

MARIA SHIRLEY AMORIM SILVA

**BIOCHAR DE CASCA DE PEQUI COMO CONDICIONADOR
DE SOLO NO DESEMPENHO AGRONÔMICO DE FEIJOEIRO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Produção Vegetal, do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Produção Vegetal.

Área de Concentração: Produção Vegetal.

Orientador: Regynaldo Arruda Sampaio
Co-orientador: Fernando Colen

Montes Claros
2017

S586b
2017 Silva, Maria Shirley Amorim.

Biochar de casca de pequi como condicionador de solo no desempenho agrônômico de feijoeiro / Maria Shirley Amorim Silva. Montes Claros/MG: Instituto de Ciências Agrárias/UFMG, 2017. 89 f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Área de Concentração em Produção Vegetal, Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Ciências Agrárias.

Orientador: Prof. Reginaldo Arruda Sampaio.

Banca examinadora: Luiz Arnaldo Fernandes, Elka Fabiana Aparecida Almeida, Reginaldo Arruda Sampaio.

Inclui referências: f. 78-89.

1. Granulometria. 2. Pequi. 3. Pirólise. 4. Compostos orgânicos. I. Sampaio, Reginaldo Arruda. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Agrárias. III. Título.

CDU: 631.8

Elaborada pela biblioteca universitária comunitária do ICA/UFMG

MARIA SHIRLEY AMORIM SILVA

**BIOCHAR DE CASCA DE PEQUI COMO CONDICIONADOR DE SOLO NO
DESEMPENHO AGRONÔMICO DE FEJJOEIRO**

Prof. Reginaldo Arruda Sampaio
(Orientador - ICA/UFMG)

Aprovada em 11 de Abril de 2017

Montes Claros - MG
2017

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo amparo e apoio em todos os momentos e pelas bênçãos concedidas em minha vida até hoje.

A minha família, principalmente meus pais, Hugo e Elza, que possibilitaram chegar ao final desta batalha dando-me conforto e estímulo para nunca desistir. E pelo amor e dedicação a mim ofertados.

A Welmir pelo apoio e dedicação em todos os momentos, pelo companheirismo, amizade e principalmente paciência nos momentos de dificuldades.

Aos meus orientadores, Professor Regynaldo Arruda Sampaio e Professor Fernando Colen, pela paciência e pelos ensinamentos ofertados em todas as horas, estes levarei para a vida. Agradeço pela dedicação nos momentos de aflição e pelas palavras de incentivo.

Ao professor Luiz Arnaldo Fernandes pela ajuda na condução do experimento e pelos momentos de ensinamentos disponibilizados. E ao professor Alcinei Místico Azevedo pela paciência e atendimentos diversas vezes disponibilizados para auxílio na análise dos resultados do trabalho.

À amiga Josi pelo apoio incondicional durante a condução do experimento e pela amizade que construímos durante esse tempo.

Aos colegas e amigos da pós-graduação e laboratório, pelos ensinamentos e companheirismo obtidos durante esses dois anos. Em especial aos amigos Lorrane, Crysiane, Kátia, Luiz Henrique e Isley que se tornaram grandes companheiros e deixaram mais leve o trabalho, além de dividirem as angústias e alegrias.

Aos funcionários do Viveiro pela colaboração, ajuda e atenção a mim dedicados durante a realização do experimento. A todos o meu agradecimento.

Aos colegas do Laboratório de Tratamento e Aproveitamento de Resíduos, Márcio, Paulo, Izabelle, Gustavo e Naiara, pela ajuda nas análises e coletas de dados realizadas durante a condução do trabalho.

Aos funcionários dos Laboratórios de Solos e Química do Instituto de Ciências Agrárias que contribuíram de maneira significativa e tornaram possível o desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores do Instituto de Ciências Agrárias pelos ensinamentos, orientações e amizade e que me ajudaram de alguma forma para a conclusão deste trabalho.

Aos funcionários do Colegiado de Pós-Graduação pela disponibilidade e gentileza em ajudar quando solicitados.

A Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), ao Instituto de Ciências Agrárias e ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal pela oportunidade concedida.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida.

A todos que aqui não foram citados, mas que de alguma forma contribuíram para realização do trabalho, muito obrigada.

MUITO OBRIGADA!

RESUMO

Com o objetivo de avaliar o efeito do biochar de casca de pequi (BCP) como condicionador de solo e sua influência nas características agrônômicas do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.), realizou-se experimento em viveiro de plantas. Foi utilizado um delineamento experimental em blocos casualizados, esquema fatorial 4x3+2, sendo os fatores constituídos por quatro doses de biochar: 2,5; 5,0; 7,5 e 10 (% v/v) e três granulometrias: < 0,5 mm, granulometria 1; 0,5 – 1,0 mm granulometria 2; 1,0 – 2,0 mm granulometria 3, dois tratamentos controles, sendo um com solo natural, ou seja, sem qualquer adição de biochar e o outro com calcário e sem biochar. Avaliou-se a caracterização física do fruto do pequi, as características químicas do solo antes e depois da implantação do experimento, o desempenho agrônômico da cultura do feijão por meio da massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca das raízes (MSR) e o teor de nutrientes na MSPA. A caracterização física do fruto de pequizeiro demonstrou maior rendimento do mesocarpo externo com 73,71% de massa em relação ao pirênio com 26,29%. A pirólise da casca proporcionou a redução de 94,36% da biomassa original. Os atributos químicos do solo foram influenciados pelo BCP, que promoveu mudanças positivas nos componentes da acidez do solo, elevando o pH e reduzindo o Al trocável e a acidez potencial, apresentando potencial para funcionar como condicionador de solo, principalmente à granulometria <0,5mm. Quanto ao fornecimento de nutrientes, o BCP não aumentou a disponibilidade dos mesmos no solo, devido à baixa concentração, exceto para o K e C orgânico com maior incremento para a granulometria <0,5 mm. Para as características agrônômicas, as maiores granulometrias favoreceram melhor produção de matéria seca da raiz e da parte aérea, com resposta semelhante ou superior ao solo corrigido com calcário. Apenas o K foi influenciado positivamente para teor, devido à elevação da concentração desse nutriente no solo, ocorreu seu aumento no teor da MSPA, principalmente para a granulometria < 0,5 mm. Os outros nutrientes sofreram pouca ou nenhuma influência. Desse modo, o BCP influencia positivamente alguns atributos do solo, sendo que, quando não foi superior, se igualou ao tratamento controle com calcário, demonstrando a capacidade de funcionar mais como corretivo de solo do que como fornecedor de nutrientes. Verifica-se ainda a potencialidade do mesmo em poder servir como mistura a outros resíduos ou materiais ricos em nutrientes para balanço de suas disponibilidades aos solos.

Palavras-chave: Granulometria. *Caryocar brasiliense*. Pirólise. Resíduo orgânico.

ABSTRACT

Aiming to evaluate the effect of pequi bark biochar (BCP) as soil conditioner and its influence on the agronomic characteristics of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.), an experiment was carried out in a plant nursery. It was used an experimental design in randomized block, factorial scheme $4 \times 3 + 2$, being the factors consisted of four doses of biochar: 2.5; 5.0; 7.5 and 10 (% v / v) and three granulometries: <0.5 mm, granulometry 1; 0.5 - 1.0 mm granulometry 2; 1.0 - 2.0 mm granulometry 3, two control treatments, being one with natural soil, that is, without any addition of biochar and the other with limestone and without biochar. It was evaluated the physical characterization of the pequi fruit, the chemical characteristics of the soil before and after the experiment implantation, the agronomic performance of the bean crop by mean of aerial dry mass (MSPA) and dry mass of the roots (MSR) and the nutrient content in MSPA. The physical characterization of the fruit of pequizeiro showed higher yield of the external mesocarp with 73.71% of mass in relation to the pyrenean with 26.29%. The pyrolysis of the bark provided a reduction of 94.36% of the original biomass. The chemical attributes of the soil were influenced by the BCP, which promoted positive changes in soil acidity components, raising the pH and reducing the exchangeable Al and potential acidity, presenting potential to function as a soil conditioner, mainly to the granulometry <0.5mm. As for nutrient supply, BCP did not increase their availability in the soil, due to the low concentration, except for the organic K and C with the greatest increment for the granulometry <0.5 mm. For the agronomic characteristics, the larger granulometries favored a better production of the root dry mass and the aerial part, with a similar or superior response to the corrected soil with limestone. Only the K was positively influenced by the content, due to the increase in the concentration of this nutrient in the soil, its increase occurred in the content of the MSPA, mainly for the granulometry <0.5 mm. The other nutrients had little or no influence. Thus, BCP positively influences some attributes of the soil, being that, when it was not higher, it was equal to the control treatment with limestone, demonstrating the ability to function more as a soil corrective than as a nutrient supplier. It is still verified the potentiality of itself in can serve as a mixture with other residues or nutrient-rich materials to balance of their availability to the soil.

Keywords: Granulometry. *Caryocar brasiliense*. Pyrolysis. Organic residue.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BCP-	Biochar de casca de pequi
C1-	Tratamento controle 1: sem biochar e sem calcário
C2-	Tratamento controle 2: sem biochar e com adição de calcário
COS-	Carbono orgânico do solo
CP	Casca de pequi
DAP-	Diâmetro a altura do peito
G1-	Granulometria < 0,5mm
G2-	Granulometria entre 0,5-1,0mm
G3-	Granulometria entre 1,0-2,0mm
GEE-	Gases de efeito estufa
IBI-	<i>International Biochar Initiative</i>
MAPA-	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MCC-	Massa da casca carbonizada
MFC-	Massa fresca da casca
MFP-	Massa fresca do pirênio
MFTF-	Massa fresca total do fruto
MSC-	Massa seca da casca
MSPA-	Massa seca da parte aérea
MSR-	Massa seca das raízes

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Etapas da obtenção do biochar de casca de pequi	28
Figura 2 -	Processo de montagem do experimento	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Análise física do solo na camada 0 a 20 cm utilizado no experimento.....	30
Tabela 2 –	Análise química do solo na camada 0 a 20 cm utilizado no experimento.....	31
Tabela 3 –	Descrição dos tratamentos para montagem do experimento..	32
Tabela 4 –	Valores médios, máximos, mínimos e coeficiente de variação da caracterização física do fruto de <i>Caryocar brasiliense</i>	36
Tabela 5 –	Caracterização do biochar de casca de pequi (BCP) e da casca <i>in natura</i> (CP)	37
Tabela 6 –	Componentes da acidez no solo incorporado com biochar de casca de pequi (BCP) em diferentes doses e granulometrias.....	41
Tabela 7 –	Equações de regressão ajustadas para os componentes de acidez do solo, em doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP).....	42
Tabela 8 –	Cátions trocáveis e P disponível no solo incorporado com diferentes doses e granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)	46
Tabela 9 –	Equações de regressão ajustadas para os cátions trocáveis e P disponível no solo, em doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP).....	47
Tabela 10 –	Teor de micronutrientes no solo incorporado com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)	54
Tabela 11 –	Equações de regressão ajustadas para micronutrientes no solo, em doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)	55
Tabela 12 –	Saturação por alumínio (m), saturação de bases (V), CTC efetiva (t), CTC potencial (T) e carbono orgânico no solo (COS) incorporado com diferentes doses e granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP).....	58
Tabela 13–	Equações de regressão ajustadas para saturação por alumínio (m), saturação de bases (V), CTC efetiva (t), CTC potencial (T) e carbono orgânico no solo (COS), em doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP).....	59

Tabela 14–	Massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca de raízes (MSR) com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)	64
Tabela 15–	Valores médios de massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca das raízes (MSR) em função das granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)	65
Tabela 16–	Teor de macronutrientes no feijoeiro adubado com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP) (continua).....	68
Tabela 16–	Teor de macronutrientes no feijoeiro adubado com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP) (conclusão).....	69
Tabela 17–	Equações de regressão ajustadas para o teor de macronutrientes na matéria seca da parte aérea com o uso de doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP).....	70
Tabela 18 -	Teor de micronutrientes no feijoeiro adubado com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP):.....	75
Tabela 19–	Valores médios do teor de micronutrientes na parte aérea do feijoeiro com o uso de biochar de casca de pequi (BCP) com diferentes granulometrias:.....	76

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1 SUSTENTABILIDADE	15
3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS	16
3.2.1 Pequi	18
3.2.2 Tratamento e aproveitamento dos resíduos sólidos	20
3.3 PIRÓLISE E BIOCHAR	21
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DO EXPERIMENTO	26
4.2 PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOCHAR	26
4.3 EXPERIMENTO EM VIVEIRO	30
4.4 ANÁLISE DA PLANTA E DO SOLO	34
4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO BIOCHAR	35
5.2 ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO	39
5.2.1 Efeitos do biochar nos componentes da acidez do solo	39
5.2.2 Efeitos do biochar nos teores de cátions trocáveis e P disponível do solo	45
5.2.3 Efeitos do biochar nos teores de Cu, Mn e Zn do solo	53
5.2.4 Efeitos do biochar na saturação por alumínio (m), saturação por bases (V), CTC efetiva (t), CTC potencial (T) e carbono orgânico do solo (COS)	56
5.3 CARACTERÍSTICAS AGRONÔMICAS DO FEIJOEIRO COMUM ADUBADO COM BIOCHAR	63
5.4 TEOR DE NUTRIENTES NO FEIJOEIRO	66
6 CONCLUSÕES	77
REFERÊNCIAS	78

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por alimentos nas últimas décadas tem incentivado a busca por tecnologias, visando à prática da agricultura de maneira sustentável. Para suprir a demanda crescente por alimentos, técnicas emergentes de manejo do solo têm sido estudadas, tais como o uso do biochar buscando melhorar a produtividade das culturas diante do cenário atual, em que a intensificação da agricultura, via de regra, tem acelerado os processos de degradação e perda da fertilidade dos solos.

A tecnologia da pirólise para a gestão de resíduos tem como principal subproduto o biochar. Esse possui efeitos positivos para melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. É um material rico em carbono, responsável principalmente pela redução de sua emissão na forma de CO₂; e devido a sua recalcitrância armazena o carbono no solo durante longos períodos de tempo (ALBUQUERQUE *et al.*, 2013). Além disso, atua positivamente no tratamento e reaproveitamento de resíduos gerados em diversas atividades visando contribuir para solucionar problemas como o equacionamento entre a geração de resíduos e sua destinação ambientalmente correta.

A vantagem do uso do biochar na gestão de resíduos se deve a fatores como a redução final significativa dos resíduos, uma vez que seu rendimento médio varia de 30 a 35% para a pirólise lenta, em relação à massa inicial da biomassa (BRIDGWATER, 2012). Além disso, o biochar apresenta uma fração de carbono recalcitrante em sua constituição, contribuindo para redução da emissão de gases de efeito estufa e favorecendo a sua permanência no solo.

Desse modo, a pirólise para a produção de biochar tem sido uma alternativa de reaproveitamento de resíduos gerados pelas atividades agrícolas e industriais. Diversas são as fontes de matéria-prima viáveis para emprego na pirólise como restos de culturas, lodo de esgotos, resíduos de madeiras, dentre outros, sendo que a matéria-prima influencia diretamente no biochar produzido e em sua resposta quando aplicados em diversas culturas.

A casca do pequi constitui uma dessas fontes de materiais com potencial para a pirólise. Sua obtenção advém da ação extrativista do fruto do pequizeiro em diversas regiões do bioma cerrado brasileiro, dentre essas o norte do Estado de Minas Gerais. Em sua composição, aproximadamente 70% do peso médio do fruto é constituído por cascas, que atualmente são descartadas no ambiente sem qualquer critério de preservação ambiental.

Algumas destinações para a casca do pequi já foram testadas, como a utilização para a alimentação animal, porém não foram obtidos resultados positivos (PESSOA *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2016). Quanto à utilização para produção de biochar, encontram-se na literatura alguns estudos como adsorvente de corantes (ÁVILA; LIMA; LOPES, 2015), uso em biorrefinarias, além do uso agrícola (RAMBO *et al.*, 2015). É importante ressaltar a necessidade de mais pesquisas e estudos com o uso do biochar de casca de pequi como condicionador de solo, visando à obtenção de uma destinação adequada para esse resíduo pouco aproveitado.

Diante do exposto, o biochar pode contribuir para o aproveitamento da biomassa de casca de pequi e reduzindo seu impacto ambiental, bem como pode ser utilizado como condicionador de solo, melhorando algumas características do mesmo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Avaliar o efeito do biochar obtido a partir da casca de pequi (BCP) como condicionador de solo e sua influência no desempenho agronômico do feijoeiro.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar se as diferentes granulometrias do BCP influenciam positivamente os componentes da acidez do solo e sua atuação no fornecimento de nutrientes;
- Compreender como o crescimento e desenvolvimento da planta foram influenciados pelas granulometrias do biochar;
- Determinar se os efeitos das diferentes doses de biochar foram influenciados pelas granulometrias utilizadas.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Sustentabilidade

O termo desenvolvimento sustentável foi cunhado em 1980 e pautado em três importantes pilares para o bom desenvolvimento. Esses são o econômico, o social e o ambiental, sendo que a inquietação com a natureza leva em consideração a preocupação com as gerações presentes e futuras. Acredita-se que os seres humanos devem conceber os recursos naturais como finito, ou seja, com capacidade limitada para suportar a vida (MOLDAN; JANOUŠKOVÁ; HAK, 2012).

Dentre as atividades que podem influenciar o equilíbrio sustentável dos ecossistemas está a prática da agricultura, que apesar da necessidade de produção de alimentos para suprir a demanda advinda do crescimento populacional, faz uso excessivo de agroquímicos, podendo afetar o meio ambiente de modo a desequilibrá-lo. Dessa forma, cerca de um terço dos ecossistemas considerados apropriados para a produção agrícola são potencialmente susceptíveis a tais desequilíbrios (TILMAN *et al.*, 2001).

Dentre os desafios que a agricultura moderna enfrenta, está aliar o aumento da produção de alimentos a baixos custos com tecnologias ambiental e socialmente sustentáveis. Tal fato exige mudanças na forma de produção, no armazenamento e na distribuição dos mesmos (GODFRAY *et al.*, 2010). Sistemas agrícolas com alta produtividade e em áreas com disponibilidade de solos férteis e recursos hídricos de boa qualidade é o cenário ideal para garantir a segurança alimentar mundial. No entanto, Os insumos e atividades utilizados para manter esses sistemas devem ser utilizados de forma racional, pois quando empregados sem ponderação proporcionam queda de produtividade e fertilidade dos solos devido ao uso intensivo (CASSMAN; HARWOOD, 1995).

É notório que, a partir das últimas décadas, problemas relacionados às questões ambientais têm despertado interesse da sociedade como a poluição e o esgotamento dos recursos naturais, por isso é necessário buscar estratégias para aumentar a produtividade das culturas, reduzir impactos

causados por essa atividade e produzir alimentos de qualidade. Isso pode ser obtido aumentando a produtividade das culturas em áreas já utilizadas (OESTE *et al.*, 2014).

Diante desse cenário de elevada demanda por alimentos e preservação ambiental, exige-se do setor agrícola a manutenção atual de produção, com redução dos impactos ambientais por meio da diminuição dos resíduos gerados e destinação correta dos mesmos. Ademais, muitas formas de produção agropecuária comprometem o equilíbrio ecológico causando danos ambientais como lixiviação de nutrientes, emissão de gases de efeito estufa (GEE), degradação dos solos, dentre outros (GODFRAY; GARNETT, 2014).

Uma das formas de melhorar o padrão de sustentabilidade nas atividades oriundas da agricultura é o aproveitamento sustentável dos resíduos gerados por ela. Para isso, existem algumas técnicas que vêm sendo estudadas e demonstram efeitos benéficos no tratamento e aproveitamento dos resíduos gerados por essas atividades, como a pirólise. Essa, além de reduzir gastos com fertilizantes e corretivos agrícolas, pode proporcionar o aumento da produtividade e principalmente reduzir a emissão de carbono.

3.2 Resíduos Sólidos

A Lei Nº 12.305 de 02 de Agosto de 2010 instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, dispondo sobre os seus princípios, objetivos e instrumentos. De acordo com o Art. 3º inciso XVI dessa lei, resíduo sólido é qualquer:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010, p. 11).

Um dos principais problemas que a sociedade moderna encontra é o equacionamento entre a geração excessiva de resíduos e sua destinação ambientalmente correta. A gestão sustentável dos resíduos sólidos, que vem sendo proposta à sociedade, visa enfatizar a redução desses nas fontes geradoras e na disposição final no solo. Para isso, prioriza o reaproveitamento seja por meio da coleta seletiva, reciclagem ou compostagem e recuperação de energia (JACOBI; BESEN, 2011).

Segundo Gouveia (2012) além da queima de combustíveis fósseis, os resíduos sólidos contribuem para geração de GEE, além de que seu gerenciamento de forma inadequada propicia outros impactos negativos, tanto para a saúde da população via proliferação de doenças, quanto ambientais. Esse quadro se agrava devido à falta de destinação adequada dos mesmos, pois são depositados geralmente em lixões a céu aberto sem nenhum tipo de tratamento.

Nesse sentido, o aumento da geração de resíduos tem sido fruto do crescimento populacional e do cenário industrial, produzindo dessa forma demanda para o desenvolvimento de tecnologias e estudos para reutilização e transformação desses materiais para a redução das agressões ao meio ambiente. Desse modo, uma das formas de aproveitamento dos resíduos gerados a partir das atividades humanas tem sido a agricultura, objetivando o aumento da produtividade das culturas, bem como a substituição de fertilizantes minerais ou sua complementação, por esses adubos orgânicos, uma vez que a oferta de matérias-primas para sua produção é elevada e diversificada (FIGUEIREDO; TANAMATI, 2010).

Diversos são os resíduos gerados da atividade humana, aqueles considerados sólidos podem ser exemplificados por meio dos resíduos domiciliares, como sobras de alimentos, embalagens de papel, metal, plástico, dentre outros; resíduos do setor público oriundos de podas de árvores, varrição; serviços de saúde na forma de resíduos biológicos, químicos e radioativos; industriais, sendo os principais resíduos produzidos cinza, lodos, óleos, alcalinos ou ácidos, papel, madeira, escória, dentre uma série de resíduos produzidos pela sociedade (MONTEIRO *et al.*, 2001).

Na região norte de Minas Gerais, em determinada época do ano são produzidas grandes quantidades de resíduos sólidos oriundos do extrativismo vegetal do fruto pequi, fruto predominante do ecossistema regional. O endocarpo externo é um resíduo que apresenta alto potencial poluidor e pouco aproveitamento na região, com estudos incipientes, porém sem nenhum resultado capaz de promover uma destinação adequada do mesmo.

3.2.1 Pequi

O pequi possui diversos nomes regionais, dentre eles pode ser chamado como piqui, pequi, pequiá e originou-se na língua Tupi. É uma árvore que atinge em média 10 metros de altura, pertence à família *Cariocaraceae*, cujo nome científico é *Caryocar brasiliense* se tornou uma importante planta na alimentação e fonte de renda de comunidades locais (ALMEIDA; SILVA, 1994). A copa é espalhada e com aspecto arredondado; o fruto é do tipo drupáceo de casca fina verde-acinzentada, grande; a polpa possui coloração amarelada a alaranjada, gordurosa e comestível (CARVALHO, 2008). Além disso, apresenta grande variabilidade fenotípica para alguns caracteres físicos como massa média do fruto, massa média da casca, massa média dos pirênios, dentre outros (MOURA; CHAVES; NAVES, 2013).

Collevatti, Nabout e Diniz-Filho (2011) descreveram um total de 135 registros de ocorrência dessa espécie no bioma Cerrado. Encontra-se distribuída em regiões como os estados do Pará, Piauí, Maranhão, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Bahia, Minas Gerais, Ceará, Tocantins, Rio de Janeiro e São Paulo. Considerada árvore símbolo do cerrado, também é encontrada nas savanas que se estendem da Costa Rica ao Paraguai (OLIVEIRA; LEVI; ALVES, 2008).

O pequi possui grande importância socioeconômica para as comunidades que praticam seu extrativismo. A cadeia produtiva do fruto em cooperativas corresponde ao recebimento do pequi nas unidades de produção, seguido da roleta, despolpa, cozimento do pequi e estocagem para posterior comercialização (AFONSO; ANGELO; ALMEIDA, 2015). A polpa do

pequi é amplamente utilizada como alimento e na indústria farmacêutica, sendo necessários estudos sobre a gestão desta espécie (ZARDO; HENRIQUES, 2011). Contudo, não se tem verificado grande aproveitamento da casca do fruto do pequi na indústria ou em outras atividades relacionadas.

O fruto do pequi é considerado uma fonte de matéria-prima e renda para pequenas e médias indústrias e comunidades extrativistas da região central do Brasil (COLLEVATTI; NABOUT; DINIZ-FILHO, 2011). A polpa aderida aos frutos do pequi é comestível, usada para a produção de óleo utilizados em frituras e condimentos, preparo de pratos típicos da culinária regional e possui uso na medicina e indústria cosmética na elaboração de cremes (ANJOS *et al.*, 2002).

A casca possui rendimento elevado nos frutos, correspondendo a cerca de 70%, enquanto a parte comestível pode chegar a atingir 8% do fruto, por isso é importante verificar procedimentos para o aproveitamento da mesma como a produção de ração ou adubo (ALMEIDA; SILVA, 1994). Pode ser utilizada no tingimento artesanal, devido à presença de taninos que são extraídos por meio da maceração da mesma. Alguns estudos têm sido feitos no intuito do uso da farinha da casca para alimentação animal, pois possui elevado teor de fibra alimentar, porém tem demonstrado problemas quanto à palatabilidade para o consumo dos animais (OLIVEIRA, LEVI, ALVES; 2008). Outro estudo mostra a atuação da farinha da casca de pequi na atividade antimicrobiana, porém exigindo mais estudos em relação a essa atividade (PINHO *et al.*, 2012).

Nenhuma destinação adequada ainda foi encontrada para esse resíduo, por isso é necessário buscar novos estudos a fim de oferecer destinação ambientalmente adequada para o mesmo, devido à grande quantidade gerada em épocas de prática do extrativismo realizada por diversas comunidades rurais. A exploração econômica do fruto é conhecida como uma prática ambientalmente sustentável de elevada importância econômica agregando valor aos frutos do cerrado.

3.2.2 Tratamento e aproveitamento dos resíduos sólidos

Nos últimos anos inúmeros são os estudos voltados para o aproveitamento dos resíduos sólidos gerados das atividades humanas, principalmente aqueles obtidos a partir de atividades agrícolas. Normalmente os solos brasileiros são muito intemperizados, necessitando assim de grande quantidade de fertilizantes, principalmente P para o aumento da produtividade das culturas, por isso se torna uma prática interessante o uso de resíduos na agricultura visando seu aproveitamento como fonte de nutrientes às culturas, reduzindo dessa forma os gastos com fertilizantes minerais.

Dentre os diversos resíduos aproveitados na agricultura, Nobile *et al.* (2011) utilizaram resíduos do processamento de bauxita como corretivo de solo, composto de lixo urbano e biofertilizante de resíduos de suínos como fonte de nutrientes, no plantio de cana de açúcar. Obtiveram resultados significativos da associação do composto e biofertilizante com resíduos do processamento de bauxita, aumentando massa seca de raiz e parte aérea, diâmetro de colmo e número de folhas.

Orrico Júnior, Orrico, Lucas Júnior (2010) utilizaram resíduos de cama de frango e carcaças de aves mortas oriundas de uma granja comercial com o objetivo de produzir biofertilizante para uso na agricultura. Foram encontrados teores consideráveis de macro e micronutrientes, apresentando potencial para melhoria da fertilidade do solo e nutrição de algumas culturas. Sunada *et al.* (2015) utilizaram resíduos sólidos de abatedouro avícola composto por vísceras, tecidos, penas, dentre outros, para compostagem. Esse processo se mostrou eficiente para tratamento de resíduos sólidos dessa atividade, porém foram observadas perdas consideráveis de N durante o processo.

O uso de resíduos orgânicos, portanto, podem melhorar as características químicas dos solos, aumentar a disponibilidade de nutrientes, reduzir a acidez trocável do solo, bem como, promover incrementos no teor de matéria orgânica, CTC e pH, influenciando no crescimento de plantas e favorecendo a recuperação de áreas degradadas (MACHADO *et al.*, 2014).

Dentre os diversos métodos empregados para tratamento e aproveitamento de resíduos sólidos tem-se a compostagem, biodigestão anaeróbia, e mais recentemente estudos têm sido intensificados no processo de pirólise para produção de biochar e seu emprego na agricultura e em diversas áreas. A compostagem caracteriza-se por ser um processo biológico e um dos métodos mais utilizados para reciclagem de diversos resíduos. Apresenta como vantagens a redução de massa e volume, micro-organismos patogênicos e um produto final com boas características de fertilizante. Alguns fatores importantes devem ser analisados como temperatura, umidade, pH e composição química do material, para que ao final o produto apresente boa qualidade (ORRICO JUNIOR *et al.*, 2012).

O biodigestor representa uma tecnologia utilizada tanto por pequenos como médios agricultores e se dá a partir da utilização de resíduos orgânicos que são tratados por meio da técnica de biodigestão anaeróbia reduzindo o poder poluidor da matéria-prima. Atua restringindo a atividade de micro-organismos patogênicos e odores, além de gerar importantes subprodutos como o biofertilizante e o biogás (ORRICO JUNIOR; ORRICO; LUCAS JUNIOR, 2010; AVACI *et al.*, 2013). A digestão anaeróbia é um processo em que micro-organismos decompõem a matéria orgânica em compostos como metano, dióxido de carbono e água; dessa forma resíduos de biomassa são fontes de matéria-prima para essa atividade, uma vez que podem causar degradação ambiental (AVACI *et al.*, 2013).

Além desses procedimentos, novas técnicas estão sendo incorporadas no processo de tratamento de resíduos, como a pirólise que produz biochar, material rico em carbono e que pode ser usado na agricultura.

3.3 Pirólise e biochar

A pirólise é conceituada como um processo físico-químico em que a biomassa é aquecida sob diferentes temperaturas ocorrendo sua decomposição, em atmosfera isenta ou em baixas concentrações de oxigênio, tendo como produtos uma porção sólida rica em carbono (biocarvão), uma fração volátil composta por gases e uma líquida

denominada bioóleo (LUENGO; FELFLI; BEZZON, 2008; VIEIRA *et al.*, 2014).

De outro modo, o processo de pirólise é definido basicamente como o aquecimento da biomassa em ambiente fechado, em temperaturas superiores a 300° C e atmosfera limitada ou isenta de oxigênio, em que ocorre o desprendimento de vapor d'água, líquidos orgânicos e gases não condensáveis, apresentando como resultado o carvão (RIEGEL *et al.*, 2008).

Os principais parâmetros que têm influência nesse procedimento são a temperatura, o tempo de residência, a taxa de aquecimento e a pressão. Desse modo, temperaturas baixas e tempos de residência longos favorecem a formação da fração sólida na forma de biochar. Temperaturas altas e tempos de residência curtos priorizam a conversão da biomassa em gás e temperaturas moderadas associadas a pequenos períodos de residência levam a formação de líquidos. Portanto, diferentes proporções dos produtos podem ser obtidas por meio da combinação de características importantes do processo como a temperatura e o tempo de residência (LUENGO; FELFLI; BEZZON, 2008; BRIDGWATER, 2012). Nesse processo, a biomassa é decomposta em três diferentes produtos: o biochar; os gases não-condensáveis como H₂, CO₂, CO; além de várias fases líquidas, uma composta por água e a outra formada por óleo insolúvel em água (CARPENTER *et al.*, 2014).

De acordo com o método de pirólise empregado e as condições adotadas, ocorrem variações nos produtos finais obtidos, ou seja, a proporção de carvão, líquido e gases. Existem basicamente quatro métodos de pirólise que podem ser empregados de acordo com o produto final a ser priorizado. O modo rápido e o intermediário ocorrem em temperaturas em torno de 500° C e tempos de residência curtos, variando de 1s e 10 a 20s respectivamente, com rendimento maior de líquido (75 e 50%) em detrimento dos outros dois subprodutos. A carbonização que é um processo lento apresenta temperatura em torno de 400° C e tempo de residência variando de horas a dias com um rendimento de líquido, carvão e gás de 30, 35 e 35% respectivamente. A gaseificação ocorre em altas temperaturas variando de 750 a 900° C com maior formação de gás, em torno de 85% e a torrefação é

um processo lento que ocorre em temperaturas baixas 290° C com maior formação de sólido, 80% (BRIDGWATER, 2012).

O biocarvão ou biochar é definido como um dos produtos obtidos por meio da pirólise. Apresenta consistência sólida e é um material rico em carbono. É utilizado como condicionador de solo, além de melhorar a fertilidade do mesmo, influenciar diretamente na produtividade das culturas e atuar no sequestro de carbono e mitigação de gases de efeito estufa (LEHMANN *et al.*, 2011; LEHMANN; GAUNT; RONDON, 2006; ALBUQUERQUE *et al.*, 2013). A depender das características que apresenta, pode atuar positivamente no desenvolvimento das culturas, retenção e movimento da água no solo e redução da contaminação por metais pesados, agindo como um depurador do mesmo (HOUBEN EVRARD; SONNET, 2013; HOSSAIN *et al.*, 2010). Apresenta ainda potencial para redução e imobilização de vários poluentes orgânicos e inorgânicos e ainda pode atuar na reabilitação de solos contaminados (BEESLEY *et al.*, 2011).

Quando utilizado para melhoria da fertilidade do solo ou sequestro de carbono, o termo correto para designá-lo é biochar (MUKHERJEE; ZIMMERMAN; HARRIS, 2011), podendo ser obtido a partir de inúmeros materiais de origem orgânica, como cascas, palhas, sementes, bagaço, restos de madeira ou resíduos de animais, dentre outros (NOVOTNY *et al.*, 2015).

Tem sua origem relacionada às terras pretas de índio na Amazônia, que são manchas de solos ricas em carbono, alta fertilidade e elevada atividade biológica, ocupando aproximadamente 63 mil km² de área pertencente à região amazônica. Essas terras pretas estão relacionadas às atividades de índios pré-colombianos, embora não se saiba ao certo se esse processo de melhoria do solo foi intencional ou apenas resultado das atividades agrícolas e de sobrevivência desses povos. São produtos em que a matéria orgânica se encontra em estado recalcitrante e dessa forma reduz a emissão de carbono e contribui para o seu sequestro. Com essas informações, pesquisadores passaram a estudar a produção de um condicionador de solo a partir de resíduos orgânicos que imite as características dessas terras pretas (MANGRICH; MAIA; NOVOTNY, 2011).

Além das características químicas, o biochar pode interferir e desencadear melhorias significativas nas propriedades físicas e biológicas do solo, como a redução da compactação, melhorando a aeração e facilitando dessa forma o crescimento das raízes, e o desenvolvimento dos microorganismos do solo em qualidade e quantidade (LEHMANN *et al.*, 2011; ATKINSON; FITZGERALD; HIPPS, 2010; HAGNER *et al.*, 2016). Acrescenta-se a isso a redução da densidade do solo, maior estabilidade de agregados, maior capacidade de retenção de água, construção e manutenção da estrutura do solo (BURREL *et al.*, 2016).

Possui estrutura aromática predominante resistente à degradação química e biológica com capacidade de permanência no solo da ordem de milhares de anos. No entanto, os efeitos do biochar na produção agrícola podem ser variáveis e sofrem interferência de características como o tipo, taxa de aplicação, propriedades do solo e condições ambientais e, de acordo com sua variabilidade, as respostas das culturas podem ser negativas ou positivas (ALBUQUERQUE *et al.*, 2014).

O biochar possui uma fração lábil que mineraliza rapidamente, composta principalmente por resíduos de celulose a partir da combustão incompleta da biomassa (NOVOTNY *et al.*, 2015), principalmente quando obtido a partir de baixas temperaturas e aplicado em solos ácidos. Outro mecanismo capaz de emitir CO₂ é a própria mineralização do carbono orgânico presente nele por comunidades microbianas. Já biochars pirolisados em altas temperaturas tem maior possibilidade de redução da emissão desse gás. Isso porque aqueles obtidos a baixas temperaturas podem apresentar maior teor de compostos voláteis e fração mais lábil e com possibilidade de oxidação durante período de incubação (SHENG; ZHAN; ZHU, 2016).

É importante ressaltar que estudos de produção e aplicação de biochar estão aliados a uma necessidade ambiental de reduzir ou mesmo eliminar a grande quantidade de resíduos oriunda das atividades humanas ou, ainda, diminuir a emissão de carbono permitindo o armazenamento do mesmo no solo (NOVOTNY *et al.*, 2015).

Em estudos realizados com o uso de biochar proveniente de lodo de esgoto, Hossain *et al.* (2010) verificaram a alteração significativa das

propriedades químicas do solo. Houve um aumento recorrente da condutividade elétrica, nitrogênio total, pH, P extraível e da CTC do solo. Além disso, observaram a influência do mesmo no rendimento da produção do tomate cereja, pois o uso do biochar aumentou o rendimento da produção de tomate cereja. O tratamento com uso de biochar apresentou um rendimento de 64% maior em relação ao tratamento controle.

Nem sempre o biochar proporciona efeitos benéficos ao solo; alguns trabalhos reportam efeitos negativos da sua aplicação, por isso alguns parâmetros como temperatura de pirólise, teor de cinzas e nutrientes, matéria-prima, dentre outros devem ser bem observados a fim de avaliar seu potencial para uso na agricultura. Ainda existem lacunas que devem ser analisadas para realmente apontar o biochar como produto de melhoria do solo e seu uso em larga escala. Isso pode ser corroborado com resultados obtidos em algumas pesquisas.

Hagner *et al.* (2016) utilizaram restos de madeira para produção do biochar em diferentes temperaturas e quando aplicado ao solo, provocou a elevação do pH apenas na maior dose, enquanto na menor não possibilitou diferença quanto ao controle e não apresentou diferença no teor de umidade, inibiu a germinação de sementes de alface, além de causar a redução das concentrações de nutrientes e biomassa.

Em uma revisão utilizando 103 trabalhos publicados com diferentes tipos de biochars, por meio de uma análise quantitativa sobre seus efeitos na produtividade das culturas, Liu *et al.* (2013) afirmam que em média os biochars aplicados aumentaram o rendimento das culturas em 11% quando comparados ao controle. A resposta de produtividade deles quando aplicados em campo foram menor menores (9,1%) em relação àqueles realizados em vaso (11,1%). Existem ainda alguns trabalhos que relatam respostas negativas das culturas (9,8%), sendo que isso se limitou a determinados tipos de biochars e melhores respostas foram obtidas com estudos ao longo dos anos. Além disso, melhores respostas foram obtidas em solos ácidos, pouco estruturados e arenosos. As respostas variaram normalmente em função do tipo de biochar e cultura adotada.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização geral do experimento

O experimento foi realizado em duas etapas, sendo que a primeira consistiu na produção e caracterização do biochar e a segunda no cultivo de feijoeiro em vasos (experimento em viveiro). A produção do biochar foi realizada no Laboratório de Biodigestão e a caracterização no Laboratório de Resíduos Sólidos do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, com as seguintes coordenadas: 16° 41' de latitude sul e 43° 50' longitude oeste, com altitude de 649,29 m. O clima é denominado Aw - clima tropical de savana, apresentando inverno seco e verão chuvoso, segundo classificação de Köppen (LOPES *et al.*, 2011). A montagem e condução do experimento foram desenvolvidas no viveiro de plantas ornamentais do Instituto citado, em ambiente protegido com cobertura plástica.

4.2 Produção e caracterização do biochar

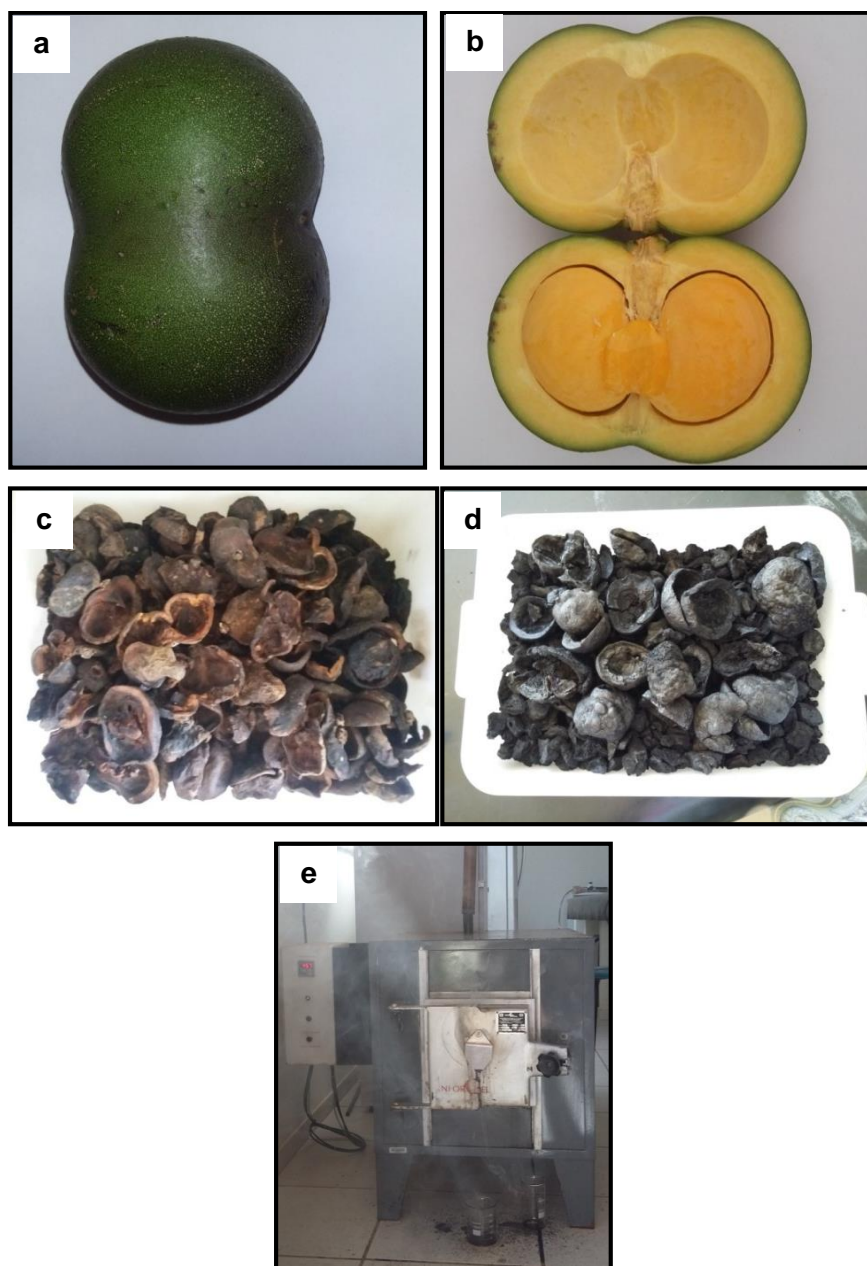
Para a realização deste trabalho foi utilizada como matéria-prima o mesocarpo externo e o epicarpo do pequi coletado na cidade de Bocaiúva-MG, no período dezembro de 2014 a janeiro de 2015 (FIGURA 1a). Após a coleta, foram retirados os pirênios (FIGURA 1b) que estavam nas cascas, e estas foram colocadas para secar ao ar por um período de sete dias a fim de retirar o excesso de umidade. Após esse intervalo de tempo, a umidade média final atingiu 11,94% (FIGURA 1c), em seguida procedeu-se a etapa de pirólise em mufla marca Genga, modelo GTL (FIGURA 1e), em condições de temperatura de 450° C e tempo de residência de 30 minutos. Destaca-se que ao retirar o biocarvão da mufla (FIGURA 1d), procedeu-se um choque térmico com água na temperatura ambiente, isto é, cerca de 20° C, com a finalidade de interromper o processo.

Recolheram-se 54 frutos de pequi na zona rural da cidade de Bocaiúva e estes foram caracterizados quanto à: massa fresca total do fruto (MFTF);

massa fresca do pirênio (MFP); massa fresca da casca (MFC), massa pirolisada da casca (MPC) e ao rendimento, a fim de descrever todo o processo de obtenção do biochar. Os dados foram descritos em valores médios, máximos e mínimos para todas as informações coletadas do processo para pirólise da casca de pequi (BCP).

Na Figura 1 encontra-se descrito todo o processo de obtenção do BCP, desde a coleta do fruto em campo, retirada dos pirênios, secagem e pirólise.

Figura 1 – Etapas da obtenção do biochar de casca de pequi



Legenda: a) Fruto do pequi
b) Fruto com seus constituintes: casca do pequi e pirênio *in natura*
c) Casca de pequi após secagem ao ar
d) Casca de pequi pirolisada
e) Mufla utilizada

Fonte: Da autora, 2016.

Em seguida o biochar foi triturado e peneirado em três diferentes classes granulométricas: <0,5 mm (G1); 0,5 – 1,0 mm (G2); 1,0 – 2,0 mm (G3), conforme a NBR NM-ISO 3310-1: 1997- Peneiras de ensaio.

Com a finalidade de caracterizar o biochar produzido (TABELA 1), foram utilizadas metodologias propostas por um grupo de pesquisadores na área, responsável por diversos estudos científicos relacionados ao biochar. As análises de umidade, teor de cinzas, material volátil, carbono fixo, pH e condutividade elétrica foram realizadas segundo método proposto pela *International Biochar Initiative*, IBI (2012). O teor de macro e micronutrientes foi obtido segundo metodologia disponível no Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos do MAPA (2015). O rendimento do biochar foi calculado por meio da relação da massa do biochar pirolisada, pela massa da matéria-prima *in natura*, antes do processo de pirólise (EQUAÇÃO 1):

$$\text{Rendimento do biochar (\%)} = \frac{\text{massa do biochar (g)}}{\text{massa do pequi seco ao sol (g)}} * 100 \quad (\text{EQ.1})$$

Os valores de pH e a condutividade elétrica (CE) foram obtidos em triplicata, segundo metodologia proposta por Rajkovich *et al.* (2011), na proporção 1:20 biochar - água deionizada, após 1,5 h de agitação. Depois da leitura do pH, a mistura foi deixada em repouso por um período aproximado de 12 h e posteriormente ocorreu a medição da CE.

Para a realização da análise imediata foram feitas as determinações de umidade, material volátil e cinzas. Essas foram realizadas em duplicata, segundo metodologia descrita em ASTM D1762-84, utilizando 1 g do material. A umidade foi obtida após um período de 2 h em temperatura de 105° C. Para determinação do material volátil, a amostra foi submetida à temperatura de 950° C em forno tipo mufla e os cadinhos foram fechados com tampa, enquanto que para avaliação do teor de cinzas, as amostras foram colocadas à temperatura de 750° C durante um período de 6h.

Quanto ao teor de nutrientes, o N total foi obtido por meio da digestão a quente do material em frascos Kjeldahl, na presença do pó catalítico de

Raney e uma mistura de ácido sulfúrico e sulfato de potássio. Após esse processo, o material digerido foi destilado na presença de ácido bórico e titulado com uma solução padronizada de ácido sulfúrico (MAPA, 2015).

Para os demais macronutrientes: P, K, Ca, Mg e S e micronutrientes Zn, Cu, Mn, Fe foi utilizada a digestão nitroperclórica; apenas o S foi determinado por gravimetria do sulfato de bário. Após esse processo, o P foi obtido pelo método do espectrofotômetro do ácido molibdovanadofosfórico; o K e o Na por meio de fotometria de chama; e micronutrientes por meio da técnica de espectrofotometria de absorção atômica (MAPA, 2015).

A obtenção do carbono orgânico oxidável baseou-se na oxidação por via úmida do carbono orgânico, utilizando dicromato em meio ácido (H_2SO_4 concentrado) com aquecimento para maximizar a oxidação do carbono. Para quantificação do mesmo, foi realizada a titulação com o sulfato ferroso amoniacal em meio ácido, utilizando como solução indicadora a difenalaminasulfonato de bário (MAPA, 2015).

Visando avaliar a potencialidade da matéria-prima e biochar para produção de energia, realizou-se a determinação do poder calorífico por combustão completa da casca de pequi e do biochar em calorímetro modelo IKA C5003 control.

A determinação dos nutrientes na casca de pequi após a secagem ao sol foi realizada conforme metodologias descritas em Malavolta *et al.* (1997).

4.3 Experimento em viveiro

O solo utilizado no experimento foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico, segundo Embrapa (2013). A coleta foi realizada em região próxima à cidade de Montes Claros, em área de vegetação nativa. As características físicas e químicas do mesmo estão descritas abaixo (TABELAS 1 e 2):

Tabela 1 - Análise física do solo na camada de 0 a 20 cm utilizado no experimento

Profundidade (cm)	Argila (%)	Silte (%)	Areia Fina (%)	Areia Grossa (%)
0 a 20	16,00	6,00	36,90	41,10

Fonte: Da autora, 2016.

Tabela 2 – Análise química do solo na camada de 0a 20 cm utilizado no experimento

pH	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	t	V	COS	Mn	Zn	Cu
H ₂ O	mg dm ⁻³				cmol _c dm ⁻³					%		mg dm ³	
4,6	0,23	20	0,36	0,14	0,7	3,35	0,8	1,25	14	0,7	0,9	0,08	0,4

P- Extração com resina de troca aniônica

K, Mn, Zn e Cu- Extração com solução Mehlich-1

COS-Walkley-Black

Fonte: Da autora, 2016.

O experimento foi montado no viveiro de plantas ornamentais do Instituto de Ciências Agrárias da UFMG. Para o mesmo, foram utilizadas diferentes granulometrias e doses:

< 0,5 mm, granulometria 1 (G1);

0,5 – 1,0 mm, granulometria 2 (G2);

1,0 – 2,0 mm, granulometria 3 (G3).

As doses utilizadas foram de 0,0; 2,5; 5,0; 7,5 e 10,0% (v/v) de biochar de casca de pequi (BCP) em relação ao solo, sendo estas aplicadas em função de cada granulometria. Além do tratamento controle e dos tratamentos com biochar, foi inserido um tratamento adicional com calcário com 90% de PRNT; 20% de CaO e 13% de MgO, dose calculada pelo método de neutralização do alumínio. O solo foi peneirado em peneira de malha < 4 mm e misturado ao biochar (FIGURA 3a), juntamente com 6 g de superfosfato simples, com 22% de P₂O₅. Os tratamentos foram delineados da seguinte forma, de acordo com a Tabela 3:

Tabela 3 – Descrição dos tratamentos para montagem do experimento

Tratamento	Doses	Granulometria
1	0,0% BCP	----
2	2,5% BCP	
3	5,0% BCP	
4	7,5% BCP	G1
5	10,0% BCP	
6	2,5% BCP	
7	5,0% BCP	
8	7,5% BCP	G2
9	10,0% BCP	
10	2,5% BCP	
11	5,0% BCP	
12	7,5% BCP	G3
13	10,0% BCP	
14	Calcário com 90% de PRNT; 20% de CaO e 13% de MgO	----

BCP – Biochar de casca de pequi.

Fonte: Da autora, 2016.

Os tratamentos foram dispostos em delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições, em um fatorial 4x3+2, com quatro doses de biochar, três granulometrias e dois tratamentos controles, sendo um com e outro sem calcário, conforme Tabela 3.

A cultura escolhida para testar a potencialidade agrônômica do biochar foi o feijoeiro, *Phaseolus vulgaris* L. O plantio foi realizado em vasos plásticos de 4 dm³ (FIGURA 2b), para tal foram colocadas dez sementes em cada um e sete dias após o plantio ocorreu o desbaste, deixando apenas duas plantas por vaso (FIGURA 2c). Além da adubação de plantio, foram realizadas três adubações de cobertura aos 12; 22 e 32 dias de plantio. A primeira adubação foi realizada com 40 mg dm⁻³ de nitrogênio, na forma de ureia e 30 mg dm⁻³ de potássio na forma de cloreto de potássio. A segunda foi realizada apenas com ureia e a última adubação foi realizada com ureia e cloreto de potássio. Essas adubações foram realizadas de acordo com as exigências nutricionais da planta utilizada no experimento, segundo Malavolta *et al.* (1997).

Quanto ao controle fitossanitário da cultura, foi realizado aos seis dias após o plantio para controle da mosca branca (*Bemisia argentifolii*), utilizando o defensivo Provado® cujo princípio ativo é o Imidacloprid 1, com uma dose de 3 mL L⁻¹ de água. Aos 33 dias após o plantio foi feito o controle do ácaro vermelho (*Tetranychus desertorum*), utilizando-se o defensivo Abamectin com uma dose de 1,5 mL L⁻¹ de água. Aos 57 dias foi novamente aplicado o Abamectin para novo controle de ácaro vermelho e da lagarta (*Helicoverpa armigera*).

Na Figura 2, observa-se o processo de montagem do experimento, com a mistura das diferentes granulometrias do biochar e P no solo (FIGURA a), enchimento dos vasos (FIGURA b), germinação das sementes de feijão (FIGURA c) e a vista geral do experimento (FIGURA d).

Figura 2 – Processo de montagem do experimento



Legenda: a) Mistura do biochar ao solo
b) Enchimento dos vasos
c) Germinação das sementes de feijão
d) Vista geral do experimento

Fonte: Da autora, 2016.

4.4 Análise da planta e do solo

Aos 75 dias após o plantio, as plantas foram retiradas do campo, seccionadas a altura do colo e divididas em parte aérea e raízes. Posteriormente foram lavadas em água corrente, acondicionadas em saco de papel e levadas para secagem em estufa com circulação forçada de ar a 65-70° C até peso constante, para obtenção da matéria seca. As amostras do tecido vegetal foram moídas em moinho de facas e almofariz para análise de macro e micronutrientes, respectivamente.

Para análise dos teores de nutrientes no material vegetal foi utilizada a metodologia proposta por Malavolta *et al.* (1997). Após o preparo, a amostra foi submetida à digestão nitroperclórica, em bloco digestor até que o extrato se apresentou incolor. Esse extrato foi utilizado para obtenção dos teores de K, P, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Mn. O P foi obtido por meio de colorimetria do metavanadato; o K por meio da fotometria de chama e emissão; o S pelo método da turbidimetria do sulfato de bário e leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda adequado; o N foi obtido por meio de digestão ácida em bloco digestor. Após esse processo o material digerido foi destilado na presença de ácido bórico e titulado com ácido sulfúrico. Os micronutrientes foram determinados pelo princípio da espectrofotometria de absorção atômica.

O solo utilizado no estudo foi analisado no Laboratório de Solos da Universidade Federal de Minas Gerais, segundo metodologia da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa (1997).

4.5 Análise estatística

Para a análise estatística, avaliou-se a interação de dois fatores: doses e granulometria. Foi realizada a ANOVA, com os dados obtidos do solo e dos teores de nutrientes na planta, e, posteriormente, foram feitas regressões para o fator dose, aplicando o Teste Dunnett a 5% de probabilidade para comparar os tratamentos controles com os outros tratamentos das G1, G2 e G3, e Teste Tukey ($p < 0,5$) para verificar se houve diferença entre as três granulometrias aplicadas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do biochar

A caracterização física do fruto do pequi revela que, da massa total do fruto, 73,71% compreendem a massa da casca e 26,29% a massa do pirênio (Tabela 4). Esses valores demonstram a elevada massa de casca em relação ao fruto, gerando assim uma grande quantidade de resíduos pouco aproveitados em épocas de safra. Valores semelhantes de alta porcentagem de casca em relação ao pirênio também foram observados por Vera *et al.* (2005) ao caracterizarem frutos de pequizeiro em Goiás. Foi constatada também uma elevada umidade da biomassa da casca de pequi ao comparar o peso fresco e o peso seco da mesma. A umidade contida na casca é representada por 82,71%. Além da elevada concentração de água presente na casca, existe ainda um alto teor de voláteis observados na redução drástica de perda de massa da mesma após o período de carbonização.

Esse processo de carbonização lento tende a apresentar baixo rendimento. O biochar utilizado na pesquisa apresentou um rendimento médio de 32,61%, encontrando-se dentro da faixa observada na literatura. Albuquerque *et al.* (2014), ao carbonizar diferentes matérias-primas como caroço de azeitona, casca de amêndoa, palha de trigo e lascas de madeira de pinho, encontraram rendimentos variando de 29,2 a 37,8%, e Bridgwater (2012) afirma que a pirólise lenta apresenta um rendimento médio em torno de 35%. As reações que ocorrem em baixas temperaturas tendem a promover a redução do peso molecular, formação de radicais livres, eliminação de água e formação de grupos carboxílicos, tendo como produto final um resíduo carbonizado (SHAFIZADEH, 1982).

Peng *et al.* (2011) verificaram que o rendimento de biochar de palha de arroz variou de 23 a 62,3% em diferentes temperaturas, sendo o menor rendimento obtido a 450 °C e curto tempo de residência. Para sete tipos de biochars oriundos de matérias-primas diferentes, aqueles obtidos a partir de restos de culturas como palha de trigo e arroz, obtiveram um rendimento entre 19,0 e 37,6%, superiores aos resíduos de madeiras com valores variando entre 17,8 e 29,3% (WANG *et al.*, 2013).

TABELA 4- Valores médios, máximos, mínimos e coeficiente de variação da caracterização física do fruto de *Caryocar brasiliense*

Valor	MFTF	MFP	MFC	MSC	MCC	Rendimento
	----- g -----					%
Médio	186,07	48,91	137,16	23,71	7,73	32,61
Máximo	376,18	117,44	262,28	47,93	15,78	38,84
Mínimo	101,00	20,71	70,88	12,64	4,14	27,95
CV %	39,25	52,34	36,43	35,85	36,82	8,88
DP	73,04	25,60	49,97	8,50	2,85	2,90

Legenda: MFTF: massa fresca total do fruto

MFP: massa fresca do pirênio

MFC: massa fresca da casca

MSC: massa seca da casca

MCC: massa carbonizada da casca

CV: coeficiente de variação

DP: desvio padrão

Fonte: Da Autora, 2017.

Segundo o IBGE (2015), a produção brasileira extrativista de pequi foi de 19.241 toneladas, tendo Minas Gerais como o maior produtor com 14.543 toneladas. Em relação ao fruto do pequi, o pirênio representa em média 26,29% da massa total e dá origem a uma série de produtos que são comercializados pelos extrativistas ou cooperativas. Depreende-se daí uma elevada quantidade de resíduos, isso porque a massa fresca média da casca representa 73,71% da massa total do fruto.

Dessa forma, a produção total de resíduos com essa atividade extrativista seria de 10.719,64 toneladas na forma de casca fresca do fruto de pequi, gerando um montante de biomassa potencialmente apta para a pirólise e produção de biochar. Admitindo que no processo a redução atinja 94,36% da massa fresca média da casca do pequi, ter-se-iam 604,59 toneladas de biochar, evitando desta forma um problema ambiental e social em diversas localidades produtoras e gerando um produto benéfico para uso nos solos.

A caracterização química do biochar está descrita na Tabela 5. Observou-se que o biochar apresentou características de pH alcalino e baixo teor de cinzas, assim como encontrado por Uras *et al.* (2012), ao trabalharem com material vegetal oriundo de podas de vinhedo. Enders *et al.* (2012) apresentaram biochars com teores de cinzas variando de 1 a 60% e pH ocupando uma faixa entre 4,8 e 11,62 para diferentes matérias-primas de origem vegetal e animal submetidas a temperaturas de 300 a 600° C.

Tabela 5- Caracterização do biochar de casca de pequi (BCP) e da casca de pequi *in natura* (CP)

Parâmetro	BCP	CP
Umidade %	4,55	11,94
pH	8,65	-
Matéria orgânica (%)	74,52	-
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	590,93	-
Nitrogênio Total (g kg ⁻¹)	10,2	5,8
Relação C/N	59/1	-
P (g kg ⁻¹)	< 10	0,3
K (g kg ⁻¹)	10,39	7,7
Mg (g kg ⁻¹)	< 5	0,1
Na (g kg ⁻¹)	0,612	-
Ca (g kg ⁻¹)	< 5	0,1
S (g kg ⁻¹)	<10	0,3
Cu (mg kg ⁻¹)	<500	4
Mn (mg kg ⁻¹)	<500	16
Fe (mg kg ⁻¹)	<500	97
B (mg kg ⁻¹)	700	17
Zn (mg kg ⁻¹)	<500	9
Condutividade elétrica (dS cm ⁻¹)	0,935	-
Densidade G1 (kg dm ⁻³)	0,38	-
Densidade G2 (kg dm ⁻³)	0,20	-
Densidade G3 (kg dm ⁻³)	0,16	-
Cinzas%	5,19	-
Voláteis %	78,5	-
Carbono fixo %	11,76	-
Poder calorífico (MJ kg ⁻¹)	26,56	16,04

Fonte: Da autora, 2017.

Segundo Hossain *et al.* (2011) biochars com reduzida condutividade elétrica demonstram baixas quantidades de sais dissolvidos, uma vez que a CE é um parâmetro utilizado para medir tais concentrações. Corroborando com isso, Albuquerque *et al.* (2013) demonstraram o aumento do pH em

menos de uma unidade para biochars de materiais lenhosos com baixo teor de cinzas. O BCP apresenta baixa condutividade elétrica (CE) se comparado ao biochar de restos de culturas de Smider e Singh (2014), que encontraram valores altos de CE de $54,2 \text{ mS m}^{-1}$ e alto teor de cinzas com 56,2%.

Ao avaliar a densidade do biochar, verificou-se sua diminuição em função do aumento da granulometria, o que pode ser explicado pelo aumento de espaços vazios formados entre partículas do biochar, sendo que essa característica tende a melhorar a densidade do solo. O biochar em geral apresenta baixa densidade, em torno de $0,35 \text{ g cm}^{-3}$, sendo necessária a sua incorporação ao solo a fim de proporcionar maior interação entre biochar, solo e agentes biológicos (MANGRICH; MAIA; NOVOTNY, 2011).

Outra forma de aproveitamento da biomassa residual oriunda de atividades agrícolas é a utilização como fonte de energia. É uma alternativa interessante devido à valorização do resíduo visando ao ganho energético. Nesse caso, umas das principais vias de aproveitamento como biocombustível é o carvão vegetal e seus resíduos (DONATO *et al.*, 2015) e um dos principais parâmetros para seleção da biomassa para fins energéticos é o poder calorífico.

O poder calorífico da biomassa sofre alteração com a aplicação da pirólise, sendo uma característica importante do ponto de vista energético. Doumer *et al.* (2015) trabalharam com diversos tipos de biomassa com reduzida umidade: restos de madeira de eucalipto, bagaço de cana, pericarpo de coco e aguapés, os quais apresentaram poder calorífico de 18,85; 17,27; 23,46; 14,36 MJ Kg^{-1} . Após a carbonização, esses valores foram aumentados para 25,32; 24,35; 25,97; 17,24 MJ Kg^{-1} respectivamente.

Normalmente o biochar apresenta valor de poder calorífico maior em relação à biomassa. Isso ocorre porque possui compostos aromáticos recalcitrantes que armazenam maior quantidade de energia, visto que no processo de pirólise da matéria-prima inicial pode ocorrer a degradação de parte dos componentes menos energéticos, ficando preservadas as estruturas recalcitrantes e mais energéticas (SOARES *et al.*, 2015).

Segundo Santos (2010), um hectare de um clone híbrido de eucalipto *E. urophylla* x *E. grandis* produz em média uma massa de 8.100 kg ha^{-1}

anualmente de carvão vegetal. O poder calorífico superior médio (PCS) do carvão vegetal encontra-se em torno de $7.500 \text{ kcal kg}^{-1}$ ou $31,401 \text{ MJ kg}^{-1}$, e com uma produção anual de 8.100 kg ha^{-1} , ter-se-ia um potencial energético de $254.348,1 \text{ MJ}$ a cada hectare produzido de eucalipto. O montante anual obtido de biochar com casca de pequi a partir de dados obtidos do IBGE no ano de 2014 seria de $604,50 \text{ t}$, com um PCS para o BCP de $26,56 \text{ MJ kg}^{-1}$ e um potencial de $16.057.910,4 \text{ MJ}$ anualmente. Desse modo, esse valor de PCS do biochar de casca de pequi equivale a aproximadamente 63 ha de eucalipto com um valor médio de $31,401 \text{ MJ kg}^{-1}$.

A partir do poder calorífico do BCP verifica-se que o resíduo poderia ser utilizado para a produção de energia, proporcionando assim uma destinação adequada a um resíduo pouco aproveitado e que normalmente contribui apenas para a propagação de vetores e doenças, mau cheiro e contaminação do solo em muitos locais, visto que na maioria das vezes apenas o pirênio ou caroço do mesmo é aproveitado.

5.2 Análise das características químicas do solo

5.2.1 Efeitos do biochar nos componentes da acidez do solo

O BCP apresentou efeito positivo na elevação do pH do solo (TABELAS 6 e 7). Houve um comportamento linear das doses aplicadas (Tabela 7). Além disso, os resultados apresentaram diferenças para as três granulometrias utilizadas, sendo que, a partícula menor que $0,5 \text{ mm}$, proporcionou maior reatividade no solo, com elevação de pH maior em relação às outras duas, e a superioridade da G1 se deu nas doses de 7,5 e 10,0%. Houve um aumento de 1,62 unidades do pH do solo para a maior dose de biochar e menor granulometria, em relação ao tratamento controle, e observou-se um incremento de 0,72 unidades quando comparado ao tratamento em que foi aplicado o calcário.

Albuquerque *et al.* (2014), estudando o uso de biochar de materiais lenhosos com teores de cinzas variando de 3,35 a 4,37 % e com uma dose

máxima de aplicação no solo de 7,5% (m/m), encontraram elevações de pH do solo em menos de uma unidade.

O BCP apresentou baixo teor de cinzas (TABELA 5), promovendo considerável elevação do pH do solo, principalmente nas doses mais elevadas, 10% (v/v) (TABELA 6), sendo essa maior que a máxima dose utilizada por Albuquerque *et al.* (2014), conforme descrito anteriormente.

Já para as outras duas granulometrias, a elevação do pH foi menor se comparada a G1, mesmo na dose maior de 10% (v/v) de biochar. Em comparação ao tratamento controle sem uso de biochar e calcário (C1), a elevação foi de 0,92 e 0,8 unidades respectivamente para a G2 e G3. Em relação ao tratamento controle com calcário (C2) não foi verificada diferenças de valores entre essas duas granulometrias. O biochar atua diretamente na elevação do pH do solo, apresentando com isso um efeito corretivo, pois atua neutralizando a acidez (WANG *et al.*, 2014; HOSSAIN *et al.*, 2010; NGUYEN; LEHMANN, 2009).

Novotny *et al.* (2015), ao aplicarem biochar de madeira em solo argiloso, observaram efeito de calagem até 1,5 anos após a aplicação, e no solo arenoso até 3 anos, ocorrendo esses maiores valores em taxas mais altas de biochar. Isso decorre do baixo teor de cinzas do biochar, e dessa forma tende a proporcionar uma calagem temporária do solo, exigindo aplicações sucessivas para manter o pH em níveis aceitáveis, a fim de sustentar a produtividade agrícola.

TABELAS 6 - Componentes da acidez no solo incorporado com biochar de casca de pequi (BCP) em diferentes doses e granulometrias

Componentes da acidez	Unidade	Controles		Granulometria	Doses de biochar (% v/v)				Média
		C1*	C2*		2,5	5,0	7,5	10	
pH	-	4,1 A	5,00 B	G1	4,57 a	4,90 Ba	5,30 Ba	5,72 a**	-
				G2	4,40 a	4,75 a	4,77 Bb	5,02 Bb	-
				G3	4,45 a	4,77 a	4,75 b	4,90 Bb	-
Al ³⁺	cmolc dm ⁻³	0,6 A	0,16 B	G1	0,380a	0185 Bb	0,090 Bb	0,012b	-
				G2	0,405a	0,310a	0,255a	0,175 Ba	-
				G3	0,435a	0,290a	0,265a	0,210 Ba	-
H+Al	cmolc dm ⁻³	3,19 A	2,03 B	G1	2,91 AB	2,36 AB	2,30 AB	1,74 B	2,33 a***
				G2	3,2 A	2,28 AB	2,29 AB	2,01 B	2,45 a
				G3	3,29 A	2,45 AB	2,49 AB	2,29 AB	2,63 a

Letras maiúsculas na linha comparam os tratamentos sem e com aplicação de corretivo, com cada uma das doses de biochar aplicadas. Sem letras maiúsculas são considerados tratamentos diferentes dos demais. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett (P<0,05). Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey (P<0,05).

C1= Controle sem aplicação de corretivo e biochar; C2=Controle com aplicação de corretivo e sem uso de biochar; G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

** Resultado do Teste Tukey quando ocorre a interação entre o fator dose e o fator granulometria.

***Resultado do Teste Tukey quando não ocorre a interação entre o fator dose e o fator granulometria.

Fonte: Da autora, 2017.

TABELA 7 - Equações de regressão ajustadas para os componentes de acidez do solo, em doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Granulometria BCP	Componentes da acidez	Equação	R ²	Valor máximo da variável	Dose de biochar para o valor máximo da variável (% v/v)
G1	pH	$y = 4,16+0,154^{**}x$	0,99	5,70	10
	Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	$y = 0,17$	-	-	-
	H+Al (cmolc dm ⁻³)	$y = 2,33$	-	-	-
G2	pH	$y = 4,26+0,0760^{**} x$	0,91	5,02	10
	Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	$y = 0,28$	-	-	-
	H+Al (cmolc dm ⁻³)	$y = 2,44$	-	-	-
G3	pH	$y = 4,39+0,0530^{**}x$	0,80	4,92	10
	Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	$y = 0,30$	-	-	-
	H+Al (cmolc dm ⁻³)	$y = 2,63$	-	-	-

** Significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

Em relação ao efeito da granulometria do biochar no solo, Liang *et al.* (2016), ao trabalharem com biochars de podas de árvores produzidos em temperaturas de 300 e 500° C e tamanhos de partículas > 2 mm e < 2 mm, obtiveram resultados parecidos com o descrito nesta pesquisa. O solo alterado com o biochar de partícula mais fina apresentou um aumento de pH em relação àquele em que foram aplicadas partículas mais grosseiras, devido ao maior grau de destruição das partículas, ocorrendo a liberação mais rápida dos nutrientes que estão contidos nele como Ca, Mg e K.

Convém destacar, ao comparar as três granulometrias utilizadas, que seja levado em consideração o efeito das diferentes densidades entre as mesmas (TABELA 5). Isso porque as doses de biochar aplicadas no solo foram baseadas em volume (v/v), ocorrendo assim uma diferença final na quantidade de biochar aplicada em cada granulometria, sendo maior na menor granulometria, influenciando as respostas obtidas no trabalho.

Resultados semelhantes foram encontrados por Chen *et al.* (2017) que, trabalhando com biochar de bambu, nas granulometrias: < 0,5 mm, 0,5-1,0 mm e 1,0-2,0 mm, observaram o mesmo comportamento quanto ao aumento de pH do solo, sendo que as partículas menores tiveram maior incremento. Isto pode ser justificado pela alcalinidade e maior reatividade no solo apresentadas pelo biochar, uma vez que partículas menores tendem a promover maior elevação do pH devido à sua maior superfície específica, disponibilizando, dessa forma, mais rapidamente, os cátions trocáveis encontrados em sua constituição.

Os valores de pH em todos os tratamentos a partir da aplicação da menor dose de biochar foram significativamente diferentes do C1, apresentando maiores valores que este, demonstrando o potencial do biochar em atuar como corretivo de solo. Cinzas são materiais constituídos de cátions trocáveis como K, Ca, Mg e P, favorecendo sua disponibilização para o solo e plantas, além de apresentar efeito de correção do solo e promover a elevação do pH (NOYCE *et al.*, 2016). Contudo, biochars que são pobres em cinzas (TABELA 5) necessitam de aplicações sucessivas para elevar e manter o pH do solo em níveis aceitáveis para o desenvolvimento das culturas, como ocorreu com o biochar de restos de plantas pobres em cinzas,

1%, que segundo Hagner *et al.* (2016) foram necessárias aplicações substanciais desse biochar para produzir efeito de calagem em solos de textura arenosa.

Segundo Ferreira, Moreira e Rassini (2006), os solos do cerrado brasileiro têm como principais características elevada acidez, baixa capacidade de troca de cátions e deficiência de nutrientes, porém são facilmente corrigidos, garantindo assim grandes produtividades das culturas. Todavia, ao avaliar o teor de Al trocável, esse não foi influenciado pela adição das doses de biochar (TABELA 7), mesmo com a redução do seu valor a quase zero. Isso pode ser explicado porque o teor de Al do solo controle foi de $0,70 \text{ cmolc dm}^{-3}$.

Segundo Alvarez *et al.* (1999), teores acima de 1,01 de Al trocável no solo estão classificados em concentrações elevadas, ou seja, apresentando toxidez para grande parte das culturas. O excesso de Al no solo causa alguns problemas às plantas de forma geral, como a inibição do enlramento das raízes e síntese de DNA, sendo que a toxicidade desse elemento pode ser evitada mantendo-se o pH acima de 5,0 (TROEH; THOMPSON, 2007).

Ao comparar os demais tratamentos com os controles, todos aqueles que receberam biochar apresentaram redução do teor de Al trocável em relação ao C1 e apenas os tratamentos de 7,5 e 10% da G1 apresentaram menor valor de Al trocável que o C2, de acordo com a Tabela 6.

Quanto as três granulometrias empregadas, a G1 promoveu maior redução do Al trocável a partir da dose de 5,0% (TABELA 6), em comparação com as outras duas granulometrias, sendo que essas não se diferenciaram entre si, acompanhando o mesmo comportamento do pH para a variável granulometria, demonstrando a superioridade da G1.

Quanto à acidez potencial, não foram encontradas diferenças significativas pra as doses de biochar aplicadas ao solo (TABELA 7), mesmo havendo uma redução de aproximadamente 45,0% no tratamento, que recebeu a maior dose (10%) e a menor granulometria ($< 0,5 \text{ mm}$ – G1), em comparação com C1. Para as demais granulometrias (G2 e G3), as maiores reduções também ocorreram nas doses mais elevadas e foram respectivamente de aproximadamente 37,0 e 28,0%.

Para as três granulometrias utilizadas não houve diferenças entre as mesmas para a acidez potencial, como pode ser verificado na Tabela 6. Isso pode estar relacionado a pouca contribuição do Al trocável para a acidez do solo, uma vez que esse não se encontrava em níveis considerados críticos ao crescimento das plantas, estando na faixa de $0,70 \text{ cmolc dm}^{-3}$.

Nenhuma das granulometrias foi superior ao tratamento controle com o uso de calcário. Apenas na dose de 10% que a G1 e G2 se igualaram estatisticamente ao C2. Essa redução não foi significativa, talvez devido à presença da pequena quantidade de cinzas, traduzindo assim a baixa alcalinidade do biochar responsável pela capacidade de correção da acidez do solo. Grande parte dos estudos com biochars demonstram que a tendência é que os mesmos reduzam a acidez potencial e o Al trocável do solo (YUAN; XU, 2010; WANG *et al.*, 2012; CHAN *et al.*, 2007). No entanto, a partir da dose 5,0 % (v/v) para todas as granulometrias a acidez potencial foi caracterizada como baixa segundo Alvarez *et al.* (1999).

5.2.2 Efeitos do biochar nos teores de cátions trocáveis e P disponível do solo

Ao analisar os resultados obtidos dos cátions trocáveis, observou-se que o comportamento do Ca, Mg e K foram distintos conforme houve variação da dose e da granulometria do biochar. (TABELAS 8 e 9).

TABELA 8 - Cátions trocáveis e P disponível no solo incorporado com diferentes doses e granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Teor de nutriente	Unidade	Controles		Granulometria	Doses de biochar (% v/v)				Média
		C1	C2		2,5	5,0	7,5	10	
K	mg dm ⁻³	20,0 A	32,75 B	G1	93,50 a	182,50 a	261,25 a	344,67 a	-
				G2	63,50 b	108,33 b	154,25 b	215,50 b	-
				G3	61,00 b	109,25 b	128,5 b	206,25 b	-
Ca	cmolc dm ⁻³	0,71 A	1,17 B	G1	0,74 A	0,8 A	1,00 B	1,00 B	0,885 a
				G2	0,81 A	0,845 A	0,74 A	0,86 A	0,814 a
				G3	0,95 A	0,84 A	0,85 A	0,76 A	0,852 a
Mg	cmolc dm ⁻³	0,18 A	0,95 B	G1	0,23 A	0,30 A	0,33	0,60	0,364 ab
				G2	0,29 A	0,25 A	0,30 A	0,30 A	0,286 b
				G3	0,24 A	0,43	0,51	0,43	0,405 a
P	Mehlich	7,7 A	18,87 B	G1	10,75 A	10,24 A	14,11 B	19,03 B	13,54 a
				G2	12,80 A	19,07 B	11,67 A	17,74 B	15,32 a
				G3	11,78 A	16,55 B	14,09 B	12,78 A	13,80 a

Letras maiúsculas na linha comparam os tratamentos sem e com aplicação de corretivo, com cada uma das doses de biochar aplicadas. Sem letras maiúsculas são considerados tratamentos diferentes dos demais. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett (P<0,05). Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey (P<0,05).

C1= Controle sem aplicação de corretivo e biochar; C2= Controle com aplicação de corretivo e sem uso de biochar; G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

TABELA 9 – Equações de regressão ajustadas para os cátions trocáveis e P disponível no solo, em doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Granulometrias do Biochar	Atributo	Equação	R ²	Valor máximo da variável	Dose de biochar para o valor máximo da variável (% v/v)
G1	K (mg dm ⁻³)	$y = 12,42+33,29^{**}x$	0,99	345,32	10
	Ca(cmolc dm ⁻³)	$y = 0,64+0,0392^{**}x$	0,87	1,032	10
	Mg(cmolc dm ⁻³)	$y = 0,08+0,0459^{**}x$	0,82	0,536	10
	P (mg dm ⁻³)	$y = 6,36+1,148^{**}x$	0,83	17,84	10
G2	K(mg dm ⁻³)	$y = 9,91+ 20,07^{**}x$	0,99	210,61	10
	Ca(cmolc dm ⁻³)	$y = 0,81$	-	-	-
	Mg(cmolc dm ⁻³)	$y = 0,27+ 0,00289^{**}x$	0,14	0,299	10
	P (mg dm ⁻³)	$y = 15,32$	-	-	-
G3	K(mg dm ⁻³)	$y = 12,5+18,2^{**}x$	0,94	194,5	10
	Ca(cmolc dm ⁻³)	$y = 0,85$	-	-	-
	Mg(cmolc dm ⁻³)	$y = 0,23+0,023^{**}x$	0,53	0,455	10
	P (mg dm ⁻³)	$y = 13,80$	-	-	-

*, ** Significativos a 5 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste F.

G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

O K demonstrou comportamento linear no solo para as doses aplicadas nas três granulometrias, ou seja, com o aumento da dose elevou-se a concentração desse elemento no solo (TABELA 9). Para as três granulometrias adotadas perceberam-se diferenças na sua interação com o solo, sendo que aquela de menor tamanho de partícula apresentou maior incremento do nutriente, seguida da G2 e G3, conforme Tabela 8, e isso evidencia o potencial do biochar em melhorar a disponibilidade e a oferta desse nutriente.

Para todas as granulometrias o incremento de K foi muito alto, sendo que as maiores doses de biochar foram de 344,67; 215,5 e 206,25 mg dm⁻³, respectivamente, para G1, G2 e G3, enquanto para os controles foram de 32,75 mg dm⁻³ para o tratamento que continha calcário e 20 mg dm⁻³ para o controle. Quanto à diferença entre as três granulometrias, a G1 foi superior às demais granulometrias em todas as doses, enquanto a G2 e G3 foram iguais. Uma das respostas pode ser a maior área de superfície específica da G1 em comparação às demais granulometrias, apresentando maior retenção do nutriente. Partículas maiores possuem maior influência na aeração enquanto aquelas menores possuem maior eficiência no armazenamento de água e nutriente (TROEH; THOMPSON, 2007), além de serem degradadas mais facilmente.

Chen *et al.* (2017), trabalhando com três diferentes granulometrias, encontraram aumentos de K disponível variando 75 a 364%. O K foi influenciado significativamente pelo tamanho de partículas, e valores mais elevados foram encontrados no uso de partícula mais fina do biochar. Esse aumento significativo do K pode ser atribuído à disponibilidade do mesmo de forma mais rápida na partícula menor e também pela redução de perdas por escoamento ou lixiviação dos nutrientes, devido a sua maior área de superfície específica e, conseqüentemente, maior retenção do nutriente.

Oram *et al.* (2014) utilizaram apenas biochar e biochar associado à fertilização e observaram o aumento de níveis de K disponível no solo nos tratamentos em que foi utilizado a combinação de biochar e fertilizantes minerais. Aumentos significativos do teor de K foram encontrados no solo, ao se comparar com os dois controles: sem uso de biochar; e sem biochar e uso

de calcário. Nesses tratamentos foram encontrados valores de 29,1 e 27,0 mg kg⁻¹ respectivamente, e o maior valor para o K foi encontrado no tratamento utilizando fertilização associado ao biochar com valor de 205,3 mg kg⁻¹.

Houben, Evrard e Sonnet (2013) encontraram aumentos de 2,8; 7,5 e 15,4% do teor de K no solo após a aplicação de 1; 5 e 10% de biochar de palha de restos vegetais. Esses resultados assemelham-se aos encontrados no presente trabalho, pois houve um elevado incremento de K, na maior dose, houve uma elevação de 17,23; 10,77 e 10,31 vezes para G1, G2 e G3, respectivamente, em relação ao C1. Para o C2 esses valores foram de 10,5; 6,58 e 6,29 vezes maiores para a G1, G2 e G3, respectivamente.

Olmo *et al.* (2016), ao utilizarem resíduos de poda de árvores e restos de cultura de trigo, em cultivo de trigo (*Triticum durum* L. cv Vitron) sob condições controladas, observaram que ambos os biochars mostraram incremento de K no solo, devido à alta solubilidade do mesmo. Dessa forma, o biochar atuou impedindo processos muito comuns que ocorrem no solo com alguns nutrientes como a precipitação ou lixiviação.

Segundo Alvarez *et al.* (1999), para que o K trocável se encontre em teor considerado adequado no solo, deve apresentar valores entre 71 a 120 mg dm⁻³. Desse modo, após o cultivo do feijoeiro no solo adubado com biochar, apenas o K foi mantido em níveis aceitáveis para um novo cultivo e em teores elevados a partir da dose de 5% (v/v) de biochar.

Os teores de Ca e Mg apresentaram comportamentos variados conforme se modificou a granulometria do biochar utilizado. Para a G1, os teores desses dois nutrientes no solo apresentaram comportamentos lineares, ou seja, na medida em que ocorreu o aumento da dose, o seu teor no solo aumentou linearmente. Nas duas outras granulometrias aplicadas, o Ca não apresentou efeito significativo em nenhuma das doses, enquanto o Mg foi significativo para G2 e G3, apresentando um comportamento linear (TABELA 9).

A G1 apresentou maiores valores de incremento de Ca no solo, principalmente nas maiores doses, 7,5 e 10,0%, se igualando ao controle com uso de calcário e sem biochar. Já para G2 e G3, o incremento de Ca no

solo foi menor, ou semelhante apenas ao C1, sem calcário e sem biochar, conforme Tabela 8, demonstrando a reduzida disponibilidade do teor desse elemento no solo pelo biochar de casca de pequi.

Essas diferenças podem estar relacionadas a alguns fatores como a própria disponibilidade desses nutrientes, que em granulometrias mais finas estão mais prontamente disponíveis que aquelas consideradas maiores, ocorrendo assim o aumento de seu suprimento com a elevação da dosagem, conforme observado para a G1. O Mg apresentou leve incremento nas três granulometrias, todas foram maiores que o C1, mas não se igualaram ao C2.

Não foram verificadas diferenças entre as três granulometrias empregadas para o Ca, já para o Mg a G3 apresentou maior valor, seguida da G1 e G2 (TABELA 8). O biochar é pobre em cinzas e dessa maneira apresenta reduzido conteúdo de nutrientes, influenciando a disponibilidade dos mesmos no solo e absorção pelas plantas. Essa baixa disponibilidade de cátions trocáveis é resposta da incerteza dos benefícios que podem ser gerados pelo uso do biochar, uma vez que são dependentes do tipo de matéria-prima e dos teores de nutrientes presentes nela (ALBUQUERQUE *et al.*, 2013).

Além disso, a baixa disponibilidade desses nutrientes pode estar relacionada ao reduzido teor de cinzas do biochar refletido em sua baixa condutividade elétrica (TABELA 5). Isso porque incrementos desses nutrientes no solo foram encontrados por Olmo *et al.* (2016) ao utilizar biochars ricos em sais, como Ca, Mg e K, tendo sido percebido pelo aumento da condutividade elétrica do solo. Segundo Silva (2016), foram encontradas elevações nos teores de Ca e Mg, principalmente com as maiores doses aplicadas e isso se deve a quantidade desses nutrientes fornecida pelos biochars que foram superiores às absorvidas pela cultura.

Zhao *et al.* (2014), utilizando biochar de casca de arroz na rotação de plantio de trigo e milho em um Cambissolo, não observaram aumento significativo dos cátions trocáveis do solo, Ca e Mg, ao comparar com os tratamentos controles, em nenhum dos plantios. Alvarez *et al.* (1999) mostram teores desses cátions trocáveis em diversos níveis de classificação. Para que os valores de Ca e Mg sejam classificados em concentrações

adequadas no solo devem apresentar, respectivamente, valores entre 2,41 e 4,0 cmolc dm^{-3} , e 0,91 e 1,50 cmolc dm^{-3} . Madari *et al.* (2010), em pesquisa realizada utilizando biomassa carbonizada como condicionador de solo associada à fertilização mineral, observaram aumentos significativos apenas nos teores de Ca e Mg na profundidade de 0-10 cm.

O P apresentou comportamento linear somente para as doses de biochar da G1 aplicada ao solo (TABELA 9). Quando foi comparado aos dois controles, C1 e C2 percebeu-se que as melhores respostas foram observadas para as doses de 7,5 e 10% (v/v) do biochar para G1 e dose de 5,0% para a G2 e as doses de 5,0 e 7,5% da G3, que se assemelharam ao C2 (TABELA 8). Entretanto, esses foram classificados em nível baixo, enquanto o C1 se encontra em faixa muito baixa, segundo Alvarez *et al.* (1999). Isso pode ser atribuído à baixa quantidade de P presente no biochar, a qual não foi capaz de promover qualquer alteração no solo, uma vez que esse já se encontrava com teor muito baixo antes de iniciar o experimento (0,23 mg dm^{-3}).

Quanto às granulometrias aplicadas, não foi observada qualquer diferença estatística entre as mesmas no incremento de P ao solo, como pode ser visto na Tabela 8. Em trabalho semelhante com diferentes frações granulométricas, porém utilizando biochar de bambu, Chen *et al.* (2017) encontraram aumentos de P disponível variando de 8 a 27%. No entanto, verificou-se que na pesquisa desses autores, o P não foi influenciado pelo uso de distintos tamanhos de partículas.

Lehmann *et al.* (2003) relataram a não alteração desse nutriente no solo com a adição de biochar de madeira, quando comparado ao tratamento controle, porém, ao ser associado à fertilização e resíduos de animais, o teor de P disponível foi elevado no solo. Wang *et al.* (2015) demonstraram o incremento de P ao solo após a utilização de biochar de dejetos de cama de frango, uma vez que esse foi considerado uma fonte rica de P, com uma taxa de liberação lenta e constante, fornecendo assim esse nutriente por um período maior de tempo.

Desse modo, biochars que apresentam quantidades significativas de P em sua constituição tendem a ter melhor resposta no solo. O potencial para

melhorar a disponibilização de P no solo tende a variar com as características do biochar que, normalmente, são aqueles que apresentam maior teor de P em sua composição ou de acordo com as condições de pirólise, uma vez que a temperatura pode influenciar a disponibilidade desse nutriente (ZHANG *et al.*, 2016).

Wang, Camps-Arbestain e Hedley (2014), ao trabalharem com biochar de lodo de esgoto e resíduos bovinos associados a restos de madeira ricos em cinzas, observaram uma contribuição significativa para o aumento da disponibilização do P no solo e absorção pela planta. Biochars de lodo de esgoto chegaram a 51 % de cinzas e teor de P de 50,6 g kg⁻¹.

Além disso, o P é dependente do pH do solo para sua maior ou menor disponibilidade. Solos com pH inferior a 5,7 tendem a fixar mais P e torná-lo menos disponível para a absorção radicular da planta (TROEH, THOMPSON; 2007). Isso pode ser um dos fatores que contribuiu para a baixa disponibilidade de P no experimento, mesmo em condições de adubação. Quando o biochar não promove a elevação do pH em níveis adequados para a cultura, pode influenciar a sua dinâmica no solo; em solos ácidos com baixo valor de pH por exemplo, o P tende a se ligar a Fe e Al, formando fosfatos insolúveis de ferro e alumínio (ATKINSON, FITZGERALD, HIPPS; 2010).

O P tende a ser disponibilizado no solo com o uso de biochar a partir de dois mecanismos: quando possui concentração significativa desse elemento no teor de cinzas disponibilizando-o no solo e para a absorção da planta; ou então, quando imprime mudanças no solo que sejam capazes de influenciar a disponibilização do mesmo, competindo com o P pelos sítios de adsorção no solo. Segundo Hue (1991), a adição de material de origem orgânica no solo reduz a adsorção de P, uma vez que os ácidos orgânicos presentes no material se ligam aos compostos de Fe e Al, reduzindo a retenção desse nutriente e aumentando sua disponibilidade no solo, ou seja, bloqueia os sítios de adsorção de P.

Resultado com aumento do teor de P no solo foi encontrado por Silva (2016), em que houve um aumento linear do teor de P disponível no solo com a aplicação de biochars produzidos a partir de três materiais filtrantes descartados de filtros orgânicos. Na maior dose (10 % v/v), o teor encontrado

foi classificado como de nível médio para muito alto e esse aumento significativo no solo se deve à elevada concentração desse nutriente no biochar. Resultado semelhante com o aumento linear dos teores de P no solo com uso de materiais residuais como lodo de esgoto e bagaço de cana também foi constatado por Zelaya (2016).

5.2.3 Efeitos do biochar nos teores de Cu, Mn e Zn do solo

Ao analisar o efeito dos micronutrientes: Cu, Mn e Zn, no solo com a adição do biochar, apenas o Cu na G1 apresentou efeito linear. Os demais micronutrientes, não apresentaram efeito significativo para a variável dose aplicada (TABELA 11). Isso se deve à própria característica do biochar, que se mostra com baixas concentrações desses nutrientes e, conseqüentemente, sua incorporação no solo é reduzida.

Não foram observadas diferenças estatísticas entre as granulometrias aplicadas tanto para o Cu, Mn e Zn conforme a Tabela 10. A baixa concentração de cinzas no biochar (TABELA 5) reflete a reduzida disponibilização desses micronutrientes no solo, ou seja, não houve contribuição do BCP no aumento do teor dos mesmos, haja vista que o biochar apresentou reduzidas concentrações tanto de Cu, Mn e Zn.

TABELA 10 - Teor de micronutrientes no solo incorporado com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Teor do nutriente	Unidade	Controles		Granulometria	Doses de biochar (% v/v)				Média
		C1	C2		2,5	5,0	7,5	10	
Mn	mg dm ⁻³	0,8 A	1,22 B	G1	0,975 AB	0,93 A	1,11 B	1,04 AB	1,010 a
				G2	0,955 AB	1,05 AB	0,9 A	0,98 AB	0,972 a
				G3	0,93 A	0,845 A	0,98 AB	0,92 A	0,917 a
Cu	mg dm ⁻³	0,145 A	0,17 B	G1	0,14 A	0,15 A	0,16 AB	0,16 AB	0,153 b
				G2	0,16 AB	0,165 B	0,165 B	0,16 AB	0,163ab
				G3	0,17 B	0,17 B	0,17 B	0,165 B	0,169 a
Zn	mg dm ⁻³	0,275 A	0,37 B	G1	0,29 AB	0,265 AB	0,24 AB	0,645	0,358 a
				G2	0,34 AB	0,39 AB	0,345 AB	0,34 AB	0,353 a
				G3	0,275 AB	0,26 AB	0,215 AB	0,41 AB	0,290 a

Letras maiúsculas na linha comparam os tratamentos sem e com aplicação de corretivo, com cada uma das doses de biochar aplicadas. Sem letras maiúsculas são considerados tratamentos diferentes dos demais. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett (P<0,05). Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey (P<0,05).

C1= Controle sem aplicação de corretivo e biochar; C2= Controle com aplicação de corretivo e sem uso de biochar; G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

TABELA 11 – Equações de regressão ajustadas para micronutrientes no solo, em doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Biochar	Atributo	Equação	R ²	Valor máximo da variável (mg dm ⁻³)	Dose de biochar (% v/v)
G1	Mn	y = 1,01	-	-	-
	Cu	y = 0,14+0,002*x	0,89	0,16	10
	Zn	y= 0,36	-	-	-
G2	Mn	y = 0,97	-	-	-
	Cu	y = 0,16	-	-	-
	Zn	y= 0,35	-	-	-
G3	Mn	y = 0,92	-	-	-
	Cu	y = 0,17	-	-	-
	Zn	y = 0,29	-	-	-

* Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

Para o incremento desses micronutrientes no solo, quando comparados aos controles 1 e 2, notou-se que para o Zn somente na G1 e na dose de 10% foi observado valor superior ao C1 e C2. Quanto ao Cu e o Mn, observou-se que nenhuma das granulometrias se diferenciou dos dois controles. Para o Mn, apenas a G1 na dose de 7,5% foi considerada igual estatisticamente ao C2, que apresentou concentração maior desse elemento no solo em comparação ao C1, de acordo com a Tabela 10.

Não foi perceptível a melhoria dos teores desses elementos no solo, pois segundo Alvarez *et al.* (1999) são classificados em concentrações baixas nos solos teores de Cu, Zn e Mn abaixo ou igual a 0,3; 0,4; 2,0 mg dm⁻³, respectivamente. Dessa forma, esses elementos não atingiram nem o teor baixo no solo com o incremento do BCP e isso pode ser explicado devido à reduzida porcentagem de cinzas do biochar responsável pelo mínimo incremento dos mesmos no solo, quando comparado aos controles.

Madari *et al.* (2010) encontraram efeitos positivos em micronutrientes no solo apenas para o Zn na profundidade de 0-10 cm, enquanto na de 10-20

cm nenhum dos elementos Zn, Mn e Cu apresentaram efeito significativo com o uso de biomassa carbonizada de carvão vegetal de eucalipto. Redução do teor de Mn foi observada por Alling *et al.* (2014) ao utilizarem biochar de leguminosa no solo.

5.2.4 Efeitos do biochar na saturação por alumínio (m), saturação por bases (V), CTC efetiva (t), CTC potencial (T) e carbono orgânico do solo (COS)

Ao avaliar o parâmetro de saturação por alumínio no solo verificou-se que as doses de biochar aplicadas não apresentaram efeito significativo (TABELA 13). Porém, foram observadas reduções na G1, G2 e G3 a partir da menor dose aplicada (2,5%), em comparação ao C1 sem adição de calcário e biochar. Reduções na produção da massa seca da parte aérea e raiz do milho foram constatadas com uma saturação por alumínio de 45% no solo (BUTNAN *et al.*, 2015). Segundo Shen e Shen (2001), a toxicidade por alumínio pode reduzir o crescimento e absorção de nutrientes pelas plantas.

Houve interação entre as três granulometrias e as doses utilizadas, a G1 apresentou maior redução que as demais a partir da dose de 5,0% (TABELA 12). Para G2 e G3 não foram detectadas diferenças entre as mesmas nas doses de biochar. Essa redução da saturação de alumínio está de acordo com a elevação do pH que também foi maior na G1, promovendo redução do Al trocável (TABELA 6) e da saturação por alumínio.

Quando se comparam as doses das três granulometrias com o C1, todas foram diferentes e apresentaram valores menores. Em relação ao controle 2, apenas na dose de 10,0% apresentou valor menor que esse. Para G2 e G3, apenas na última dose essas se igualaram ao C2, com valores baixos de m% (TABELA 12).

Wang *et al.* (2014) ao utilizarem três tipos de biochars oriundos de cascas de trigo, arroz e amendoim, demonstraram a redução significativa da saturação por alumínio do solo, sendo reduzido a 6,4% no tratamento em que foi utilizado o biochar com cascas de amendoim, o qual apresentou maior alcalinidade em suas cinzas e, por conseguinte, elevada capacidade de redução do Al e acidez trocável, bem como, da saturação por alumínio.

Para a saturação por bases (V%), foi percebido um comportamento linear para as doses aplicadas nas três granulometrias (TABELA 13). Houve efeito de interação entre dose e granulometria do biochar, sendo que na dose de 2,5 e 5% as G1, G2 e G3 não se diferenciaram entre si. Somente nas doses de 7,5 e 10% a G1 foi superior às demais, já a G2 e G3 foram iguais (TABELA 12).

Ao comparar a V% dos tratamentos com uso de biochar com os dois controles, na dose de 2,5%, todas as granulometrias se igualaram ao C1, a partir da dose de 7,5% a G1 se igualou ao C2 com aplicação de calcário. Para a G2, apenas a última dose se igualou ao C2 e a G3 não apresentou nenhum tratamento igual ao C2. No entanto a partir da dose de 5,0% todos os valores foram superiores ao C1 (TABELA 12).

A saturação por bases representa o incremento de bases trocáveis no solo como, por exemplo, Ca, Mg e K, e a maior elevação observada para a G1 se deve à presença em maior quantidade destes cátions. Esse parâmetro foi classificado em nível médio, entre 40,1 - 60%, talvez pela baixa concentração de Ca, Mg, mas, em contrapartida, o K é o principal responsável por essa elevação.

Schulz e Glaser (2012), ao trabalharem com biochar associado à compostagem e fertilização mineral, encontraram diferenças significativas na saturação de bases de um solo arenoso. Essa variou de 7,3 a 97,2% entre todos os tratamentos, sendo que aqueles com biochar, composto e biochar associado a composto foram significativamente diferentes do controle 27,6%, com 49,7%, 95,0% e 84,6%, respectivamente. Yuan e Xu (2010) observaram que adições de biochars de diferentes fontes contribuíram para a redução da acidez e Al trocável, elevação dos cátions trocáveis e, conseqüentemente, da saturação por bases e CTC do solo.

TABELA 12- Saturação por alumínio (m), saturação de bases (V), CTC efetiva (t), CTC potencial (T) e carbono orgânico no solo (COS) incorporado com diferentes doses e granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Variável	Unidade	Controles		Granulometria	Doses de biochar (% v/v)				Média
		C1	C2		2,5	5,0	7,5	10	
m	%	39 A	6,72 B	G1	24a	10,5 Bb	4,5 Bb	0,31b	-
				G2	24a	18,5a	15a	9,25 Ba	-
				G3	24,5a	15,75a	13,5a	11,00 Ba	-
V	%	23,08 A	52,2 B	G1	29,5 Aa	40,5a	46,5 Ba	58,75 Ba	-
				G2	28,75 Aa	37,75a	38,75b	46,25 Bb	-
				G3	29,75 Aa	39a	40,5b	43,75 Bb	-
t	cmolc dm ⁻³	1,54 A	2,36 B	G1	1,585 Aa	1,75 Aa	2,09a	2,49 Ba	-
				G2	1,675 Aa	1,685 Aa	1,69 Ab	1,887b	-
				G3	1,79 Aa	1,842 a	1,95a	1,93b	-
T	cmolc dm ⁻³	4,14 A	4,24 B	G1	4,12 AB	3,93 AB	4,30 AB	4,22AB	4,142 a
				G2	4,47 AB	3,65 AB	3,73 AB	3,72 AB	3,892 a
				G3	4,64 AB	4,00 AB	4,18 AB	4,01 AB	4,21 a
COS	dag kg ⁻¹	0,57 A	0,61 B	G1	0,96a	1,26a	1,71a	2,05a	-
				G2	0,98a	1,08ab	1,47b	1,97a	-
				G3	0,90a	0,99b	1,79a	1,93a	-

Letras maiúsculas na linha comparam os tratamentos sem e com aplicação de corretivo, com cada uma das doses de biochar aplicadas. Sem letras maiúsculas são considerados tratamentos diferentes dos demais. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett (P<0,05). Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey (P<0,05). C1= Controle sem aplicação de corretivo e biochar; C2= Controle com aplicação de corretivo e sem uso de biochar; G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

TABELA 13 – Equações de regressão ajustadas para saturação por alumínio (m), saturação de bases (V), CTC efetiva (t), CTC potencial (T) e carbono orgânico no solo (COS), em doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Biochar	Atributo	Equação	R ²	Valor máximo da variável	Dose de biochar para o valor máximo da variável (% v/v)
G1	t (cmolc dm ⁻³)	Y = 1,21+0,1228**x	0,96	2,44	10
	T (cmolc dm ⁻³)	Y = 3,97+0,0276*x	0,30	4,25	10
	m (%)	Y = 9,83	ns	-	-
	V (%)	Y = 20,38+3,75**x	0,98	57,88	10
	COS (dag kg ⁻¹)	Y = 0,56+0,14923**x	0,99	2,05	10
G2	t (cmolc dm ⁻³)	Y = 1,57+0,0257*x	0,65	1,83	10
	T (cmolc dm ⁻³)	Y = 3,89	n.s	-	-
	m (%)	Y = 16,69	ns	-	-
	V (%)	Y = 24,50+2,14**x	0,92	45,9	10
	COS (dag kg ⁻¹)	Y = 0,53+0,134**x	0,93	1,87	10
G3	t (cmolc dm ⁻³)	Y = 1,74+0,0217*x	0,80	1,96	10
	T (cmolc dm ⁻³)	Y = 4,20	n.s.	-	-
	m (%)	Y = 16,42	ns	-	-
	V (%)	Y = 27,375+1,74**x	0,87	44,08	10
	COS (dag kg ⁻¹)	Y = 0,43+0,155**x	0,89	1,98	10

*, ** Significativos a 5 e 1% de probabilidade, respectivamente, pelo teste F.

G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

Ao avaliar a CTC efetiva (t), observou-se efeito significativo para as doses aplicadas nas três granulometrias, demonstrando um comportamento linear (TABELA 13). Quando se compara os tratamentos com biochar e os dois controles, observou-se que a melhor resposta ocorreu na dose de 10,0% em todas as granulometrias, sendo que a G1 foi superior ao C1 e se igualou ao C2. As demais granulometrias foram maiores que o C1, porém inferiores ao C2 (TABELA 12). O aumento da CTC efetiva, principalmente na G1, ocorreu devido ao aumento dos cátions trocáveis do solo, principalmente o K. Aumentos da CTC efetiva foram observados por Novak *et al.* (2014), Houben, Evrard e Sonnet (2013) e Andrade *et al.* (2015), sendo que estes últimos justificaram que o aumento do pH imposto pela alcalinidade do biochar contribuiu para a elevação da CTC efetiva.

Ao verificar as diferenças entre as três granulometrias, para as doses de 2,5 e 5,0%, as G1, G2 e G3 não apresentaram diferenças entre si. Contudo, para as doses de 7,5 e 10,0%, a G1 apresentou maior incremento da CTC efetiva no solo, sendo superior a G2 e G3 (TABELA 12).

O aumento da CTC efetiva está relacionado à capacidade do BCP em reter nutrientes, minimizando suas perdas por lixiviação ou precipitação, apresentando um efeito de calagem e permitindo a mobilização e disponibilização dos nutrientes para as plantas (ALBUQUERQUE *et al.*, 2013). Devido a sua elevada superfície específica, principalmente na G1, e características porosas, apresenta a possibilidade de retenção de água e nutrientes. No caso o K apresentou contribuição significativa para seu aumento, uma vez que o seu teor no solo foi consideravelmente alto.

Os macroporos estão relacionados à capacidade de infiltração de água, aeração, habitat para micro-organismos e os microporos são responsáveis pela adsorção e transporte de nutrientes. Porém, biochars produzidos em baixas temperaturas e elevada quantidade de compostos voláteis podem bloquear os poros e inibir o poder de adsorção dos nutrientes e, conseqüentemente, a redução da lixiviação dos mesmos (ATKINSON, FITZGERALD, HIPPS; 2010).

A elevação da CTC efetiva do solo para as partículas menores em relação às maiores se deve à reduzida área de superfície dessas

partículas em relação às menores, uma vez que a área superficial é inversamente proporcional ao tamanho da partícula. Por isso, solos arenosos possuem limitada capacidade para a estocagem de água e nutrientes, devido a sua baixa superfície específica, diferentemente dos solos argilosos, que possuem maior superfície específica e maiores quantidades de cargas negativas, tendo, portanto, elevada capacidade para atrair nutrientes (TROEH, THOMPSON; 2007). Desse modo, o biochar atua melhorando a estrutura desse solo, principalmente a agregação, proporcionando maior retenção de água e nutrientes e isso varia ainda de acordo com a granulometria, sendo que a mais fina contribuiu para maior elevação da CTC efetiva.

A CTC potencial não apresentou diferenças entre os controles e os tratamentos com biochar, ou seja, não ocorreram grandes incrementos de cargas negativas dependentes do pH no solo durante o período do experimento (TABELA 12). Já para as doses de biochar aplicadas, apenas a G1 apresentou efeito linear (TABELA 13), com o aumento das doses ocorreu o incremento da CTC potencial no solo, porém não o suficiente para diferenciar-se dos controles.

Para a comparação entre as granulometrias empregadas não houve diferenças entre as mesmas (TABELA 12), apresentando valores muito próximos de CTC potencial. Talvez alguma diferença possa ser percebida em longo prazo, uma vez que a composição do biochar e sua recalcitrância podem influenciar a relação deste com a CTC potencial.

Cheng, Lehmann e Engellhard (2008), ao trabalharem com biochar em diferentes tempos de exposição no solo, relataram que o aumento da CTC potencial foi influenciado pelo tempo de incubação no solo, isso porque pode ocorrer a oxidação progressiva do biochar ao longo dos anos e, conseqüente, aumento das cargas negativas. Nesse mesmo trabalho foram encontrados valores de CTC potencial de $1.644 \text{ mmolc kg}^{-1}$ para um biochar com mais de 100 anos.

Um aumento de 20% na CTC potencial em relação ao solo controle foi observado por Heitkötter e Marschner (2015), em local contendo biochar envelhecido cerca de 100 anos, sendo que pode ter sido resultante dos sítios

de trocas adicionais fornecidos pelo carvão vegetal depositado nessas áreas. Com o passar do tempo, grupos funcionais ácidos contendo hidrogênio como hidroxilas e carboxilas são formadas na superfície do biochar levando a um aumento da CTC e, dessa forma, elevando a capacidade de adsorver nutrientes (NGUYEN *et al.*, 2017).

De uma forma geral, elevações tanto na CTC efetiva e potencial se devem ao aumento da densidade de cargas, que está relacionado à maior oxidação do biochar ou aumento da área de superfície específica para adsorção de cátions (ATKINSON, FITZGERALD, HIPPS; 2010). Fato esse observado para a G1 que apresentou maior capacidade de reter cátions, principalmente o K (TABELA 8).

No tocante ao carbono orgânico do solo (COS), observou-se um aumento linear do mesmo com a adição de doses subsequentes de biochar ao solo nas três granulometrias (TABELA 13). Esse incremento foi perceptível a partir da menor dose aplicada (2,5%) para G1, G2 e G3, com valores superiores aos dois controles. Na maior dose, a G1 incorporou três vezes mais carbono do que o C1 e C2 (TABELA 12), sendo essa uma das principais vantagens da aplicação de biochar ao solo, ou seja, o aumento do teor de carbono do mesmo (NOVAK *et al.*, 2014).

Devido à sua estrutura aromática recalcitrante, o biochar contribui para o sequestro de carbono em longo prazo e é essa relativa estabilidade à degradação microbiana que implica na acumulação do teor de COS (ATKINSON, FITZGERALD, HIPPS; 2010). Houve interação entre as granulometrias e doses de biochar aplicadas, a G1 apresentou em geral maiores valores na incorporação do COS, seguida das demais granulometrias.

Tian *et al.* (2016) observaram aumento do COS em 48,9% nos tratamentos que receberam biochar de madeira de pinho em comparação com o tratamento controle. Porém, alguns biochars produzidos a baixas temperaturas tendem a apresentar frações mais lábeis, que podem ser oxidados em períodos de incubação no solo, uma vez que aqueles produzidos em altas temperaturas possuem estruturas com maior estabilidade química e recalcitrância. (SHENG, ZHAN, ZHU; 2016).

5.3 Características agronômicas do feijoeiro comum adubado com biochar

A massa seca radicular (MSR) e a massa seca da parte aérea (MSPA) do feijoeiro adubado com biochar não foram influenciadas pelas doses de BCP aplicadas ao solo (TABELAS 14 e 15). Para a MSR, as granulometrias maiores (G2 e G3) apresentaram melhor desempenho que a G1. Os melhores resultados foram obtidos na G2, na dose de 2,5%, e na G3, nas doses de 2,5 e 5,0%, em que foram superiores em relação ao C1 e C2. A G1 obteve seu melhor resultado na dose de 2,5%, em que foi igual ao C2. Normalmente os biochars possuem baixos valores de densidade e, portanto, apresentam maior volume de poros, contribuindo para a retenção de água (ALBUQUERQUE *et al.*, 2014) e também para melhoria no crescimento e desenvolvimento das raízes.

Não houve interação entre dose e granulometria e o melhor desempenho foram das G1 e G2, com maiores valores de MSR em relação a G1.

Os maiores valores obtidos para a massa seca da parte aérea (MSPA) foram aqueles em que se igualaram ao C2, com valores superiores ao C1. Isso foi percebido para a G1 apenas na dose de 5,0%. Para a G2, maiores valores de MSPA foram observados nas doses de 2,5; 5,0 e 7,5% em que se igualaram apenas ao C2. A G3 demonstrou melhores resultados nas doses de 2,5 e 5,0% com valores semelhantes ao controle 2, com uso de calcário.

TABELA 14 - Massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca de raízes (MSR) com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Massa seca	Unidade	Controles		Granulometria	Doses de biochar (% v/v)				Média
		C1	C2		2,5	5,0	7,5	10	
MSR	g/planta	0,81 A	1,195 B	G1	1,30 B	1,08 AB	0,795 A	0,61 A	0,95 b
				G2	1,635	1,42 B	1,37 B	1,24 B	1,42 a
				G3	1,94	1,81	1,47 B	1,25 B	1,62 a
MSPA	g/planta	6,135 A	7,37 B	G1	7,745 ABa	9,22 Ba	6,07 ABb	5,505 ABb	-
				G2	8,23 Ba	9,24 Ba	8,54 Ba	7,93 ABa	-
				G3	8,89 Ba	8,07 Ba	7,7 ABa	7,55 ABa	-

Letras maiúsculas na linha comparam os tratamentos sem e com aplicação de corretivo, com cada uma das doses de biochar aplicados. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett ($P < 0,05$). Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$).

C1= Controle sem aplicação de corretivo e biochar; C2= Controle com aplicação de corretivo e sem uso de biochar; G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

TABELA 15 – Valores médios de massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca das raízes (MSR) em função das granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Biochar	Atributo	Média (g/planta)
G1	MSR	y = 0,95
	MSPA	y = 7,14
G2	MSR	y = 1,42
	MSPA	y = 8,49
G3	MSR	y = 1,62
	MSPA	y = 8,05

G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

Em relação as três granulometrias aplicadas no solo, nas doses de 2,5 e 5,0% não foram observadas diferenças entre as mesmas. Nas doses de 7,5 e 10,0%, as G2 e G3 foram significativamente superiores a G1 com melhor desempenho de formação da MSPA (TABELA 14).

Além da influência do tipo de material a ser carbonizado, o teor de cinzas e nutrientes presentes no biochar, a temperatura de pirólise e o tempo de residência estão entre os fatores que podem interferir na atuação do biochar, bem como o tipo de solo. Albuquerque *et al.* (2014), trabalhando com diversos tipos de materiais, não encontraram nenhum efeito significativo na porcentagem de crescimento das raízes de girassol. Isso foi atribuído ao teor de areia presente no solo utilizado no experimento (80%), proporcionando assim um valor maior de macroporos quando comparados aos solos de textura fina; apresentando menor impedimento para o crescimento das raízes.

Reduções na MSPA com uso de biochar obtido em baixas temperaturas de pirólise pode ser explicado pela permanência de compostos fitotóxicos no biochar nessas condições. Quando o biochar apresenta alto teor de compostos orgânicos voláteis, ele pode influenciar negativamente o crescimento e desenvolvimento das plantas desde a germinação (HAGNER *et al.*, 2016).

Em biochar de lodo de esgoto também foram encontradas reduções na germinação e crescimento do milho quando esse apresentou elevado teor de material volátil, além de não demonstrar diferenças em comparação com o controle (GONZAGA *et al.*, 2017). Assim como observado no trabalho citado, podem ter ocorrido efeitos indesejáveis do biochar, muitas vezes devido a desequilíbrios nutricionais.

Albuquerque *et al.* (2014) observaram reduções entre 1 e 28% na massa seca total de plantas de girassol tratadas com biochars de reduzido teor de cinzas e baixo conteúdo de P, que, segundo os autores, foram os fatores limitantes do crescimento da planta, além da redução da massa seca das raízes (MSR), que variou de 5,8 a 9,8% em relação ao tratamento controle sem uso de biochar. Isso porque quando são obtidos a partir de matérias-primas pobres em nutrientes, apresentam benefícios limitados para a fertilidade do solo e efeitos de curto prazo, produzindo pequena melhoria no crescimento e desenvolvimento das culturas. Van Zwieten *et al.* (2010) apresentaram reduções da biomassa de trigo e rabanete em relação ao controle com uso de biochar de resíduos de indústria de papel.

Em geral, maiores incrementos de MSPA e MSR são obtidos com o uso de biochars ricos em cinzas e, desse modo, elevada disponibilização de nutrientes. Contudo, aqueles que apresentam em sua natureza baixo teor de cinzas tendem a proporcionar pequenas respostas com o uso exclusivo de biochars ricos em carbono, porém pobre em cinzas e, conseqüentemente, em nutrientes (ALBUQUERQUE *et al.*, 2014).

5.4 Teor de nutrientes no feijoeiro

A aplicação de diferentes doses de BCP influenciou apenas o K na MSPA, demonstrando um comportamento linear para o teor deste nutriente nas três granulometrias utilizadas (TABELAS 16 e 17). Essa influência do K pode estar associada a sua maior disponibilidade no solo em relação aos nutrientes analisados (TABELAS 8 e 9).

O K demonstrou maior teor na planta na menor granulometria (G1), seguida da G2 e com menor teor a G3, na seguinte ordem $G1 > G2 > G3$, ou

seja, a translocação de K do solo para a planta foi reduzida à medida que houve o aumento da granulometria. Porém, em cada granulometria, houve elevação de acordo com aumento da dose (TABELA 16).

Para o teor de K, foi observada a interação entre dose e granulometria, e a partir da dose de 5,0 % a G1 se diferenciou das demais com valores superiores, enquanto a G2 e G3 não apresentaram diferenças entre si (TABELA 16). Isso pode estar relacionado à maior capacidade da G1 em adsorver maiores teores de K no solo, conforme foi observado na Tabela 8, sem, no entanto, impedi-lo de ser translocado para a planta.

Os teores encontrados em todas as doses e granulometrias estão acima dos valores considerados adequados para a cultura do feijão que se encontra entre 20 e 25 g kg⁻¹ (MALAVOLTA *et al.*, 1997). A partir da dose de 2,5% já foram encontrados teores acima da faixa adequada, visto que a G1 apresentou teores mais elevados que as demais. Smider e Singh (2014) encontraram um aumento do teor de K em solo arenoso e argiloso tratados com biochar de restos de cultura de tomate no plantio de milho em relação ao controle.

TABELA 16 - Teor de macronutrientes no feijoeiro adubado com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP) (continua)

Variável Teor	Unidade	Controles		Granulometria	Doses de biochar (% v/v)				Média
		C1	C2		2,5	5,0	7,5	10	
N	g kg ⁻¹	13,26 A	14,88 B	G1	13,14 AB	11,61 A	11,088 A	10,833 A	11,667 a
				G2	17,57 B	13,193AB	12,64AB	10,887 A	13,573 a
				G3	14,54 AB	11,823 A	11,98 A	12,08 AB	12,607 a
P	g kg ⁻¹	2,057 A	1,98 B	G1	2,32 AB	2,47 A	2,54	2,28 AB	2,403 a
				G2	2,35 AB	2,28 AB	2,47 A	2,59	2,426 a
				G3	2,25 AB	2,35 AB	2,39 AB	2,48 A	2,366 a
K	g kg ⁻¹	8,78 A	10,02 B	G1	41,05 a	43,62 a	66,43 a	81,52 a	-
				G2	36,04 ab	37,79 b	47,86 b	53,74 b	-
				G3	31,01 b	38,84 b	44,65 b	51,29 b	-

Letras maiúsculas na linha comparam os tratamentos sem e com aplicação de corretivo, com cada uma das doses de biochar aplicados. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett ($P < 0,05$). Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$).

C1= Controle sem aplicação de corretivo e biochar; C2= Controle com aplicação de corretivo e sem uso de biochar; G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

TABELA 16 - Teor de macronutrientes no feijoeiro adubado com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP) (conclusão)

Variável Teor	Unidade	Controles		Granulometria	Doses de biochar (% v/v)				Média
		C1	C2		2,5	5,0	7,5	10	
Ca	g kg ⁻¹	21,87 A	30,31 B	G1	11,47	8,47	6,89	6,00	8,21 b
				G2	12,82	9,47	9,29	9,42	10,25 ab
				G3	15,03	11,64	11,37	9,88	11,98 a
Mg	g kg ⁻¹	1,64 A	3,62 B	G1	1,16	0,99	0,78	0,7	0,91 a
				G2	1,21	1,065	0,95	0,93	1,04 a
				G3	1,207	1,07	0,97	0,845	1,023 a
S	g kg ⁻¹	4,10 A	3,15 B	G1	3,9 AB	3,18 B	3,16 B	3,03 B	3,318 a
				G2	3,46 AB	3,28 AB	2,68 B	3,1 B	3,13 a
				G3	3,76 AB	3,83 AB	3,26 AB	2,97 B	3,455 a

Letras maiúsculas na linha comparam os tratamentos sem e com aplicação de corretivo, com cada uma das doses de biochar aplicados. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett ($P < 0,05$). Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($P < 0,05$).

C1= Controle sem aplicação de corretivo e biochar; C2= Controle com aplicação de corretivo e sem uso de biochar; G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3 =Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

TABELA 17 - Equações de regressão ajustadas para o teor de macronutrientes na matéria seca da parte aérea com o uso de doses crescentes das diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Elemento (g kg ⁻¹)	Gran	Equação	R ²	Valor máximo da variável (g kg ⁻¹)	Dose de BCP (% v/v)
N	G1	y = 11,67	-	-	-
	G2	y = 13,57	-	-	-
	G3	y = 12,61	-	-	-
P	G1	y = 2,40	-	-	-
	G2	y = 2,43	-	-	-
	G3	y = 2,36	-	-	-
K	G1	Y = 22,10 + 5,7687 **x	0,93	79,79	10
	G2	Y = 28,07 + 2,5265** x	0,94	53,34	10
	G3	Y = 24,79 + 2,6666**x	0,99	51,45	10
Ca	G1	y = 8,21	-	-	-
	G2	y = 10,25	-	-	-
	G3	y = 11,98	-	-	-
Mg	G1	y = 0,91	-	-	-
	G2	y = 1,04	-	-	-
	G3	y = 1,02	-	-	-
S	G1	y = 3,31	-	-	-
	G2	y = 3,13	-	-	-
	G3	y = 3,45	-	-	-

** , Significativo a 1% de probabilidade, pelo teste F.

G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

O teor do P na MSPA do feijoeiro não sofreu influência das doses de biochar aplicadas (TABELA 17). Quanto ao uso das três granulometrias, houve diferença das mesmas para o teor P nas doses de 7,5% da G1 e nas doses de 10% da G2 em relação aos controles 1 e 2 sendo superiores a estes; as demais doses de todas as granulometrias igualaram ao C1 ou C2 (TABELA 16). No entanto, mesmo com esse leve incremento de P no teor da MSPA, esses valores se encontram dentro da faixa adequada indicada por Malavolta *et al.* (1997), que é entre 2 e 3 g kg⁻¹ de P concentrados na parte aérea da planta.

Trabalhos diversos que apresentaram alto rendimento de culturas e incremento de P na parte aérea apontam que isso é resultado da alta concentração disponível desse nutriente no biochar, levando a efeitos benéficos na absorção desse nutriente pela planta (ALBUQUERQUE *et al.*, 2013; SALIM 2016; CHAN *et al.*, 2007). Nesta pesquisa, ao compararmos as três granulometrias empregadas para o teor de P, não foram observadas diferenças entre as mesmas, apresentando valores muito próximos entre si, conforme apresentado na Tabela 16.

O aumento da concentração de P na solução do solo e, conseqüentemente, a disponibilização para absorção das plantas, depende da concentração inicial desse elemento e tipo de biochar, ou seja, não é qualquer tipo de biochar que pode ser utilizado para elevar a retenção de P nos solos. Biochar de restos vegetais demonstrou alta capacidade de reter P no solo, além de disponibilizar cerca de 55% na solução do solo do que foi adsorvido (ZHANG *et al.*, 2016).

Para o N não houve incremento do teor na planta com a aplicação de diferentes doses de BCP (TABELA 17). Quanto ao teor de N na MSPA entre as granulometrias, não foram verificadas diferenças entre as mesmas.

Jones *et al.* (2012), ao trabalharem com biochar comercial de aparas de madeira, com experimento em campo cultivando milho no primeiro ano e grama nos dois anos subseqüentes, observaram que para a cultura do milho não houve alteração com o uso do biochar no conteúdo foliar de N, P, K e Ca. Para o N, o biochar não apresentou efeitos sobre a ciclagem, retenção ou redução da lixiviação desse nutriente.

Biochars que apresentam baixo conteúdo de N, encontrado em formas inorgânicas e alta relação C/N podem limitar sua disponibilidade para as plantas. Além disso, a capacidade de adsorção do biochar apresentou limitação na disponibilidade do nutriente em curto prazo, mesmo com o uso de fertilizantes minerais (ALBUQUERQUE *et al.*, 2014).

A redução do N pode associar-se ao aumento da atividade microbiana proporcionada pela adição do biochar que indica a incorporação desse nutriente na biomassa microbiana, associada à fração lábil do C, e este fica indisponível para as plantas, sendo imobilizado (HAGNER *et al.*, 2016). A

relação C:N de 20 é considerado o limiar, acima desse valor tende a ocorrer a imobilização e quando menor que 20 favorece a mineralização do N (NGUYEN *et al.*, 2017).

O aumento desse nutriente na MSPA era esperado, isso porque alguns biochars apresentam capacidade de incorporar N ou mesmo melhorar a eficiência do uso de fertilizante nitrogenado, com incremento do seu teor na parte aérea das culturas (CHAN *et al.*, 2007), o que não ocorreu com o BCP que se mostrou ineficiente no uso de fertilizante nitrogenado.

Resultado que informa a capacidade do biochar de melhorar significativamente a fixação biológica de nitrogênio foi encontrado por Rondon *et al.* (2007), com uso de biochar de toras de madeira. A retenção de N a partir da fixação biológica aumentou de 50% sem uso de biochar para 72% com o uso de 90 g kg⁻¹ do mesmo no solo. O aumento da capacidade em fixar N pode estar associado à menor disponibilidade desse elemento no solo, fazendo com que o biochar estimule essa fixação.

Para Ca, Mg e S não houve interação significativa para as doses das granulometrias aplicadas para a variável teor (TABELA 17). O teor de S na MSPA para as G1 e G2 apresentou decréscimo conforme aumentou a dose de biochar; a G1 na dose de 2,5% se igualou aos dois controles e nas demais assemelhou-se ao C2. A G2 nas doses de 2,5 e 5,0% se igualou aos C1 e C2 e nas doses restantes foi igual apenas ao C2. A G3 até a dose de 7,5% foi igual aos C1 e C2 e na dose de 10,0% igualou-se ao C2, apresentando redução do teor de S.

Resultado semelhante foi encontrado por Smider e Singh (2014), os quais não observaram incremento do S com a aplicação de biochar rico em cinzas para dois tipos diferentes de solos. Destacam que a redução na absorção de alguns nutrientes como Ca, Mg, Zn, condiciona-se aos efeitos de fitotoxicidade do biochar em relação ao crescimento e desenvolvimento reduzido das plantas.

Para o Ca e Mg, houve redução do teor conforme foram aumentadas as doses, porém a G1 apresentou maior redução seguida das G2 e G3 (TABELA 16). Quanto ao uso de G1, G2 e G3, para a variável teor de Mg,

não foram observadas diferenças entre as mesmas e, para o Ca, a G3 apresentou melhor resultado seguida da G2e posteriormente a G1.

Essa baixa concentração de Mg e Ca pode ter sido influenciada pela competição pelos sítios de troca de absorção. Andreotti *et al.* (2000) observaram redução dos teores de Ca e Mg na planta de milho com o aumento do teor de K no solo e isso é decorrente da competição de Ca, Mg e K pelos sítios de trocas quando ocorreu a absorção. A competição entre o K e o Ca e Mg pelos sítios de absorção na membrana plasmática tende a influenciar a menor ou maior absorção de um nutriente em relação ao outro. A diminuição de um determinado cátion influencia a elevação de absorção dos demais (ERNANI; ALMEIDA; SANTOS, 2007).

Além disso, o desequilíbrio iônico na solução do solo que favorece esse comportamento, ou ainda, essa reduzida absorção se deve a presença em elevados níveis no solo de K (SMIDER; SINGH, 2014), como pode ser verificado na Tabela 8, em comparação ao Ca e Mg. A fim de verificar o equilíbrio nutricional no solo, algumas relações entre nutrientes são importantes como Ca/K e Mg/K, pois influenciam a absorção desses pelas plantas.

Fageria e Stone (2004), estudando o cultivo de feijão, encontraram valores adequados para a relação Ca/K e Mg/K de 19,1 e 6,7, sendo que os valores encontrados no trabalho para a G1 apresentaram um valor máximo de 3,09, enquanto para a G2 o valor foi de 4,98 e G3 de 6,15 para a relação Ca/K. Para a relação Mg/K, os valores máximos foram de 0,92; 1,78 e 1,53 para a G1, G2 e G3 respectivamente, sendo que esses valores máximos estão descritos para a menor dose de biochar em cada granulometria e isso relaciona-se com o menor teor de K em cada uma delas descritos na Tabela 8. Isso influencia diretamente o teor desses nutrientes na planta de feijão.

Mascarenhas *et al.* (2000) afirmam que valores ideais para a relação (Ca+Mg)/K para a cultura da soja foram encontrados entre 23 e 31, quando foram obtidas maiores produções da cultura. Afirmam ainda que o excesso de K mostra reduções nas relações Ca/K e Mg/K, demonstrando um efeito antagônico entre o K, Ca e Mg.

Para os micronutrientes, o processo de absorção foi semelhante aos dos macronutrientes, não existindo efeito das doses de biochar aplicadas para teor em nenhum deles (TABELAS 18 e 19). Para o teor de Zn, todas as granulometrias e todas as doses foram iguais ao C1. Entre as três granulometrias não foram observadas diferenças entre as mesmas para o incremento do teor de Zn (TABELA 18).

Em relação ao teor de Cu no solo, apenas na dose de 10% da G1 houve um leve incremento, sendo maior que os tratamentos controles (TABELA 18). Para a diferença entre as granulometrias, o teor não apresentou diferenças significativas entre elas. O Mn apresentou redução de teor nas diferentes doses de biochar aplicadas. Todas as granulometrias foram menores que o C1 para o teor do Mn na MSPA. Conforme ocorreu a redução das partículas de biochar, diminuiu o teor de manganês no solo.

Os resultados de teor de micronutrientes são variados, sendo que alguns trabalhos mostram incrementos e outros, reduções dos mesmos na MSPA. Smider e Singh (2014) encontraram aumento nas concentrações de Cu, Fe e Zn e aumento na concentração de Mn apenas na menor dose de biochar, 5 g kg^{-1} e redução desse elemento na maior dose, 15 g kg^{-1} , em relação ao controle para um solo com maior porcentagem de areia. Salim (2016) observou aumento do teor de Fe, Mn, Zn e Cu na parte aérea de trigo ao cultivá-lo associado a extrato de algas em solo arenoso. Acrescenta-se a isso, reduzidas concentrações desses elementos no próprio biochar de casca de pequi, não promovendo assim mudanças significativas na disponibilidade do nutriente no solo.

TABELA 18- Teor de micronutrientes no feijoeiro adubado com diferentes doses e diferentes granulometrias do biochar de casca de pequi (BCP)

Variável Teor	Unidade	Controles		Granulometria	Doses de biochar (% v/v)				Média
		C1	C2		2,5	5,0	7,5	10	
Zn	mg kg ⁻¹	29,93 A	21,43 B	G1	34,36 A	36,63 A	33,11 A	33,01 A	34,28 a
				G2	29,56 A	30,78 A	30,99 A	33,08 A	31,105 a
				G3	31,44 A	31,61 A	32,07 A	33,45 A	32,146 a
Cu	mg kg ⁻¹	12,09 A	12,44 B	G1	12,43 AB	12,98 AB	13,79 B	14,53	13,43 a
				G2	12,67 AB	12,63 AB	12,91 AB	13,13 AB	12,83 a
				G3	12,46 AB	12,6 AB	12,98 AB	13,307 AB	12,83 a
Mn	mg kg ⁻¹	327,2 A	124,98 B	G1	193,47 b	107,15 Bc	77,55 c	69,26 c	-
				G2	233,22 a	146,08 Bb	143,54 Bb	121,41 Bb	-
				G3	199,57 b	198,35 a	182,31 a	175,66 a	-

Letras maiúsculas na linha comparam os tratamentos sem e com aplicação de corretivo, com cada uma das doses de biochar aplicados. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett (P<0,05). Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey (P<0,05).

C1= Controle sem aplicação de corretivo e biochar; C2= Controle com aplicação de corretivo e sem uso de biochar; G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017

TABELA 19 – Valores médios do teor de micronutrientes na parte aérea do feijoeiro com o uso de biochar de casca de pequi (BCP) com diferentes granulometrias

Elemento	Granulometria	Média (mg kg ⁻¹)
Cu	G1	y= 13,43
	G2	y= 12,84
	G3	y= 12,83
Zn	G1	y= 34,02
	G2	y= 31,10
	G3	y= 32,14
Mn	G1	y= 111,86
	G2	y= 161,06
	G3	y= 188,97

G1= Granulometria < 0,5 mm; G2= Granulometria entre 0,5 – 1,0 mm; G3= Granulometria entre 1,0 – 2,0 mm.

Fonte: Da autora, 2017.

Albuquerque *et al.* (2013) encontraram redução na concentração de Fe, Cu, Mn e Zn em plantas de trigo tratadas com biochar de restos de cultura e poda de árvores. Isso foi atribuído à capacidade elevada do biochar de retenção de nutrientes, uma vez que a adição desse tipo de material aumenta a adsorção de nutrientes e de metais por meio das reações de adsorção. Além disso, essas reduções podem se relacionar à capacidade de calagem do biochar, promovendo reações de imobilização e precipitação de metais. Biochars são capazes de reter íons metálicos em sua superfície e, dessa forma, reduzir sua disponibilidade, sendo que esse mecanismo imobiliza inclusive nutrientes essenciais ao crescimento e desenvolvimento das plantas (BEESLEY *et al.*, 2011).

6 CONCLUSÕES

- O biochar de casca de pequi (BCP) promove mudanças positivas nos componentes da acidez do solo, como a elevação do pH e a redução do alumínio trocável e da acidez potencial, apresentando assim potencial de funcionar como corretivo de solo, principalmente para biochar com granulometria menor do que 0,5 mm.
- O BCP pouco influencia na disponibilidade dos nutrientes, pois não atua como fornecedor de nutrientes ao solo devido à baixa concentração dos mesmos na casca de pequi, exceto para o K e C orgânico do solo, com maior incremento para granulometria menor do que 0,5 mm.
- As incorporações de BCP com granulometria igual ou maior do 0,5 mm favorecem a produção de matéria seca da raiz e da parte aérea do feijoeiro.
- O aumento da concentração de K no solo com a aplicação de BCP promove o aumento da concentração desse nutriente na matéria seca da parte aérea do feijoeiro, principalmente para biochar com granulometria menor do que 0,5 mm.
- Verifica-se a potencialidade do biochar de casca de pequi em servir como mistura para outros resíduos ou materiais ricos em nutrientes, mas com pouco K, para balanço da disponibilidade dos mesmos aos solos, funcionando como uma alternativa promissora para o tratamento e reaproveitamento de resíduos como as cascas de pequi.

REFERÊNCIAS

AFONSO, Sandra Regina; ANGELO, Humberto; ALMEIDA, Alexandre Nascimento. Caracterização da produção de pequi em Japonvar, MG. **Floresta**, v. 45, n. 1, pp. 49 - 56, 2015.

ALBURQUERQUE, José Antonio; CALERO, Juan Manuel; BARRÓN, Vidal; TORRENT, José; CAMPILLO, María Carmen Del; GALLARDO, Antonio; VILLAR, Rafael. Effects of biochars produced from different feedstocks on soil properties and sunflower growth. **J. Plant Nutr. Soil Sci.**, v. 177, p. 16–25, 2014.

ALBURQUERQUE, José Antonio; SALAZAR, Pablo; BARRÓN, Vidal; TORRENT, José; CAMPILLO, María del Carmen Del; GALLARDO, Antonio; VILLAR, Rafael. Enhanced wheat yield by biochar addition under different mineral fertilization levels. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 3, p. 475–484, 2013.

ALLING, Vanja; HALE, Sarah E.; VEGARD, Martisen; MULDER, Jan; SMEBYE, Andreas; BREEDVELD, Gijs D.; CORNELISSEN, Gerard. The role of biochar in retaining nutrients in amended tropical soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 177, n. 5, p. 671–680, 2014.

ALMEIDA, S. P. de; SILVA, J. A. da. **Piqui e buriti: Importância alimentar para a população dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA – CPAC. Documentos: 54, 38 p, 1994.

ALVAREZ V, Victor Hugo; NOVAIS, Roberto Ferreira de; BARROS, Nairam Félix de; CANTARUTTI, Reinaldo Bertola; LOPES, Alfredo Scheid. Interpretação dos resultados das análises de solos. IN: RIBEIRO, Antônio Carlos; GUIMARÃES, Paulo Tácito Gontijo, ALVAREZ V, Victor Hugo (Editores). Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação**. CFSEMG: Viçosa, 1999. p. 25-32.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D1762-84**: chemical analysis of wood charcoal. West Conshohocken: ASTM International, 2007. 2 p.

ANDRADE, Cristiano Alberto de Andrade; BIBAR, Maria Paula Silveira; COSCIONE, Aline Reneé; PIRES, Adriana Marlene Moreno; SOARES, Álvaro Guedes. Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.50, n.5, p.407-416, 2015.

ANDREOTTI, Marcelo; SOUZA, Euclides Caxambu Alexandrino de; CRUSCIOL, Carlos Alexandre Costa; RODRIGUES, João Domingos; BÜL, Leonardo Theodoro. Produção de matéria seca e absorção de nutrientes pelo

milho em razão da saturação por bases e da adubação potássica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.12, p.2437-2446, 2000.

ANJOS, José R.N.; CHARCHAR, Maria J.A.; AKIMOTO, Arthur K. Ocorrência de antracnose causada por *colletotrichum acutatum* em pequizeiro no Distrito Federal. **Fitopatologia Brasileira**, nº 27, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR NM-ISO 3310-1: 1997- Peneiras de ensaio**: Requisitos técnicos e verificação. 1997, 20 p.

ATKINSON, Christopher J.; FITZGERALD, Jean D.; HIPPS, Neil A. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. **Plant and Soil**, v. 337, n. 1, p. 1–18, 2010.

AVACI, Angelica B.; SOUZA, Samuel N. M. de; CHAVES, Luiz I.; NOGUEIRA, Carlos E. C.; NIEDZIALKOSKI, Rosana K.; SECCO, Deonir. Avaliação econômico-financeira da microgeração de energia elétrica proveniente de biogás da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.17, n.4, p.456–462, 2013.

ÁVILA, Mariana Ferreira; LIMA, Luciana Costa; LOPES, Toni Jefferson. Adsorção do corante de repolho roxo através de carvão da casca de pequi (*Caryocar brasiliense*). **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 19, n. 2, pp. 1561-1573, 2015.

BEESELEY, Luke; MORENO-JIMÉNEZ, Eduardo; GOMES-EYLES, Jose L.; HARRIS, Eva; ROBINSON, Brett; SIZMUR, Tom. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 12, p.3269–3282, 2011.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA nº 03, de 26 de janeiro de 2015. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 27 jan. 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei 12.305**, de 02 de agosto de 2010. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em: 20 nov. 2016.

BRIDGWATER, A.V. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. **Biomass and Bioenergy**, nº. 38, p. 68-94, 2012.

BURRELL, Leigh D.; ZEHETNER, Franz; RAMPAZZO, Nicola; WIMMER, Bernhard; SOJA, Gerhard. Long-term effects of biochar on soil physical properties. **Geoderma**, v. 282, p. 96–102, 2016.

BUTNAN, Somchai; DEENIK, Jonathan L.; TOOMSAN, Banyong; ANTAL, Michael J.; VITYAKON, Patma. Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy. **Geoderma**, v. 237–238, p. 105–116, 2015.

CARPENTER, D.; WESTOVER, T.L.; CZERNIK, S.; JABLONSKI, W. Biomass feedstocks for renewable fuel production: a review of the impacts of feedstock and pretreatment on the yield and product distribution of fast pyrolysis bio-oils and vapors. **Green Chemistry**, v. 16, n. 2, p. 384-406, 2014.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, v. 3, 2008.

CASSMAN, K.G.; HARWOOD R.R. The nature of agricultural systems: food security and environmental balance. **Food Policy**, v. 20, n. 5, pp. 439-454, 1995.

CHAN, K. Y.; van ZWIETEN, L.; MESZAROS, I.; DOWNIE, A.; JOSEPH, S.. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**, v.45, p. 629–634, 2007.

CHEN, Junhui; LI, Songhao; LIANG, Chenfei; XU, Qiufang; LI, Yongchun; QIN, Hua; FUHRMANN, Jeffrey J.. Response of microbial community structure and function to short-term biochar amendment in an intensively managed bamboo (*Phyllostachys praecox*) plantation soil: Effect of particle size and addition rate. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 24-33, 2017.

CHENG, Chih-Hsin; LEHMANN, Johannes; ENGELHARD, Mark H. Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n.72, p. 1598–1610, 2008.

COLLEVATTI, Rosane G.; NABOUT, João Carlos; DINIZ-FILHO, Jose Alexandre F. Range shift and loss of genetic diversity under climate change in *Caryocar brasiliense*, a Neotropical tree species. **Tree Genetics & Genomes**, v. 7, n. 06, p. 1237–1247, 2011.

DONATO; Donato Barros; SILVA, Carlos Miguel Simões da; MAGALHÃES, Mateus Alves de; ARAÚJO JÚNIOR, Carlos Alberto; CARNEIRO, Angélica Cássia Oliveira; VITAL, Benedito Rocha. Propriedades de Briquetes Obtidos de Finos de Carvão Vegetal. **Ciência da Madeira (Brazilian Journal of Wood Science)**, v. 6, n.2, p. 107-111, 2015.

DOUMER, Marta Eliane; ARÍZAGA, Gregorio Guadalupe Carbajal; SILVA, Dimas Agostinho da; YAMAMOTO, Carlos I.; NOVOTNY, Etelvino Henrique; SANTOS, Jandyson Machado; SANTOS, Luana Oliveira dos; WISNIEWSKI JR., Alberto; ANDRADE, Jailson Bittencourt de; MANGRICH, Antonio Sálvio. Slow pyrolysis of different Brazilian waste biomasses as sources of soil

conditioners and energy, and for environmental protection. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v.113, p. 434-443, 2015.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solo. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997, 212 p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Levantamento exploratório: Reconhecimento de solos do Norte de Minas Gerais: Área de atuação da SUDENE**. Boletim Técnico, 60; SUDENE – DRN. Série Recursos de Solos, 12. Recife: Embrapa SNLCS, 2013. 407p.

ENDERS, A.; HANLEY, K.; WHITMAN, T.; JOSEPH, S.; LEHMANN, J.. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource. Technol.**, n.114, p. 644–653, 2012.

ERNANI, Paulo Roberto; ALMEIDA, Jaime Antônio de; SANTOS, Flávia Cristina dos. Potássio. In: NOVAIS, R. F., ALVAREZ, V. H., BARROS, N. F. FONTES, R. L. F., CANTARUTTI, R. B., NEVES, J. C. L. (Eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.

FAGERIA, Nand Kumar; STONE, Luís Fernando. Produtividade de feijão no sistema plantio direto com aplicação de calcário e zinco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.1, p.73-78, 2004.

FERREIRA, Reinaldo de Paula; MOREIRA, Adônis; RASSINI, Joaquim Bartolomeu. Toxidez de alumínio em culturas anuais. São Carlos: **Embrapa Pecuária Sudeste**, 2006. 35 p.

FIGUEIREDO, Priscila Gonzales; TANAMATI, Fábio Yomei. Adubação orgânica e contaminação ambiental. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 3, p. 01-04, 2010.

GODFRAY, H. Charles J.; BEDDINGTON, John R.; CRUTE, Ian R.; HADDAD, Lawrence; MUIR, James F.; PRETTY, Jules; ROBINSON, Sherman; THOMAS, Sandy M.; TOULMIN, Camilla. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. **Science**: v. 327, n. 5967, p. 812-818, 2010.

GODFRAY, H. Charles J.; GARNETT, Tara. Food security and sustainable intensification. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**. v. 369, n. 1639, p. 1-10, 2014.

GONZAGA, Maria Isidoria Silva; MACKOWIAK, Cheryl L.; COMERFORD, Nicholas Brian; MOLINE, Ederlon Flávio da Veiga; SHIRLEY, Jennifer P.; GUIMARAES, Danielle Vieira. Pyrolysis methods impact biosolids-derived

biochar composition, maize growth and nutrition. **Soil and Tillage Research**, v. 165, p. 59–65, 2017.

GOUVEIA, Nelson. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1503-1510, 2012.

HAGNER, Marleena; KEMPPAINEN, Riitta; JAUHAINEN, Lauri; TIILIKKALA, Kari; SETÄLÄ, Heikki. The effects of birch (*Betula spp.*) biochar and pyrolysis temperature on soil properties and plant growth. **Soil and Tillage Research**, v. 163, p. 224–234, 2016.

HEITKÖTTER, Julian; MARSCHNER, Bernd. Interactive effects of biochar ageing in soils related to feedstock, pyrolysis temperature, and historic charcoal production. **Geoderma**, v. 245–246, p. 56–64, 2015.

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

HOSSAIN, Mustafa K.; STREZOV, Vladimir; CHAN, K. Yin; ZIOLKOWSKI, Artur; NELSON, Peter F.. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar, **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 1, p. 223-228, 2011.

HOUBEN, David; EVRARD, Laurent; SONNET, Philippe. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.). **Biomass and Bioenergy**, nº. 57, p.196-204, 2013.

HUE, N.V. Effects of organic acids/anions on sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. **Soil Science**, v. 152, n. 6, p. 463-471, 1991.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção da extração vegetal e da silvicultura**: ano de 2015. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=774>>. Acesso em: 31 de out. 2016.

INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE. **Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil**. Nº08, 2012. Disponível em: http://www.biochar-international.org/sites/default/files/Guidelines_for_Biochar_That_Is_Used_in_Soil_Final.pdf>. Acesso em: 06 dez 2015.

JACOBI, Pedro Roberto; BESEN, Gina Rizpah. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, v. 25, n. 71, 2011.

JONES, D. L.; ROUSK, J.; EDWARDS-JONES, G.; De LUCA, T. H.; MURPHY, D. V..Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 45, p. 113–124, 2012.

LEHMANN, J. SILVA JUNIOR, J. P.; STEINER, C.; NEHLS, T.; ZECH, W.; GLASER, B. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosoil and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. **Plant and Soil**, v. 249, p. 343-357, 2003.

LEHMANN, Johannes; GAUNT, John; RONDON, Marco.Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems – A Review. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 11, n. 2, p. 395–419, 2006.

LEHMANN, Johannes; RILLIG, Matthias C.; THIES, Janice; MASIELLO, Caroline A.; HOCKADAY, William C.; CROWLEY, David. Biochar effects on soil biota - A review. **Soil Biology e Biochemistry**, v. 43, p. 1812-1836, 2011.

LIANG, Chenfei; GASCÓ, Gabriel; FU, Shenglei; MÉNDEZ, Ana; PAZ-FERREIRO, Jorge. Biochar from pruning residues as a soil amendment: Effects of pyrolysis temperature and particle size. **Soil and Tillage Research**. v. 164, p. 3–10, 2016.

LIU, Xiaoyu; ZHANG, Afeng; CHUNYING, Ji; JOSEPH, Stephen; BIAN, Rongjun; LI, Lianqing; GENXING, Pan; PAZ-FERREIRO, Jorge. Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions—a meta-analysis of literature data. **Plant and Soil**, v. 373, n. 1, p. 583–594, 2013.

LOPES, Otávio D.; KOBAYASHI, Mauro K.; OLIVEIRA, Flávio G.; ALVARENGA, Ivan C. A.; MARTINS, Ernane R.; CORSATO, Carlos E.Determinação do coeficiente de cultura (Kc) e eficiência do uso de água do alecrim-pimenta irrigado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n. 6, 2011.

LUENGO, C. A., FELFI, F. E. F., BEZZON, G. Pirólise e torrefação de biomassa In: CORTEZ, L. A B., LORA, E. E. S., GÓMEZ, E. O. (Org.). **Biomassa para energia**. Campinas: UNICAMP, 2008. p. 333-352.

MACHADO, Keila da Silva; MALTONI, Kátia Luciena; SANTOS, Cinthia Montibeller; CASSIOLATO, Ana Maria Rodrigues. Resíduos orgânicos e fósforo como condicionantes de solo degradado e efeitos sobre o crescimento inicial de *Dipteryx alata* Vog.. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 541-552, 2014.

MADARI, Beáta Emöke; PETTER, Fabiano André; CARVALHO, Márcia Thaís de Melo; MACHADO, Diogo Milhomem; SILVA, Orlai Moreira da; FREITAS,

Fernando Cunha; OTONI, Rafael de Faria. Biomassa carbonizada como condicionante de solo para a cultura do arroz de terras altas, em solo arenoso, no cerrado: efeito imediato para a fertilidade do solo e produtividade das plantas. **Comunicado Técnico**, Santo Antônio de Goiás, 2010.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do Estado Nutricional das Plantas**: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MANGRICH, Antonio S.; MAIA, Claudia M. B. F.; NOVOTNY, Etelvino H.. Biocarvão: as terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Ciência Hoje**, v. 47, n. 281, p.48-52, 2011.

MASCARENHAS, Hipólito Assunção Antonio; TANAKA, Roberto Tetsuo; CARMELLO, Quirino Augusto de Camargo; GALLO, Paulo Boller; AMBROSANO, Gláucia Maria Bovi. Calcário e potássio para a cultura de soja. **Scientia Agricola**, v.57, n.3, p.445-449, 2000.

MOLDAN, Bedřich; JANOUŠKOVÁ, Svatava; HAK, Tomáš. How to understand and measure environmental sustainability. Indicators and targets. **Ecological Indicators**. v.17, p. 4-13, 2012.

MONTEIRO, José Henrique Penido; FIGUEIREDO, Carlos Eugênio Moutinho; MAGALHÃES, Antônio Fernando; MELO, Marco Antônio França de; BRITO, João Carlos Xavier de; ALMEIDA, Tarquínio Prisco Fernandes de; MANSUR, Gilson Leite. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM), 2001. 200 p.

MOURA, Nara Fernandes; CHAVES, Lázaro José; NAVES, Ronaldo Veloso. Caracterização física de frutos de pequi (*Caryocar brasiliense* Camb.) do cerrado. **Revista Árvore**, v.37, n.5, p.905-912, 2013.

MUKHERJEE, A.; ZIMMERMAN, A.R.; HARRIS, W.. Surface chemistry variations among a series of laboratory-produced biochars. **Geoderma**, v. 163, n. 3–4, p. 247–255, 2011.

NGUYEN, Binh Thanh; LEHMANN, Johannes. Black carbon decomposition under varying water regimes. **Organic Geochemistry**, v. 40, n. 8, p. 846-853, 2009.

NGUYEN, Thi Thu Nhan; XU, Cheng-Yuan; TAHMASBIAN, Iman; CHE, Rongxiao; XU, Zhihong; ZHOU, Xuhui; WALLACE, Helen M.; BAI, Shahla Hosseini. Effects of biochar on soil available inorganic nitrogen: A review and meta-analysis. **Geoderma**, v. 288, p. 79–96, 2017.

NOBILE, Fabio O.; GALBIATTI, João A.; MURAISHI, Reginaldo I.; ARAUJO, José R. VARIÁVEIS biométricas da cana-de-açúcar fertilizada com resíduos

orgânico e industrial e irrigada com água servida e potável. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.193-200, 2011.

NOVAK, Jeffrey M.; CANTRELL, Keri B.; WATTS, Donald W.; BUSSCHER, Warren J., Johnson. Designing relevant biochars as soil amendments using lignocellulosic-based and manure-based feedstocks. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 2, p. 330–343, 2014.

NOVOTNY, Etelvino Henrique; MAIA, Claudia Maria Branco de Freitas; CARVALHO, Márcia Thaís de Melo; MADARI, Beáta Emöke. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use - A critical review. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 39, n. 2, p.321-344, 2015.

NOYCE, Genevieve L.; FULTHORPE, Roberta; GORGOLEWSKI, Adam; HAZLETT, Paul; TRAN, HONGHI; BASILIKO, Nathan. Soil microbial responses to wood ash addition and forest fire in managed Ontario forests. **Applied Soil Ecology**, v. 107, p. 368–380, 2016.

OESTE, C.; GERBER, James S.; ENGSTROM, Peder M.; MUELLER, Nathaniel D.; BRAUMAN, Kate A.; CARLSON, Kimberly M.; CASSIDY, Emily S.; JOHNSTON, Matt; MacDONALD, Graham K.; RAY, Deepak K.; SIEBERT, Stefan. Leverage points for improving global food security and the environment. **Science**, v. 345, n. 6194, p. 325-328, 2014.

OLIVEIRA, Maria Elisabeth Barros de; LEVI, Nonete Barbosa Guerra de; ALVES, Moura Barros Ricardo Elesbão. Aspectos Agronômicos e de Qualidade do Pequi. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, **Documentos**, 113, 2008. 32 p.

OLMO, Manuel; VILLAR, Rafael; SALAZAR, Pablo; ALBURQUERQUE, José Antonio. Changes in soil nutrient availability explain biochar's impact on wheat root development. **Plant Soil**, n. 399, p.333–343, 2016.

ORAM, Natalie J.; VOORDE, Tess F.J. van de; OUWEHAND, Gert-Jan; BEZEMER, T. Martijn; MOMMER, Liesje; JEFFERY, Simon; GROENIGEN, Jan Willem Van. Soil amendment with biochar increases the competitive ability of legumes via increased potassium availability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 191, n. 15, p. 92-98, 2014.

ORRICO Júnior Marco A. P.; ORRICO, Ana C. A., LUCAS JÚNIOR, Jorge de. Biodigestão anaeróbica dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.3, p.546-554, 2010.

ORRICO JUNIOR, Marco Antônio Previdelli; ORRICO, Ana Carolina Amorim; LUCAS JUNIOR, Jorge de; SAMPAIO, Alexandre Amstalden Moraes; FERNANDES, Alexandre Rodrigo Mendes; OLIVEIRA Emanuel Almeida de. Compostagem dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período,

do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.41, n.5, p.1301-1307, 2012.

PENG, X., Y.E, L.L., WANG, C.H., ZHOU, H., SUN, B. Temperature- and duration-dependent rice straw-derived biochar: characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in southern China. **Soil & Tillage Research**, v. 112, p. 159-166, 2011.

PESSOA, M.S.; AVELAR, J.C.S.; HELIODORO NASCIMENTO, A.L.; SILVA, K.L.; SOARES, A.C.M.; CAMARGO, A.C.S.; FARIA FILHO, D.E.. Desempenho de tilápias-do-nylo alimentadas com farelo da casca de pequi. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 65, n. 2, p. 547-552, 2013.

PINHO, Lucinéia de; SOUZA, Patrícia Nery Silva; SOBRINHO, Eliane Macedo; ALMEIDA, Anna Christina de; MARTINS, Ernane Ronie. Atividade antimicrobiana de extratos hidroalcoolicos das folhas de alecrim-pimenta, aroeira, barbatimão, erva baleeira e do farelo da casca de pequi. **Ciência Rural**, v. 42, n. 2, p. 326-331, 2012.

RAJKOVICH, Shelby; ENDERS, Akio; HANLEY, Kelly; HYLAND, Charles; ZIMMERMAN, Andrew R.; LEHMANN, Johannes. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 48, n. 3, p. 271-284, 2011.

RAMBO, Magale Karine Diel, ALEXANDRE, Gerso Pereira, RAMBO, Michele Cristiane Diel, ALVES, Aparecido Roberto, GARCIA, Wokimar T., & BARUQUE, Edmond. Characterization of biomasses from the north and northeast regions of Brazil for processes in biorefineries. **Food Science and Technology** v.35, n. 4, p. 605-611, 2015.

RIEGEL, Izabel; MOURA, Angela B. D.; MORISSO, Fernando Dal Pont, MELLO, Fabiano de Souza. Análise termogravimétrica da pirólise da acácia-negra (*Acacia mearnsii* de Wild.) cultivada no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, v.32, n.3, p.533-543, 2008.

RONDON, Marco A.; LEHMANN, Johannes; RAMIREZ, Juan; HURTADO, Maria. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 43, n. 6, p. 699-708, 2007.

SALIM, Bahaa Badry Mosa. Influence of biochar and seaweed extract applications on growth, yield and mineral composition of wheat (*Triticum aestivum* L.) under sandy soil conditions. **Annals of Agricultural Science**, v. 61, n. 2, p. 257-265, 2016.

SANTOS, Rosimeire Cavalcante dos. **Parâmetros de qualidade da madeira e do carvão vegetal de clones de Eucalipto**. 2010. 159 p. Tese (Doutorado

em Ciência e Tecnologia da Madeira) Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2010.

SCHULZ, Hardy; GLASER, Bruno. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.175, p. 410–422, 2012.

SHAFIZADEH, F.. Introduction to pyrolysis of biomass: review. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, n. 3, p. 283-305, 1982.

SHEN, Q. R.; SHEN, Z. G.. Effects of pig manure and wheat straw on growth of mung bean seedlings grown in aluminium toxicity soil. **Bioresource Technology**, v. 76, n. 3, p. 235–240. 2001.

SHENG, Yagi; ZHAN, Yu; ZHU, Lizhoung. Reduced carbon sequestration potential of biochar in acidic soil. **Science of the Total Environment**, v.572, n. 1, p. 129–137, 2016.

SILVA, Amanda da Lapa; LAGE, Romênia Regina Pires; FARIA FILHO, Daniel Emygdio de; AZEVEDO, Izabela Lorena; DIAS, Adélio Nunes; FARIA, Douglas Emygdio de. Pequi peel meal in laying hen diet. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 38, n. 2, p. 151-154, 2016.

SILVA, Isley Cristiellem Bicalho da. **Atributos do solo e características agrônomicas do feijoeiro adubado com biochar**. 2016. 62 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) Universidade Federal de Minas Gerais – Instituto de Ciências Agrárias. Montes Claros, 2016.

SMIDER, Benjamin; SINGH, Balwant. Agronomic performance of a high ash biochar in two contrasting soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 191, p. 99 -107, 2014.

SOARES, Vássia Carvalho; BIANCHI, Maria Lúcia; TRUGILHO, Paulo Fernando; HÖFLER, Juliana; PEREIRA, Ariclene Júnior. Análise das propriedades da madeira e do carvão vegetal de híbridos de eucalipto em três idades. **Revista Cerne**, v. 21 n. 2, p. 191-197, 2015.

SUNADA, Natalia da Silva; ORRICO, Ana Carolina Amorim; ORRICO, Marco Antônio Previdelli; CENTURION, Stanley Ribeiro; OLIVEIRA, Arley Borges de Moraes; FERNANDES, Alexandre Rodrigo Mendes. Composting of solid waste from poultry slaughterhouse. **Ciência Rural**, v. 45, n. 1, p. 178-183, 2015.

TIAN, Jing; WANG, Jingyuan; DIPPOLD, Michaela; GAO, Yang; BLAGODATSKAYA, Evgenia; KUZYAKOV, Yakov. Biochar affects soil organic matter cycling and microbial functions but does not alter microbial

community structure in a paddy soil. **Science of the Total Environment**, v. 556, n.15, p. 89-97, 2016.

TILMAN, David; FARGIONE, Joseph; WOLFF, Brian; D'ANTONIO, Carla; DOBSON, Andrew; HOWARTH, Robert; SCHINDLER, David; SCHLESINGER, William H.; SIMBERLOFF, Daniel; SWACKHAMER, Deborah. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. **Science**, v. 292, n. 5515, p. 281-284, 2001.

TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Fósforo**. In TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M: **Solos e fertilidade do solo**. 6 ed. 2007, p. 342-371.

URAS, Ümit; CARRIER, Marion; HARDIE, Ailsa G.; KNOETZE, Johannes H..Physico-chemical characterization of biochars from vacuum pyrolysis of South African agricultural wastes for application as soil amendments.**Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 98, p. 207–213, 2012.

VAN ZWIETEN, L.; KIMBER, S.; MORRIS, S.; CHAN, K. Y.; DOWNIE, A.; RUST, J.; JOSEPH, S.; COWIE, A..Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. **Plant and Soil**, v. 327, n. 1,p. 235–246, 2010.

VERA, Rosângela; NAVES, Ronaldo Veloso; NASCIMENTO, Jorge Luiz do; CHAVES, Lázaro José; LEANDRO, Wilson Mozena; SOUZA, Eli Regina Barboza de.Caracterização física de frutos do pequi (*Caryocar brasiliense Camb.*) no estado de Goiás. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 35, n. 2, p. 71-79, 2005.

VIEIRA, Gláucia Eliza Gama; NUNES, Abimael Pereira; TEIXEIRA, Luana Fagundes; COLEN, Aymara Gracielly Nogueira. Biomassa: uma visão dos processos de pirólise. **Revista Liberato**, Novo Hamburgo, v. 15, n. 24, p. 105-212, 2014.

WANG, L.; BUTTERLY, C. R.; YANG, X. L.; WANG, Y.; HERATH, H. M. S. K.; JIANG, X. Use of crop residues with alkaline slag to ameliorate soil acidity in an Ultisol. **Soil Use and Management**, v. 28, p. 148–156, 2012.

WANG, L.; BUTTERLY, C.R.; WANG, Y.; HERATH, H.M.S.K.; XI, Y.G; XIAO, X.J.. Effect of crop residue biochar on soil acidity amelioration in strongly acidic tea garden soils. **Soil Use and Management**, v. 30, n. 1, p. 119–128, 2014.

WANG, Tao; CAMPS-ARBESTAIN, Marta; HEDLEY, Mike. The fate of phosphorus of ash-rich biochars in a soil-plant system. **Plant and Soil**, v. 375,n. 1,p. 61–74, 2014.

WANG, Yu; HU, Yuting; ZHAO, Xu; WANG, Shenqiang; XING, Guangxi. Comparisons of biochar properties from wood material and crop residues at

different temperatures and residence times. **Energy Fuels**, n. 27, p. 5890–5899, 2013.

WANG, Yue; LIN, Yingxin; CHIU, Pei C.; IMHOFF, Paul T.; GUO, Mingxin. Phosphorus release behaviors of poultry litter biochar as a soil amendment. **Science of the Total Environment**, v. 512–513, n. 15, p. 454-463, 2015.

YUAN, J.-H.; XU, R.-K.. The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic Ultisol. **Soil Use and Management**, v. 27, p.1475-2743, 2010.

ZARDO, Rafael Nunes; HENRIQUES, Paulo Barros. Growth and fruit production of the tree *Caryocar brasiliense* in the Cerrado of central Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 82, n. 1, p. 15–23, 2011.

ZELAYA, Katherin Prissila Sevilla. **Caracterização de biocarvão de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar e efeitos no cultivo de beterraba**. 2016. 71 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) Universidade Federal de Minas Gerais – Instituto de Ciências Agrárias. Montes Claros, 2016.

ZHANG, Hanzhi; CHEN, Chengrong; GRAV, Evan M., BOYD, Sue E., YANG, Hong; ZHANG, Dongke. Roles of biochar in improving phosphorus availability in soils: A phosphate adsorbent and a source of available phosphorus. **Geoderma**, v. 276, p. 1–6, 2016.

ZHAO, X.; WANG, J. W.; XU, H. J.; ZHOU, C. J.; WANG, S. Q.; XING, G. X.. Effects of crop-straw biochar on crop growth and soil fertility over a wheat-millet rotation in soils of China. **Soil Use and Management**, v. 30, n. 3, p. 311–319, 2014.