode estar associada a um aumento da porosidade e área de superfície em biocarvão pirolisado em altas temperaturas, que promove uma melhor agregação e aeração do solo (HARVEY et al., 2012; NOVAK, J. M. et al., 2010; ZIMMERMAN, 2010), proporcionando uma maior eficiência na conversão de carbono lábil em biomassa microbiana (PICEK; ŠIMEK; ŠANTRŮČKOVÁ, 2000). Esses resultados corroboram com este estudo, onde o solo+BBL 300 °C, solo+BMBL e solo+CBL apresentaram maiores valores de qCO₂ quando comparados aos demais tratamentos. A redução do qCO₂ ocorre quando há uma maior eficiência na utilização de recursos do ecossistema pela biomassa microbiana, onde menos CO₂ é perdido pela respiração e maior quantidade de C é incorporada a sua biomassa (CUNHA et al., 2011).

No fracionamento de P no solo, o fósforo total (PT), fósforo associado aos minerais (PAM) e fósforo residual (PR) foram encontrados em maiores concentrações no tratamento sob aplicação de BBL 700 °C, o fósforo solúvel (PS) em solo+CBL, e fósforo lábil (PLAB), fósforo adsorvido (PAD) em solo+SFS (Tabela 3). O aumento da solubilidade do P no solo sob aplicação dos BBLs, com exceção ao BBL 700 °C, pode estar relacionado à redução das frações PLAB, PAD e PAM. A aplicação de biocavão em solo do cerrado causou a redução das concentrações de P-Al, o que pode ter ocorrido pelo efeito do biocavão sobre redução da acidez potencial (H+Al) (SCHILLING, 2018), corroborando com os resultados deste trabalho.

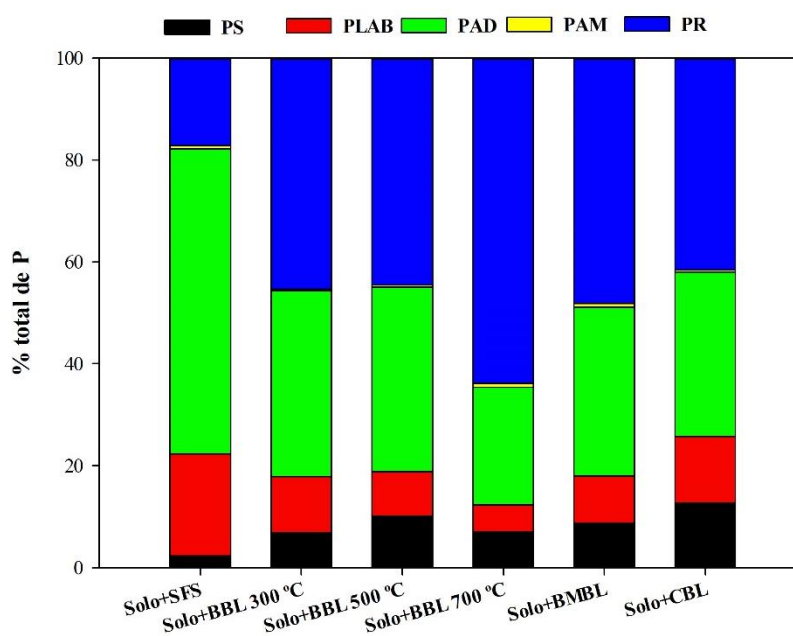
Solo+BMBL comparando a Solo+CBL, apresentou menores teores de PS, PLAB e PAD. Maiores concentrações de P nas frações PS, PLAB e PAD em composto pode sugerir que a sua estabilidade proporcionou maior quantidade extraíveis em comparação aos materiais vegetais não compostados (JAKUBUS, 2016).

Comparando os tratamentos em porcentagem total de P, para todos os tratamentos, o PR foi o mais presente com exceção do solo+SFS, cujos PLAB e PAD apresentaram maiores valores (20%) e (59,8%), respectivamente, enquanto que em solo+CBL o PS foi 12,5%, e em solo+BMBL PAM foi 0,76% (Figura 2).

Tabela 3. Fracionamento de P no solo sob a aplicação de superfosfato simples (SFS), biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa (BMBL) e composto (CBL) do bagaço da laranja.

| Produtos | PT | PS | PLAB | PAD | PAM | PR |
|-------------------|---------------------|--------------|--------------|--------------|-------------|----------------|
| | mg kg ⁻¹ | | | | | |
| Solo + SFS | 154,8 c ± 5,7 | 3,5 d ± 0,1 | 31,0 a ± 0,5 | 92,6 a ± 4,3 | 0,9 b ± 0,0 | 26,6 c ± 2,6 |
| Solo + BBL 300 °C | 181,3 b ± 5,7 | 12,5 c ± 0,1 | 19,8 c ± 0,2 | 66,1 b ± 0,9 | 0,5 d ± 0,0 | 82,1 b ± 5,3 |
| Solo + BBL 500 °C | 191,2 b ± 5,7 | 19,2 b ± 1,3 | 16,7 d ± 0,4 | 69,2 b ± 0,9 | 0,8 c ± 0,1 | 85,1 b ± 8,2 |
| Solo + BBL 700 °C | 237,6 a ± 9,9 | 16,7 c ± 0,1 | 12,5 e ± 0,7 | 54,7 c ± 0,3 | 1,8 a ± 0,1 | 151,7 a ± 10,6 |
| Solo + BMBL | 144,8 c ± 5,7 | 12,5 c ± 0,6 | 13,5 e ± 0,2 | 47,9 d ± 1,2 | 1,1 b ± 0,1 | 69,7 b ± 4,2 |
| Solo + CBL | 177,9 b ± 9,9 | 22,4 a ± 0,3 | 23,3 b ± 0,9 | 57,4 c ± 0,9 | 0,8 c ± 0,1 | 73,9 b ± 10,8 |
| CV % | 4,0 | 4,4 | 3,1 | 3,0 | 12,7 | 9,3 |

P total (PT), P solúvel (PS), P lábil (PLAB), P adsorvido (PAD), P associados aos minerais (PAM) e P residual (PR). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os tratamentos no teste *Scott-Knott* com média de 3 repetições.



P solúvel (PS), P lábil (PLAB), P adsorvido (PAD), P associados aos minerais (PAM) e P residual (PR).

Figura 2. Porcentagem total no fracionamento de fósforo (P) em seqüências de extração em solo sob aplicação de superfosfato simples (SFS), biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa de bagaço da laranja (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL).

A aplicação de CBL no solo afetou positivamente a fitometria das plantas de alface, com exceção da variável MVR, cuja maior média foi obtida no tratamento solo+BMBL, e igual estatisticamente ao tratamento solo+CBL (Tabela 4) (Figura 3).

Tabela 4. Fitometria de plantas de alface cultivadas em solo sob aplicação superfosfato simples (SFS), biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa de bagaço da laranja (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL).

| Tratamentos | ALT | DC | NF | MVPA | MSPA | MVR | MSR | AF |
|-----------------|--------------|-------------|--------------|--------------------|-------------|--------------|-------------|-----------------|
| | cm | mm | - | -----g/planta----- | | | | cm ² |
| Solo+SFS | 4,6 d ± 0,4 | 2,8 c ± 0,3 | 4,0 d ± 0,4 | 1,6 c ± 0,8 | 0,1 c ± 0,0 | 1,4 c ± 0,8 | 0,1 f ± 0,0 | 33.1 e ± 4,6 |
| Solo+BBL 300 °C | 11,4 b ± 1,3 | 5,5 b ± 0,3 | 9,0 b ± 0,7 | 22,4 b ± 1,5 | 2,2 a ± 0,0 | 6,8 b ± 1,6 | 0,5 d ± 0,0 | 378.6 c ± 27,7 |
| Solo+BBL 500 °C | 10,9 b ± 0,4 | 6,1 a ± 0,4 | 8,0 b ± 1,1 | 19,6 b ± 2,5 | 1,8 b ± 0,5 | 5,6 b ± 0,9 | 0,6 c ± 0,0 | 417.7 b ± 27,8 |
| Solo+BBL 700 °C | 4,7 d ± 0,4 | 3,2 c ± 0,5 | 7,0 c ± 0,4 | 4,4 c ± 1,6 | 0,3 c ± 0,1 | 2,2 c ± 0,2 | 0,2 e ± 0,0 | 173.0 d ± 2,0 |
| Solo+BMBL | 8,5 c ± 1,1 | 5,4 b ± 0,4 | 10,0 a ± 1,3 | 20,8 b ± 4,8 | 1,5 b ± 0,4 | 12,0 a ± 1,1 | 0,8 b ± 0,0 | 435.1 b ± 19,0 |
| Solo+CBL | 13,4 a ± 0,4 | 6,4 a ± 0,8 | 12,0 a ± 1,1 | 30,6 a ± 4,2 | 2,5 a ± 0,4 | 11,4 a ± 1,0 | 1,1 a ± 0,0 | 536.9 a ± 16,3 |
| CV % | 10,1 | 11,0 | 11,3 | 18,2 | 24,3 | 17,9 | 10,7 | 5,8 |

Altura (ALT), diâmetro do coleto (DC), número de folhas (NF), massa verde da parte aérea (MVPA), massa seca da parte aérea (MSPA), massa verde de raiz (MVR), massa seca de raiz (MSR), área foliar (AF). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os tratamentos no teste *Scott-Knott* com média de 5 repetições.

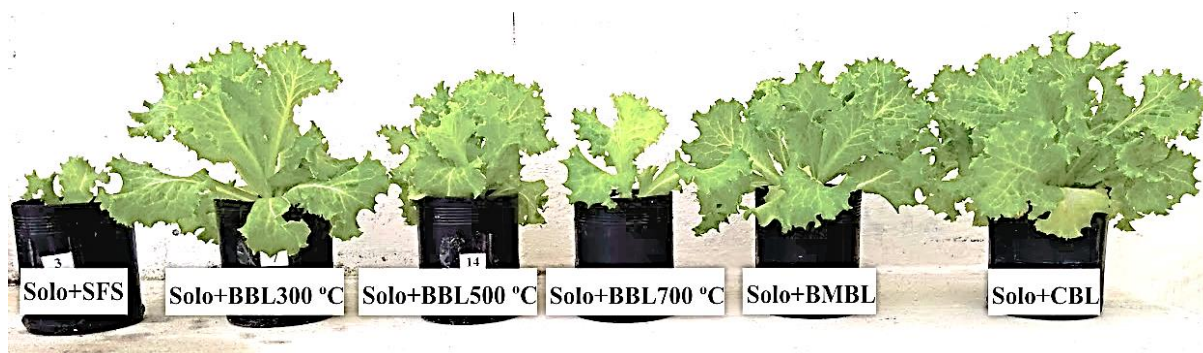


Figura 3. Desenvolvimento de plantas de alface cultivadas em solo sob aplicação superfosfato simples (SFS), biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa de bagaço da laranja (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL).

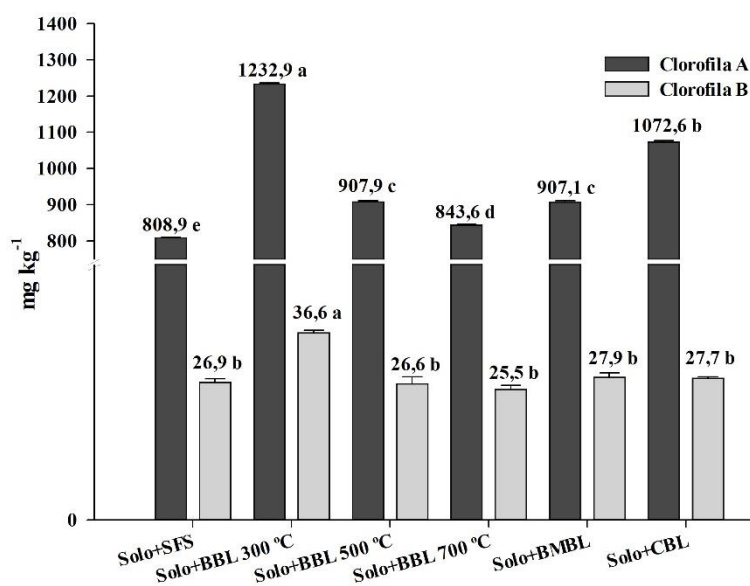
As plantas de alface apresentaram maior DC, NF, MVPA, MSPA, MVR, MSR e AF quando aplicado o solo+CBL, solo+BMBL e solo+BBL produzidos a 300 a 500 °C, com exceção para ALT onde os maiores valores foram encontrados em solo+CBL e solo+BBL produzidos a 300 a 500 °C, em comparação ao tratamento solo+SFS onde foram observadas as menores médias em relação aos demais tratamentos. Esses resultados podem ter sido influenciados pelo efeito do solo+CBL, solo+BMBL e solo+BBLs na elevação do pH do solo, reduzindo o Al, e ao aumento da disponibilidade dos nutrientes para as plantas de alface.

Já para o solo+BBL 700 °C, a baixa concentração de Ca e Mg no solo influenciaram negativamente no desenvolvimento das plantas de alface. Além disso, a ausência do efeito calagem do solo+SFS não alterou o pH e pode ter reduzido a disponibilidade de P para as plantas, o que não favoreceu o crescimento das plantas da mesma forma que os demais tratamentos.

Materiais compostados dependendo da composição são fontes de nutrientes disponíveis, que além de aumentar o crescimento das plantas, também atuam na melhora das características físico-químicas do solo e suas propriedades microbiológicas (FISCHER; GLASER, 2012; KHAN; JOERGENSEN, 2012; LIU et al., 2012; SCHULZ; GLASER, 2012; SCOTTI et al., 2015).

Composto de restos de azeitonas teve efeito positivo no crescimento e na produção de plantas de alface, além disso, estimulou o número de folhas e a biomassa total, comparando com a utilização de biocarvão obtido a partir de biomassa de poda de pomar por um processo de pirólise lenta (500 °C) (TRUPIANO et al., 2017), corroborando com os resultados obtidos neste estudo.

Para os teores de pigmentos fotossintéticos, o tratamento que apresentou maiores valores foi o solo+BBL 300 °C, uma diferença de 34,4% para clorofila A, 26,5% para clorofila B, 33,2% para clorofila total e 41,5% para carotenoides, comparado ao tratamento com solo+SFS que apresentou os menores valores. Os tratamentos com solo+BMBL e solo+CBL também apresentaram um aumento desses pigmentos quando comparados aos tratamentos contendo solo+SFS e ao solo+BBL de 500 e 700 °C (Figura 4).



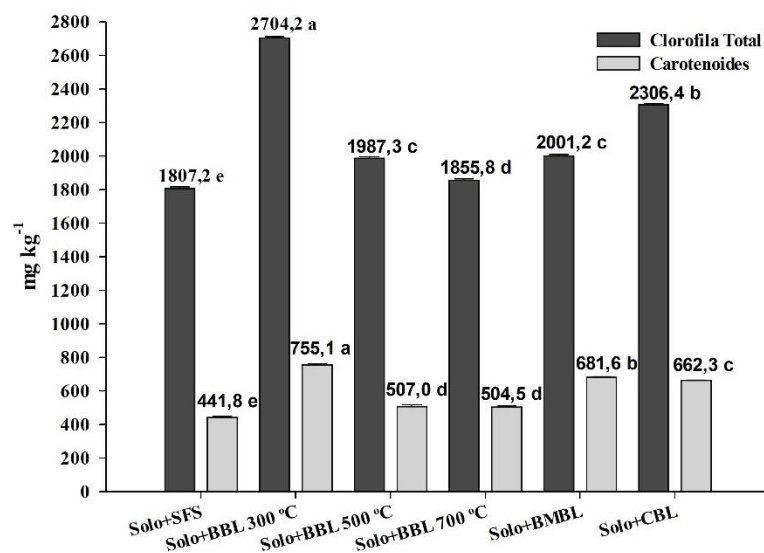


Figura 4. Teor de clorofila a, b, total e carotenoides em plantas de alface cultivadas em solo sob aplicação de superfosfato simples (SFS), biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa de bagaço da laranja (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL).

Aparentemente biocarvões produzidos a temperaturas mais baixas possuem a capacidade de elevar os teores dos pigmentos fotossintéticos das plantas de alface, devido a maiores teores de N em seu conteúdo. Em biocarvões geralmente os teores de N são reduzidos com aumento da temperatura de pirólise (AGRAFIOTI et al., 2013). A utilização de biocarvão de *Acacia arábica* produzido até 400 °C, promoveu o aumento de carotenóides, clorofila A, B e conteúdo total de clorofila em plantas de tomate (*Lycopersicum esculentum* L), em comparação ao solo sem a utilização de biocarvão (ZEESHAN et al., 2020).

A adição de composto orgânico de lodo de esgoto influenciou positivamente as taxas de pigmentos fotossintéticos, em plantas de milho, e foi relacionado com maiores teores de N presente nesse material (MARTINS et al., 2018). Em outro estudo com composto oriundo de folhas e esterco bovino foram observados maiores valores de clorofila A, B e carotenoides, em gramas bermudas, quando comparado com tratamento sem uso de composto (SANTOS; GAZOLA; DINALLI, 2019), corroborando com os resultados do presente estudo.

As aplicações dos tratamentos influenciaram de forma distintas nos teores de nutrientes analisados nas plantas de alface (Tabela 5). O tratamento solo+SFS proporcionou maior acúmulo de Ca, Mg, Mn e Zn tanto em parte aérea (Pa) e raiz (Ra), P em Ra e Fe em Pa. A adição de biocarvões com pH acima de 6,5 deveriam ter tornado os teores de Ca e Mg mais disponíveis (USDA, 2014) e conseqüentemente proporcionar maior acúmulo nas plantas de alface.

As diminuições de Ca e Mg podem estar associadas a outros fatores que afetam a sua disponibilidade no solo. O aumento no pH reduz as concentrações de P disponível para as plantas devido à ligação com Ca no biocarvão, o que poderia reduzir os níveis de Ca nas folhas, o mesmo pode ocorrer com Mg trocável (NOVAK et al., 2019). Em biocarvões de palha, gramínea, lascas de pinheiro, esterco suíno e cama de aviário, obtidos a uma temperatura de pirólise de 350, 500 e 700 °C, quando aplicados ao solo reduziram os teores de Ca e Mg nas folhas de alface (OLSZYK et al., 2020).

Para o K, o tratamento que proporcionou maior acúmulo foi o solo+BBL 700 °C na Pa e BMBL para Ra. O aumento no conteúdo de K no tecido foliar das plantas de alface em resposta à aplicação de biocarvão, biomassa e composto de bagaço de laranja, está em conformidade com os resultados de vários pesquisadores (CHAN et al., 2008; GASKIN et al., 2010; OLSZYK et al., 2020), que conseguiram elevar os teores devido à alta concentração de K disponível nos biocarvões, e compostos orgânicos estudados.

Todos os tratamentos proporcionaram maiores teores de P na Pa, não diferindo estatisticamente do solo+SFS. Em biocarvões produzidos a partir de dejetos ou resíduos agroindustriais, que possuem alta carga de P disponível, quando aplicados ao solo influenciam positivamente no teor de P e na produção da alface (WOLDETSADIK et al., 2017).

Teores de Zn, Cu e Mn tanto na parte aérea (Pa) e raiz (Ra) foram reduzidos sob a aplicação dos biocarvões ao solo. O uso do biocarvão de esterco de aves obtido com uma temperatura de pirólise de 300 °C, reduziu a concentração de Zn, Mn e Cu em plantas de alface, em comparação com substrato de esterco de aves (GUNES et al., 2014). Essa redução pode estar relacionada com a estrutura porosa do biocarvão que possui alguns grupos funcionais eficazes na imobilização de metais (PARK et al., 2011).

Em outros estudos a diminuição do Zn foliar foi relacionada ao aumento no pH do solo sob adição de biocarvão (KIM et al., 2015; REES et al., 2015). O Fe na Ra teve maior acúmulo em solo+BBL 700 °C. Os teores de Fe encontrados estão acima de 50 - 100 mg kg⁻¹, cujos valores são recomendados para hortaliças folhosas (EMBRAPA, 2009), onde o seu maior acúmulo foi nas raízes em relação a parte aérea.

Maiores teores de Cu nas plantas de alface foram encontrados em solo+CBL tanto na Pa quanto na Ra. As concentrações consideradas ideais para plantas de alface são de 7 a 20 mg kg⁻¹ de Cu (RAIJ, 2011), valores esses correspondentes para a Pa com a aplicação de todos os tratamentos, com exceção do solo+SFS, no entanto para Ra os resultados encontrados estão acima do valor recomendado. Já para o B na Pa, o tratamento solo+BMBL teve maior acúmulo.

Segundo Trani (2007), a faixa adequada de B nas folhas de alface varia de 30 a 60 mg kg⁻¹ de B, valores esses que não foram atingidos por nenhum dos tratamentos aplicados ao solo.

Tabela 5. Teores de nutrientes em plantas de alface cultivadas em solo sob aplicação superfosfato simples (SFS), biocarvão de bagaço da laranja (BBL) em diferentes temperaturas de pirólise, biomassa de bagaço da laranja (BMBL) e composto do bagaço da laranja (CBL).

| Tratamentos | Ca | | Mg | | K | | P | |
|-----------------|-------------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|-------------|-------------|
| | -----g kg ⁻¹ ----- | | | | | | | |
| - | Pa | Ra | Pa | Ra | Pa | Ra | Pa | Ra |
| Solo+SFS | 24,4 a ± 0,1 | 9,0 a ± 0,0 | 4,0 a ± 0,0 | 1,6 a ± 0,0 | 33,0 f ± 0,2 | 21,0 d ± 0,0 | 1,0 b ± 0,0 | 3,0 a ± 0,0 |
| Solo+BBL 300 °C | 5,0 d ± 0,0 | 2,6 f ± 0,1 | 3,0 c ± 0,0 | 1,0 b ± 0,0 | 41,0 e ± 0,0 | 21,0 d ± 0,0 | 1,9 a ± 0,0 | 1,6 b ± 0,4 |
| Solo+BBL 500 °C | 5,3 d ± 0,0 | 5,0 e ± 0,0 | 2,0 d ± 0,0 | 1,0 b ± 0,0 | 54,6 b ± 0,1 | 30,0 c ± 0,0 | 2,0 a ± 0,0 | 2,0 b ± 0,0 |
| Solo+BBL 700 °C | 3,4 e ± 0,0 | 8,3 b ± 0,1 | 1,8 d ± 0,0 | 1,0 b ± 0,0 | 71,3 a ± 0,1 | 32,0 b ± 0,0 | 2,0 a ± 0,0 | 2,0 b ± 0,1 |
| Solo+BMBL | 13,0 b ± 0,0 | 5,6 d ± 0,0 | 4,0 b ± 0,0 | 1,0 b ± 0,0 | 53,6 c ± 0,2 | 39,0 a ± 0,1 | 2,0 a ± 0,0 | 2,6 a ± 0,4 |
| Solo+CBL | 11,0 c ± 0,0 | 7,2 c ± 0,0 | 3,0 c ± 0,0 | 1,0 b ± 0,0 | 49,0 d ± 0,1 | 29,6 c ± 0,3 | 2,0 a ± 0,0 | 2,0 b ± 0,0 |
| CV % | 3,0 | 4,4 | 3,1 | 21,2 | 0,8 | 0,8 | 2,5 | 15,0 |

| Tratamentos | Fe | | Zn | | Cu | | Mn | | B | |
|-----------------|--------------------------------|----------------|---------------|--------------|--------------|--------------|---------------|---------------|--------------|----|
| | -----mg kg ⁻¹ ----- | | | | | | | | | |
| - | Pa | Ra | Pa | Ra | Pa | Ra | Pa | Ra | Pa | Ra |
| Solo+SFS | 575,6 a ± 5,5 | 3463,6 f ± 1,4 | 124,9 a ± 0,0 | 83,2 a ± 0,0 | 6,0 f ± 0,0 | 19,7 f ± 0,0 | 361,0 a ± 0,2 | 207,9 a ± 0,3 | 12,0 e ± 0,0 | - |
| Solo+BBL 300 °C | 144,6 d ± 0,3 | 4856,6 e ± 5,1 | 37,0 b ± 0,0 | 21,4 e ± 0,0 | 7,0 e ± 0,0 | 35,7 e ± 0,0 | 97,0 d ± 0,2 | 35,9 f ± 0,0 | 18,0 c ± 0,1 | - |
| Solo+BBL 500 °C | 129,0 e ± 0,1 | 5403,3 d ± 4,2 | 29,0 f ± 0,0 | 18,7 f ± 0,0 | 10,0 d ± 0,0 | 38,3 d ± 0,2 | 64,0 d ± 0,0 | 38,7 e ± 0,1 | 21,0 b ± 0,0 | - |
| Solo+BBL 700 °C | 476,0 b ± 0,0 | 8961,0 a ± 5,6 | 36,0 e ± 0,0 | 28,2 b ± 0,0 | 10,6 c ± 0,0 | 42,1 c ± 0,1 | 76,6 d ± 0,1 | 53,2 c ± 0,0 | 18,0 c ± 0,1 | - |
| Solo+BMBL | 148,8 c ± 0,2 | 7190,3 b ± 2,8 | 58,0 b ± 0,0 | 25,3 c ± 0,1 | 12,0 b ± 0,0 | 49,5 b ± 0,0 | 289,0 b ± 0,1 | 80,6 b ± 0,1 | 23,3 a ± 0,1 | - |
| Solo+CBL | 141,5 d ± 0,4 | 6329,6 c ± 1,1 | 41,3 c ± 0,0 | 2,0 b ± 0,0 | 14,0 a ± 0,0 | 66,5 a ± 0,2 | 135,3 c ± 0,1 | 42,7 d ± 0,0 | 16,6 d ± 0,0 | - |
| CV % | 0,9 | 0,0 | 0,4 | 0,2 | 2,3 | 0,3 | 13,8 | 0,2 | 1,8 | - |

Parte aérea (Pa), raiz (Ra). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os tratamentos no teste *Scott-Knott* com média de 3 repetições.

CONCLUSÕES

Todas as formas de uso do bagaço da laranja elevaram o pH do solo, o P solúvel, o P total, C_o e C_i, qCO₂ e diminuiu a acidez potencial e alumínio trocável. O uso do bagaço da laranja é indicado como condicionador do solo e como fonte de nutrientes, que promoveram o aumento da produção da alface, com exceção do biocarvão a 700 °C, sendo que o composto do bagaço da laranja se destacou. Os teores de pigmentos fotossintéticos, foram elevados consideravelmente sob aplicação do solo+BBL 300 °C. Todos os tratamentos do bagaço elevaram os teores de P nos tecidos foliares das plantas de alface.

REFERÊNCIAS

- 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>.
- BRAADBAART, F.; BOON, J. J.; VELD, H.; DAVID, P.; VAN BERGEN, P. F. Laboratory simulations of the transformation of peas as a result of heat treatment: Changes of the physical and chemical properties. **Journal of Archaeological Science**, v. 31, n. 6, p. 821–833, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2003.12.001>.
- BRASIL, E. C.; CRAVO, M. da S.; VIÉGAS, I. de J. M. **Recomendações de calagem e adubação para o estado do Pará**. 2. ed. Brasília: [s. n.], 2020.
- BREWER, C. E.; HU, Y.-Y.; SCHMIDT-ROHR, K.; LOYNACHAN, T. E.; LAIRD, D. A.; BROWN, R. C. Extent of Pyrolysis Impacts on Fast Pyrolysis Biochar Properties. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 4, p. 1115–1122, 2012. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0118>.
- BROGGI, F.; FREIRE, F. J.; FREIRE, M. B. G. dos S.; NASCIMENTO, C. W. A. do; OLIVEIRA, A. C. de. Avaliação da disponibilidade, adsorção e níveis críticos de fósforo em diferentes solos. **Revista Ceres**, v. 57, n. 2, p. 247–252, 2010. <https://doi.org/10.1590/s0034-737x2010000200017>.
- CHAN, K. Y. A.; B, L. V. Z.; MESZAROS, I. A.; DOWNIE, A. C.; JOSEPH, S. D. Using poultry litter biochars as soil amendments K. **Australian Journal of Soil Research**, v. 46, n. 2003, p. 437–444, 2008.
- CHEAH, S.; MALONE, S. C.; FEIK, C. J. Speciation of sulfur in biochar produced from pyrolysis and gasification of oak and corn stover. **Environmental Science & Technology**. vol. 48, 2014.
- CUNHA, E. de Q.; STONE, L. F.; MOREIRA, J. A. A.; DE BRITO FERREIRA, E. P.; DIDONET, A. D.; LEANDRO, W. M. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. i - atributos físicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 589–602, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200028>.
- EMBRAPA Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 212 p. 1997.
- EMBRAPA SOJA. Tecnologias de produção de soja – Região Central do Brasil 2014. – Londrina, 2013.
- 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. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.022>.

- ESTELLER, M. V.; MARTÍNEZ-VALDÉS, H.; GARRIDO, S.; URIBE, Q. Nitrate and phosphate leaching in a Phaeozem soil treated with biosolids, composted biosolids and inorganic fertilizers. **Waste Management**, v. 29, n. 6, p. 1936–1944, 2009. DOI 10.1016/j.wasman.2008.12.025.
- FAURIEL, S., LALOUI, L. A bio-chemo-hydro-mechanical model for microbially induced calcite precipitation in soils. *Comput. Geotech.* 46, 104–120, 2012.
- FISCHER, D.; GLASER, B. Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration. **Management of Organic Waste**, 2012. <https://doi.org/10.5772/31200>.
- GASKIN, J. W.; SPEIR, R. A.; HARRIS, K.; DAS, K. C.; LEE, R. D.; MORRIS, L. A.; FISHER, D. S. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. **Agronomy Journal**, v. 102, n. 2, p. 623–633, 2010. <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0083>.
- GILBERT, N. The disappearing nutrient. **Nature**, v. 461, n. 7265, p. 716–718, 2009. <https://doi.org/10.1038/461716a>.
- GONZAGA, M. I. S.; MACKOWIAK, C.; DE ALMEIDA, A. Q.; DE CARVALHO JUNIOR, J. I. T.; ANDRADE, K. R. Positive and negative effects of biochar from coconut husks, orange bagasse and pine wood chips on maize (*Zea mays* L.) growth and nutrition. **Catena**, v. 162, n. October 2016, p. 414–420, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.018>.
- GUEDES, R. S.; RAMOS, S. J.; GASTAUER, M.; FERNANDES, A. R.; CALDEIRA, C. F.; DO AMARANTE, C. B.; SIQUEIRA, J. O. Phosphorus lability increases with the rehabilitation advance of iron mine land in the eastern Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08365-4>.
- GUNES, A.; INAL, A.; TASKIN, M. B.; SAHIN, O.; KAYA, E. C.; ATAKOL, A. Effect of phosphorus-enriched biochar and poultry manure on growth and mineral composition of lettuce (*Lactuca sativa* L. cv.) grown in alkaline soil. **Soil Use and Management**, v. 30, n. 2, p. 182–188, 2014. <https://doi.org/10.1111/sum.12114>.
- H'NG, P. S.; CHAI, E. W.; CHIN, K. L.; PENG, S. H.; WAN-AZHA, W. M.; HALIMATUN, I.; GO, W. Z.; KHOO, P. S.; LEE, C. L.; RAJA-NAZRIN, R. A.; ASHIKIN, S. N. Evolution of Organic Matter Within Sixty Days of Composting of Lignocellulosic Food Industry Waste in Malaysia. **Compost Science and Utilization**, v. 26, n. 1, p. 16–26, 2018. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2017.1342105>.
- HAMASAKI, R.I.; BRAZ, L.T.; GRILLI, G.V.G. Produção e avaliação de mudas de alface no sistema flutuante. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OLERICULTURA. 40, 2000, São Pedro, SP. Horticultura Brasileira, Brasília, v.18, p.577-579, 2000.

- HAMMES, K.; SMERNIK, R. J.; SKJEMSTAD, J. O.; HERZOG, A.; VOGT, U. F.; SCHMIDT, M. W. I. Synthesis and characterisation of laboratory-charred grass straw (*Oryza sativa*) and chestnut wood (*Castanea sativa*) as reference materials for black carbon quantification. **Organic Geochemistry**, v. 37, n. 11, p. 1629–1633, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2006.07.003>.
- HANSON, P. J.; EDWARDS, N. T.; GARTEN, C. T.; ANDREWS, J. A. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. **Biogeochemistry**, v. 48, p. 115–146, 2000. <https://doi.org/10.1023/A>.
- HARVEY, O. R.; KUO, L. J.; ZIMMERMAN, A. R.; LOUCHOUARN, P.; AMONETTE, J. E.; HERBERT, B. E. An index-based approach to assessing recalcitrance and soil carbon sequestration potential of engineered black carbons (biochars). **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 3, p. 1415–1421, 2012. <https://doi.org/10.1021/es2040398>.
- HIJBEEK, R.; VAN LOON, M.; ITTERSUM, M. Fertiliser use and soil carbon sequestration: trade-offs and opportunities. n. 264, 2019.
- HOUBA, V. J. G.; VAN DER LEE, J.J.; NOVOZAMSKY, I. Soil and plant analysis, a series of syllabi part 5B: soil analysis procedures, other procedures. Department of Soil Science and Plant Nutrition, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, pp. 262, 1995.
- JAKUBUS, M. Estimation of phosphorus bioavailability from composted organic wastes. **Chemical Speciation and Bioavailability**, v. 28, n. 1, p. 189–198, 2016. Available at: <http://dx.doi.org/10.1080/09542299.2016.1227687>.
- JIEN, S. H.; WANG, C. S. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. **Catena**, v. 110, p. 225–233, 2013. DOI 10.1016/j.catena.2013.06.021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.06.021>.
- JONES, D. L.; ROUSK, J.; EDWARDS-JONES, G.; DELUCA, T. H.; MURPHY, D. V. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 45, p. 113–124, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.10.012>.
- KHAN, K. saifullah; JOERGENSEN, R. georg. Compost and phosphorus amendments for stimulating microorganisms and growth of ryegrass in a Ferralsol and a Luvisol. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 175, n. 1, p. 108–114, 2012.
- KIM, H. S.; KIM, K. R.; KIM, H. J.; YOON, J. H.; YANG, J. E.; OK, Y. S.; OWENS, G.; KIM, K. H. Effect of biochar on heavy metal immobilization and uptake by lettuce (*Lactuca sativa* L.) in agricultural soil. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 2, p. 1249–1259, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4116-1>.

- 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>.
- LEHMANN, J.; RILLIG, M. C.; THIES, J.; MASIELLO, C. A.; HOCKADAY, W. C.; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota - A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 9, p. 1812–1836, 2011b. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>.
- LEHMANN, J.; STEPHEN, J. **Biochar for Environmental Management**. [S. l.: s. n.], 2009. <https://doi.org/10.4324/9780203762264>.
- LIU, J.; SCHULZ, H.; BRANDL, S.; MIEHTKE, H.; HUWE, B.; GLASER, B. Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 175, n. 5, p. 698–707, 2012. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100172>.
- MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da. Produção de alface e acúmulo de nitrato em função da adubação nitrogenada. **Horticultura Brasileira**, v. 23, n. 3, p. 758–762, 2005. <https://doi.org/10.1590/s0102-05362005000300014>.
- MAO, J. D.; JOHNSON, R. L.; LEHMANN, J.; OLK, D. C.; NEVES, E. G.; THOMPSON, M. L.; SCHMIDT-ROHR, K. Abundant and stable char residues in soils: Implications for soil fertility and carbon sequestration. **Functions of Natural Organic Matter in Changing Environment**, v. 9789400756, p. 479–484, 2012. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5634-2_87.
- MARTINS, C. A. da C.; SANTOS, F. S. dos; PORTZ, A.; SANTOS, A. M. dos. Desenvolvimento inicial do milho (*Zea mays* L.) em substrato contendo lodo de esgoto compostado. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 48, p. 69–79, 2018. <https://doi.org/10.5327/z2176-947820180305>.
- MARTINS, C. E. **Práticas agrícolas relacionadas à calagem do solo**. Comunicado técnico 47, EMBRAPA. Juiz de Fora, MG, 2005.
- MEDEIROS, E. V.; MORAES, M. C. H. S.; COSTA, D. P.; DUDA, G. P.; SILVA, J. S. A.; OLIVEIRA, J. B.; LIMA, J. R. S.; MENEZES, R. S. C.; HAMMECKER, C. Biochar and *Trichoderma aureoviride* applied to the sandy soil: Effect on soil quality and watermelon growth. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, v. 48, n. 2, p. 735–751, 2020. <https://doi.org/10.15835/nbha48211851>.
- MENDONÇA, E. D. S.; MATOS, E. D. S. **Matéria Orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005.

- MURPHY, P. N. C.; SIMS, J. T. Effects of lime and phosphorus application on phosphorus runoff risk. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 8, p. 5459–5471, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1293-3>.
- NOVAIS, S. V.; ZENERO, M. D. O.; BARRETO, M. S. C.; MONTES, C. R.; CERRI, C. E. P. Phosphorus removal from eutrophic water using modified biochar. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 825–835, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.246>.
- NOVAK, J. M.; BUSSCHER, W. J.; WATTS, D. W.; LAIRD, D. A.; AHMEDNA, M. A.; NIANDOU, M. A. S. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiuult. **Geoderma**, v. 154, n. 3–4, p. 281–288, 2010. DOI 10.1016/j.geoderma.2009.10.014.
- NOVAK, J. M.; IPPOLITO, J. A.; WATTS, D. W.; SIGUA, G. C.; DUCEY, T. F.; JOHNSON, M. G. Biochar compost blends facilitate switchgrass growth in mine soils by reducing Cd and Zn bioavailability. **Biochar**, v. 1, n. 1, p. 97–114, 2019. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00004-7>.
- NOVAK, M.; BUSSCHER, W. J.; LAIRD, D. L.; AHMEDNA, M.; WATTS, D. W.; NIANDOU, M. A. S. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Science**, v. 174, n. 2, p. 105–112, 2009. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181981d9a>.
- OLIVEIRA, J. B. de; MEDEIROS, E. V. de; MORAES, M. de C. H. dos S.; SILVA, J. S. A.; COSTA, D. P. da; FRANÇA, R. F. da; LIMA, J. R. de S.; DUDA, G. P. Efeito da aplicação de biochar sobre o carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com melão / Effect of the application of biochar on microbial biomass carbon in soil cultivated with melon. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 1, p. 368–377, 2021. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n1-032>.
- OLSZYK, D. M.; SHIROYAMA, T.; NOVAK, J. M.; CANTRELL, K. B.; SIGUA, G.; WATTS, D. W.; JOHNSON, M. G. Biochar affects essential nutrients of carrot taproots and lettuce leaves. **HortScience**, v. 55, n. 2, p. 261–271, 2020. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI14421-19>.
- ONI, B. A.; OZIEGBE, O.; OLAWOLE, O. O. Significance of biochar application to the environment and economy. **Annals of Agricultural Sciences**, v. 64, n. 2, p. 222–236, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.aos.2019.12.006>.
- PAKUŁA, K.; KALEMBASA, D. Fractions of phosphorus in the forest luvisols of the south podlasie lowland. **Roczniki Gleboznawcze Tom**. n. 1, p. 161–166, 2008.
- PARK, J. H.; CHOPPALA, G. K.; BOLAN, N. S.; CHUNG, J. W.; CHUASAVATHI, T.

- Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. **Plant and Soil**, v. 348, n. 1–2, p. 439–451, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0948-y>.
- PETTER, F. A.; LIMA, L. B. de.; MORALES, M. Mde.; MARIMON JÚNIOR, BH.; MORAIS, L. Ade. Biocarvão no solo: aspectos agronômicos e ambientais. **Embrapa**, n. 1956, p. 1–9, 2009.
- PICEK, T.; ŠIMEK, M.; ŠANTRŮČKOVÁ, H. Microbial responses to fluctuation of soil aeration status and redox conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, n. 3–4, p. 315–322, 2000. <https://doi.org/10.1007/s003740050662>.
- QIAN, T. T.; JIANG, H. Migration of phosphorus in sewage sludge during different thermal treatment processes. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 2, n. 6, p. 1411–1419, 2014. <https://doi.org/10.1021/sc400476j>.
- RAIJ, B. V. Fertilidade do solo e manejo de nutrientes. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 420. 2011.
- REES, F.; GERMAIN, C.; STERCKEMAN, T.; MOREL, J. L. Plant growth and metal uptake by a non-hyperaccumulating species (*Lolium perenne*) and a Cd-Zn hyperaccumulator (*Noccaea caerulescens*) in contaminated soils amended with biochar. **Plant and Soil**, v. 395, n. 1–2, p. 57–73, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2384-x>.
- SANTOS, P. L. F. dos; GAZOLA, R. M. M. de C.; DINALLI, R. P. Pigmentos fotossintéticos e sua correlação com nitrogênio e magnésio foliar em grama bermuda cultivada em substratos. **Acta Iguazu**, v. 8, p. 92–101, 2019.
- SCHILLING, K. **Fracionamento químico do fósforo e da matéria orgânica em um latossolo de cerrado sob aplicação de biochar**. 2018.
- SCHULZ, H.; GLASER, B. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 175, n. 3, p. 410–422, 2012. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100143>.
- SCOTTI, R.; BONANOMI, G.; SCELZA, R.; ZOINA, A.; RAO, M. A. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 2, p. 333–352, 2015. <https://doi.org/10.4067/s0718-95162015005000031>.
- SIEDT, M.; SCHÄFFER, A.; SMITH, K. E. C.; NABEL, M.; ROSS-NICKOLL, M.; VAN DONGEN, J. T. Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides. **Science of the Total Environment**, v. 751, p. 141607, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141607>.

- SILVA, F. C. Manual de análises químicas de solos, planta e fertilizantes / (Ed) – 2. ed. Ver. Ampl. – Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627p
- SINGH, B.; SINGH, B. P.; COWIE, A. L. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**, v. 48, n. 6–7, p. 516–525, 2010. <https://doi.org/10.1071/SR10058>.
- SOUZA, E. S. de.; FERNANDES, A. R.; DE SOUZA BRAZ, A. M.; OLIVEIRA, F. J. D.; ALLEONI, L. R. F.; AND CAMPOS, M. C. C. Physical, chemical, and mineralogical attributes of a representative group of soils from the eastern Amazon region in Brazil, *SOIL*, 4, 195–212, <https://doi.org/10.5194/soil-4-195-2018>, 2018.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília: 2017.
- TRANI, P. E. Calagem e adubação para hortaliças sob cultivo protegido. 2007. Artigo em Hypertexto. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2007_1/calagemhortalicas/index.htm>. Acesso em: 17 março. 2021.
- TRUPIANO, D.; COCOZZA, C.; BARONTI, S.; AMENDOLA, C.; VACCARI, F. P.; LUSTRATO, G.; DI LONARDO, S.; FANTASMA, F.; TOGNETTI, R.; SCIPPA, G. S. The effects of biochar and its combination with compost on lettuce (*Lactuca sativa* L.) growth, soil properties, and soil microbial activity and abundance. **International Journal of Agronomy**, v. 2017, n. i, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/3158207>.
- United States Department of Agriculture (USDA) 2014 United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Soil Health Kit—Guidelines for Educators. Soil pH. 16 março 2021. <https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051574.pdf>.
- VALE JÚNIOR, J. F. do; SOUZA, M. I. L. de; NASCIMENTO, P. P. R. R.; CRUZ, D. L. de S. Solos da Amazônia: etnopedologia e desenvolvimento sustentável. **Revista Agro@Mambiente on-Line**, v. 5, n. 2, p. 158, 2011. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v5i2.562>.
- VAN HEERDEN, I.; CRONJÉ, C.; SWART, S. H.; KOTZÉ, J. M. Microbial, chemical and physical aspects of citrus waste composting. **Bioresource Technology**, v. 81, n. 1, p. 71–76, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00058-X](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00058-X).
- VAN ZWIETEN, L.; KIMBER, S.; MORRIS, S.; CHAN, K. Y.; DOWNIE, A.; RUST, J.; JOSEPH, S.; COWIE, A. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. **Plant and Soil**, v. 327, n. 1, p. 235–246, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0050-x>.

- WANG, Y.; LIN, Y.; CHIU, P. C.; IMHOFF, P. T.; GUO, M. Phosphorus release behaviors of poultry litter biochar as a soil amendment. **Science of the Total Environment**, v. 512–513, p. 454–463, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.093>.
- WINDEATT, J. H.; ROSS, A. B.; WILLIAMS, P. T.; FORSTER, P. M.; NAHIL, M. A.; SINGH, S. Characteristics of biochars from crop residues: Potential for carbon sequestration and soil amendment. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 189–197, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.08.003>.
- WOLDETSADIK, D.; DRECHSEL, P.; MARSCHNER, B.; ITANNA, F.; GEBREKIDAN, H. Effect of biochar derived from faecal matter on yield and nutrient content of lettuce (*Lactuca sativa*) in two contrasting soils. **Environmental Systems Research**, v. 6, n. 1, 2017. <https://doi.org/10.1186/s40068-017-0082-9>.
- YUAN, J. H.; XU, R. K.; ZHANG, H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 3488–3497, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.018>.
- ZEESHAN, M.; AHMAD, W.; HUSSAIN, F.; AHAMD, W.; NUMAN, M.; SHAH, M.; AHMAD, I. Phytostabalization of the heavy metals in the soil with biochar applications, the impact on chlorophyll, carotene, soil fertility and tomato crop yield. **Journal of Cleaner Production**, v. 255, p. 120318, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120318>.
- ZHAO, W.; ZHANG, R.; HUANG, C.; WANG, B.; CAO, H.; KOOPAL, L. K.; TAN, W. Effect of different vegetation cover on the vertical distribution of soil organic and inorganic carbon in the Zhifanggou Watershed on the loess plateau. **Catena**, v. 139, p. 191–198, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.003>.
- ZHOU, H.; ZHANG, D.; WANG, P.; LIU, X.; CHENG, K.; LI, L.; ZHENG, J.; ZHANG, X.; ZHENG, J.; CROWLEY, D.; VAN ZWIETEN, L.; PAN, G. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: A Meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 239, p. 80–89, 2017. DOI 10.1016/j.agee.2017.01.006.
- ZIMMERMAN, A. R. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 1295–1301, 2010. <https://doi.org/10.1021/es903140c>.