

**Mestrado Profissional**  
**Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais**

**DUANE AZEVEDO PINTO**

**COMPOSTOS ORGANICOS NA SORÇÃO DE FÓSFORO, NAS ALTERAÇÕES  
DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DE ESTÉRIL DA MINERAÇÃO DE FERRO E  
NO CRESCIMENTO DE *DIOCLEA APURENSIS*.**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais, área de Ciências Ambientais, do Instituto Tecnológico Vale Desenvolvimento Sustentável (ITV DS).

Orientador: Silvio Junio Ramos, Dr  
Co-orientador: Rafael Silva Guedes, Dr

**Belém/PA**

**2020**

## Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

P659 Pinto, Duane Azevedo.

Compostos organicos na sorção de fósforo, nas alterações dos atributos químicos de estéril da mineração de ferro e no crescimento de dioclea apurensis../ Duane Azevedo Pinto -- Belém, 2020.  
70 p. : il.

Dissertação (mestrado) -- Instituto Tecnológico Vale, 2020.  
Orientador: Silvio Junior Ramos, Dr  
Co-orientador: Rafael Silva Guedes, Dr

1. Fertilização fosfatada. 2. Isotherma de P. 3. Biocarvão.  
4. Mineração de Fe. I. Ramos, Silvio Junior. II. Guedes, Rafael Silva.  
III. Título.

CDD 23. ed. 631.4098115

Bibliotecário(a) Responsável: Nisa Gonçalves - CRB 2: 525

**DUANE AZEVEDO PINTO**

**COMPOSTOS ORGANICOS NA SORÇÃO DE FÓSFORO, NAS ALTERAÇÕES  
DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DE ESTÉRIL DA MINERAÇÃO DE FERRO E  
NO CRESCIMENTO DE *DIOCLEA APURENSIS*.**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais, área de Ciências Ambientais, do Instituto Tecnológico Vale Desenvolvimento Sustentável (ITV DS).

Data da aprovação:

Banca examinadora:

---

Silvio Junio Ramos  
Orientador – Instituto Tecnológico Vale (ITV)

---

Cecílio Fróis Caldeira Junior  
Membro interno – Instituto Tecnológico Vale (ITV)

---

Edna Santos de Souza  
Membro externo – Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa)

Aos meus pais, **Durbem César e Anizete**, pelo amor e confiança.

Aos meus irmãos, **Daniela, Lucas, Thiago, Daniel e Andriely**.

Em especial, a minha madrinha **Laudecy**, pelo incentivo e força.

## **OFEREÇO**

Á Deus, por sempre ser meu guardião em tudo que faço

e me traz força pra encarar tudo.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

Á Deus, pela sua infinita bondade em me proporcionar oportunidades de aprendizado.

A toda minha família, que sempre foi meu alicerce em todos os momentos, principalmente, meu irmão Daniel com quem eu sempre desabafei.

A minha querida amiga Keren Vasconcelos por apresentar ao ITV e me convencer a tentar fazer o mestrado profissional.

Ao Sávio Guerreiro pelo companheirismo, força e por torcer pelo meu sucesso.

Agradeço ao Instituto Tecnológico Vale pela oportunidade, confiança e aprendizado.

Ao meu orientador Silvio Ramos, pela orientação, ensinamentos e por sempre estar presente quando precisei de ajuda; agradeço também pela forma branda e gentil de conversar.

Ao meu co-orientador Rafael Guedes, por toda paciência e aprendizado.

Aos amigos de mestrado, Eduardo Demétrio, Mariana Figueiredo, Danielle Farias e Guilherme Cruz pela agradável convivência e amizade.

Ao Antonio Rodrigues por liberar o laboratório de elementos traços (UFRA), para realização de algumas análises.

Ao Yan Nunes por compartilhar seus conhecimentos e me ajudar com a produção de biocarvão.

A Carla Caroline por me conceder sua ajuda nas análises em laboratório.

Meus singelos agradecimentos as minhas queridas parceiras de laboratório, a Cinthia Miléo, Keyvilla Aguiar e Lucíola por todo companheirismo durante o mestrado e disposição em me ajudar quando precisei.

Aos profissionais da biblioteca, Nisa Gonçalves e Eddie por toda a atenção de sempre e pelas boas conversas, excelentes profissionais.

Agradeço aos examinadores da banca Cecílio Fróis e Edna de Souza por aceitarem o convite.

Agradeço todos aqueles, que de forma direta e indireta, contribuíram para realização deste trabalho.

## RESUMO

A recuperação de áreas impactadas pela mineração de ferro (Fe) na Província Mineral de Carajás (PMC) é notavelmente um grande desafio, principalmente, devido à alta retenção de P em áreas ricas em Fe, o que dificulta o manejo da fertilização com fosfato. O uso de materiais orgânicos pode ser capaz de melhorar a fertilidade do solo e maximizar os benefícios da fertilização com fosfato em áreas ricas em óxido de Fe. Neste contexto, o presente estudo teve por objetivo avaliar as alterações nos atributos químicos em um estéril de mineração de Fe, os mecanismos de sorção e dessorção de P e o crescimento de uma espécie nativa da PMC (*Dioclea apurensis*) em função da aplicação de biocarvão de açaí e composto comercial. Para esse fim, um substrato coletado nas pilhas de estéril de mineração de Fe na PMC foi incubado por 30 dias com o biocarvão de açaí (400°C- BC) e composto comercial (CC) na proporção de 90% de estéril de mineração e 10% de BC e CC, mais o tratamento controle sem adição de compostos orgânicos (SC). Além disso, doses de P (0, 40, 80, 120 e 240 mg kg<sup>-1</sup> de P) foram aplicadas na presença e ausência dos materiais orgânicos supracitados. Os resultados do presente estudo indicaram a aplicação de biocarvão de açaí e composto orgânico comercial apresentou benefícios nas alterações químicas do estéril da mineração de Fe, devido ao aumento de pH e nutrientes. No entanto, o uso do biocarvão de açaí e composto comercial não refletiu diretamente no maior crescimento da *D. apurensis*, sendo menor crescimento observado na aplicação do composto comercial. As doses de P e a acidez no solo favoreceram o crescimento da *D. apurensis*. Também, foi observado que a aplicação de biocarvão de açaí reduziu a sorção de P, enquanto que a adição de composto comercial e biocarvão aumentaram a dessorção desse nutriente. O biocarvão de açaí e composto comercial promoveu uma redução significativa nos índices de histerese; no entanto, a maior redução com este fenômeno ocorreu com o uso de biocarvão. Além disso, observou-se que a aplicação de biocarvão reduziu a taxa de sorção, gerando um atraso na retenção de P, e gerando maior disponibilidade de P por um período mais longo. Assim, o presente estudo mostrou que o biocarvão derivado do açaí pode ser uma alternativa para maximizar os benefícios da fertilização fosfatada e aumentar a absorção de P pelas plantas, e ambas as matérias orgânicas mostraram serem úteis na melhoria dos atributos químicos nos solos impactados mineração de Fe.

**Palavra chave:** Fertilização fosfatada; Isoterma de P; Biocarvão; Mineração de Fe.

## ABSTRACT

The recovery of areas impacted by iron (Fe) mining in the Carajás Mineral Province (CMP) is notably a major challenge, mainly due to the high P retention in areas rich in Fe oxide, which makes it difficult management of fertilization with phosphate. The use of organic materials may be able to improve soil fertility and maximize the benefits of phosphate fertilization in areas rich in iron oxide. In this context, the present study aimed to assess changes in the chemical of an attributes of iron mine sterile, the sorption and desorption mechanisms of P and the growth of a native species of the CMP (*Dioclea apurensis*) as a function of the application of açai biochar and commercial compost. For this purpose, a substrate collected in the CMP Fe mining piles was incubated for 30 days with açai biochar (BC) and commercial compost (CC) in the proportion of 90% of and 10% of BC and CC, plus treatment control without adding organic compounds (SC). In addition, doses of P (0, 40, 80, 120 and 240 mg kg<sup>-1</sup> of P) were applied in the presence and absence of materials mentioned above. The results of the present study indicated the application of açai biochar and commercial organic compost presented benefits in the sterile chemical changes of Fe mining, due to the increase in pH and nutrients. However, the use of açai biochar an commercial compost did not directly reflect in the higher growth of *D. apurensis*, being the lowest growth observed in the application of commercial compost. The doses of P and the acidity in the soil favored the growth of *D. apurensis*. It was also observed that the application of açai biochar reduced the sorption of P, while the addition of commercial compost and biochar incresed the dessorption of this nutrient. Açai biochar and commercial compost promote a significant reduction in hysteresis rates; however, a greater reduction with this phenomenon occurred with the use of biochar. In addition, it was observed that the application of biochar reduced the sorption rate, causing a delay in the retention of P, and generating greater availability of P for a longer period. Thus, the present study showed that biochar derived from açai can be an alternative to maximize the benefits of phosphate fertilization and increase the absorption of P by plants, and both organic materials have been shown to be useful improving the chemical attributes in the soils impacted by Fe mining.

**Keywords:** Phosphate fertilization; P isotherm; biochar; Fe mining.

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	9
2	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	10
2.1	Mineração de ferro em Carajás e recuperação de áreas degradadas (RAD)	10
2.1.1	Espécies nativas e potencial uso em RAD .....	11
2.2	Fósforo no solo .....	11
2.3	Uso de biocarvão .....	12
2.4	Uso de composto orgânico .....	13
3	<b>OBJETIVOS</b> .....	14
3.1	Geral .....	14
3.2	Específicos .....	14
4	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	14
4.1	Cenário geográfico da Província Mineral de Carajás .....	14
4.2	Amostragem e caracterização do substrato .....	15
4.3	Produção e caracterização do biocarvão e composto comercial .....	15
4.4	Cultivo de plantas em casa de vegetação .....	16
4.5	Análise de plantas .....	17
4.6	Experimentos de sorção e dessorção.....	18
4.7	Análise estatística .....	19
5	<b>CONCLUSÃO</b> .....	19
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	20
	<b>APÊNDICE A</b> – Relatório 1 .....	26
	<b>APÊNDICE B</b> – Resultados de modelos de regressão.....	48
	<b>APÊNDICE C</b> – Relatório 2.....	49

## 1. INTRODUÇÃO

A mineração de ferro na Província mineral de Carajás (PMC), localizada no estado do Pará, é uma das maiores províncias minerais do mundo (ROSIERE et al., 2018). A mineração a céu aberto é o método de lavra empregado na PMC, em que a supressão vegetal e a remoção da cobertura do solo para extração de minério causam impactos significativos na paisagem (RAMOS et al., 2019). Além, da grande quantidade produzida de estéril depositados em áreas específicas, formando pilhas de estéril, substrato sem valor econômico, geralmente caracterizado por baixa agregação, bem como teores elevados de óxidos de ferro (Fe) e altas concentrações de íons metálicos (SILVA et al., 2018), o que dificulta a recuperação.

A recuperação dessas áreas mineradas, é notavelmente um grande desafio pelas condições extremas de pH, baixo teor de matéria orgânica e nutrientes o qual envolve um complexo planejamento de revegetação e monitoramento da qualidade do solo, uso de plantas tolerantes e gerenciamento da fertilidade do solo (MITRE et al., 2018; BATEMAN et al., 2019). As espécies de Fabaceae nativas da PMC são frequentemente utilizadas na revegetação. Com destaque, a espécie nativa *Dioclea apurensis* que é amplamente encontrada em ecossistemas naturais nas áreas de entorno da mineração de Fe (SILVA et al., 2018, RAMOS et al., 2019).

A baixa disponibilidade de fósforo (P) é um dos principais problemas em áreas ricas em Fe, devido à elevada interação (em reações de sorção), grande parte do P adicionado via fertilização é imobilizada o que torna o P indisponível para as plantas (SINGH et al., 2015; VISCARRA ROSSEL E BUI, 2016; JIAO et al., 2018) o que motiva a busca por formas de contornar as dificuldades de manejo da fertilização com o fosfato, sobretudo em áreas de mineração em que a fertilização com o P é fundamental para auxiliar no crescimento de plantas na revegetação.

Um das maneiras para aumentar a absorção de P pelas plantas é adicionar materiais orgânicos ao substrato, para reduzir a sorção de P no solo, tornando o elemento mais prontamente disponível para as plantas (XU et al., 2016). A conversão de resíduos orgânicos em biocarvão ou composto orgânico tem sido amplamente utilizado pela capacidade multifuncional para aplicações agrícolas e ambientais (DE SOUZA et al., 2019). Biocarvão é um produto sólido da pirólise derivado de resíduos de biomassa agrícola ou florestal (WEI et al., 2014), enquanto o composto é um produto resultante do processo de compostagem (ZENG et al., 2015). Vários estudos demonstraram que a adição de biocarvão (YANG et al., 2016) e composto orgânico (ARIF et al., 2018), podem

melhorar o fósforo disponível e aumentar de forma significativa o pH do solo (SUN et al., 2012; BEESLEY et al., 2014).

O uso de biocarvão e composto orgânico em áreas mineradas podem trazer diversos benefícios ao solo devido à possibilidade de fornecer matéria orgânica e nutriente (LIANG et al., 2006; DE SOUZA et al., 2019). A restituição das propriedades físico-químicas podem favorecer o restabelecimento da comunidade microbiana e a incorporação de espécies de plantas nas pilhas de estéril da mineração de Fe.

Portanto, a aplicação de biocarvão e composto orgânico pode ser uma forma eficiente de para a manutenção da disponibilidade de P por maior tempo, e prevenir suas perdas devido às reações de sorção em substratos minerados, podendo aumentar a eficiência da fertilização fosfatada e promover maior crescimento de plantas nos substratos minerados de Carajás. Assim, o objetivo do presente estudo foi investigar as alterações nas propriedades químicas, bem como avaliar a cinética de sorção e dessorção de P e o efeito no crescimento de uma espécie nativa de Carajás em estéril da mineração de Fe submetidos a aplicação de composto orgânico comercial, biocarvão de açai e doses de P.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1. Mineração de Fe e a recuperação de áreas degradadas (RAD)**

Situada no sudeste do Estado do Pará, a PMC é constituída por um complexo montanhoso, caracterizado pela riqueza de recursos minerais, com importantes reservas de Fe de alta qualidade e depósitos de Cu, Mn e Ni (ROSIERE et al., 2018). A técnica de extração para a exploração dos recursos naturais na PMC ocorre a céu aberto. O método de lavra empregado promove a supressão vegetal e decapeamento do solo para abertura das cavas resultando em impactos significativos na paisagem local, com formação de bancada e disposição de pilhas de estéril (RAMOS et al., 2019).

Muitos estudos sobre recuperação de áreas degradadas na mineração tiveram como foco os problemas causados pela contaminação de metais pesados no ecossistema, sem explorar questões relacionadas com a deficiência nutricional e vegetação (FORJÁN et al., 2017), sobretudo o manejo da adubação fosfatada aliada ao uso de compostos orgânicos. O crescimento de plantas em áreas mineradas pode ser limitado pelas más condições nutricionais e também pelos baixos valores de pH reduzindo a biodisponibilidade de nutrientes (CERNANSKY 2015; GASCO et al., 2019).

A recuperação de áreas degradada visa melhorar as condições (física, química e microbiológica) dos ambientes minerados para permitir o melhor estabelecimento de plantas no local. A cobertura vegetal protege a superfície do solo dando aporte aos processos ecológicos, como a decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e armazenamento de água (FREITAS et al., 2012).

Os métodos de revegetação utilizadas na PMC envolve aplicação de fertilizantes e uso de espécies nativas (SILVA et al., 2018). A incorporação de materiais orgânicos pode contribuir no aumento do teor de matéria orgânica e na fertilidade, indispensáveis no processo de recuperação de áreas degradadas (JUWARKAR et al., 2009; PINTO et al., 2018).

### 2.1.1 Espécie nativa e potencial de uso em RAD

A seleção de espécies de plantas promissoras é um dos principais desafios no processo de revegetação em áreas mineradas. As espécies devem ser capazes de sobreviver a meio ácidos com condições limitadas de nutrientes, altos níveis de metais disponíveis, baixa capacidade de troca de cátions (CTC) e a capacidade de estabilizar a estrutura do solo degradado (MADEJON et al., 2006).

O uso de espécies nativas é exigido pela legislação ambiental em PMC, no entanto, é preciso melhor entendimento da introdução dessas espécies nesses novos ambientes, principalmente nos aspectos de crescimento e requerimento nutricional a fim de maximizar a sua utilização nas atividades de recuperação (RAMOS et al., 2019).

Algumas espécies de plantas da família Fabaceae nativas da PMC apresentam potencial de uso na revegetação, destacando a espécie nativa *Dioclea apurensis*, que é uma trepadeira apoiante amplamente distribuída na flora nativa (canga) próxima a áreas de mineração da PMC. Essa espécie nativa possui características de adaptação às condições local com crescimento rápido e sementes com boa taxa de germinação (ZAPPI et al., 2018).

### 2.2 Fósforo no solo

O fósforo (P) é um elemento essencial á nutrição de plantas, atua em diversos processos bioquímicos do solo e está altamente relacionado à produtividade das culturas (VISCARRA ROSSEL E BUI, 2016). No entanto, sua disponibilidade é limitada na maioria das áreas mineradas, principalmente, em solos altamente intemperizados e com teores elevados de óxidos de ferro (SILVA et al., 2018).

A baixa disponibilidade P no solo exige a reposição deste elemento na solução do solo. Adição de fertilizantes fosfatados é usada para atender a demanda nutricional das plantas, porém, grande parte do P é imobilizada devido às reações de sorção, o que pode tornar o P indisponível para as plantas (GAO et al., 2018; ZHU et al., 2018).

As reações de sorção são compreendidas pelos fenômenos de adsorção, dessorção e precipitação (CAMÊLO et al., 2015). Em solos oxídicos, como em áreas afetadas pela mineração, a maior parte do P adicionado ao solo via fertilização é transformado em formas de P-Fe e P-Al de baixa solubilidade (TREVISAN et al., 2010). A matéria orgânica (MO) é um atributo relevante dentro da dinâmica de P no solo. Os grupos funcionais orgânicos presentes na MO podem bloquear os sítios de carga positiva dos óxidos de Fe, reduzindo a taxa adsorção de P em superfície (DALY et al., 2001). A adição de fertilizantes fosfatados combinado com materiais orgânicos podem aumentar o teor de MO, pH e melhorar o P disponível no solo (YANG et al., 2016; ARIF et al., 2018), criando condições favoráveis para restabelecer a vegetação nas áreas mineradas.

### 2.3 Uso do biocarvão

O biocarvão é um resíduo oriundo da pirólise de substratos orgânicos, sob condições limitadas de oxigênio (LIANG et al., 2017). O material produzido é poroso, rico em carbono e possui propriedades adsorptivas devido a sua grande área superficial com presença de vários grupos funcionais ativos (YANG et al., 2016; NIE et al., 2018).

Os resíduos orgânicos provenientes do processamento do açaí (*Euterpe oleracea*) são diariamente descartados nos centros urbanos, feiras da região metropolitana de Belém, no estado do Pará. Esse material geralmente é depositado de forma irregular, gerando grande quantidade de resíduos sem destinação apropriada, o que o torna um passivo ambiental. À transformação de resíduos orgânicos em biocarvão vem se tornando alternativas viáveis de reutilização evitando seu descarte inadequado (DE SOUZA et al., 2019).

A produção de biocarvão pode ser feito de diferentes fontes de matéria-prima, mas na maioria das vezes é produzido a partir de resíduos agrícolas ou florestais disponíveis na região (GONZÁLEZ et al., 2013; CREAMER et al., 2014). Em geral, o biocarvão produzido de biomassa vegetal apresenta elevado teor de carbono (C) recalcitrante, o que torna um reservatório estável de C no solo (SATO et al., 2019).

Estudos mostram que o biocarvão aumenta a capacidade de retenção de água (ABEL et al., 2013), capacidade de troca catiônica (CTC) (YU et al., 2019) e a

disponibilidade de nutrientes (ZHENG et al., 2018). Entretanto, a alteração nas propriedades físicas, químicas e nutricionais depende da matéria-prima utilizada e das condições de pirólise (MOSTAFA E SHABAN, 2019).

O biocarvão geralmente apresenta alto teor mineral (por exemplo, Ca, P, Mg, K), que no processo de pirólise formam carbonatos ou óxidos que quando incorporado ao solo reage com  $H^+$  e Al aumentando de forma significativa o pH (DAI et al., 2017). Em meio ácido, o aumento no pH pode aumentar o P disponível no solo e absorção pelas plantas (SCOTT, 2014). O aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) ocorre devido à protonação de ácidos carboxílicos presentes na superfície do biocarvão e dissolução de carbonatos (GAO et al., 2018; YU et al., 2019).

Ao ser adicionado ao solo o biocarvão atua como um condicionante, e é capaz de reter nutrientes dos fertilizantes aplicado no solo através de mecanismos de adsorção, podendo reduzir o processo de lixiviação de nutrientes (SCOTT, 2014). Devido a sua forte estrutura aromática, este é de difícil degradação quando comparado com as outras formas de matéria orgânica no solo (SCHMIDT & NOACK, 2000). Portanto, o uso de biocarvão surge como uma alternativa capaz de promover melhorias nas propriedades químicas do solo, principalmente em solos de baixa fertilidade fornecendo melhores condições de crescimento para as plantas (XU et al., 2016; SATO et al., 2019).

#### 2.4 Uso do composto orgânico

Os compostos orgânicos, comerciais ou não, são produtos resultantes do processo de compostagem e estabilização de substratos orgânicos, rico em matéria orgânica e nutriente (DIACONO E MONTEMURRO, 2011). Geralmente, a compostagem é utilizada para obtenção desses materiais, a qual compreende processo biológico que acelera a decomposição de materiais orgânicos conduzida em um ambiente aeróbico (BERNAL et al., 2009).

A incorporação de composto a partir de resíduos orgânicos contribui para o aumento de teor de matéria orgânica e biomassa microbiana do solo (CLEMENTE et al., 2012). A biomassa microbiana participa diretamente nos ciclos biogeoquímicos de C, N, P, e S no solo e, pode funcionar como compartimento de reserva desses nutrientes, dentre eles o P orgânico, ou como catalizador nos processos de decomposição da matéria orgânica (SOUZA et al., 2010).

Aplicação de composto no solo é um aditivo viável e econômico, devido ao baixo custo e alta disponibilidade de fornecer nutrientes e melhorar a fertilidade do solo

(ARIF et al., 2018), aumentando a eficácia na recuperação de solos degradados (BEESLEY et al., 2014; LIANG et al., 2017).

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 GERAL**

Avaliar as alterações químicas em estéril de mineração de Fe da Província Mineral de Carajás, a capacidade de adsorção de P e o crescimento da espécie nativa *Dioclea apurensis* nesse substrato, com a aplicação do biocarvão de açaí e composto comercial e doses de P.

#### **3.2 ESPECIFICOS**

- Estabelecer as relações entre as doses de P e o crescimento da espécie *D. apurensis*.
- Avaliar a influência do biocarvão de açaí e composto comercial nas alterações químicas no estéril da mineração de Fe.
- Verificar a influência do biocarvão de açaí e composto comercial na adsorção P em estéril de mineração de ferro.
- Avaliar a capacidade máxima de adsorção de P no biocarvão de açaí e composto comercial.

### **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **4.1 Cenário geográfico da Província Mineral de Carajás**

O substrato utilizado no presente estudo foi coletado na Província Mineral de Carajás (PMC), situado no sudeste do estado do Pará-Brasil. As reservas minerais da PMC estão associadas ao seu arcabouço geológico e mineralógico com importantes reservas de ferro (Fe), manganês (Mn) e cobre (Cu) (GALARZA; MACAMBIRA, 2002). Os corpos de minério de ferro de alto teor estão associados aos jaspilitos da formação ferrífera bandada do grupo Grão-Pará e são pertencentes ao conjunto denominado Formação Carajás (TOLBERT et al., 1971).

Em termos hidrográficos, a região está inserida na bacia do rio Itacaiúnas, afluente da margem esquerda do rio Tocantins. A região possui clima tropical quente, com precipitação sazonal média de 2000 mm/ano e temperatura média mensal de 26 °C. A região de Carajás compõe uma extensa variedade de espécies vegetativas, coexistindo dois ambientes fitogeográficos distintos: um tipicamente arbóreo, representado pela Floresta Ombrófila, ocupando a maior área; e outro representado por uma formação

herbáceo-arbustiva, associados a suas estruturas rochosas ferríferas, conhecida como canga (AB'SABER, 1986; RIZZINI, 1979; SECCO; MESQUITA, 1983).

#### 4.2 Amostragem e caracterização do substrato

A amostragem ocorreu em taludes de pilhas de estéril da mineração de ferro, na profundidade de 0-20 cm. Em PMC, a mineração de ferro ocorre através de lavra a céu aberto, formando open pit, bem como pilhas de estéril.

O substrato depois de coletado foi seco em temperatura ambiente e peneirado (2 mm) e encaminhados para as análises químicas e físicas, de acordo com Embrapa (2017); pH foi determinado em água na proporção de 1:2.5. O P e K foram extraídos com solução de Mehlich-1 (0.05 mol L<sup>-1</sup> de HCl + 0.0125 mol L<sup>-1</sup> de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), onde K foi determinado por fotometria de chama e o P foi determinado por colorimetria. O Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> trocáveis foram extraídos com KCl 1M, onde Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> foram determinados por espectrometria de absorção atômica e Al<sup>3+</sup> foi determinado por titulação. A acidez potencial (H+Al) foi determinada por extração com acetato de cálcio 0,5M e quantificado por titulação. Os teores disponíveis de Fe, Mn, Zn e Cu foram extraídos em solução de DTPA a pH 7.3 e determinados por espectrometria de absorção atômica (IAC, 2011). O teor de matéria orgânica (MO) foi estimado pela concentração de carbono orgânico do solo determinada por combustão úmida (Embrapa 2017). As formas cristalinas de Fe e Al foram extraídas com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (DCB) e os óxidos pouco cristalinos de Fe e Al por oxalato ácido de amônio (LOEPPERT; INSKEEP, 1996; MEHRA AND JACKSON, 1960).

#### 4.3 Produção do biocarvão de açaí e caracterização dos compostos orgânicos

Foram utilizados dois materiais, sendo o primeiro um composto comercial amplamente utilizado nas atividades de revegetação em Carajás, este material é o resultado da compostagem de materiais orgânicos de origem vegetal e animal. O outro material utilizado foi um biocarvão produzido a partir do fruto de caroço de açaí (*Euterpe oleracea*), coletado em feiras urbanas da cidade de Belém, Pará. O material foi lavado em água destilada três vezes, e em seguida foi seco em estufa a 50°C por 24 h. A temperatura de pirólise foi 400 °C durante 4 h, em um forno mufla com taxa de aquecimento de 3.3°C min<sup>-1</sup>. O material foi resfriado lentamente dentro da mufla para posterior pesagem. Após o processo de pirólise, o biocarvão foi macerado em cadinho de porcelana e passado por uma peneira de malha de 2 mm.

Os teores de macro e micronutrientes no composto comercial e no biocarvão de açaí foram analisados pelo método EPA 3051A e quantificados por espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente (ICP-MS). A capacidade de troca catiônica foi medida por extração de acetato de amônio ( $\text{NH}_4\text{OAC}$ ) (SONG & GUO, 2012). Resumidamente, 40 mL de  $\text{NH}_4\text{OAC}$  1 M foram adicionados a 0.1 g de biocarvão (1g em caso de solo), em tubo de 50 mL e subsequentemente agitado (20 min) e filtrado. Posteriormente, o resíduo foi lavado com 30 mL de isopropanol (para remover o excesso de  $\text{NH}_4$ ) e 40 mL de KCl 1 M (para remover o  $\text{NH}_4$  das cargas do solo). O  $\text{NH}_4^+$  contido na solução de KCl foi quantificado utilizando o método colorimétrico de salicilato (HAGEMANN et al, 2017), e a CTC ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) foi calculado normalizando a quantidade de  $\text{NH}_4^+$  com o peso do biocarvão ou do composto (0,1 g).

#### 4.4 Cultivo de plantas em casa de vegetação

O experimento foi conduzido em casa de vegetação em vasos de polietileno com volume de  $1 \text{ dm}^3$  (peso seco), os tratamentos aplicados na base da matéria seca (m/m) foram 90% de estéril de mineração com 10% de biocarvão de açaí (EB); 90% de estéril de mineração com 10% de composto comercial (EC); e estéril de mineração sem a adição de qualquer material orgânico (tratamento de controle, E); cada tratamento teve três repetições. Foram utilizados 10% de compostos orgânicos devido à alta concentração de Fe e outros metais presentes no substrato. Após a geração das misturas, as amostras foram incubadas a 60 % da umidade da capacidade de campo por 30 dias. As amostras foram totalmente agitadas por 10 min diariamente. O substrato da mineração com e sem a adição de biocarvão e composto comercial receberam cinco doses de P 0, 40, 80, 120 e  $240 \text{ mg kg}^{-1}$  de P (Fosfato monoamônico), e o teor de N em cada dose de P foi abatido da quantidade final de N a ser aplicada. As doses foram estabelecidas com base em experimentos anteriores com espécies nativas da região da PMC.

A espécie nativa *Dioclea apurensis* amplamente encontrada em Carajás e utilizada nas atividades de revegetação das áreas mineradas foi utilizada nesse estudo. As sementes dessa espécie foram coletadas nas áreas nativas de Carajás (canga), depois transferidas para sacos de papel e armazenadas na câmara de sementes a baixa temperatura e umidade do ar para o semeio nos diferentes tratamentos.

O delineamento utilizado nesse estudo foi o inteiramente casualizado, utilizando o esquema  $5 \times 3$ , sendo cinco doses de P e três substratos de cultivo com diferentes

misturas com estéril de mineração com biocarvão ou composto comercial, com 5 repetições, totalizando 75 unidades experimentais. O composto comercial e o biocarvão de açai foram misturados ao estéril, homogeneizados e permaneceu incubado em sacos plásticos por 30 dias, mantido a 60% da umidade da capacidade de campo. As amostras incubadas foram totalmente agitadas por 10 min diariamente.

Antes do plantio, sementes de *Dioclea apurensis* foram escarificadas com lixa manual para quebra de dormência. As sementes foram semeadas diretamente nos vasos, três sementes para cada vaso. Após 30 dias foi feito o desbaste para uma planta por vaso, seguindo critérios de uniformidades das plantas. O cultivo foi conduzido durante 120 dias. A temperatura e a umidade relativa do ar na casa de vegetação foram mantidas em 28 °C e 88%, respectivamente. Os vasos foram regados diariamente com água destilada. Cada vaso recebeu doses de macro e micronutrientes de forma parcelada, uma aplicação antes da semeadura, à segunda aplicação aos 45 dias e a terceira aplicação aos 90 dias, com exceção de P. O fosfato monoamônico (MAP) foi utilizado para cinco doses de fósforo (0, 40, 80, 120 e 240 mg kg<sup>-1</sup>) e completado com Uréia (115, 96.5, 78.8, 59.6 e 4.2 mg kg<sup>-1</sup> de N), respectivamente. 100 mg kg<sup>-1</sup> de K na forma de KCl, 80 mg kg<sup>-1</sup> de Ca na forma de CaCl<sub>2</sub> e 25 mg kg<sup>-1</sup> de Mg na forma de MgSO<sub>4</sub> foram utilizados como fonte de potássio, cálcio e magnésio, respectivamente. Para micronutrientes foram aplicados 0.5 mg kg<sup>-1</sup> de B na forma de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> de alta qualidade, 3.6 mg kg<sup>-1</sup> de Mn na forma de MnSO<sub>4</sub>, 1.5 mg kg<sup>-1</sup> de Cu na forma de CuSO<sub>4</sub>, 0.5 mg kg<sup>-1</sup> molibdato de amônio, 5 mg kg<sup>-1</sup> de Zn na forma ZnSO<sub>4</sub>.

#### 4.5 Análises de plantas

Após o período de 120 dias de cultivo as plantas foram colhidas e separadas em parte aéreas e raízes, sendo imediatamente quantificada a biomassa fresca. A avaliação da biomassa seca nesses tecidos foi feita por secagem em estufa de ventilação forçada de ar, a 65 °C até peso constante. Com posterior pesagem e moagem do material seco. Os teores de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Mn e Zn foram determinados segundo descrito por MALAVOLTA et al. (1997).

O teor de N foi determinado pelo método Kjeldahl. As amostras foram submetidas à digestão nitroperclórica em bloco digestor, para determinar os teores de macro e micronutrientes. Nesse extrato, os teores de Ca, Mg, Cu, Fe e Zn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, o de K, por fotometria de chama, e o de S,

por turbidimetria (ALVAREZ et al., 2001). O B foi extraído por incineração e determinado por colorimetria de azometina (MALAVOLTA et al., 1997).

#### 4.6 Experimentos de sorção e dessorção

A capacidade máxima de sorção de P foi avaliada por método batch, segundo GRAETZ & NAIR (2009). A 1 g de solo seco ao ar (< 2 mm), 30 mL de soluções contendo P nas concentrações 0, 40, 80, 120 e 240 mg L<sup>-1</sup> na forma de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> foram adicionados usando como força iônica a solução KCl a 0,01 mol L<sup>-1</sup> em pH 6,4. Todas as amostras foram agitadas por 24 h a uma temperatura entre 24 e 25 °C e posteriormente centrifugadas a 4000 rpm por 10 min e filtradas através de papel filtro Whatman 42. A concentração de P foi analisada no sobrenadante por colorimetria segundo MURPHY E RILEY (1962).

Com os dados obtidos, duas equações isotérmicas foram testadas para simular o comportamento de P nos substratos:

$$x/m = K_L C \beta_L / (1 + K_L C), \text{ Langmuir} \quad (1)$$

$$x/m = K_F C^n, \text{ Freundlich} \quad (2)$$

onde  $x/m$  é a quantidade de P sorvido em mg g<sup>-1</sup>;  $K_L$  e  $K_F$  é a constante de Langmuir e Freundlich relacionada a energia de ligação em L mg<sup>-1</sup>;  $C$  é a concentração de P na solução de equilíbrio em mg L<sup>-1</sup>;  $\beta_L$  é a capacidade máxima de adsorção de P em mg kg<sup>-1</sup>.

Para a avaliação da cinética de sorção e dessorção de P, 30 mL de solução contendo 10 mg L<sup>-1</sup> de P na forma de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> em força iônica de KCl a 0,01 mol L<sup>-1</sup> foram adicionados a 1g de solo seco e agitados por 0,5, 1, 1,5, 2, 3, 4, 5, 6, 12, e 24h. Cada amostra foi centrifugada e filtrada. Após isso, as amostras foram lavadas com 30 mL de água destilada em agitação por 5 min, centrifugação e filtragem como descrito acima. A dessorção foi avaliada usando somente solução de KCl a 0,01 mol L<sup>-1</sup>, logo após a lavagem, considerando em cada amostra, seu respectivo tempo de sorção.

A cinética de sorção e dessorção de P foi descrita usando a equação de pseudo-primeira ordem considerando a presença de dois tipos de sítios de reação (AHARONI AND SPARKS 1991) como descrito por Guedes et al. (2016) pelas equações (2) e (3).

$$dq/dt = k_1(F_{q_{max}} - q) \quad \text{para } q < q_F \quad (2)$$

$$dq/dt = k_2[(1 - F)_{q_{max}} - q] \quad \text{para } q \geq q_F \quad (3)$$

onde  $dq/dt$  é a taxa de sorção e dessorção em  $\text{mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ,  $k_1$  é a constante da taxa de sorção ou dessorção para sítios rápidos ( $\text{h}^{-1}$ ),  $k_2$  é a constante da taxa de sorção ou dessorção para sítios lentos ( $\text{h}^{-1}$ ),  $F$  é a fração de sítios rápidos,  $q$  é sorção ou dessorção máxima nas condições experimentais avaliadas ( $\text{mg kg}^{-1}$ ),  $q$  é concentração de P sorvido ou dessorvido e  $qF$  é a concentração de P sorvido ou dessorvido no momento de transição de sítios rápidos para sítios lentos, obtido por duas linhas ajustadas a  $q$  vs  $dq/dt$ , onde  $qF$  corresponde a intercessão. O valor de  $F$  é calculado como  $qF/q_{max}$ . Se apenas um tipo de sítio está presente,  $F = 1$  e o modelo coincide com a equação (2) (PEREZ-NOVO et al., 2011).

O índice de histerese (H) foi calculado segundo o princípio proposto Deng et al. (2010), adaptado por Guedes et al. (2016), baseado na diferença entre áreas abaixo das isotermas de sorção e dessorção, segundo a equação (4).

$$H = \left( \frac{A_s - A_d}{A_s} \right) \times 100\% \quad (4)$$

onde  $A_s$  é a área abaixo da isoterma de sorção ( $\text{mg h kg}^{-1}$ ) para  $t$  variando de 0 a 24 h e  $A_d$  é a área abaixo da isoterma de dessorção na mesma variação de tempo ( $\text{mg h kg}^{-1}$ ).

#### 4.7 Análise estatística

Utilizamos a análise de variância unidirecional (ANOVA) e, quando foram observadas diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Scott Knott ( $P < 0,05$ ) ou um teste post-hoc de LSD após verificação da normalidade usando o teste Shapiro-Wilk. Os dados referentes às doses de P foram submetidos à análise de regressão, calculada para equações lineares e quadráticas. Todas as análises forem realizadas usando o ambiente R v3.5.3. (R Core Team 2018).

## 5. CONCLUSÃO

Este estudo avaliou o efeito da aplicação de biocarvão de açaí e composto orgânico comercial, ambos apresentaram benefícios nas alterações químicas em estéril de mineração de Fe da Província Mineral de Carajás. Além do mais, observou-se que a aplicação de biocarvão de açaí reduziu a sorção de P, enquanto que a adição de composto comercial e biocarvão aumentaram a dessorção desse nutriente.

Portanto, este estudo mostrou que o uso de emendas orgânicas pode aumentar a eficiência da fertilização com fosfato, contribuindo na maior disponibilidade de P, minimizando sua perda por sorção, assim, beneficiando a reabilitação de áreas impactadas pela mineração de Fe.

## REFERÊNCIAS

ABEL, S.; PETERS, A.; TRINKS, S.; SCHONSKY, H.; FACKLAM, M.; WESSOLEK, G. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. **Geoderma**, v. 202-203, p. 183-191, 2013.

AB'SABER, A. N. Aspectos geomorfológicos de Carajas. In: **Desenvolvimento econômico e impacto ambiental em áreas de trópico úmido brasileiro. A experiência da CVRD**: 201-232. Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), International Wildfowl Research Bureau (IWRB), Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), Rio de Janeiro. 1987.

ARIF, M. S.; RIAZ, M.; SHAHZAD, S. M.; YASMEEN, T.; ASHRAF, M.; SIDDIQUE, M., . . . BUTTLER, A. Fresh and composted industrial sludge restore soil functions in surface soil of degraded agricultural land. **Sci Total Environ**, v. 619-620, p. 517-527 Apr 1. 2018.

AHARONI, C., & SPARKS, D. L. (1991). Kinetics of Soil Chemical Reactions-A Theoretical Treatment. In D. L. Sparks & D. L. Suarez (Eds.), **Rates of Soil Chemical Processes** (pp. 1-18). Madson: Soil Science Society of America. doi:10.2136/sssaspecpub27.c1

ALVAREZ V., V.H. et al. Métodos de análises de enxofre em solos e plantas. Viçosa: UFV, 2001. 131p.

BATEMAN, A. M.; ERICKSON, T. E.; MERRITT, D. J.; MUNOZ-ROJAS, M. Inorganic soil amendments alter seedling performance of native plant species in post-mining arid zone rehabilitation. **J Environ Manage**, v. 241, p. 179-186 Jul 1. 2019.

BEESELEY, L.; INNEH, O. S.; NORTON, G. J.; MORENO-JIMENEZ, E.; PARDO, T.; CLEMENTE, R.; DAWSON, J. J. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. **Environ Pollut**, v. 186, p. 195-202 Mar. 2014.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresour Technol**, v. 100, n. 22, p. 5444-53 Nov. 2009.

BAHIA FILHO, A.F.C.; BRAGA, J.M.; RESENDE, M.; RIBEIRO, A.C. Relação entre adsorção de fósforo e componentes mineralógicos da fração argila de Latossolos do Planalto Central. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p.221-226, 1983.

CAMÊLO, D. D. L.; KER, J. C.; NOVAIS, R. F.; CORRÊA, M. M.; LIMA, V. C. D. Sequential Extraction of Phosphorus by Mehlich-1 and Ion Exchange Resin from B Horizons of Ferric and Perferric Latosols (Oxisols). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1058-1067 2015.

CERNANSKY, R., 2015. **State-of-the-art soil**. Nature 517, 258-260.

CLEMENTE, R., WALKER, D.J., PARDO, T., MARTÍNEZ-FERNANDEZ, D., BERNAL, M.P., 2012. The use of halophytic plant species and organic amendments for the remediation of a trace elements-contaminated soil under semi-arid conditions. *J. hazard. mater.* 223-224, 63-71.

- CREAMER, A. E.; GAO, B.; ZHANG, M. Carbon dioxide capture using biochar produced from sugarcane bagasse and hickory wood. **Chemical Engineering Journal**, v. 249, p. 174-179 2014.
- DAI, Z.; ZHANG, X.; TANG, C.; MUHAMMAD, N.; WU, J.; BROOKES, P. C.; XU, J. Potential role of biochars in decreasing soil acidification - A critical review. **Sci Total Environ**, v. 581-582, p. 601-611 Mar 1. 2017.
- DALY, K.; JEFFREY, D.; TUNNEY, H. The effect of soil type on phosphorus sorption capacity and desorption dynamics in Irish grassland soils. **Soil Use and Management**, p. 12-20 2001.
- DE SOUZA, E. S.; DIAS, Y. N.; DA COSTA, H. S. C.; PINTO, D. A.; DE OLIVEIRA, D. M.; DE SOUZA FALCAO, N. P., . . . FERNANDES, A. R. Organic residues and biochar to immobilize potentially toxic elements in soil from a gold mine in the Amazon. **Ecotoxicol Environ Saf**, v. 169, p. 425-434 Mar. 2019.
- DENG, J., JIANG, X., HU, W., & HU, L. (2010). Quantifying hysteresis of atrazine desorption from a sandy loam soil. **Journal of Environmental Sciences**, 22(12), 1923–1929. doi:10.1016/S1001-0742(09)60340-5
- DIACONO, M.; MONTEMURRO, F. Long-Term Effects of Organic Amendments on Soil Fertility. In: (Ed.). **Sustainable Agriculture Volume 2**. 2011. p.761-786.
- Embrapa. (2017). **Manual de métodos de análise de solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (3rd ed.). Rio de Janeiro: Embrapa Solos.
- FORJÁN, R.; RODRÍGUEZ-VILA, A.; CERQUEIRA, B.; COVELO, E. F. Comparison of the effects of compost versus compost and biochar on the recovery of a mine soil by improving the nutrient content. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 183, p. 46-57 2017.
- FREITAS, D. A. F.; SILVA, M. L. N.; CASTRO, N. E. A.; CARDOSO, D. P.; DIAS, A. C.; Carvalho, G. J. Modelagem da proteção do solo por plantas de cobertura no sul de Minas Gerais. *Revista Agro@mbiente On-line*, v. 6, n. 2, 2012, p. 117-123.
- GAO, S.; DELUCA, T. H.; CORY, C. C. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis. 2018.
- GALARZA, M. A.; MACAMBIRA, M. J. B. Geocronologia e Evolução Crustal da Área do Depósito de Cu-Au Gameleira, Província Mineral de Carajás (Pará), Brasil. **Geologia Série Científica USP**, v. 2, p. 143–159, 2002.
- GASCO, G.; ALVAREZ, M. L.; PAZ-FERREIRO, J.; MENDEZ, A. Combining phytoextraction by Brassica napus and biochar amendment for the remediation of a mining soil in Riotinto (Spain). **Chemosphere**, v. 231, p. 562-570 Sep. 2019.
- GONZÁLEZ, M. E.; CEA, M.; SANGALETTI, N.; GONZÁLEZ, A.; TORO, C.; DIEZ, M. C., . . . NAVIA, R. Biochar Derived from Agricultural and Forestry Residual Biomass: Characterization and Potential Application for Enzymes Immobilization. **Journal of Biobased Materials and Bioenergy**, v. 7, n. 6, p. 724-732 2013.
- GUEDES, R. S.; MELO, L. C. A.; VERGÜTZ, L.; RODRÍGUEZ-VILA, A.; COVELO, E. F.; FERNANDES, A. R. Adsorption and desorption kinetics and phosphorus

hysteresis in highly weathered soil by stirred flow chamber experiments. **Soil and Tillage Research**, v. 162, p. 46-54 2016.

GRAETZ, D. A., & Nair, V. D. (2009). Phosphorus sorption isotherm determination. In J. L. Kovar & G. M. Pierzynski (Eds.), *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters*. (Vol. 408, pp. 33–37). Raleigh, NC: North Carolina State University.

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. e0171214 2017.

JIAO, Y.; YANG, C.; HE, W.; LIU, W. X.; XU, F. L. The spatial distribution of phosphorus and their correlations in surface sediments and pore water in Lake Chaohu, China. **Environ Sci Pollut Res Int**, v. 25, n. 26, p. 25906-25915 Sep. 2018.

JUWARKAR, A. A.; YADAV, S. K.; THAWALE, P. R.; KUMAR, P.; SINGH, S. K.; CHAKRABARTI, T. Developmental strategies for sustainable ecosystem on mine spoil dumps: a case of study. **Environ Monit Assess**, v. 157, n. 1-4, p. 471-81 Oct. 2009.

LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; KINYANGI, J.; GROSSMAN, J.; O'NEILL, B., . . . NEVES, E. G. Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 5, p. 1719-1730 2006.

LIANG, J.; YANG, Z.; TANG, L.; ZENG, G.; YU, M.; LI, X., . . . LUO, Y. Changes in heavy metal mobility and availability from contaminated wetland soil remediated with combined biochar-compost. **Chemosphere**, v. 181, p. 281-288 Aug. 2017.

MACKIE, K. A.; MARHAN, S.; DITTERICH, F.; SCHMIDT, H. P.; KANDELER, E. The effects of biochar and compost amendments on copper immobilization and soil microorganisms in a temperate vineyard. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 201, p. 58-69 2015.

MADEJON, E.; DE MORA, A. P.; FELIPE, E.; BURGOS, P.; CABRERA, F. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. **Environ Pollut**, v. 139, n. 1, p. 40-52 Jan. 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas. Princípios e aplicações. 2ª ed. Piracicaba : POTAFOS, 1997, 319p.

MITRE, S. K.; MARDEGAN, S. F.; CALDEIRA, C. F.; RAMOS, S. J.; FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O.; GASTAUER, M. Nutrient and water dynamics of Amazonian canga vegetation differ among physiognomies and from those of other neotropical ecosystems. **Plant Ecology**, v. 219, n. 11, p. 1341-1353 2018.

MOSTAFA, F. A.; SHABAN, K. A. H. Effect of different types of biochar on soil chemical properties, microbial community, pathogenic fungi and faba bean productivity. 2019.

MOSQUERA-VIVAS, C. S., MARTINEZ, M. J., GARCÍA-SANTOS, G., & GUERRERO-DALLOS, J. A. (2018). Adsorption-desorption and hysteresis phenomenon of tebuconazole in Colombian agricultural soils: Experimental assays and mathematical approaches. **Chemosphere**, 190, 393–404. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.09.143

- MURPHY, J., RILEY, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27, 31–36.
- MUKHERJEE, A.; ZIMMERMAN, A. R. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar–soil mixtures. ***Geoderma***, v. 193-194, p. 122-130 2013.
- NIE, C.; YANG, X., .; NIAZI, N. K.; XIAOYA XU; WEN, Y.; RINKLEBE, J., . . . WANG, H. Impact of sugarcane bagasse-derived biochar on heavy metal availability and microbial activity: A field study. 2018.
- PEREZ-NOVO, C.; FERNANDEZ-CALVINO, D.; BERMUDEZ-COUSO, A.; LOPEZ-PERIAGO, J. E.; ARIAS-ESTEVEZ, M. Phosphorus effect on Zn adsorption-desorption kinetics in acid soils. ***Chemosphere***, v. 83, n. 7, p. 1028-34 May. 2011.
- PIERZYNSKI, G. M.; McDOWELL, R. W.; SIMS, J. T. Chemistry, cycling, and potential movement of inorganic phosphorus in soils. In: SIMS, J. T. et al. Phosphorus: agriculture and the environment. Madison: **American Society of Agronomy**, 2005. p. 53-86.
- PINTO, A. P.; DE VARENNES, A.; CASTANHEIRO, J. E. F.; BALSINHAS, A. M. A. Fly Ash and Lime-Stabilized Biosolid Mixtures in Mine Spoil Reclamation. In: (Ed.). **Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation**. 2018. p.159-180.
- RAMOS, S. J.; GASTAUER, M.; MITRE, S. K.; CALDEIRA, C. F.; SILVA, J. R.; FURTINI NETO, A. E., . . . SIQUEIRA, J. O. Plant growth and nutrient use efficiency of two native Fabaceae species for mineland revegetation in the eastern Amazon. ***Journal of Forestry Research***, 2019.
- RIZZINI, C.T. Tratado de Fitogeografia do Brasil: Aspectos sociológicos e florísticos. São Paulo: **Editora de humanismo, Ciência e Tecnologia**. 1979.
- ROSIERE CA, HEIMANN A, OYHANTC, ABAL P, SANTOS JOS (2018) The iron formations of the South American platform. In: Siegesmund S, Basei M, Oyhantc, abal P, Oriolo S (eds) *Geology of southwest gondwana. Regional geology reviews*. Springer, Cham, pp 493–526
- SATO, M. K.; DE LIMA, H. V.; COSTA, A. N.; RODRIGUES, S.; PEDROSO, A. J. S.; DE FREITAS MAIA, C. M. B. Biochar from Acai agroindustry waste: Study of pyrolysis conditions. ***Waste Manag***, v. 96, p. 158-167 Aug 1. 2019.
- SECCO, R.S.; MESQUITA, A.L. Notas sobre a vegetação de Canga da Serra Norte - ***I. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi (Botânica)***, v. 59, p. 1-13. 1983.
- SONG, W., & GUO, M. (2012). Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. ***Journal of Analytical and Applied Pyrolysis***, 94, 138–145. doi:10.1016/j.jaap.2011.11.018
- SCOTT, H. Biochar: an improver of nutrient and soil water availability - what is the evidence? ***CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources***, v. 9, n. 019, 2014.
- SHEORAN, V. S., A. S.; AND POONIA, P. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. ***Internacional Journal of Soil, Sediment and water***. 2010.

SILVA, J. R.; GASTAUER, M.; RAMOS, S. J.; MITRE, S. K.; FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O.; CALDEIRA, C. F. Initial growth of Fabaceae species: Combined effects of topsoil and fertilizer application for mineland revegetation. **Flora**, v. 246-247, p. 109-117 2018.

SINGH, G.; GOYNE, K. W.; KABRICK, J. M. Determinants of total and available phosphorus in forested Alfisols and Ultisols of the Ozark Highlands, USA. **Geoderma Regional**, v. 5, p. 117-126 2015.

SUN, D. Q.; JUN, M.; ZHANG, W. M.; GUAN, X. C.; HUANG, Y. W.; LAN, Y., . . . CHEN, W. F. Implication of Temporal Dynamics of Microbial Abundance and Nutrients to Soil Fertility under Biochar Application – Field Experiments Conducted in a Brown Soil Cultivated with Soybean, North China. **Advanced Materials Research**, v. 518-523, p. 384-394 2012.

SHMIDT, MWI E AG NOACK. 2000. Carbono preto em solos e sedimentos Iments: Análise, distribuição, implicações e desafios atuais. **Global Biogeochem. Ciclos** 14: 777-793.

TOLBERT, G. E. . et al. The Recently Discovered Serra dos Carajás Iron Deposits,. **Economic Geology**, v. 66, n. 7, p. 985–994, 1971.

THIES, J. E., RILLIG, M.C., GRABER, E.R., Biochar effects on the abundance, activity and diversity of the soil biota. 2015.

TREVISAN, S.; FRANCIOSO, O.; QUAGGIOTTI, S.; NARDI, S. Humic substances biological activity at the plant-soil interface: from environmental aspects to molecular factors. **Plant Signal Behav**, v. 5, n. 6, p. 635-43Jun. 2010.

VISCARRA ROSSEL, R. A.; BUI, E. N. A new detailed map of total phosphorus stocks in Australian soil. **Sci Total Environ**, v. 542, n. Pt B, p. 1040-9Jan 15. 2016.

WEI, L.; SHUTAO, W.; JIN, Z.; TONG, X. Biochar influences the microbial community structure during tomato stalk composting with chicken manure. **Bioresour Technol**, v. 154, p. 148-54Feb. 2014.

WEI, Y., ZHAO, Y., XI, B., WEI, Z., LI, X., & CAO, Z. (2015). Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. **Bioresource Technology**, 189, 349–356. doi:10.1016/j.biortech.2015.04.031

XU, G.; ZHANG, Y.; SUN, J.; SHAO, H. Negative interactive effects between biochar and phosphorus fertilization on phosphorus availability and plant yield in saline sodic soil. **Sci Total Environ**, v. 568, p. 910-915Oct 15. 2016.

YANG, X.; LIU, J.; MCGROUTHER, K.; HUANG, H.; LU, K.; GUO, X., . . . WANG, H. Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. **Environ Sci Pollut Res Int**, v. 23, n. 2, p. 974-84Jan. 2016.

YU, H.; ZOU, W.; CHEN, J.; CHEN, H.; YU, Z.; HUANG, J., . . . GAO, B. Biochar amendment improves crop production in problem soils: A review. **J Environ Manage**, v. 232, p. 8-21Feb 15. 2019.

ZAPPI, D. et al. Plantas nativas para recuperação de áreas de mineração em Carajás. Belém, PA: Instituto Tecnológico Vale (ITV), 2018.

ZENG, G.; WU, H.; LIANG, J.; GUO, S.; HUANG, L.; XU, P., . . . HEA, Y. Efficiency of biochar and compost (or composting) combined amendments for reducing Cd, Cu, Zn and Pb bioavailability, mobility and ecological risk in wetland soil. 2015.

ZHENG, H.; WANG, X.; CHEN, L.; WANG, Z.; XIA, Y.; ZHANG, Y., . . . XING, B. Enhanced growth of halophyte plants in biochar-amended coastal soil: roles of nutrient availability and rhizosphere microbial modulation. **Plant Cell Environ**, v. 41, n. 3, p. 517-532Mar. 2018.

ZHOU, C., HEAL, K., TIGABU, M., XIA, L., HU, H., YIN, D., & MA, X. (2020). Biochar addition to forest plantation soil enhances phosphorus availability and soil bacterial community diversity. **Forest Ecology and Management**, 455. doi:10.1016/j.foreco.2019.117635

ZHU, J.; LI, M.; WHELAN, M. Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. **Sci Total Environ**, v. 612, p. 522-537Jan 15. 2018.

## **APÊNDICE A – Relatório 1**

PROD. TEC. ITV DS - N025/2020

DOI: 10.29223/PROD.TEC.ITV.DS.2020.25.Pinto

## PRODUÇÃO TÉCNICA ITV DS

### USO DO BIOCÁRVÃO DE AÇAÍ E COMPOSTO COMERCIAL: EFEITO NA ISOTERMA DE P, NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO ESTÉRIL DE MINERAÇÃO E NO CRESCIMENTO DE *DIOCLEA APURENSIS*

**Duane Azevedo Pinto**

**Silvio Junio Ramos**

**Rafael Silva Guedes**

**Yan Nunes Dias**

**Cecílio Fróis Caldeira Jr**

**Markus Gastauer**

**Antonio Rodrigues Fernandes**

**Belém/PA**

**2020**

## RESUMO EXECUTIVO

A baixa disponibilidade de fósforo (P) é um dos principais problemas em áreas ricas em óxidos de Fe, o que dificulta o manejo da fertilização com fosfato devido às reações de sorção, notadamente nas áreas de mineração de Fe. O uso de materiais orgânicos, como biocarvão ou composto comercial são alternativas que podem reduzir os mecanismos de sorção de P e melhorar a fertilidade do solo, beneficiando a reabilitação de áreas impactadas pela mineração de Fe. Há poucos estudos sobre os efeitos da aplicação de substratos orgânicos e a fertilização com fosfato e seus mecanismos de sorção em solos minerados. Diante disto, este trabalho teve por objetivo avaliar as alterações nos atributos químicos do estéril de mineração de Fe, a capacidade máxima de sorção de P e o crescimento da *Dioclea apurensis* em função da aplicação de biocarvão de açaí e composto comercial. Para isso, um substrato coletado das pilhas de estéril de mineração de Fe da Província mineral de Carajás foi coletado e incubado por 30 dias com biocarvão de açaí (BC), composto orgânico comercial (CC) na proporção de 90% de estéril de mineração e 10% de BC e CC, mais o tratamento controle sem adição de compostos orgânicos (SC). O substrato da mineração com e sem a adição de biocarvão e composto comercial receberam cinco doses de P (0, 40, 80, 120 e 240 mg kg<sup>-1</sup> de P). Os resultados indicaram que adição de BC e CC promoveram aumento de pH e nutrientes ao estéril da mineração de Fe. As plantas cultivadas SC apresentaram maior crescimento. Os resultados dos experimentos de adsorção de P se ajustou bem ao modelo isotérmico de Langmuir. A capacidade máxima de adsorção de P reduziu em função da adição de BC. Assim, esses resultados permitem concluir que a aplicação de biocarvão de açaí reduziu a sorção de P, enquanto que tanto a aplicação de composto comercial como biocarvão podem alterar os atributos químicos e causar efeitos diferentes na dinâmica do fosforo em estéril de mineração.

**Palavra chave:** Isoterma P; fertilização fosfatada; resíduo de mineração.

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	30
2	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	31
2.1	Coleta e caracterização do estéril de mineração .....	31
2.2	Produção e caracterização do biocarvão e composto comercial.....	32
2.3	Cultivo de plantas em casa de vegetação .....	32
2.4	Análise de plantas .....	34
2.5	Isotermas de adsorção de P .....	34
2.6	Análise estatística .....	35
3	<b>RESULTADOS</b> .....	35
3.1	Alterações nos atributos do estéril .....	35
3.2	Efeito do biocarvão de açai e composto comercial na adsorção de P .....	36
3.3	Crescimento da <i>Dioclea apurensis</i> .....	37
4	<b>DISCUSSÃO</b> .....	40
	Efeito do biocarvão de açai e composto comercial nos atributos do estéril de	
4.1	mineração de Fe .....	40
4.2	Sorção de fósforo .....	41
4.3	Crescimento da <i>Dioclea apurensis</i> .....	43
5	<b>CONCLUSÃO</b> .....	43
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	44
	<b>APÊNDICE B</b> – Resultados e modelos de regressão.....	47

## 1. INTRODUÇÃO

A Província mineral de Carajás (PMC) é uma das maiores províncias minerais do mundo e a mineração ocorre a céu aberto, ocasionando a reconformação da paisagem, com a formação de grandes cavas de mina e extensas pilhas de estéril (LOBATO et al., 2005; GASTAUER et al., 2018). Os substratos desses novos ambientes caracterizam pela elevada inclinação, baixa agregação e baixos teores de matéria orgânica e nutrientes (MITRE et al., 2018), o que dificulta a recuperação.

As técnicas de recuperação em Carajás normalmente incluem revegetação com uso de espécies comerciais e nativas, bem como o manejo do solo com aplicação adubos minerais e orgânicos (GASTAUER et al., 2018; SILVA et al., 2018). Nesse sentido, a fertilização fosfatada pode melhorar a funcionalidade química do solo e aumentar a disponibilidade de fósforo (P) (PENIDO et al., 2019). Entretanto, o substrato dessas áreas mineradas apresentam elevados teores de oxihidróxidos de Fe e naturalmente baixos teores de P e alta capacidade de sorção do P aplicado via fertilização, o que reduz a eficiência dos programas de revegetação (SINGH et al., 2015; VISCARRA ROSSEL E BUI, 2016). Desta maneira, torna-se necessário amenizar os processos de sorção de P no solo, a fim de promover maior eficiência na adubação fosfatada e das atividades de revegetação. Uma das maneiras para aumentar a disponibilidade de P no solo é adicionar materiais orgânicos ao substrato, para reduzir a adsorção de P no substrato, tornando o elemento mais prontamente disponível para as plantas (MANOLIKAKI et al., 2016).

É rotineiramente utilizado um composto comercial nas atividades de revegetação das áreas mineradas de ferro em Carajás. No entanto, seus efeitos sobre a sorção de P em substratos minerados é desconhecido. Outro material orgânico amplamente encontrado no estado do PA é o açaí, principalmente o seu caroço após o beneficiamento da polpa. Estudos mostram que o caroço do açaí aplicado na forma de biocarvão promove melhorias nos atributos químicos do solo (SATO et al., 2019). A conversão de resíduos orgânicos em biocarvão ou composto tem sido amplamente utilizada pela capacidade multifuncional para aplicações agrícolas e ambientais (DE SOUZA et al., 2019). Vários estudos demonstraram que a adição de biocarvão e composto orgânico podem melhorar o fósforo disponível no solo (YANG et al., 2016; ARIF et al., 2018).

Portanto, a aplicação de biocarvão e composto comercial podem ser alternativas capazes reduzir os mecanismos de sorção de P em substratos minerados, além de aumentar a eficiência do uso dos fertilizantes fosfatados e promover maior crescimento de plantas nos substratos minerados de Carajás. Assim, o objetivo do presente estudo foi investigar as alterações nas propriedades químicas de um estéril da mineração de ferro após adição de biocarvão de açáí e composto comercial, bem como avaliar as isotermas de adsorção de P em função da adição desses materiais e o efeito no crescimento de uma espécie nativa de Carajás.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1. Coleta e caracterização do estéril de mineração**

O substrato utilizado no presente estudo foi coletado na Província Mineral de Carajás (PMC), situado no sudeste do estado do Pará-Brasil. As reservas minerais da PMC estão associadas ao seu arcabouço geológico e mineralógico com importantes reservas de ferro (Fe), manganês (Mn) e cobre (Cu) (GALARZA; MACAMBIRA, 2002).

A amostragem ocorreu em taludes de pilhas de estéril, na profundidade de 0-20 cm, o substrato depois de coletado foi seco em temperatura ambiente e peneirado (2 mm) e encaminhados para as análises químicas e físicas, de acordo com Embrapa (2017); pH foi determinado em água na proporção de 1:2.5. O P e K foram extraídos com solução de Mehlich-1 ( $0.05 \text{ mol L}^{-1}$  de HCl +  $0.0125 \text{ mol L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ); onde K foi determinado por fotometria de chama e o P foi determinado por colorimetria. O  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Al}^{3+}$  trocáveis foram extraídos com KCl 1M, onde  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  foram determinados por espectrometria de absorção atômica e  $\text{Al}^{3+}$  foi determinado por titulação. A acidez potencial (H+Al) foi determinada por extração com acetato de cálcio 0,5M e quantificado por titulação. Os teores disponíveis de Fe, Mn, Zn e Cu foram extraídos em solução de DTPA a pH 7.3 e determinados por espectrometria de absorção atômica (IAC, 2011). O teor de matéria orgânica (MO) foi estimado pela concentração de carbono orgânico do solo determinada por combustão úmida (Embrapa 2017). As formas cristalinas de Fe e Al foram extraídas com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (DCB) e os óxidos pouco cristalinos de Fe e Al por oxalato ácido de amônio (LOEPPERT AND INSKEEP, 1996; MEHRA AND JACKSON, 1960).

## 2.2 Produção do biocarvão e caracterização dos materiais orgânicos

Foram utilizados dois materiais, sendo o primeiro um composto comercial amplamente utilizado nas atividades de revegetação em Carajás, este material é o resultado da compostagem de materiais orgânicos de origem vegetal e animal. O outro material utilizado foi um biocarvão produzido a partir do caroço de açaí, coletado em feiras urbanas da cidade de Belém, Pará. O material foi lavado em água destilada três vezes, e em seguida foi seco em estufa a 50°C por 24 h. A temperatura de pirólise foi 400 °C durante 4 h, em um forno mufla com taxa de aquecimento de 3.3°C min<sup>-1</sup>. O material foi resfriado lentamente dentro da mufla para posterior pesagem. Após o processo de pirólise, o biocarvão foi macerado em cadinho de porcelana e passado por uma peneira de malha de 2 mm.

Os teores de macro e micronutrientes no composto comercial e no biocarvão de açaí foram analisados pelo método EPA 3051A e quantificados por espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente (ICP-MS). A capacidade de troca catiônica foi medida por extração de acetato de amônio (NH<sub>4</sub>OAC) (SONG & GUO, 2012). Resumidamente, 40 mL de NH<sub>4</sub>OAC 1 M foram adicionados a 0.1 g de biocarvão (1g em caso de solo), em tubo de 50 mL e subsequentemente agitado (20 min) e filtrado. Posteriormente, o resíduo foi lavado com 30 mL de isopropanol (para remover o excesso de NH<sub>4</sub>) e 40 mL de KCl 1 M (para remover o NH<sub>4</sub> das cargas do solo). O NH<sub>4</sub><sup>+</sup> contido na solução de KCl foi quantificado utilizando o método colorimétrico de salicilato (HAGEMANN et al, 2017), e a CTC (cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) foi calculado normalizando a quantidade de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com o peso do biocarvão ou do composto (0,1 g).

## 2.3 Cultivo de plantas em casa de vegetação

O experimento foi conduzido em casa de vegetação em vasos de polietileno com volume de 1 dm<sup>3</sup> (peso seco), os tratamentos aplicados na base da matéria seca (m/m) foram 90% de estéril de mineração com 10% de biocarvão de açaí (EB); 90% de estéril de mineração com 10% de composto comercial (EC); e estéril de mineração sem a adição de qualquer material orgânico (tratamento de controle, E) (Tabela 1). Foram utilizados 10% de compostos orgânicos devido ao alto teor de Fe do substrato. Após a geração das misturas, as amostras foram incubadas a 60 % da umidade da capacidade de campo por 30 dias. As amostras foram totalmente agitadas por 10 min diariamente. O substrato da mineração com e sem a adição de biocarvão e composto comercial receberam cinco doses de P 0, 40, 80, 120 e 240 mg kg<sup>-1</sup> de P (Fosfato monoamônico), e

o teor de N em cada dose de P foi abatido da quantidade final de N a ser aplicada. As doses usadas foram estabelecidas com base em experimentos anteriores no Instituto Tecnológico Vale com espécies nativas da região de Carajás.

**Tabela 1**

Identificação para os tratamentos de acordo com a mistura do composto comercial e biocarvão de açaí com estéril.

Mistura de estéril	Identificação e doses de P
Controle: Estéril	E-0, E-40, E-80, E-120 e E-240
10% de biocarvão + 90% de estéril	EB-0, EB-40, EB-80, EB-120 e EB-240
10% de composto + 90% de estéril	EC-0, EC-40, EC-80, EC-120 e EC-240

Fonte: Autor

A espécie nativa *Dioclea apurensis* amplamente encontrada em Carajás e utilizada nas atividades de revegetação das áreas mineradas foi utilizada nesse estudo. As sementes dessa espécie foram coletadas nas áreas nativas de Carajás, depois transferidas para sacos de papel e armazenadas na câmara de sementes a baixa temperatura e umidade do ar para o semeio nos diferentes tratamentos.

O delineamento utilizado nesse estudo foi o inteiramente casualizado, com quinze tratamentos e cinco repetições, totalizando 75 unidades experimentais. O composto comercial e o biocarvão de açaí foram misturados e homogeneizados ao estéril e permaneceu incubado em sacos plásticos por 30 dias, mantido a 60 % da umidade da capacidade de campo. As amostras incubadas foram totalmente agitadas por 10 min diariamente.

Antes do plantio, sementes de *Dioclea apurensis* foram escarificadas com lixa manual para quebra de dormência. As sementes foram semeadas diretamente nos vasos, três sementes para cada vaso. Após 30 dias foi feito o desbaste para uma planta por vaso, seguindo critérios de uniformidades das plantas. O cultivo foi conduzido durante 120 dias. A temperatura e a umidade relativa do ar na casa de vegetação foram mantidas em 28 °C e 88%, respectivamente. Os vasos foram regados diariamente com água destilada.

Cada vaso recebeu doses de macro e micronutrientes de forma parcelada, uma aplicação antes da semeadura, à segunda aplicação aos 45 dias e a terceira aplicação aos 90 dias, com exceção de P. O fosfato monoamônico (MAP) foi utilizado para cinco doses (0, 40, 80, 120 e 240 mg kg<sup>-1</sup> de P) e completado com Uréia (115, 96.5, 78.8, 59.6 e 4.2 mg kg<sup>-1</sup> de N), respectivamente. 100 mg kg<sup>-1</sup> de K na forma de KCl, 80 mg kg<sup>-1</sup> de Ca na forma de CaCl<sub>2</sub> e 25 mg kg<sup>-1</sup> de Mg na forma de MgSO<sub>4</sub> foram utilizados como fonte de potássio, cálcio e magnésio, respectivamente. Para micronutrientes foram

aplicados  $0.5 \text{ mg kg}^{-1}$  de B na forma de  $\text{H}_3\text{BO}_3$  de alta qualidade,  $3.6 \text{ mg kg}^{-1}$  de Mn na forma de  $\text{MnSO}_4$ ,  $1.5 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu na forma de  $\text{CuSO}_4$ ,  $0.5 \text{ mg kg}^{-1}$  molibdato de amônio,  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  de Zn na forma  $\text{ZnSO}_4$ .

#### 2.4 Análises de plantas

Após o período de cultivo de 120 dias, as plantas foram colhidas e separadas em parte aéreas e raízes, sendo imediatamente quantificada a biomassa fresca. A avaliação da biomassa seca nesses tecidos foi feita por secagem em estufa de ventilação forçada de ar, a  $65 \text{ }^\circ\text{C}$  até peso constante, com posterior pesagem e moagem do material seco. Os teores de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Mn e Zn foram determinados segundo descrito por MALAVOLTA et al. (1997).

O teor de N foi determinado pelo método Kjeldahl. As amostras foram submetidas à digestão nitroperclórica em bloco digestor, para determinar os teores de macro e micronutrientes. Nesse extrato, os teores de Ca, Mg, Cu, Fe e Zn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, o de K, por fotometria de chama, e o de S, por turbidimetria (ALVAREZ et al., 2001). O B foi extraído por incineração e determinado por colorimetria de azometina (MALAVOLTA et al., 1997).

#### 2.5 Isoterma de adsorção de P

Foram realizados testes de adsorção para determinar a capacidade máxima de adsorção de P nos substratos. A mesma proporção de 10% (m/m) dos materiais (biocarvão de açaí e composto comercial) misturados ao estéril, incubados no período de 30 dias foram utilizados. Um total de 0,1 g de cada substrato de cultivo foram pesados e misturados com 30 mL de KCL  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  contendo 40, 80, 120, e  $240 \text{ mg L}^{-1}$  de P ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ). As amostras foram agitadas por 24 h em temperatura ambiente. As suspensões foram então centrifugadas (3000 rpm, 30 min) e depois filtradas através de papel filtro Whatman 42. O extrato de P foi analisado pelo método colorimétrico (azul-molibdênio).

Com os dados obtidos, duas equações isotérmicas foram testadas para simular o comportamento de P nos substratos:

$$x/m = K_L C B_L / (1 + K_L C), \text{ Langmuir} \quad (1)$$

$$x/m = K_F C^n, \text{ Freundlich} \quad (2)$$

onde  $x/m$  é a quantidade de P sorvido em  $\text{mg g}^{-1}$ ;  $K_L$  e  $K_F$  é a constante de Langmuir e Freundlich relacionada a energia de ligação em  $\text{L mg}^{-1}$ ;  $C$  é a concentração de P na

solução de equilíbrio em  $\text{mg L}^{-1}$ ;  $\beta_L$  é a capacidade máxima de adsorção de P em  $\text{mg kg}^{-1}$ .

## 2.6 Análise estatística

Todas as análises estatísticas foram realizadas com os dados em distribuição normal (Shapiro-Wilke) e submetidos à ANOVA. Quando apresentou diferença significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Scott Knott ( $P < 0,05$ ). Os dados referentes às doses de P foram submetidos à análise de regressão, calculada para equações lineares e quadráticas. A análise estatística foi realizada no ambiente R, versão 3.2.4 r (R Development Core Team 2018).

## 3. RESULTADOS

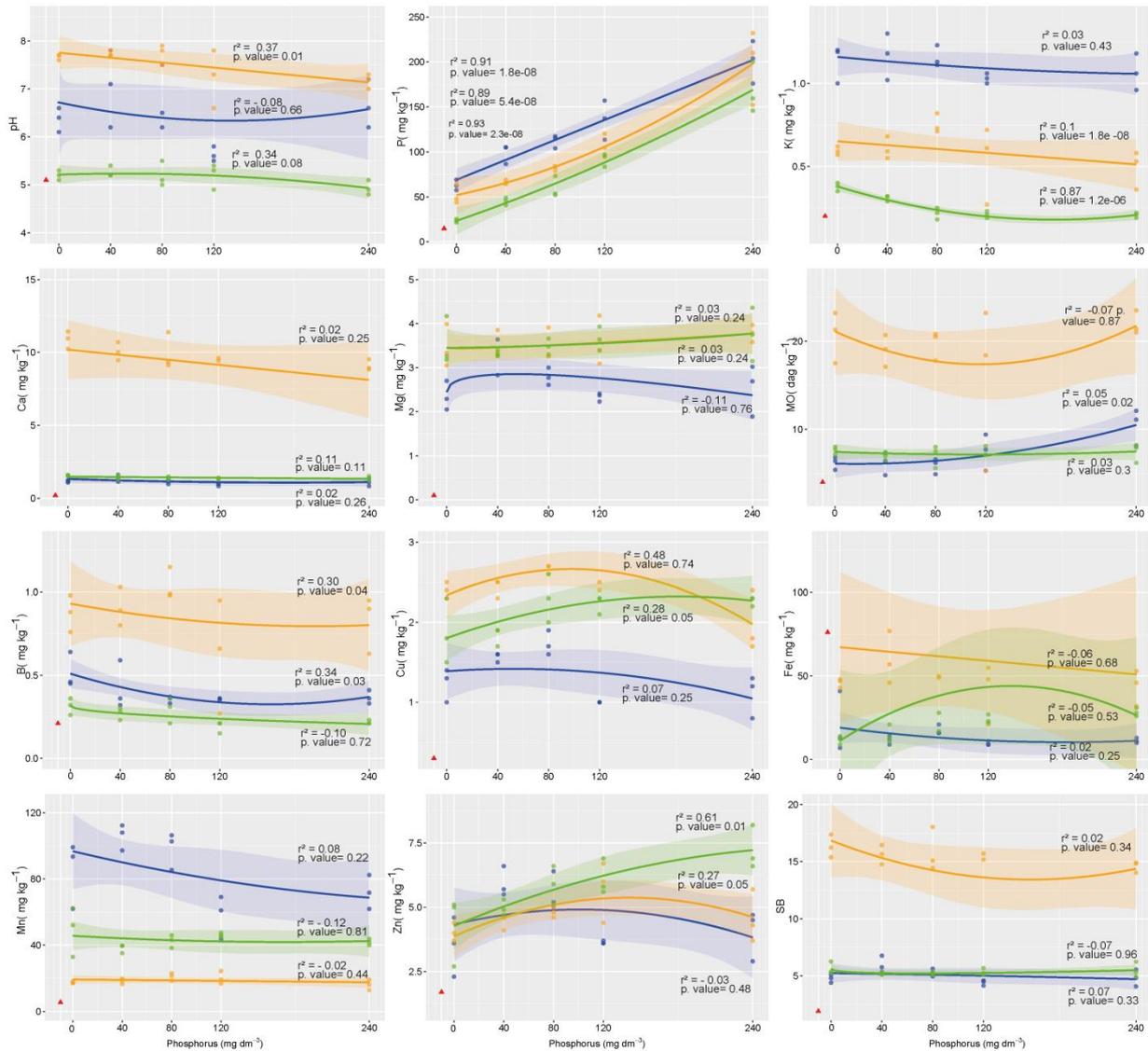
### 3.1 Alterações nos atributos do estéril

Os atributos químicos do estéril, antes e após a aplicação do biocarvão de açaí e composto comercial e, posteriormente cultivado com *D. apurensis*, podem ser encontrados na figura 1. Observou-se que a aplicação de ambos os materiais orgânicos foi favorável em aumentar a disponibilidade de nutrientes no estéril durante o cultivo da *D. apurensis*.

O pH do estéril foi inferior durante o cultivo da *D. apurensis* sem a aplicação do biocarvão e composto comercial em todas as doses de P. Por outro lado, a aplicação de composto comercial promoveu os maiores valores de pH do estéril de mineração de Fe, mas que tendeu a reduzir o pH à medida que elevou as doses P no estéril, enquanto que a aplicação do biocarvão proporcionou valores intermediários ao pH do estéril, não variando em função das doses P aplicadas.

Quando aplicados, o biocarvão e o composto comercial promoveram maior disponibilidade de P no estéril, sendo os maiores valores obtidos quando o biocarvão foi utilizado. Por outro lado, a aplicação desse produto levou ao menor teor de Mg e Cu e, manteve baixa a SB, semelhante ao estéril sem a adição de tratamento. Biocarvão também promoveu maior disponibilidade de K e Mn durante o cultivo da *D. apurensis*, embora não houve incremento nos teores de ambos os elementos. A aplicação do composto comercial elevou os teores de Ca, MO, B e SB em todas as doses de P, e nas doses iniciais de P para o teor de Cu no estéril. De maneira geral, os teores de Fe em todas as doses de P, e o teor de Zn nas doses iniciais de P, não foram influenciados pela adição do biocarvão e composto comercial durante o cultivo da *D. apurensis*.

**Figura 1:** Atributos do estéril em função da aplicação de biocarvão (azul), composto comercial (laranja) e sem aplicação de emendas orgânicas (verde) após experimento. Triângulo vermelho representa atributos do estéril antes do cultivo de *D. apurensis* e sem a aplicação de biocarvão e composto comercial.



Fonte: Autor

### 3.2 Efeito do biocarvão de açaí e composto comercial na adsorção de P

As isotermas de adsorção de P descrevem um comportamento aproximado entre as amostras de estéril que receberam ou não o biocarvão de açaí e composto comercial, cujo maior ajuste ocorreu pelo modelo de Langmuir (Tabela 2, Figura 2). O modelo de Freundlich previu um aumento na capacidade de adsorção (KF), assim como da intensidade deste processo (1/n) a partir da adição de biocarvão ao estéril da mineração. Entretanto, o modelo de Langmuir estimou a capacidade máxima de adsorção de P, a

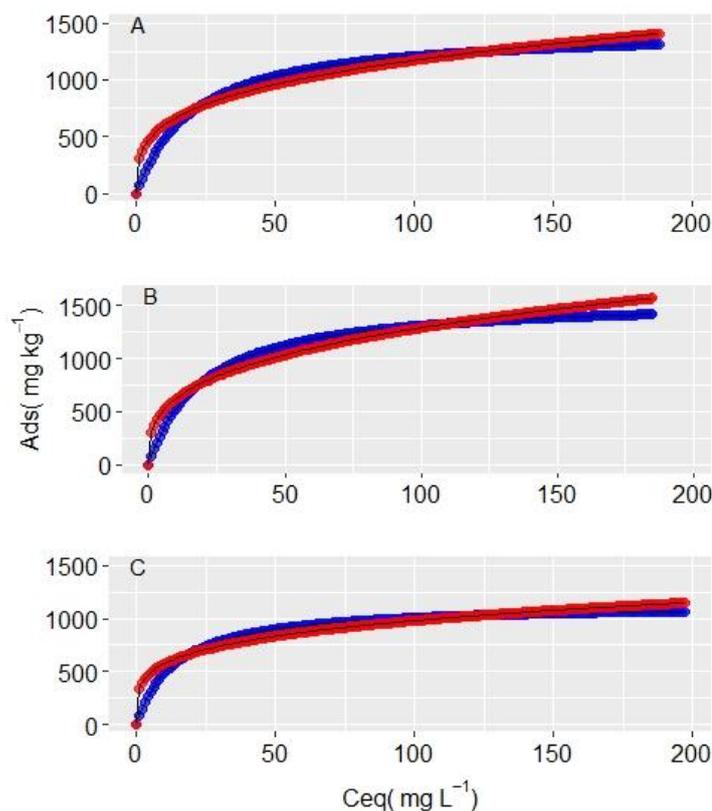
qual reduziu com a aplicação de biocarvão, reduzindo também a energia de ligação ( $K_L$ ) com que o P é retido.

**Tabela 2:** Ajustes e parâmetros das equações de Langmuir e Freundlich observados para adsorção de P em estéril sem emendas orgânicas (SC) com biocarvão (BC), e com composto comercial (CC).

Sample	Langmuir			Freundlich		
	$K_L$	$Ads_{max}$	$R^2$	$K_F$	$1/n$	$R^2$
SC	0.05b	1452.5a	0.99	309.4a	3,46a	0.93
CC	0.05b	1564.7a	0.90	299.4a	3,16a	0.78
BC	0.07a	1144.2b	0.99	333.6b	4,27b	0.87

$Ads_{max}$ : capacidade máxima de adsorção ( $mg\ kg^{-1}$ );  $K_L$ : constante de Langmuir relacionada à energia de ligação;  $K_F$  e  $1/n$ : constantes de Freundlich relacionadas à capacidade e intensidade de adsorção, respectivamente;  $R^2$ : ajustes dos modelos. Valores com a mesma letra não representa diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os tratamentos pelo teste de Scott Knott.

**Figura 2:** Isotermas de adsorção de P ajustadas aos modelos de Langmuir (azul) e Freundlich (vermelho) em estéril sem adição de emendas orgânicas (a), com composto comercial (b) e com biocarvão de açaí (c).

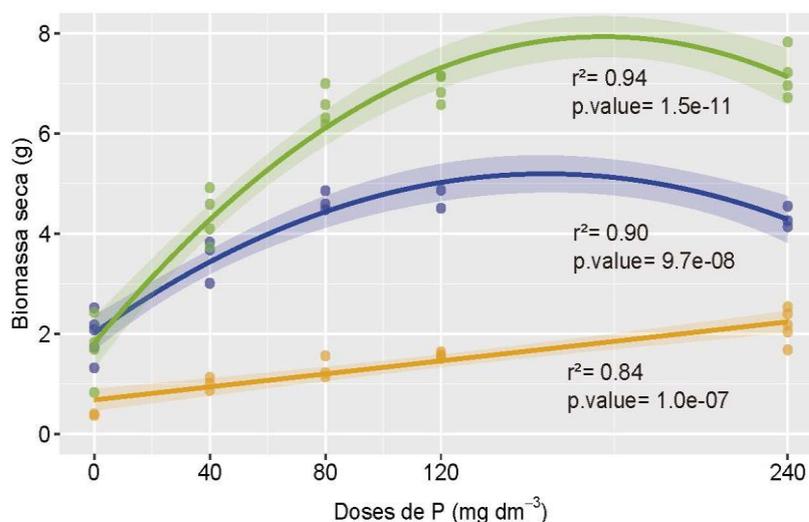


Fonte: Autor

### 3.3 Crescimento de *Dioclea apurensis*

A produção de biomassa total de *D. apurensis* foi significativamente influenciada pelas doses de P, bem como pela presença ou ausência de biocarvão de açaí e composto comercial (Figura 3).

**Figura 3:** Biomassa seca total de *D. apurensis* em resposta a doses de P sem a aplicação de material orgânico (verde), com biocarvão de açaí (azul) e com composto comercial (laranja).



O aumento nas doses de P promoveu incremento na biomassa na *D. apurensis*, sendo a maior produção obtida na ausência de biocarvão e composto comercial. A aplicação de composto comercial levou a uma resposta linear e a menor produção na biomassa total na espécie estudada. Enquanto que a adição de biocarvão promoveu intermediária produção de biomassa na *D. apurensis*, não apresentando efeito no crescimento dessa espécie vegetal a partir da dose de 40 mg kg<sup>-1</sup> de P no estéril da mineração de ferro.

Os teores de nutrientes na parte aérea e nas raízes de *D. apurensis* são representados na tabela 4. De maneira geral, foi observado que os teores de Ca e B tenderam a ser maiores na parte aérea que nas raízes, enquanto que os teores de Cu e Fe foram maiores das raízes que na parte aérea. Na parte aérea, se observou que os teores de N e Fe apresentaram variação com os tratamentos aplicados. O teor de P aumentou somente na dose de 240 mg kg<sup>-1</sup> de P na presença de biocarvão de açaí. Além disso, os teores de K, S e B foram maiores na presença de biocarvão e composto comercial nas doses de P aplicadas. Da mesma maneira, o teor de Ca na parte aérea foi superior quando o composto comercial foi adicionado ao cultivo da *D. apurensis*.

Nas raízes, foi observado incremento maior do teor de P na maior dose desse elemento e na presença de biocarvão, enquanto que os teores de Mg e B não apresentaram variação com os tratamentos utilizados. Além disso, foi observado nas raízes que os teores de Fe e Cu foram sempre menores quando biocarvão e composto comercial foram adicionados ao cultivo da *D. apurensis*, enquanto o contrário foi

observado, ou seja, o aumento para os teores de Ca e Mn dependeu da presença do biocarvão, mas principalmente do composto comercial. Também, foi observado que os teores de N foram reduzidos pela aplicação do composto comercial no cultivo de *D. apurensis*.

**Tabela 4:** Análises dos teores de macro e micro nutrientes da parte aérea e raízes de *D. apurensis* em função das doses de P com estéril não tratado (E) tratado com biocarvão de açaí (EB) e com composto comercial (EC).

Trat <sup>a</sup> .	g kg <sup>-1</sup>						mg kg <sup>-1</sup>				
	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	Parte aérea										
<sup>b</sup> EC-0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<sup>c</sup> EB-0	21.3 a	1.0 b	27.8 a	9.1 b	5.6 a	2.2 a	37.9 a	2.3 b	251.5 a	812.3 a	36.4 a
<sup>d</sup> E-0	24.2 a	0.6 b	13.8 b	8.7 b	4.7 a	1.4 b	39.3 a	5.9 a	213.8 a	855.7 a	43.7 a
<sup>e</sup> EC-40	18.8 a	0.5 b	16.1 b	17.5 a	3.2 b	1.8 a	35.3 a	2.6 b	229.1 a	86.3 c	30.5 a
<sup>f</sup> EB-40	20.5 a	0.7 b	21.6 a	7.8 b	4.9 a	1.5 b	39.0 a	2.8 b	307.3 a	646.1 b	32.4 a
<sup>g</sup> E-40	21.4 a	0.7 b	12.1 b	7.8 b	4.1 a	1.3 b	39.4 a	5.5 a	222.2 a	616.6 b	48.7 a
<sup>h</sup> EC-80	18.3 a	0.6 b	19.6 a	17.1 a	3.5 b	1.7 a	40.4 a	2.4 b	215.4 a	93.4 c	17.4 b
<sup>i</sup> EB-80	19.8 a	0.9 b	22.0 a	7.8 b	4.3 a	1.5 b	42.3 a	3.2 b	198.2 a	761.4 a	24.3 b
<sup>j</sup> E-80	18.6 a	0.8 b	9.9 b	8.4 b	3.1 b	1.3 b	37.9 a	3.8 b	219.6 a	536.6 b	40.5 a
<sup>l</sup> EC-120	18.0 a	0.5 b	18.9 a	18.3 a	4.4 a	1.8 a	47.4 a	2.4 b	224.7 a	92.5 c	11.2 b
<sup>m</sup> EB-120	19.3 a	1.0 b	21.9 a	9.1 b	4.2 a	1.9 a	40.5 a	1.5 b	192.4 a	777.5 a	25.9 b
<sup>n</sup> E-120	20.0 a	0.8 b	9.0 b	7.1 b	3.3 b	1.3 b	34.6 a	3.2 b	181.1 a	490.0 b	29.5 a
<sup>o</sup> EC-240	18.9 a	0.8 b	15.5 b	17.8 a	3.4 b	1.9 a	43.2 a	1.8 b	152.9 a	72.4 c	7.0 b
<sup>p</sup> EB-240	21.3 a	2.1 a	25.4 a	7.7 b	5.0	2.5 a	42.5 a	2.1 b	201.3 a	833.7 a	32.4 a
<sup>q</sup> E-240	22.8 a	1.1 b	8.1 b	6.2 b	2.9 b	1.6 b	24.9 b	3.4 b	235.3 a	513.0 b	35.1 a
	Raiz										
<sup>b</sup> EC-0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<sup>c</sup> EB-0	24.0 a	1.9 b	16.9 c	3.5 d	3.4 a	2.8 b	20.8 a	29.1 a	12930.9 b	477.1 b	30.3 c
<sup>d</sup> E-0	25.2 a	0.9 c	8.1 e	3.9 d	3.3 a	2.1 d	21.0 a	37.8 a	30512.5 a	969.5 a	77.9 a
<sup>e</sup> EC-40	19.3 c	0.7 c	8.4 e	9.0 c	3.3 a	1.9 e	20.3 a	19.8 b	16782.1 b	553.9 b	28.5 c
<sup>f</sup> EB-40	21.2 b	1.0 c	14.4 d	3.6 d	3.2 a	1.9 e	20.4 a	23.7 b	14085.0 b	679.6 a	36.5 c
<sup>g</sup> E-40	20.2 b	1.1 c	7.8 e	3.2 d	4.6 a	1.9 e	20.5 a	34.1 a	3206.4 a	1008.4 a	51.0 b
<sup>h</sup> EC-80	18.9 c	1.0 c	11.1 e	9.9 b	3.9 a	2.8 b	21.4 a	22.5 b	26301.3 a	809.8 a	38.9 c
<sup>i</sup> EB-80	23.7 a	1.6 b	19.1 b	3.5 d	4.3 a	2.7 b	20.9 a	21.4 b	26301.3 b	809.8 a	38.9 c
<sup>j</sup> E-80	23.7 a	1.6 b	9.3 e	3.1 d	4.4 a	2.1 d	22.5 a	28.9 a	29482.0 a	1033.5 a	49.5 b
<sup>l</sup> EC-120	17.3 c	0.8 c	9.6 e	10.5 a	3.6 a	2.2 c	20.2 a	18.3 b	16928.3 b	541.1 b	29.3 c
<sup>m</sup> EB-120	21.6 b	1.8 b	21.9 a	3.6 d	3.6 a	3.3 a	23.2 a	19.3 b	17223.6 b	660.6 b	33.5 c
<sup>n</sup> E-120	20.4 b	1.4 b	7.7 e	3.6 d	4.2 a	2.3 c	24.1 a	28.6 a	29482.0 a	1033.5 a	49.5 b
<sup>o</sup> EC-240	17.7 c	1.7 b	9.8 e	10.8 a	3.5 a	2.5 c	18.2 a	16.9 b	12226.8 b	396.7 b	21.5 c
<sup>p</sup> EB-240	24.6 a	4.5 a	17.4 c	3.5 d	3.7 a	3.1 a	20.5 a	14.1 b	8952.2 b	450.4 b	41.0 c
<sup>q</sup> E-240	23.3 a	3.8 a	8.7 e	4.1 d	4.6 a	2.4 c	19.8 a	18.5 b	13821.4 b	466.5 b	36.8 c

<sup>a</sup>Matéria orgânica; <sup>b</sup>Capacidade de troca de cations; <sup>c</sup>Composto dose 0; <sup>d</sup>Biocarvão dose 0; <sup>e</sup>Estéril dose 0; <sup>f</sup>Composto dose 40; <sup>g</sup>Biocarvão dose 40; <sup>h</sup>Estéril dose 40; <sup>i</sup>Composto dose 80; <sup>j</sup>Biocarvão dose 80; <sup>l</sup>Estéril dose 80; <sup>m</sup>Composto dose 120; <sup>n</sup>Biocarvão dose 120; <sup>o</sup>Estéril dose 120; <sup>p</sup>Composto dose 240; <sup>q</sup>Biocarvão dose 240; <sup>r</sup>Estéril dose 240.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1 Efeito do biocarvão de açaí e composto comercial nos atributos do estéril de mineração de Fe

A aplicação de biocarvão e composto comercial favoreceu o aumento do pH do substrato durante o cultivo de *D. apurensis*, o que pode estar relacionado ao elevado pH do biocarvão, e a provável geração de cargas de superfície e elevada capacidade de retenção de íons  $H^+$  desses dois materiais orgânicos utilizados (MENSAH; FRIMPONG 2018). O aumento do pH do solo é reportado como um dos principais benefícios da aplicação de materiais orgânicos, o que também pode favorecer a retenção de cátions trocáveis ou elementos aniônicos essenciais, como o P ou S (PETRUCCELLI; DI LONARDO 2020). Da mesma maneira, Forján et al., (2018) testaram o efeito da aplicação de biocarvão e composto em estéril da mineração e observaram reduções na acidez do solo.

Apesar do aumento do pH do substrato de cultivo com a aplicação de biocarvão e composto comercial, o uso de fertilizantes fosfatados pode aumentar a acidez do solo, como observado neste estudo. Por isso, explica a redução no pH do solo com o aumento das doses de P nas misturas de estéril de mineração com materiais orgânicos observado no presente estudo. De acordo com Delgado et al. (2016), isso ocorre devido à liberação ou ganho de íons  $H^+$  pelas moléculas de fosfato em solos dependentes de pH. Este fato é confirmado por Bindraban et al. (2020) e Büll et al. (2004) que relataram que com a adição de fontes de P a base de  $H_2PO_4^-$  (como superfosfato simples ou triplo e monoamônio fosfato) há o aumento da acidez em solos com pH maior que 7,2, devido a dissociação de  $H^+$  da molécula de  $H_2PO_4$ , porém essas fontes não alteram a acidez do solo em condições ácidas, o que se relaciona com a condição do estéril não tratado ou tratado com biocarvão deste experimento.

A aplicação de biocarvão aumentou da disponibilidade de K, o que segundo Zhao et al., (2020) pode estar associado à liberação lenta do nutriente retino na superfície do biocarvão, o que pode favorecer a absorção desse elemento pelas plantas cultivadas. Desta forma, o uso do biocarvão pode favorecer as práticas de recuperação do solo com espécies de maior demanda nutricional em K. No presente estudo, biocarvão tendeu a promover maior teor de K na parte aérea de *D. apurensis*. Além disso, o aumento da disponibilidade de outros elementos como o P, B e Mn foi observada no estéril de mineração, possivelmente devido à liberação desses nutrientes na estrutura ou da superfície desses materiais orgânicos utilizados (GAO et al., 2016). De acordo com

Prasad et al., (2020), o biocarvão pode apresentar altas quantidades de Mn e P disponível, sendo prontamente liberado ao solo. Da mesma forma, Safaei khorrām et al., (2019) relataram que a aplicação de biocarvão aumentou a disponibilidade de K e P, promovendo benefícios ao crescimento das plantas. Por outro lado, é possível que o biocarvão reduza a disponibilidade de elementos que já estão em baixas quantidades no solo como Mg e Cu (YANG et al., 2018; YU et al., 2019). No presente estudo, o biocarvão promoveu menor disponibilidade de Mg, Cu, Fe e Zn, enquanto menores teores de Mn foram encontrados na presença de composto comercial. Uma das principais aplicações do uso de biocarvão é a captura de elementos metálicos do solo, os quais reagem fortemente com as cargas de superfície desse material, podendo reduzir a disponibilidade desses para as plantas (XIANG et al., 2020).

O efeito positivo do composto comercial foi mais facilmente observado para os aumentos dos teores de Ca, MO, B, além de Cu e SB no estéril de mineração utilizado nesse estudo. Algumas características dos materiais orgânicos como a elevada concentração de nutrientes são preponderantes para solos com baixos teores em nutrientes (PAPAFILIPPAKI et al., 2015). Além disso, compostos comerciais podem ser produzidos pela compostagem e isso pode ser favorável para a maior liberação de nutrientes no solo (LIU et al., 2019). Pelos resultados encontrados no presente estudo, verifica que o uso de biocarvão de açaí e composto comercial promovem benefícios nos atributos do substrato de mineração de Fe para o cultivo de plantas, no entanto, apresentam diferentes efeitos, ou seja, o incremento de alguns atributos do solo pode significar a redução de outros quando se aplica biocarvão ou composto comercial, fato também comprovado por Mensah and Frimpong (2018) e Safaei khorrām et al., (2019). Por isso, é importante que se avalie quais materiais orgânicos apresentam os melhores efeitos, podendo esses ser mais ou menos adsorvente e recalcitrante (YU et al., 2019).

#### 4.2 Sorção de fósforo

O ajuste encontrado da adsorção de P aos modelos de Langmuir e Freundlich descreve condições de elevada afinidade entre o substrato de mineração de Fe com íons fosfato, o que pode gerar baixa disponibilidade de P nesse material. A elevada afinidade do P com o substrato ocorre devido a um conjunto de fatores observados neste estudo, como elevado teor de óxidos de Fe, tanto na forma cristalina como na forma pouco cristalina (Tabela 1). De acordo com Gérard (2016), as formas pouco cristalinas dos óxidos de Fe e Al apresentam maior carga de superfície, uma vez que possuem estrutura

cristalina pouco consolidada, entretanto as formas cristalinas são de grande importância devida sua maior proporção no solo. Além disso, é importante considerar a forte presença de argilominerais observados no substrato, que possuem forte capacidade de interação com fosfato (WEI et al., 2014).

Apesar do aumento da adsorção estimada pelo modelo de Freundlich, o modelo de Langmuir foi o melhor ajustado e estimou redução da capacidade máxima e da energia de adsorção do P em função da adição do biocarvão de açaí. A redução da capacidade de adsorção é um fenômeno observado com menor frequência quando se analisa materiais como biocarvão, tendo em conta o seu elevado potencial adsorptivo (RASHMI et al., 2019). Entretanto, as possíveis alterações que o biocarvão causa no solo, como elevação do pH, liberação de substâncias orgânicas com elevada carga de superfície, a presença de outros íons em elevada concentração, além da liberação do P contido no biocarvão podem aumentar a disponibilidade de P, bem como reduzir a capacidade máxima de adsorção (NGATIA et al., 2019).

O aumento da disponibilidade de P e a redução da capacidade de adsorção de P em função da aplicação de biocarvão foi observada também por Soenne et al. (2014) e Han et al. (2018), que atribuíram esse fato ao aumento do pH do solo promovido pelo uso desse material. As elevações de pH aumentam a formação de cargas negativas em superfície das partículas do solo, aumentando as forças de repulsão, reduzindo a adsorção de P, além de reduzir a formação de  $H_2PO_4^-$ , espécie química que preferencialmente adsorve nos colóides do solo (NGATIA et al., 2019; XU et al., 2014). É importante destacar que o aumento da disponibilidade de P e redução da  $Ads_{max}$ , promovida pela aplicação de biocarvão, não necessariamente implica em uma melhor condição de desenvolvimento para a planta, uma vez que a adição de biocarvão pode reduzir a disponibilidade de outros nutrientes (PURAKAYASTHA et al., 2019). Da mesma forma, o uso de composto orgânico, mesmo sem efeito na  $Ads_{max}$ , pode ser importante para outras características fundamentais do solo como estruturação, CTC e pH (LIU et al., 2019). Assim, Rodríguez-vila et al. (2015) observaram que a aplicação de composto orgânico mesmo em pouco tempo de incubação foi suficiente para elevar o pH de estéril de mina com elevada acidez, destacando a importância do uso de composto orgânico para a recuperação de áreas degradadas.

#### 4.3 Crescimento da *Dioclea apurensis*

A *D. apurensis* é uma espécie nativa das cangas ferruginosas de Carajás e conhecida por ser tolerante às condições edáficas desse ambiente (ZAPPI et al., 2018), que apresentam solos ácidos e baixa disponibilidade de nutrientes (MITRE et al., 2018). O resultado encontrado nesse estudo mostra que o crescimento de *D. apurensis* foi comprometido com a aplicação de biocarvão e composto orgânico, o que possivelmente se deve a espécie apresentar baixa demanda de nutrientes, particularmente o P, assim a produtividade obtida reflete na resposta para os tratamentos utilizados. A adição do composto comercial promoveu a maior elevação do pH do substrato de cultivo, e isso implicou e menor crescimento dessa espécie, enquanto o biocarvão promoveu aumento intermediário pH do solo e crescimento da *D. apurensis*. Por outro lado, a não adição de ambos biocarvão e composto comercial não elevou o pH do estéril de mineração de Fe, e isso foi favorável para o maior crescimento da *D. apurensis*. Esse resultado corrobora com os encontrados por Ramos et al. (2019) os quais observaram que o crescimento da *D. apurensis* foi favorecida pela adição de nutrientes sem realizar a elevação do pH do solo de cultivo. Desta maneira, o resultado encontrado aqui mostra que a *D. apurensis* é uma espécie tolerante a pH ácido, apresentando maior crescimento nessas condições, tendo seu crescimento comprometido em pH maior que 6.0 no substrato de cultivo.

O aumento do teor de P na parte aérea foi diretamente relacionado ao aumento da disponibilidade de P promovido pelo uso do biocarvão. Assim, quanto maior for à disponibilidade de P no solo, maior tende a ser o acúmulo do elemento na planta. Da mesma forma, o teor de Ca na parte aérea foi fortemente influenciado pelo alto teor do elemento no composto comercial. Por outro lado, a presença do composto comercial não foi eficiente em aumentar o teor de N na planta, e isso comprometeu o crescimento da *D. apurensis*. A taxa de crescimento vegetal foi diretamente relacionada à absorção de N pela planta, tendo em conta sua participação na formação de compostos nitrogenados como aminoácidos e proteínas (ZAGHDOUD et al., 2016).

### 5. CONCLUSÃO

A aplicação de biocarvão de açaí e composto orgânico comercial apresentou benefícios nas alterações químicas do estéril de mina, devido ao aumento de pH e nutrientes. No entanto, o uso do biocarvão de açaí e composto comercial não refletiu diretamente no maior crescimento da *D. apurensis*, sendo menor crescimento sendo observado na aplicação do composto comercial. As doses de P e a acidez no solo

favoreceram o crescimento da *D. apurensis*. A aplicação de biocarvão reduziu a capacidade máxima de adsorção, gerando atraso na retenção de P, ocasionando maior disponibilidade de P por mais tempo no estéril de mineração de Fe. Assim, o presente estudo mostrou que o biocarvão derivado do açaí pode ser uma alternativa para maximizar os benefícios da fertilização fosfatada e aumentar a absorção de P pelas plantas, e ambos os materiais orgânicos mostraram serem úteis na melhoria dos atributos químicos nos solos impactados mineração de Fe.

## REFERÊNCIAS

- ALVAREZ V., V.H. et al. **Métodos de análises de enxofre em solos e plantas**. Viçosa: UFV, 2001. 131p.
- ARIF, M. S.; RIAZ, M.; SHAHZAD, S. M.; YASMEEN, T.; ASHRAF, M.; SIDDIQUE, M., . . . BUTTLER, A. Fresh and composted industrial sludge restore soil functions in surface soil of degraded agricultural land. **Sci Total Environ**, v. 619-620, p. 517-527Apr 1. 2018.
- BINDRABAN, P. S., DIMKPA, C. O., & PANDEY, R. Exploring phosphorus fertilizers and fertilization strategies for improved human and environmental health. **Biology and Fertility of Soils**, 56(3), 299–317. 2020. doi:10.1007/s00374-019-01430-2
- BÜLL, L. T., COSTA, M. C. G., NOVELLO, A., FERNANDES, D. M., & VILLAS BÔAs, R. L. Doses and forms of application of phosphorus in vernalized garlic. **Scientia Agricola**, 61(5), 516–521. 2004. doi:10.1590/S0103-90162004000500009
- DELGADO, A., QUEMADA, M.; VILLALOBOS, F. J. Fertilizers. In *Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture* (pp. 321–339). Cham: Springer International Publishing. 2016. 2016. doi:10.1007/978-3-319-46116-8\_23
- DE SOUZA, E. S.; DIAS, Y. N.; DA COSTA, H. S. C.; PINTO, D. A.; DE OLIVEIRA, D. M.; DE SOUZA FALCAO, N. P., . . . FERNANDES, A. R. Organic residues and biochar to immobilize potentially toxic elements in soil from a gold mine in the Amazon. **Ecotoxicol Environ Saf**, v. 169, p. 425-434Mar. 2019.
- EMBRAPA. (2017). **Manual de métodos de análise de solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (3rd ed.). Rio de Janeiro: Embrapa Solos.
- FORJÁN, R., RODRÍGUEZ-VILA, A., CERQUEIRA, B., COVELO, E. F., MARCET, P., & ASENSIO, V. Comparative effect of compost and technosol enhanced with biochar on the fertility of a degraded soil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(10), 610. 2018. doi:10.1007/s10661-018-6997-4
- GASTAUER, M.; SILVA, J. R.; CALDEIRA JUNIOR, C. F.; RAMOS, S. J.; SOUZA FILHO, P. W. M.; FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1409-1422 2018.
- GAO, S., HOFFMAN-KRULL, K., BIDWELL, A. L., & DELUCA, T. H. Locally

produced wood biochar increases nutrient retention and availability in agricultural soils of the San Juan Islands, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, 43–54. 2016. doi:10.1016/j.agee.2016.08.028

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - A myth revisited. *Geoderma*, 262, 213–226. 2016. doi:10.1016/j.geoderma.2015.08.036

HAN, Y., CHOI, B., & CHEN, X. Adsorption and Desorption of Phosphorus in Biochar-Amended Black Soil as Affected by Freeze-Thaw Cycles in Northeast China. *Sustainability*, 10(5), 1574. 2018. doi:10.3390/su10051574

LIU, L., WANG, S., GUO, X., & WANG, H. Comparison of the effects of different maturity composts on soil nutrient, plant growth and heavy metal mobility in the contaminated soil. *Journal of Environmental Management*, 250(180), 109525. . 2019 doi:10.1016/j.jenvman.2019.109525

LIANG, B. et al. Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 5, p. 1719-1730 2006.

LOBATO, L. M. et al. A mineralização hidrotermal de ferro da Província Mineral de Carajás-Controle estrutural e contexto na evolução metalogenética da província. In: Marini OJ, Queiroz ET, Ramos BW (eds) Caracterização de depósitos minerais em distritos mineiros da Amazônia, 1st edn. DNPM-CT/MINERAL-ADIMB, Brasília, pp 20–92. 2005.

MALAVOLTA, E; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas. Princípios e aplicações. 2ª ed. Piracicaba : POTAFOS, 1997, 319p.

MANOLIKAKI, I. I., MANGOLIS, A., DIAMADOPOULOS, E. The impact of biochars prepared from agricultural residues on phosphorus release and availability in two fertile soils. **Journal of Environmental Management**, 2016, 536-543. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.012>

MENSAH, A. K., & FRIMPONG, K. A. Biochar and/or Compost Applications Improve Soil Properties, Growth, and Yield of Maize Grown in Acidic Rainforest and Coastal Savannah Soils in Ghana. **International Journal of Agronomy**, 2018, 1–8. 2018. doi:10.1155/2018/6837404

MITRE, S. K. et al. Nutrient and water dynamics of Amazonian canga vegetation differ among physiognomies and from those of other neotropical ecosystems. **Plant Ecology**, v. 219, n. 11, p. 1341-1353 2018.

NGATIA, L. W., et al. Biochar Phosphorus Sorption-Desorption: Potential Phosphorus Eutrophication Mitigation Strategy. In *Biochar - An Imperative Amendment for Soil and the Environment* (pp. 1–15). IntechOpen. 2019. doi:10.5772/intechopen.82092

PAPAFILIPPAKI, A. et al. Effects of soil type and municipal solid waste compost as soil amendment on *Cichorium spinosum* (spiny chicory) growth. **Scientia Horticulturae**, 195, 195–205. 2015. doi:10.1016/j.scienta.2015.09.030

PETRUCCELLI, R. ;DI LONARDO, S. (Role of biochars in soil fertility management of fruit crops. In *Fruit Crops* (pp. 431–444). Elsevier. 2020. doi:10.1016/B978-0-12-818732-6.00031-9

- PRASAD, M., et al. Plant Nutrient Availability and pH of Biochars and Their Fractions , with the Possible Use as a Component in a Growing Media, 1–17. 2020. doi:10.3390/agronomy10010010
- PURAKAYASTHA, T. J. et al. A review on biochar modulated soil condition improvements and nutrient dynamics concerning crop yields: Pathways to climate change mitigation and global food security. *Chemosphere*, 227, 345–365. 2019. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.03.170
- VISCARRA ROSSEL, R. A.; BUI, E. N. A new detailed map of total phosphorus stocks in Australian soil. *Sci Total Environ*, v. 542, n. Pt B, p. 1040-9Jan 15. 2016.
- RAMOS, S. J.; et al.. Plant growth and nutrient use efficiency of two native Fabaceae species for mineland revegetation in the eastern Amazon. **Journal of Forestry Research**, 2019.
- RASHMI, I., JHA, P.,; BISWAS, A. K. Phosphorus Sorption and Desorption in Soils Amended with Subabul Biochar. **Agricultural Research**. 2019. doi:10.1007/s40003-019-00437-3
- RODRÍGUEZ-VILA, A., COVELO, E. F., FORJÁN, R., & ASENSIO, V. (2015). Recovering a copper mine soil using organic amendments and phytomanagement with *Brassica juncea* L. **Journal of Environmental Management**, 147, 73–80. doi:10.1016/j.jenvman.2014.09.011
- SAFAEI KHORRAM, M., Impact of biochar and compost amendment on soil quality, growth and yield of a replanted apple orchard in a 4-year field study. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, 99(4), 1862–1869. 2019. doi:10.1002/jsfa.9380
- SATO, M. K. et al. Biochar from Acai agroindustry waste: Study of pyrolysis conditions. **Waste Manag**, v. 96, p. 158-167Aug 1. 2019.
- SILVA, J. R. et al. Initial growth of Fabaceae species: Combined effects of topsoil and fertilizer application for mineland revegetation. **Flora**, v. 246-247, p. 109-117 2018.
- SINGH, G.; GOYNE, K. W.; KABRICK, J. M. Determinants of total and available phosphorus in forested Alfisols and Ultisols of the Ozark Highlands, USA. **Geoderma Regional**, v. 5, p. 117-126 2015.
- SOINNE, H., HOVI, J., TAMMEORG, P.,; TURTOLA, E. Effect of biochar on phosphorus sorption and clay soil aggregate stability. **Geoderma**, 219–220, 162–167. 2014. doi:10.1016/j.geoderma.2013.12.022
- SONG, W.; GUO, M. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, 94, 138–145. 2012. doi:10.1016/j.jaap.2011.11.01
- WEI, S., et al. Surface properties and phosphate adsorption of binary systems containing goethite and kaolinite. *Geoderma*, 213, 478–484. 2014. doi:10.1016/j.geoderma.2013.09.001
- XIANG, W., et al. (2020). Biochar technology in wastewater treatment: A critical review. **Chemosphere**, 252, 126539. 2020. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126539
- XU, G., et al. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. **Ecological Engineering**, 62, 54–60. 2014. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.10.027

YANG, X. et al. Characterization of bioenergy biochar and its utilization for metal/metalloid immobilization in contaminated soil. **Science of The Total Environment**, 640–641, 704–713. 2018. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.298

YANG, X. et al. Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. **Environ Sci Pollut Res Int**, v. 23, n. 2, p. 974-84Jan. 2016.

YU, H. et al. Biochar amendment improves crop production in problem soils: A review. **Journal of Environmental Management**, 232(October 2018), 8–21. 2019. doi:10.1016/j.jenvman.2018.10.117

ZHAO, W. et al. Apply biochar to ameliorate soda saline-alkali land, improve soil function and increase corn nutrient availability in the Songnen Plain. **Science of The Total Environment**, 722, 137428. 2020. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137428

**APÊNDICE B-** Resultados de modelos de regressão para variáveis da figura 1 e 3.

Substratos	Variáveis	Modelos	R <sup>2</sup>
Biocarvão de açaí	pH	$Y = 6.75 + (-7.152x) + 2.66x^2$	-0.08
Composto comercial	pH	$Y = 7.75 + (-0.00x)$	0.37
Estéril	pH	$Y = 5.21 + 0.00x + (-0.00x^2)$	0.34
Biocarvão de açaí	P (mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 6.75 + (-0.01x)$	0.92
Composto comercial	P(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 5.189 + 2.87x + 1.34x^2$	0.89
Estéril	P(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 2.327 + 4.750x + 5.491x^2$	0.93
Biocarvão de açaí	K(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 1.159 + (-7.205x) + 1.236x^2$	0.03
Composto comercial	K(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 0.6508805 + (-0.00x)$	0.1
Estéril	K(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 3.789 + (-2.295x) + 6.589x^2$	0.87
Biocarvão de açaí	Ca(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 1.206377 + (-0.00x)$	0.02
Composto comercial	Ca(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 10.190189 + (-0.00x)$	0.02
Estéril	Ca(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 1.4847799 + (-0.00x)$	0.25
Biocarvão de açaí	Mg(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 2.665 + 1.469x + (-9.600x^2)$	-0.11
Composto comercial	Mg(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 3.421195 + 0.00x$	0.03
Estéril	Mg(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 3.414340 + 0.00x$	0.03
Biocarvão de açaí	MO (dag kg <sup>-1</sup> )	$Y = 6.105 + (-3.038x) + 8.875x^2$	0.5
Composto comercial	MO (dag kg <sup>-1</sup> )	$Y = 21.1045875 + (-0.00x) + 0.00x^2$	0.03
Estéril	MO (dag kg <sup>-1</sup> )	$Y = 7.2622642 + 0.00x$	-0.07
Biocarvão de açaí	B(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 5.093 + (-2.288x) + 7.104x^2$	0.34
Composto comercial	B(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 9.311 + (-1.384x) + 3.523x^2$	-0.1
Estéril	B(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 11.323914 + (-1.107x) + 2.773x^2$	0.3
Biocarvão de açaí	Cu(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 1.389 + 1.120x + (-1.059x^2)$	0.07
Composto comercial	Cu(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 2.338 + 6.652x + (-3.397x^2)$	0.48
Estéril	Cu(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 1.802 + 5.723x + (-1.572x^2)$	0.28
Biocarvão de açaí	Fe(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 17.03145 + (-0.03019x)$	0.07
Composto comercial	Fe(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 67.23899 + (-0.067x)$	-0.06
Estéril	Fe(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 11.323914 + 0.473293x + (-0.00x^2)$	-0.05
Biocarvão de açaí	Mn(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 96.7403279 + (-0.1771x) + 0.00x^2$	0.08
Composto comercial	Mn(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 19.2792 + (-0.00x)$	-0.02
Estéril	Mn(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 45.6600 + (-0.0432x)$	-0.12
Biocarvão de açaí	Zn(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 4.329 + 1.151x + (-5.672x^2)$	-0.03
Composto comercial	Zn(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 3.872 + 2.138x + (-7.614x^2)$	0.27
Estéril	Zn(mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 4.272 + 2.031x + (-3.346x^2)$	0.61
Biocarvão de açaí	SB	$Y = 5.252075 + (-0.00x)$	0.07
Composto comercial	SB	$Y = 16.8432 + (-0.04x) + 0.00x^2$	0.02
Estéril	SB	$Y = 5.352 + 5.97x$	-0.07
Biocarvão de açaí	Biomassa seca (mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 2.017 + 4.066x + (-1.300x^2)$	0.9
Composto comercial	Biomassa seca (mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 0.6803846 + 0.006x$	0.84
Estéril	Biomassa seca (mg kg <sup>-1</sup> )	$Y = 1.816 + 6.948x + (-1.972x^2)$	0.94

## **APÊNDICE C- Relatório 2**

**PROD. TEC. ITV DS - N026/2020**

**DOI: 10.29223/PROD.TEC.ITV.DS.2020.26.Pinto**

**PRODUÇÃO TÉCNICA ITV DS**

**BIOCARVÃO DE AÇAÍ E COMPOSTO COMERCIAL SOBRE A CINÉTICA E  
A BIODISPONIBILIDADE DE FÓSFORO EM ESTÉRIL DA MINERAÇÃO DE  
FERRO.**

**Duane Azevedo Pinto**

**Rafael Silva Guedes**

**Silvio Junio Ramos**

**Yan Nunes Dias**

**Markus Gastauer**

**Cecílio Fróis Caldeira Jr**

**Antonio Rodrigues Fernandes**

**Belém/PA**

**2020**

## RESUMO EXECUTIVO

A retenção de P gera baixa utilização desse elemento pelas plantas e pode ser um dos principais problemas para o manejo de fertilização do solo em áreas ricas em óxidos de Fe, como encontrado nas áreas de exploração desse elemento na Província Mineral de Carajás (PMC). Como forma de minimizar os efeitos da retenção de P, materiais orgânicos, como biocarvão ou compostos comerciais, podem ser úteis para manter a disponibilidade de P e retardar a imobilização desse elemento no solo, beneficiando, por exemplo, a reabilitação de áreas impactadas pela mineração de Fe. O objetivo deste estudo foi avaliar a cinética de sorção e dessorção de P e índices de histerese em estéril proveniente da mineração de Fe submetido à adição de composto comercial e biocarvão de açaí. Para este propósito, um substrato coletado das pilhas de estéril de mineração de Fe na PMC foi incubado por 30 dias com biocarvão de açaí, composto orgânico comercial, e composto comercial+biocarvão, na proporção de 90% de estéril de mineração e 10% dos materiais orgânicos supracitados (m/m). A cinética de sorção e dessorção de P foi avaliada em solução contendo  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de P em tempos de 0,5 a 24h e os dados foram modelados de acordo com a equação de pseudo-primeira ordem, considerando a presença de dois tipos de locais de reação, e os índices de histerese foram obtidos pela diferença entre as isotermas de sorção e dessorção. A mistura do estéril de mineração com biocarvão de açaí reduziu a sorção de P, enquanto que a dessorção foi aumentada em até 60% pela de biocarvão e/ ou composto comercial. O biocarvão de açaí também reduziu a histerese da sorção de P de 78 para 54,8%, além de tornar a fixação de P mais lenta nesse substrato. Assim, este estudo mostrou que o biocarvão de açaí e composto comercial podem maximizar os benefícios da fertilização com fosfato durante a reabilitação de áreas impactadas pela mineração de Fe. No entanto, como estes compostos podem causar efeitos diferentes sobre a dinâmica de P em estéril da mineração de Fe, é importante considerar seus efeitos sobre outros elementos, tais como micronutrientes, cuja disponibilidade pode ser afetada.

**Palavras-chave:** P Histerese; recuperação do solo; mineração de Fe; Carajás.

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	53
2	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	54
2.1	Origem do substrato .....	54
2.2	Aplicação dos tratamentos .....	54
2.3	Produção e caracterização do biocarvão e composto comercial .....	54
2.4	Análise química dos estéril de mineração após incubação .....	55
2.5	Experimentos de sorção e dessorção .....	56
2.6	Análise estatística .....	57
3	<b>RESULTADOS</b> .....	57
3.1	Condição do solo e disponibilidade de nutrientes .....	57
3.2	Sorção e dessorção acumulada e índices de histerese .....	58
3.3	Cinética de adsorção e dessorção .....	60
3.4	Capacidade máxima de adsorção .....	61
4	<b>DISCUSSÃO</b> .....	62
4.1	Influência de alterações orgânicas na disponibilidade de nutrientes em estéril de mineração.....	62
4.2	Influência do biocarvão e do composto comercial na adsorção e dessorção de P	63
4.3	Cinética de fósforo .....	65
4.4	Capacidade máxima de adsorção .....	66
5	<b>CONCLUSÃO</b> .....	66
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	67

## 1. INTRODUÇÃO

A extração de minério de ferro (Fe) tem grande importância socioeconômica, no entanto, grandes quantidades de estéril/subprodutos são gerados anualmente, e alterações drásticas na paisagem ocorrer através da formação de cavas de mineração e pilhas de estéril (THISTLE AND LANGSTON 2016). A reabilitação dessas áreas requer um planejamento complexo de revegetação e monitoramento da qualidade do solo, o que pode envolver o uso de plantas tolerantes e o gerenciamento da fertilidade do solo (BATEMAN et al., 2019). A baixa disponibilidade de fósforo (P) é um dos principais problemas em áreas ricas em Fe devido à interação (em reações de sorção) entre as espécies químicas de P e Fe (JIAO et al., 2018), o que incentiva a contornar as dificuldades envolvidas no manejo da fertilização com fosfato, especialmente em áreas de mineração onde a fertilização com o P é essencial para auxiliar o crescimento de plantas na revegetação.

Sorção é o termo usado para descrever a presença de três possíveis formas de retenção de um elemento ou molécula química e pode ocorrer como adsorção, precipitação ou difusão, difíceis de diferenciar na maioria dos experimentos (DONALD L. SPARKS 2003). As diferentes formas de retenção de fósforo são reguladas pela presença hidróxidos de Fe e Al, pela presença e tipo de minerais de silicato, bem como pelas características específicas do solo, tais como o pH e teor e tipo de matéria orgânica (MO)(NOBILE et al., 2020). A distribuição desses fatores no solo controla a disponibilidade de P, bem como a velocidade de retenção e a reversibilidade das reações de fixação (AUDETTE et al., 2016).

Um estudo cinético da sorção de P permite uma avaliação detalhada da dinâmica de retenção desse elemento, tendo em conta as taxas de sorção e dessorção em modelos, tais como modelos de pseudo-primeira ordem, em que pode considerar a presença de locais de sorção rápidas ou lentas (AHARONI AND SPARKS 1991). As reações de sorção e dessorção também podem ser descritas pelas isotermas em função do tempo, e quando as isotermas de sorção e dessorção não coincidem, a irreversibilidade do processo para esse tempo de avaliação fica evidente (Histerese) (MOSQUERA-VIVAS et al. 2018). Pesquisas demonstraram que a aplicação de composto orgânico e biocarvão pode aumentar a disponibilidade de P no solo (WEI et al., 2015; ZHOU et al., 2020). Entretanto, em áreas de mineração de Fe, ricas em óxidos e hidróxidos, onde a revegetação e a reabilitação ambiental são desafiadoras (GASTAUER et al., 2018), ainda existem poucos estudos que mostram como essas alterações podem alterar a taxa de

retenção e a reversibilidade do processo e contribuir para uma maior disponibilidade de P para o crescimento de plantas em áreas mineradas em reabilitação.

Portanto, em áreas de mineração de Fe, a aplicação de materiais orgânicos pode ser uma maneira eficiente de manter a disponibilidade de P por períodos mais longos e evitar sua perda por sorção, o que pode aumentar a eficiência da fertilização com fosfato nessas áreas. Nossa hipótese é a de que a aplicação de composto comercial e biocarvão de açaí podem prolongar a disponibilidade de P e aumentar a reversibilidade de sua sorção em um substrato de mineração de Fe. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar a cinética de sorção e dessorção de P e o índice de histerese em estéril da mineração de Fe submetidos à aplicação de composto comercial e biocarvão de açaí.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Origem do substrato**

O substrato utilizado neste estudo foi de estéril de mineração derivado da exploração de minério de ferro, em um dos maiores complexos de mineração do mundo, localizado na Província Mineral de Carajás, Brasil (6° 3'15.42"S e 50° 10'43.52"O). Esse estéril de mineração é depositado em áreas específicas, formando pilhas de estéril, que são revegetadas para desencadear a recuperação ambiental.

### **2.2 Aplicação dos tratamentos**

O experimento foi conduzido sob condições controladas de temperatura e umidade em ambiente de estufa, utilizando vasos de 2 dm<sup>3</sup>. Os tratamentos aplicados na base da matéria seca (m/m) foram 90% de estéril de mineração com 10% de biocarvão de açaí (EB); 90% de estéril de mineração com 10% de composto comercial (EC); 90% de estéril de mineração com 5% de biocarvão de açaí e composto comercial (EBC); e estéril de mineração sem a adição de qualquer material orgânico (tratamento de controle, E); cada tratamento teve três repetições. Após a geração das misturas, as amostras foram incubadas a 60 % da umidade da capacidade de campo por 30 dias para posterior avaliação. As amostras foram totalmente agitadas por 10 min diariamente.

### **2.3 Produção do biocarvão e caracterização dos compostos orgânicos**

O biocarvão de açaí foi produzido a partir de caroço de açaí (*Euterpe oleracea*), adquiridas em mercados urbanos na cidade de Belém, Pará. O açaí é consumido em grande quantidade na região amazônica, de modo que o caroço resíduo proveniente do beneficiamento do açaí pode ter sua aplicação em melhorias do solo (reabilitação, mas

também em outras aplicações) seja uma solução viável para lidar com seus resíduos (SATO et al., 2019). O material foi lavado e seco em estufa a 50°C por 24 h. A temperatura de pirólise foi 400 °C durante 4 h em um forno mufla com taxa de aquecimento de 3.3 °C min<sup>-1</sup>. O material foi resfriado lentamente dentro da mufla para posterior pesagem. Após o processo de pirólise, o biocarvão foi macerado em cadinho de porcelana e passado por uma peneira de malha de 2 mm. O composto orgânico comercial é aplicado rotineiramente nas áreas de Fe em reabilitação em Carajás.

Os macro e micronutrientes no composto comercial e no biocarvão de açaí foram analisados pelo método EPA 3051A e quantificados por espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente (ICP-MS). A capacidade de troca catiônica (CTC) foi medida por extração com acetato de amônio (NH<sub>4</sub>CH<sub>3</sub>CO<sub>2</sub>) (SONG & GUO 2012). Resumidamente, 40 mL de acetato de amônio 1M foram adicionados a 0,1 g de biocarvão (1g em caso de solo), em tubo de 50 mL e subsequentemente agitado (20 min) e filtrado. Em seguida, o resíduo foi lavado com 30 mL de isopropanol (para remover o excesso de NH<sub>4</sub>) e 40 mL de KCl 1M (para remover o NH<sub>4</sub> a partir de cargas de solo). O NH<sub>4</sub><sup>+</sup> contido na solução de KCl foi quantificado pelo método colorimétrico de salicilato (HAGEMANN et al. 2017), e a CTC (cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>) foi calculado normalizando a quantidade de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com o peso do biocarvão ou do composto (0,1 g).

#### 2.4 Análise química do estéril de mineração após a incubação

A preparação das amostras para análises químicas incluiu secagem ao ar e peneiramento usando peneiras com 2 mm de abertura. As análises foram realizadas de acordo com a Embrapa (2017): pH foi determinado em água na proporção de 1:2.5; K e P disponível foram extraídos com solução de Mehlich-1 (Mehlich 1953), onde K foi determinado por fotometria de chama e o P foi determinado por colorimetria; Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> trocáveis foram extraídos com KCl 1M, onde Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> foram determinados por espectrometria de absorção atômica e Al<sup>3+</sup> foi determinado por titulação; a acidez potencial (H+Al) foi determinada por extração com acetato de cálcio 0,5 M e quantificada por titulação. Os teores disponíveis de Fe, Cu, Zn e Mn foram extraídos em solução DTPA a pH 7,3 e determinados por espectrometria de absorção atômica, e B foi extraído com BaCl<sub>2</sub> a quente (CAMARGO et al., 2009). O N total foi extraído pelo método Kjeldahl e o S-SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> foi extraído em solução Ca (H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>.H<sub>2</sub>O em ácido acético 2M contendo 500 mg kg<sup>-1</sup> de P e determinado por turbidimetria

(Camargo et al., 2009). A capacidade de troca catiônica (CTC) foi analisado de acordo com Song e Guo (2012). O teor de MO foi estimado pela concentração de carbono orgânico do solo determinada por combustão úmida (EMBRAPA, 2017).

## 2.5 Experimentos de sorção e dessorção

A capacidade máxima de sorção de P foi avaliada por método batch, segundo Graetz & Nair (2009). A 1 g de substratos incubados seco ao ar (< 2 mm), 30 mL de soluções contendo P nas concentrações 0, 40, 80, 120 e 240 mg L<sup>-1</sup> na forma de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> usando uma força iônica de 0,01 mol L<sup>-1</sup> de KCL, pH 6,4. Todas as amostras foram agitadas por 24 h a uma temperatura entre 24 e 25 °C, centrifugadas a 4000 rpm por 10 min e depois filtradas através de papel filtro Whatman 42. A concentração de P no sobrenadante foi analisada por colorimetria de acordo com Murphy e Riley (1962).

A capacidade máxima de sorção de P foi obtida pela forma hiperbólica do modelo de Langmuir, de acordo com a equação (1), e seus parâmetros foram obtidos pela linearização do modelo hiperbólico.

$$x/m = K_L C \beta_L / 1 + K_L C \quad (1)$$

onde  $x/m$  é a quantidade de P absorvido em mg g<sup>-1</sup>;  $K_L$  é a constante de Langmuir e relacionada à energia de ligação em L mg<sup>-1</sup>;  $C$  é a concentração de P na solução de equilíbrio em mg L<sup>-1</sup>;  $\beta_L$  é a capacidade máxima de sorção de P em mg kg<sup>-1</sup>.

Para a avaliação da cinética de sorção e dessorção de P, 30 mL de uma solução contendo 10 mg L<sup>-1</sup> de P na forma de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> a uma força iônica de 0,01 mol L<sup>-1</sup> KCl a 1g de solo seco e agitado por 0,5, 1, 1,5, 2, 3, 4, 5, 6, 12 e 24h. Depois disso, cada amostra foi centrifugada e filtrada. Em seguida, as amostras foram lavadas com 30 mL de água destilada com agitação por 5 min, centrifugadas e depois filtradas como descrito acima. A dessorção foi avaliada usando somente solução de KCl a 0,01 mol L<sup>-1</sup> imediatamente após a lavagem, considerando em cada amostra o tempo de sorção correspondente.

A cinética de sorção e dessorção de P foi descrita usando a equação de pseudo-primeira ordem, considerando a presença de dois tipos de locais de reação (AHARONI AND SPARKS 1991), conforme descrito por Guedes et al., (2016), de acordo com as equações (2) e (3).

$$dq/dt = k_1(F_{q_{max}} - q) \quad \text{para } q < q_F \quad (2)$$

$$dq/dt = k_2[(1 - F)_{q_{max}} - q] \quad \text{para } q \geq q_F \quad (3)$$

onde  $dq/dt$  é a velocidade de sorção e dessorção em  $\text{mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ,  $k_1$  é a taxa de sorção ou dessorção constante para locais rápidos ( $\text{h}^{-1}$ ),  $k_2$  é a taxa de sorção ou dessorção constante para locais lentos ( $\text{h}^{-1}$ ),  $F$  é a fração de locais rápidos,  $q$  é a máxima sorção ou dessorção nas condições experimentais avaliadas ( $\text{mg kg}^{-1}$ ),  $q$  é a concentração de P absorvido ou absorvido e  $qF$  é a concentração de P absorvido ou dessorvido em o momento de transição de locais rápidos para locais lentos, obtido por duas linhas ajustadas a  $q$  vs  $dq/dt$ , onde  $qF$  corresponde à intercessão. O valor de  $F$  é calculado como  $qF/q_{max}$ . Se apenas um tipo de local estiver presente,  $F = 1$ , o modelo coincide com a equação (2) (PEREZ-NOVO et al., 2011).

O índice de histerese (H) foi calculado de acordo com o princípio proposto Deng et al. (2010), adaptado por Guedes et al. (2016), com baseado na diferença entre áreas sob as isotermas de sorção e dessorção, conforme equação (4).

$$H = \left( \frac{A_s - A_d}{A_s} \right) \times 100\% \quad (4)$$

onde  $A_s$  é a área sob a isotérmica de sorção ( $\text{mg h kg}^{-1}$ ) para  $t$  variando de 0 a 24 h e  $A_d$  é a área sob da isotérmica de dessorção na mesma variação de tempo ( $\text{mg h kg}^{-1}$ ).

## 2.6 Análise estatísticas

Todas as análises forem realizadas em triplicata e os dados foram processados estatisticamente em ambiente R v3.5.3. (R Core Team 2018). Foi realizada estatística descritiva e análise de variância (ANOVA) e, quando foram observadas diferenças significativas, foi aplicado um teste post-hoc de LSD ( $P < 0,05$ ).

## 3. RESULTADOS

### 3.1 Condição do solo e disponibilidade de nutrientes

As misturas de estéril de mineração com composto comercial (EC) e com ambos biocarvão e composto comercial (EBC) aumentaram o pH e a CTC do estéril, enquanto a adição de ambos os compostos orgânicos aumentou o teor de MO, com maior valor obtido com a adição de composto comercial (Tabela 1).

Os teores de N, P e K aumentaram em todos os tratamentos em relação ao controle (E), principalmente com a aplicação do biocarvão (EB) (Tabela 1). Além disso, os teores de Na, S, Ca, Cu e Fe foram mais altos na EC, e a aplicação do biocarvão causou reduções na disponibilidade desses elementos, incluindo o teor de Mg, enquanto a aplicação do biocarvão e do composto comercial (EBC) resultou em valores intermediários (Tabela 1).

**Tabela 1:** Alterações nos atributos do solo no estéril de mineração (E) por adição de biocarvão (EB), composto comercial (EC), e uma combinação de ambos (EBC).

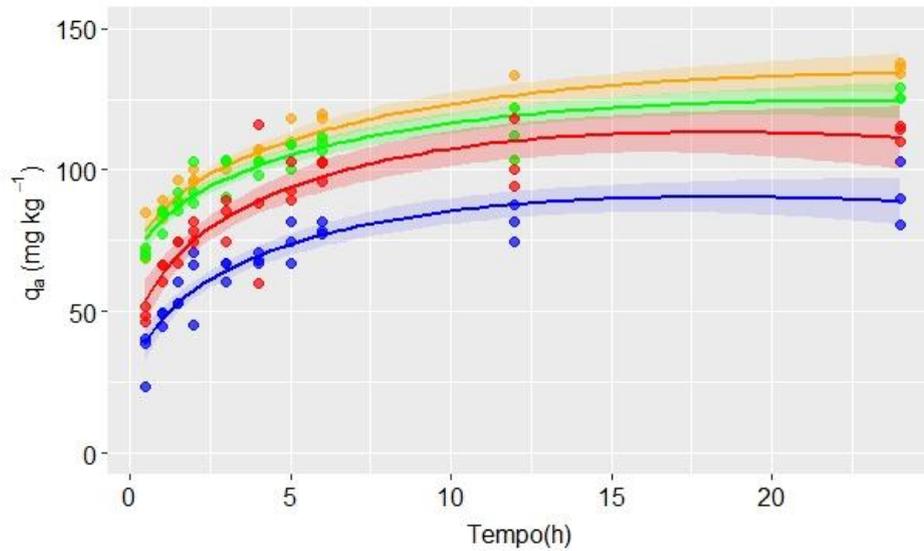
Atributos		E	EC	EB	EBC
pH	-	6,4c	7,4a	6,9b	7,4a
N total	%	0,05d	0,11c	0,27a	0,22b
P	mg dm <sup>-3</sup>	22,5d	49,3c	62,3a	58,5b
Na	mg dm <sup>-3</sup>	32,6c	281,8a	25,1d	103,4b
K	mg dm <sup>-3</sup>	57,2d	138,9c	335,7a	277,6b
S	mg dm <sup>-3</sup>	30,0c	126,7a	25,6c	66,4b
Ca	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	2,3c	8,7a	2,3c	6,6b
Mg	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	3,3a	2,9b	2,8b	2,8b
MO	dag kg <sup>-1</sup>	0,5c	1,7a	1,0b	1,2b
B	mg dm <sup>-3</sup>	0,53a	0,58a	0,32c	0,42b
Cu	mg dm <sup>-3</sup>	0,70c	0,90a	0,70c	0,80b
Fe	mg dm <sup>-3</sup>	11,06c	48,20a	7,11d	30,05b
Mn	mg dm <sup>-3</sup>	13,50c	12,30c	37,10a	18,3b
Zn	mg dm <sup>-3</sup>	8,60a	2,50b	2,20b	1,60c
T	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	51,5b	86,4a	84,2a	84,2a
V	%	76,4c	89,8a	83,6b	89,8a
Argila	g kg <sup>-1</sup>	270	272	272	272
Silte	g kg <sup>-1</sup>	125	124	124	125
Areia	g kg <sup>-1</sup>	605	604	604	603

T: CTC a pH 7; V: saturação por bases.

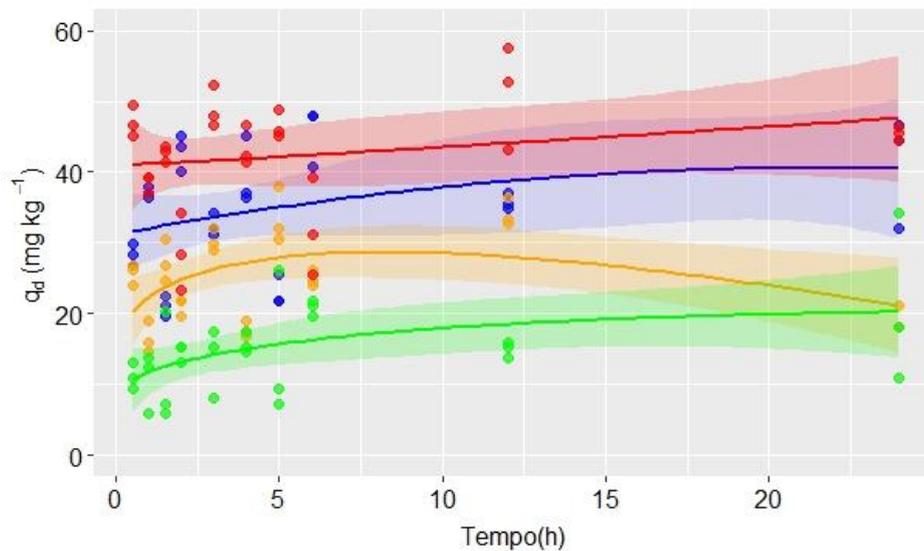
### 3.2 Sorção e dessorção acumulada e índices de histerese

O tratamento EB reduziu a sorção de P (Figura 1), a qual atingiu valor máximo de 103,4 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 2), sendo inferior a todos os outros tratamentos. No entanto, todos os tratamentos com adição de emendas orgânicas aumentaram a dessorção de P (Figura 2), recuperando até 60% a mais P retido em comparação ao estéril sem a adição de biocarvão e/ou composto comercial. Foi observada alta correlação entre Q<sub>dmáx</sub> e pH (Figura 1).

**Figura 1:** Sorção de P acumulada ( $q_a$ ) em função do tempo de contato em estéril de mineração de Fe (E) enriquecidos com composto comercial (EC) e biocarvão (EB) e uma combinação de ambos os compostos orgânicos (EBC).



**Figura 2:** Dessorção acumulada de P ( $q_d$ ) em função do tempo de contato em estéril de mineração de Fe (E) submetido a tratamentos com composto comercial (EC) e biocarvão (EB) e uma combinação de ambos os materiais orgânicos (EBC).



O estéril não tratado apresentou elevado índice de histerese (Tabela 2), onde se observa que mais de 78% do P foi adsorvido de forma não reversível. Por sua vez, o enriquecimento de estéril da mineração com biocarvão de açaí e composto comercial, isolados e combinados, reduziu os índices de histerese da sorção de P, favorecendo a recuperação do P absorvido, sendo que a aplicação mais eficiente do biocarvão de açaí (55%) em reduzindo essa histerese.

**Tabela 2:** Parâmetros cinéticos da cinética de sorção de P pelo modelo de pseudo-primeira ordem e índices de histerese para sorção em estéril de mineração de Fe (E), enriquecidos com composto orgânico (EC), biocarvão (EB) e uma combinação de ambos os materiais orgânicos (EBC).

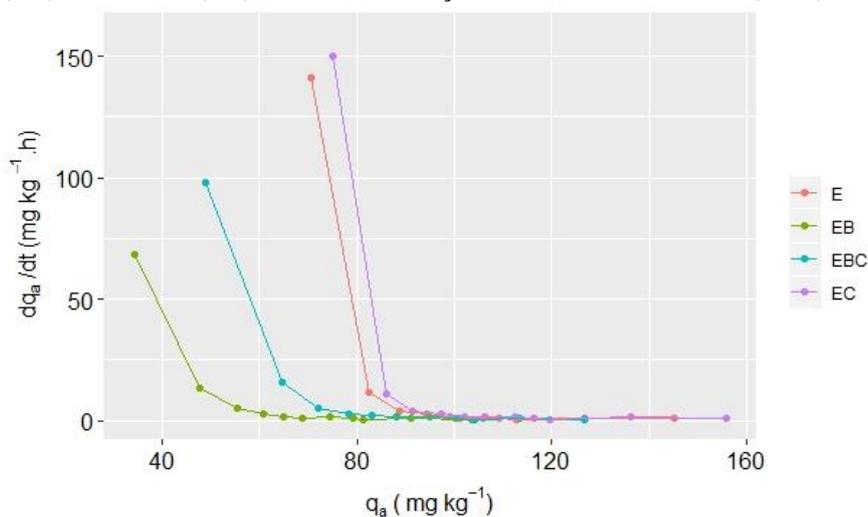
Adsorção	qF	F	Q <sub>max</sub>	k1	k2	
E	88,6b	0,61a	145,1b	8,11	0,04	
EC	91,5a	0,59b	155,7a	9,42	0,04	
EB	55,4d	0,54d	103,4d	3,14	0,59	
EBC	72,1c	0,57c	126,7c	4,17	0,71	
Dessorção	qF	F	H	Q <sub>max</sub>	k1	k2
E	13,6c	0,41a	78,37a	33,0c	5,76	0,04
EC	17,3b	0,34b	65,20b	51,2a	1,69	0,13
EB	14,3c	0,31b	54,80d	45,6b	6,08	0,08
EBC	22,4a	0,45a	59,87c	49,3a	2,38	0,13

qF é a concentração de P no momento de transição dos locais de sorção ou dessorção rápidos para os lentos. F é a fração de locais de sorção ou dessorção rápidos. Q<sub>a,max</sub> é a quantidade máxima de sorção ou dessorção em condições experimentais; k1 e k2: Constantes relacionadas a sítios rápidos e sítios lentos, respectivamente; H: Índice de histerese (%). Nas colunas, as médias seguidas pela mesma letra não diferem no teste de tukey (p<0,05).

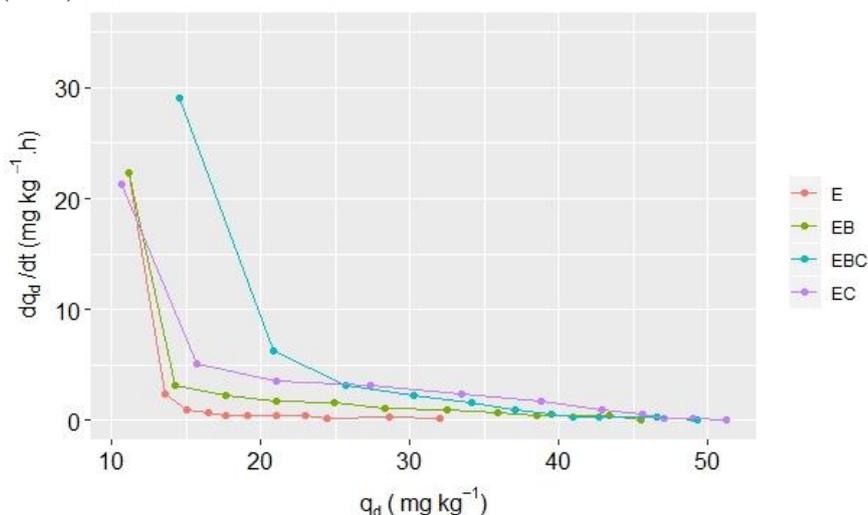
### 3.3 Cinética de adsorção e dessorção

Inicialmente houve uma taxa de sorção mais alta em todos os tratamentos, seguido de uma redução significativa da taxa de sorção em função da sorção acumulativa (Figura 3), mostrando valores mais altos de F, indicando um processo de sorção predominantemente rápido. Curiosamente, este processo ocorreu mais lentamente quando o biocarvão foi adicionado aos rejeitos, onde foram observados os valores mais baixos de F (Tabela 2). Além disso, a taxa de dessorção de P foi mais lenta nas EB e EC (Figura 4), gerando menores valores de F e evidenciando um processo com predominância de locais de dessorção lenta.

**Figura 3:** Taxas de sorção de estéril de mineração de Fe (E), enriquecidos com composto comercial (EC), biocarvão (EB) e uma combinação de ambas as emendas (EBC).



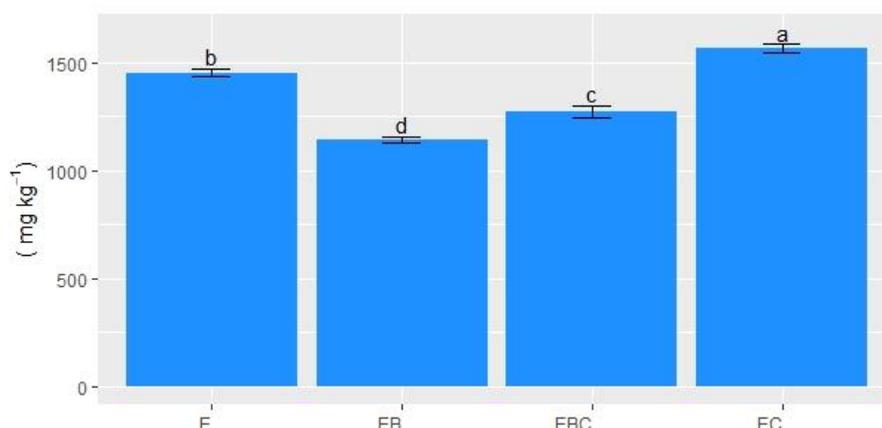
**Figura 4:** Taxas de desorção de P em estéril de mineração de Fe (E), enriquecidos com composto orgânico comercial (EC), biocarvão (EB) e uma combinação de ambos os materiais orgânicos (EBC).



### 3.4 Capacidade máxima de adsorção

A Figura 5 mostra as reduções na capacidade máxima de absorção de P com a aplicação de biocarvão de açaí, composto comercial e a combinação de ambas as emendas orgânicas. Os tratamentos de EB e EBC reduzem significativamente a capacidade máxima de absorção de P do estéril de mineração, enquanto a adição de composto comercial (EC) aumenta a capacidade de absorção de P, contribuindo para uma maior retenção de P em comparação com o substrato da mineração não tratados (E).

**Figura 5:** Capacidade máxima de absorção de P em rejeitos de mineração (E), tratados com composto orgânico (EC) com biocarvão (EB) isoladamente e em combinação (EBC). Valores com a mesma letra não são significativo pelo teste post-hoc de LSD ( $p < 0,05$ ).



#### 4. DISCUSSÃO

##### 4.1 Influência de alterações orgânicas na disponibilidade de nutrientes em estéril de mineração

Ao aumentar o teor de MO do solo, a aplicação do biocarvão de açaí e do composto comercial teve vários efeitos benéficos no estéril de mineração examinado. O aumento do pH pode estar associada ao alto conteúdo de bases permutável presentes nesses materiais e a concentração reduzida de  $H^+$  permutável devido a reações de absorção (TAN et al., 2017). Além disso, a alcalinidade do composto comercial e do biocarvão deve sempre ser considerada como um possível redutor da acidez do solo (TIAN et al., 2018). As elevações da CTC são comumente observadas com a adição de vários tipos de materiais orgânicos, incluindo o biocarvão, ao solo, o que ocorre principalmente devido à alta quantidade de grupos funcionais fenólicos e carboxílicos em sua estrutura, que geram forças de atração eletrostática capazes de reter grandes quantidades de bases trocáveis (CHATHURIKA et al., 2016; TIAN et al., 2018).

Outro benefício da incorporação de biocarvão ou composto comercial detectado neste estudo foi a maior disponibilidade de nutrientes em estéril de mineração enriquecidos. Isso não era esperado, pois a adição de emendas orgânicas pode reduzir a disponibilidade de alguns elementos em alguns casos. De acordo com Laird et al., (2010), a MO contida no biocarvão é capaz de fornecer parte dos nutrientes ao solo, o

que também ocorre com fertilizantes orgânicos compostados. Por sua vez, pode haver maior retenção do que disponibilidade de alguns micronutrientes, porque há uma alta quantidade de cargas na superfície. Isto, em conjunto com o aumento do pH, pode diminuir a solubilidade destes elementos (MANOLIKAKI & DIAMADOPOULOS, 2020), destacando-se a importância de testar individualmente a influência de cada um dos eventuais alterações no substrato alvo.

O aumento da disponibilidade de alguns nutrientes foi classificado como umas das principais vantagens da aplicação de biocarvão ou composto comercial, que é uma alternativa promissora para melhorar o gerenciamento da fertilidade do solo (DING et al., 2016; LI et al., 2020). Nas áreas de mineração de Fe, a incorporação desse tipo de material orgânico pode favorecer a reabilitação de áreas impactadas, estimulando o crescimento das plantas e cobertura do solo. Entretanto, novamente, alguns estudos recomendam cautela no estabelecimento de doses orgânicas de composto, e avaliações de curto, médio e longo prazo são necessárias devido ao uso de substâncias altamente recalcitrantes, como o biocarvão (YI et al., 2020; ZHOU et al., 2020).

#### 4.2 Influência do biocarvão e do composto comercial na adsorção e dessorção de P

A sorção inferior de P no estéril de mineração de Fe tratados com biocarvão pode estar relacionado ao aumento do pH, o que favorece um aumento da disponibilidade de P devido à desprotonação dos grupos  $\text{OH}^-$  nas superfícies de minerais de carga variável, tal como caulinita e óxidos de Fe presentes em grandes quantidades nas áreas de mineração de Fe (SOLOVITCH et al., 2010). Além disso, o biocarvão possui uma alta capacidade de retenção de cátions, o que pode causar um atraso significativo na absorção de P, porque a maior quantidade de cargas superficiais negativas gera forças de repulsão de ânions (JIANG et al., 2015). A matéria-prima utilizada para a produção do biocarvão também é um dos fatores que podem conferir uma menor capacidade de sorção de P ao biocarvão, pois determina, juntamente com a temperatura de pirólise, a formação de cargas de superficiais (VANDECASTEELE et al., 2017). Outro fator relacionado à menor sorção de P é a presença de íons coexistentes, que, por competição, reduzem a retenção de P (NGATIA et al., 2019). No presente estudo, esta foi associada a uma à forte presença de íons sulfato observada nos rejeitos não tratados, que diminuíam em presença de biocarvão.

A aplicação de biocarvão e de composto comercial resultou em maior dessorção de P, do que o estéril de mineração sem a adição desses materiais orgânicos; esse

resultado pode estar relacionado à menor energia de ligação com a qual esses compostos retêm o P no solo (HAN et al., 2018). Além disso, o biocarvão e o composto comercial são fontes potenciais de P para o solo e podem aumentar a solubilidade e a disponibilidade de P, aumentando o pH (CH'NG et al., 2014; NGATIA et al., 2017), o que concorda com os níveis de correlação observado entre  $Q_{dmax}$  e pH. O aumento da dessorção de P também foi observada por Cui et al., (2011), que analisado o mesmo fenômeno com minerais de ferri-hidrito na presença de biocarvão, confirmando que, mesmo sob condições de alto teor de óxido de Fe, há aumento da dessorbabilidade de P na presença de biocarvão.

O maior efeito da histerese observado no estéril de mineração não tratados com emendas orgânicas e indica uma alta capacidade de retenção de P em um processo ligeiramente reversível. Em ambientes com altos níveis de óxidos de Fe, as interações entre fosfatos e a matriz do solo podem ser predominantemente nas reações de retenção de P devido à presença de óxidos de Fe cristalinos e amorfos, que favorecem a formação de ligações bidentadas e binucleadas em um complexo de esfera interna, mostram alta energia de ligação e impedem a dessorção do P (BARROW et al., 2015).

A aplicação de biocarvão e composto comercial aumentou a reversibilidade da absorção de P no estéril de mineração de Fe estudado, permitindo que quase 50% do P absorvido retorne à solução do solo. De acordo com Hiemstra et al., (2013), materiais orgânicos pode promover o acúmulo de ácidos orgânicos de alto/baixo peso molecular responsável pelo bloqueio dos locais de sorção de óxido de Fe e Al, o que pode resultar em maior disponibilidade de P e menor retenção de P. Além de competir com a fase mineral do solo, o biocarvão pode solubilizar grande quantidade de P (RASHMI et al., 2019). Um tendência semelhante foi observada por DeLuca et al., (2009), que relataram que a aplicação de biocarvão aumentou a disponibilidade de P mesmo sem adição de fertilizantes fosfatados. Da mesma forma, a aplicação do composto comercial pode causar um efeito semelhante, possivelmente devido à liberação de nutrientes, sendo um P um dos mais presentes (CH'NG et al., 2014).

Neste estudo, devido à alta afinidade entre o estéril de mineração e o P, é evidente a importância de condicionadores de solo, tais como biocarvão e composto comercial, para minimizar os impactos da retenção de P no solo. Espera-se que grande parte do P seja retida logo após sua aplicação nos rejeitos. Entretanto, a incorporação de biocarvão e composto comercial pode promover maior utilização de P, que é liberado mais

lentamente, favorecendo a manutenção dos níveis de P por períodos mais longos, o que pode aumentar a chance de absorção pelas plantas.

#### 4.3 Cinética de fósforo

A cinética de sorção e dessorção de P é geralmente descrita em dois momentos, de acordo com o modelo de pseudo-primeira ordem, que considera a presença de dois locais de sorção e dessorção. Assim, no primeiro momento, um fenômeno ocorre predominantemente por locais rápidos (com uma alta taxa de sorção ou dessorção) e, no segundo momento, há uma diminuição acentuada na taxa de adsorção ou dessorção, o que indica a saturação dos locais rápidos e uma predominância dos locais lentos. No presente estudo, observou-se que a sorção de P sem a adição de biocarvão ou composto comercial foi mais rápida do que a do substrato com a presença dos produtos orgânicos. Esse resultado está associado à presença de sítios de difícil acesso e ao bloqueio desses sítios (AFIF et al., 1995). De acordo com Tareq et al., (2019), o biocarvão possui estruturas microporosas cujo acesso se torna cada vez mais difícil à medida que locais mais acessíveis ficam saturados. Além disso, a dificuldade de acessar os locais de sorção também ocorre na superfície dos hidróxidos de Fe por meio de ácidos húmicos e fúlvicos, que têm capacidade de inibir temporariamente a sorção de P, mantendo-a disponível por mais tempo (FINK et al., 2016; YANG et al., 2019). A sorção atrasada de P também foi observada por Martin et al., (2020) ao estudar diferentes proporções e tipos de biocarvão, resultando em um aumento na disponibilidade de P e em uma redução na necessidade de fertilização.

A recuperação do P absorvido também foi mais lenta após tratamento com biocarvão e composto comercial, indicando que esses condicionadores de solo podem liberar o P gradualmente por períodos mais longos. Uma possível aplicabilidade disso seria o uso como fertilizantes de liberação lenta, que em solos com alto teor de óxido de Fe podem ajudar a manter a disponibilidade de P e favorecer a absorção pelas raízes e o desenvolvimento das plantas. O uso de composto orgânico como fonte de nutrientes tem sido bem estudado; no entanto, a aplicação de biocarvão ainda requer investigação mais aprofundada devido à capacidade do biocarvão para interagir com outros elementos e moléculas no solo. De acordo com Ding et al., (2016), existe um grande potencial para o uso do biocarvão como fertilizante de liberação lenta para P e outros nutrientes. Esse potencial do biocarvão foi avaliado por Xu et al., (2014), que obtiveram valores de dessorção de até 41% com a aplicação de biocarvão. No entanto, a capacidade de

dessorção e a taxa de dessorção dependem diretamente da matéria-prima usada na produção de biocarvão, temperatura de pirólise e taxa de carregamento de P (DING et al., 2016).

#### 4.4 Capacidade máxima de adsorção

As reduções na capacidade máxima de sorção de P promovidas pela adição de biocarvão reforçam o efeito benéfico desse material na manutenção da disponibilidade de P, mesmo em ambiente com alto teor de óxido de Fe. Alterações no pH do solo, juntamente com a liberação de ácidos orgânicos que impedem a fixação do P no solo e os efeitos competitivos de outros elementos no solo podem ser considerados fatores importantes para a redução da sorção de P (NGATIA et al., 2019). Nesse contexto, Nobile et al., (2020) relataram que, em áreas manejadas com adubos orgânicos, a disponibilidade de P dependia principalmente de alterações no pH e no teor de P que esses materiais adicionavam ao solo. Os benefícios do condicionamento do solo com biocarvão foram avaliados por Matin et al., (2020), que concluíram que o uso de biocarvão pode aumentar a disponibilidade de fósforo mesmo após um curto período de aplicação, reduzindo a necessidade de fertilização. Portanto, nas áreas de mineração de Fe, a revegetação pode se beneficiar da aplicação desses materiais para aumentar a eficiência da fertilização com fosfato.

## 5. CONCLUSÃO

Este estudo avaliou o efeito da aplicação de composto comercial e biocarvão de açaí na cinética de sorção e dessorção de P, bem como seus efeitos na histerese em estéril de mineração de Fe da Província Mineral de Carajás, e observou-se que a aplicação de biocarvão de açaí reduziu a sorção de P, enquanto que a adição de composto comercial e biocarvão aumentaram a dessorção desse nutriente. O biocarvão de açaí e composto comercial promoveu uma redução significativa nos índices de histerese; no entanto, a maior redução com este fenômeno ocorreu com o uso de biocarvão sozinho. Além disso, observou-se que a aplicação de biocarvão reduziu a taxa de sorção, gerando um atraso na retenção de P, e gerando maior disponibilidade de P por um período mais longo.

Portanto, este estudo mostrou que o composto comercial e biocarvão podem ser úteis na reabilitação de áreas impactadas pela mineração de Fe, como forma de maximizar os benefícios da fertilização com fosfato. No entanto, estes compostos

podem causar efeitos diferentes na dinâmica de fósforo em estéril de mineração, e é importante considerar seus efeitos em outros elementos, tais como os micronutrientes, cuja disponibilidade pode ser afetada.

## REFERÊNCIAS

AFIF, E., BARRÓN, V.; TORRENT, J. Organic matter delays but does not prevent phosphate sorption by cerrado soils from Brazil. **Soil Science**, 159(3), 207–211. 1995. doi:10.1097/00010694-199503000-00008

AHARONI, C.; SPARKS, D. L. Kinetics of Soil Chemical Reactions-A Theoretical Treatment. In D. L. Sparks & D. L. Suarez (Eds.), **Rates of Soil Chemical Processes** (pp. 1–18). Madison: Soil Science Society of America. 1991. doi:10.2136/sssaspepub27.c1

AUDETTE, Y.; O'HALLORAN, I. P.; PAUL VORONEY, R. Kinetics of phosphorus forms applied as inorganic and organic amendments to a calcareous soil. **Geoderma**, 262, 119–124. 2016. doi:10.1016/j.geoderma.2015.08.021

BARROW, N. J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. **European Journal of Soil Science**, 66(1). 2015. doi:10.1111/ejss.12198\_2

BATEMAN, A. M., ERICKSON, T. E., MERRITT, D. J.; MUÑOZ-ROJAS, M. Inorganic soil amendments alter seedling performance of native plant species in post-mining arid zone rehabilitation. **Journal of Environmental Management**, 241, 179–186. 2019. doi:10.1016/J.JENVMAN.2019.04.022

CAMARGO, O. A., MONIZ, A. C., JORGE, J. A., & VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do IAC. Technical Bulletin** (Vol. 106). Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas. 2009.

Ch'ng, H. Y., Ahmed, O. H., & Majid, N. M. A. (2014). Improving Phosphorus Availability in an Acid Soil Using Organic Amendments Produced from Agroindustrial Wastes. **The Scientific World Journal**, 2014, 1–6. doi:10.1155/2014/506356

CHATHURIKA, J. A. S. et al. Woodchip biochar with or without synthetic fertilizers affects soil properties and available phosphorus in two alkaline, chernozemic soils. **Canadian Journal of Soil Science**, 96(4), 472–484. 2016. doi:10.1139/cjss-2015-0094

CUI, H. J. et al. Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. **Journal of Soils and Sediments**, 11(7), 1135–1141. 2011. doi:10.1007/s11368-011-0405-9

DELUCA, T. H., et al. Biochar Effects on Soil Nutrient Transformations. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), **Biochar for Environmental Management: Science and technology** (pp. 251–270). London: Earthscan. 2009. doi:10.4324/9781849770552-21

DENG, J., et al. Quantifying hysteresis of atrazine desorption from a sandy loam soil. **Journal of Environmental Sciences**, 22(12), 1923–1929. 2010. doi:10.1016/S1001-0742(09)60340-5

DING, Y. et al. Biochar to improve soil fertility. A review. **Agronomy for Sustainable Development**. Springer-Verlag France. 2016. doi:10.1007/s13593-016-0372-z

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (3rd ed.). Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2017.

FINK, J. R., et al. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, 40(4), 369–379. 2016. doi:10.1590/1413-70542016404023016

GASTAUER M, et al. Mine land rehabilitation in Brazil: goals and techniques in the context of legal requirements. *Ambio* 48(1):1–5. 2018

GRAETZ, D. A.; NAIR, V. D. (2009). Phosphorus sorption isotherm determination. In J. L. Kovar & G. M. Pierzynski (Eds.), **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. (Vol. 408, pp. 33–37). Raleigh, NC: North Carolina State University.

GUEDES, R. S., et al. Adsorption and desorption kinetics and phosphorus hysteresis in highly weathered soil by stirred flow chamber experiments. **Soil and Tillage Research**, 162, 46–54. 2016. doi:10.1016/j.still.2016.04.018

HAGEMANN, N., et al. Nitrate capture and slow release in biochar amended compost and soil. **PLOS ONE**, 12(2), e0171214. 2017. doi:10.1371/journal.pone.0171214

HAN, Y. et al. Adsorption and Desorption of Phosphorus in Biochar-Amended Black Soil as Affected by Freeze-Thaw Cycles in Northeast China. **Sustainability**, 10(5), 1574. 2018. doi:10.3390/su10051574

HEMATI MATIN, N. et al. Almond and walnut shell-derived biochars affect sorption-desorption, fractionation, and release of phosphorus in two different soils. **Chemosphere**, 241, 124888. 2020. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.124888

HIEMSTRA, T. et al. Natural and pyrogenic humic acids at goethite and natural oxide surfaces interacting with phosphate. **Environmental Science and Technology**, 47(16), 9182–9189. 2013. doi:10.1021/es400997n

JIANG, J. et al. Mobilization of phosphate in variable-charge soils amended with biochars derived from crop straws. **Soil and Tillage Research**, 146(PB), 139–147. 2015. doi:10.1016/j.still.2014.10.009

JIAO, Y. et al. The spatial distribution of phosphorus and their correlations in surface sediments and pore water in Lake Chaohu, China. **Environmental Science and Pollution Research**, 25(26), 25906–25915. 2018. doi:10.1007/s11356-018-2606-x

LAIRD, D. et al. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. **Geoderma**, 158(3–4), 436–442. 2010. doi:10.1016/j.geoderma.2010.05.012

LI, H. et al. Biochar phosphorus fertilizer effects on soil phosphorus availability. **Chemosphere**, 244, 125471. 2020. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.125471

MANOLIKAKI, I.; DIAMADOPOULOS, E. Agronomic potential of biochar prepared from brewery byproducts. **Journal of Environmental Management**, 255, 109856. 2020. doi:10.1016/j.jenvman.2019.109856

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH<sub>4</sub>. North Carolina Soil

Testing Laboratories. Raleigh: University of N. Carolina. 1953.

Mosquera-Vivas, C. S., Martinez, M. J., García-Santos, G., & Guerrero-Dallos, J. A. (2018). Adsorption-desorption and hysteresis phenomenon of tebuconazole in Colombian agricultural soils: Experimental assays and mathematical approaches. **Chemosphere**, *190*, 393–404. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.09.143

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, *27(C)*, 31–36. 1962. doi:10.1016/S0003-2670(00)88444-5

NGATIA, L. W. et al. Biochar Phosphorus Sorption-Desorption: Potential Phosphorus Eutrophication Mitigation Strategy. In **Biochar - An Imperative Amendment for Soil and the Environment** (pp. 1–15). IntechOpen. 2019. doi:10.5772/intechopen.82092

NGATIA, L. W. et al. Potential phosphorus eutrophication mitigation strategy: Biochar carbon composition, thermal stability and pH influence phosphorus sorption. **Chemosphere**, *180*, 201–211. 2017. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.04.012

NOBILE, C. M. et al. Phosphorus sorption and availability in an andosol after a decade of organic or mineral fertilizer applications: Importance of pH and organic carbon modifications in soil as compared to phosphorus accumulation. **Chemosphere**, *239*, 124709. 2020. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.124709

PÉREZ-NOVO, C., et al. Influence of phosphorus on Cu sorption kinetics: Stirred flow chamber experiments. **Journal of Hazardous Materials**, *185(1)*, 220–226. 2011. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.09.021

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Viena, Austria. <http://www.r-project.org/>. 2018.

RASHMI, I., JHA, P., & BISWAS, A. K. Phosphorus Sorption and Desorption in Soils Amended with Subabul Biochar. **Agricultural Research**. 2019. doi:10.1007/s40003-019-00437-3

SOLOVITCH, N. et al. Concurrent aggregation and deposition of TiO<sub>2</sub> nanoparticles in a sandy porous media. **Environmental Science and Technology**, *44(13)*, 4897–4902. 2010. doi:10.1021/es1000819

Song, W., & Guo, M. (2012). Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, *94*, 138–145. doi:10.1016/j.jaap.2011.11.018

SPARKS, D. L. **Environmental Soil Chemistry** (2nd ed.). Burlington: Elsevier Inc. 2003.

TAN, Z. et al. Returning biochar to fields: A review. **Applied Soil Ecology**. Elsevier B.V. 2017. doi:10.1016/j.apsoil.2017.03.017

TAREQ, R., AKTER, N.; AZAM, M. S. Biochars and Biochar Composites: Low-Cost Adsorbents for Environmental Remediation. In Y. S. Ok, N. Bolan, D. C. W. Tsang, & J. M. Novak (Eds.), **Biochar from Biomass and Waste** (pp. 169–209). Elsevier. 2019. doi:10.1016/B978-0-12-811729-3.00010-8

THISTLE, J.; LANGSTON, N. Entangled histories: Iron ore mining in Canada and the United States. **Extractive Industries and Society**, *3(2)*, 269–277. 2016.

doi:10.1016/j.exis.2015.06.003

TIAN, X. et al. Biochar derived from corn straw affected availability and distribution of soil nutrients and cotton yield. **PLOS ONE**, 13(1), e0189924. 2018. doi:10.1371/journal.pone.0189924

VANDECASTEELE, B. et al. Feedstock Mixture Composition as Key Factor for C/P Ratio and Phosphorus Availability in Composts: Role of Biodegradation Potential, Biochar Amendment and Calcium Content. **Waste and Biomass Valorization**, 8(8), 2553–2567. 2017. doi:10.1007/s12649-016-9762-3

WEI, Y. et al.. Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. **Bioresource Technology**, 189, 349–356. 2015. doi:10.1016/j.biortech.2015.04.031

XU, G. et al. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. **Ecological Engineering**, 62, 54–60. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.10.027

YANG, X., CHEN, X.; YANG, X. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. **Soil and Tillage Research**, 187(October 2017), 85–91. 2019. 2019. doi:10.1016/j.still.2018.11.016

YI, Q. et al. Liang, B., Nan, Q., Wang, H., Zhang, W., & Wu, W. (2020). Temporal physicochemical changes and transformation of biochar in a rice paddy: Insights from a 9-year field experiment. **Science of The Total Environment**, 137670. 2020. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137670

ZHOU, C. et al. Biochar addition to forest plantation soil enhances phosphorus availability and soil bacterial community diversity. **Forest Ecology and Management**, 455. 2020. doi:10.1016/j.foreco.2019.117635