

Biocarvão: uso agrícola e ambiental

Cristiano Alberto de Andrade

Aline Peregrina Puga

Introdução

O biocarvão é um material sólido obtido a partir da conversão termoquímica de biomassa(s) em ambiente com concentração limitada de oxigênio. Esse material pode ser usado diretamente na agricultura, principalmente no solo, ou ser usado na composição de outros insumos, como adsorventes e fertilizantes, com amplo potencial de uso agrícola no condicionamento do solo, remediação de ambientes contaminados e mitigação de gases de efeito estufa (IBI, 2015).

O interesse pela obtenção e uso do biocarvão para fins agrícolas e ambientais evoluiu a partir de estudos sobre a Terra Preta de Índio. A Terra Preta de Índio são solos antropogênicos da região Amazônica e, de forma geral, são caracterizados pela coloração escura, presença de material arqueológico (fragmentos cerâmicos e artefatos líticos), altas concentrações de matéria orgânica do solo, cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P), manganês (Mn) e zinco (Zn) (Falcão et al., 2009). Estes solos se contrastam com os solos adjacentes, de mesma formação geológica, porém de baixa fertilidade e com características visuais diferenciadas. A coloração escura característica da Terra Preta de Índio e a alta concentração de nutrientes se devem a atividade humana pré-histórica, com deposição de material orgânico decomposto, cinzas e, principalmente, carvão (Falcão et al., 2009; Kern et al., 2009). Existem questionamentos sobre a intenção ou não de deposição e acúmulo de carvão nas Terra Preta de Índio, que poderia proporcionar solos mais produtivos para as tribos, ou, se tal depósito foi somente em função do descarte de resíduos. Silva et al. (2021) publicaram um estudo no qual a hipótese sobre a gênese das Terra Preta de Índio em um local específico da região Amazônica foi atribuída à deposição aluvial de Carbono (C) e nutrientes, iniciada, segundo os autores, há vários milhares de anos antes

das primeiras evidências de manejo do solo para cultivo de plantas na região, refutando a origem antrópica.

De alguma forma essa dúvida sobre a intenção ou não em depositar e acumular carvão na Terra Preta de Índio migrou para discussões filosóficas e reflexivas referentes ao termo biocarvão. Alguns pesquisadores se posicionam a favor do emprego do termo quando o processo de pirólise é realizado para obtenção do insumo, que será aplicado no solo para algum benefício agrícola ou ambiental. Outros especialistas defendem um uso mais amplo do termo. De acordo com Brown et al. (2015), são três os tipos dos chamados materiais carbonáceos pirogênicos: o carvão resultante de incêndios naturais, o carvão produzido de material vegetal ou animal para produção de energia, e o biocarvão produzido para fins agroambientais.

Essa discussão torna-se interessante quando o controle do processo de pirólise, seu rendimento e a otimização das variáveis envolvidas na produção, são aspectos relevantes para a escala industrial, o mercado, a rastreabilidade de uso na cadeia e a avaliação do desempenho ambiental, com foco no produto agrícola. De outro modo, a pirólise é o processo que ocorre nas três dimensões mencionadas por Brown et al. (2015) e resulta no material transformado termoquimicamente em ambiente com baixa disponibilidade de oxigênio, ou seja, no biocarvão.

Nesse sentido, o uso mais amplo do termo biocarvão parece ser mais razoável, de forma a contemplar, por exemplo, os fins da produção de carvão vegetal para a indústria siderúrgica, ou uso residencial (fins energéticos), passível de uso agrícola. Fazendo-se uma analogia com a questão do fogo em canaviais, tem-se o fogo acidental, proveniente de uma descarga elétrica natural, por exemplo; o fogo criminoso, relacionado a uma ação ilegal; e o fogo controlado que foi usado amplamente no passado para a despalha da cana-de-açúcar antes da colheita e hoje é de uso restrito a algumas situações muito bem definidas. Essa divisão é bastante útil na investigação e interpretação para imposição de pena de lei a uma conduta não aceitável e/ou para a comprovação de isenção de parte interessada, mas o fogo que ocorre é o mesmo processo (rápida oxidação de material combustível na presença de oxigênio) nos três casos.

Dessa forma, entende-se por biocarvão, inclusive para fins de redação do presente capítulo, todo material proveniente da pirólise de biomassa que pode ou é usado na agricultura, independentemente do planejamento ou intenção inicial. Há ainda o uso muito difundido do termo em inglês, biochar, mas para o presente capítulo utilizou-se sua tradução direta.

As vantagens no uso do biocarvão no solo, de acordo com Lal (2016) são: aproveitamento de resíduos agrícolas e industriais, redução do risco de

contaminação por resíduos animais, potencial para sequestro de carbono no solo e criação de micro-habitat para favorecer microrganismos do solo. Por outro lado, as desvantagens são: custo adicional, possível redução de taxa de infiltração de água por hidrofobicidade do biocarvão, e inacessibilidade aos pequenos produtores rurais.

Embora diversas informações sobre os impactos do uso de biocarvões nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo estejam disponíveis, é a questão do sequestro de C no compartimento edáfico que tem, na prática, movimentado o setor de agronegócio no sentido de identificar o biocarvão como insumo capaz de conduzir a balanços mais favoráveis de C no sistema de produção, com reflexos em preço diferenciado de produtos agrícolas e acesso a mercado, principalmente mercado exterior. O IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas), em um refinamento das diretrizes para inventários nacionais de gases de efeito estufa, incluiu metodologia para estimar o estoque de C no solo em função da aplicação de biocarvão, além de fatores para estimar o teor de C orgânico em função do tipo e temperatura de pirólise e da biomassa (IPCC, 2019). Isso evidencia a exposição e a relevância da pirólise como processo acoplado aos sistemas de produção agrícola e/ou tratamento de resíduos orgânicos urbanos, e do biocarvão para a captura e sequestro de C atmosférico, contribuindo para o enfrentamento das mudanças climáticas globais.

Independentemente da motivação de uso agrícola ou ambiental do biocarvão, alguns aspectos devem ser observados para seu uso racional:

- Viabilidade econômica;
- Disponibilidade e distância do reator de pirolítico;
- Disponibilidade da biomassa e caracterização química adequada para o fim;
- Logística para produção e aplicação;
- Dados científicos robustos comprovando os resultados esperados;
- Época, dose e forma de aplicação correta;
- Possível interação com corretivos, fertilizantes e defensivos agrícolas;
- Possível toxicidade para fauna do solo;
- Segurança para o trabalhador durante produção, manipulação e aplicação; e
- Legislação vigente.

No Brasil, não há legislação específica para registro e uso agrícola ou ambiental de biocarvões. No Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) o biocarvão deve ser enquadrado na categoria de

produtos já previstos ou configurar novo produto, nesse último caso com a apresentação de garantias mínimas, resultados de eficiência e parâmetros para fiscalização da qualidade. Dentro os produtos previstos para registro no MAPA, possivelmente os biocarvões se enquadram como condicionador de solo, ou fertilizante orgânico, ou fertilizante organomineral no caso de uso conjunto com fontes minerais.

A pesquisa científica tem desenvolvido e usado métodos mais específicos para biocarvões, de forma a permitir adequada avaliação desse material quanto ao uso, bem como subsidiar políticas públicas e leis pertinentes. Destaca-se, nesse sentido, a Iniciativa Internacional de Biocarvão (International Biochar Initiative – IBI), que publicou em 2015 diretrizes e métodos para amostragem e análises químicas, físicas e biológicas de biocarvões (IBI, 2015).

O presente capítulo apresenta aspectos básicos do processo de pirólise de biomassas, fontes de biomassa, potencial de uso agrícola e ambiental de biocarvões, em uso direto no solo ou na formulação de fertilizantes, e seus impactos na cadeia produtiva e no balanço de C dos sistemas de produção.

Biomassas, pirólise e características dos biocarvões

Pirólise é a decomposição termoquímica de uma biomassa na ausência total de agentes oxidantes (ar ou oxigênio) ou com fornecimento limitado que não permita gaseificação extensiva, e é tipicamente realizada entre 300 e 700 °C (Basu, 2013). A pirólise é uma tecnologia viável sob o ponto de vista custo-efetivo e limpa, considerada alternativa atrativa para o tratamento e disposição de resíduos em função da redução do volume, eliminação de eventual carga patogênica e geração de produtos energéticos e/ou químicos rentáveis (Conesa et al., 2009; Ahmad et al., 2014; Chen et al., 2014).

Durante a pirólise são produzidas três fases: gasosa (CO_2 , H_2O , CO , dentre outros) – bio-gás; sólida – biocarvão; e líquida (alcatrões, hidrocarbonetos mais pesados e água) – bio-óleo (Basu, 2013). Os gases gerados durante o processo podem ser capturados e condensados (em bio-óleo e gás de síntese) e utilizados como fonte de energia renovável (Ahmad et al., 2014).

Em termos de tempo de aquecimento, a pirólise pode ser lenta ou rápida. É considerada lenta quando o tempo de aquecimento necessário para aquecer o combustível até a temperatura de pirólise é muito mais longo do que o tempo de reação de pirólise característica, e o contrário no processo rápido. O tempo de residência do vapor na pirólise rápida é da ordem de segundos ou milissegundos, enquanto na lenta é na ordem de minutos. Ressalta-se que a pirólise lenta favorece a produção do biocarvão, enquanto a pirólise rápida favorece a produção do bio-óleo e gás no balanço de massas (Basu, 2013), e,

com a elevação da temperatura de pirólise, ocorre a diminuição da produção de biocarvão e o aumento da produção de bio-gás (Yaashikaa et al., 2020). O rendimento dos produtos obtidos por diferentes tipos de pirólise encontra-se na Figura 1 (IEA, 2006).

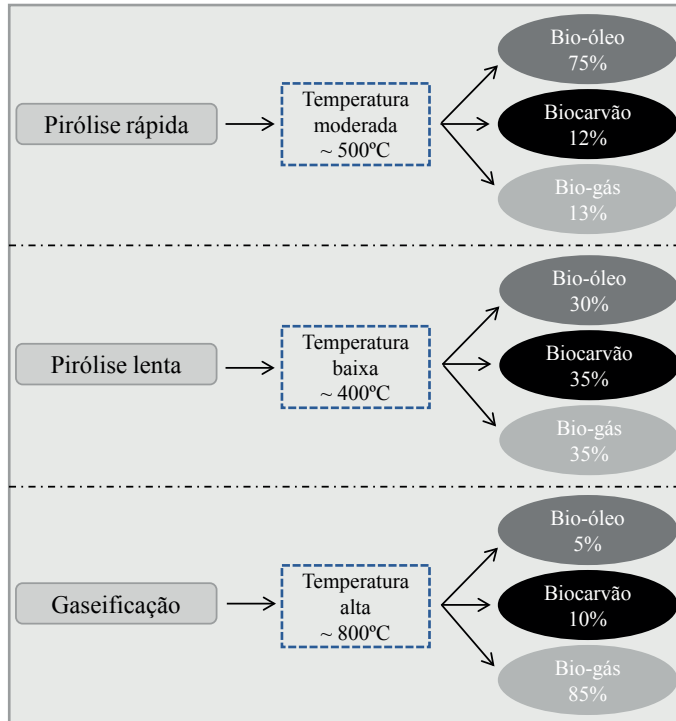


Figura 1. Rendimento dos produtos obtidos por diferentes tipos de pirólise.

Fonte: Adaptado de IEA (2006).

A matéria-prima para produção do biocarvão consiste em algum tipo de biomassa e sua escolha dependerá de fatores como: disponibilidade, teor de umidade, presença de metais pesados ou elementos tóxicos e distância da planta de pirólise, dentre outros.

Alguns resíduos ou subprodutos agrícolas, agroindustriais e alimentícios, florestais e animais que apresentam entraves para a correta destinação, ou que representam desafio para a otimização de uso podem ser utilizados como matéria prima na produção de biocarvão. Por exemplo, a palha de cana-de-açúcar, amplamente disponível no campo após a evolução da colheita para a operação mecanizada, pode ser transformada em biocarvão (Figura 2), representando a flexibilização de uso desse material. No caso de dejetos animais com algum risco de carga patogênica ou de resíduo de antibióticos, a

pirólise deve constituir alternativa de tratamento e viabilização de reciclagem de matéria e energia no ambiente agrícola.



Fotos: Aline P. Puga

Figura 2. Palha de cana-de-açúcar e biocarvão de palha de cana-de-açúcar.

Dois pontos são fundamentais na pirólise como sistema de tratamento e viabilização de uso de biomassas diversas: a redução de volume (Abdelhafez et al., 2014) e a minimização de contaminação ambiental em função de altas temperaturas empregadas, promovendo eliminação de patógenos (Ahmad et al., 2014), remoção de antibióticos e imobilização de metais pesados (Tian et al., 2019). Mais recentemente tem-se o foco na concentração de C estabilizado no biocarvão e contabilização como captura e sequestro de C após sua aplicação no solo (Lefebvre et al., 2020).

Um projeto mais racional e lógico de implementação de produção e uso de biocarvão pode ser acoplado à fonte geradora de resíduo, e, possivelmente, próximo às áreas de agricultura passíveis de recebimento/consumo desse material, reduzindo os custos de transporte e simplificando a logística. Esse arranjo da pirólise no processo produtivo deve ser preferencialmente realizado, mas seu emprego também pode ser uma alternativa a algum processo em desuso ou como resposta a mudanças de paradigmas e leis.

A umidade da biomassa constitui, frequentemente, em obstáculo e elevação dos custos associados à produção do biocarvão. Além do impacto direto no custo de transporte dessa biomassa, caso a geração esteja distante da planta de pirólise, valores de umidade elevados tem alto custo energético, e, a água evaporada acaba nos coprodutos gasosos e líquidos, diluindo-os e reduzindo seu valor de aquecimento (Masek et al., 2016), podendo até inviabilizar financeiramente os projetos. A maioria dos sistemas de pirólise

pode tolerar umidade de até 30%, embora seja preferível valores ao redor de 10% (Masek et al., 2016).

Biomassas com uso tradicional na agricultura, sem restrições sanitárias, usadas no condicionamento de solos ou fertilização orgânica, devem ser vistos como segunda opção para a pirólise e obtenção de biocarvão. Isso porque, embora o processo de pirólise concentre C e a maioria dos nutrientes (Ca, K, P), 50% do nitrogênio (N) da biomassa são perdidos na forma de gás durante o aquecimento (Singh et al., 2012).

A alteração da disponibilidade do nutriente também pode ocorrer, mesmo que os teores ou quantidades em termos de balanço de massa sejam mantidos entre a biomassa e o respectivo biocarvão. Segundo Ippolito et al. (2015), não é possível prever a concentração disponível dos nutrientes do biocarvão a partir da concentração na biomassa, pois outros fatores, como as condições de pirólise, afetam os nutrientes retidos e perdidos. Os autores analisaram dados de cinco estudos sobre a relação entre a concentração total e disponível dos nutrientes e verificaram que essa relação não existe para P e para Ca, K, e Mg está entre 55% e 65%.

Previamente à produção de biocarvão, a biomassa deve passar por caracterização química e física completa com a finalidade de avaliação ambiental. A caracterização química é importante para prever a estabilidade, valor agrônômico e risco potencial para o meio ambiente (Schellekens et al., 2018), ou para as culturas, por exemplo a fitotoxicidade de certos elementos como o Na e metais pesados, ou mesmo possíveis alterações na população e densidade de microrganismos (Enders et al., 2012).

A produção de biocarvão pode ocorrer por meio de sistemas avançados de pirólise ou por tecnologias tradicionais de produção de carvão. Sistemas de conversão avançados permitem o controle preciso das condições operacionais e o ajuste das propriedades físicas e químicas do biocarvão, que pode “customizar” o produto (Spokas et al., 2012).

De forma geral, as características do biocarvão (área superficial, capacidade de troca catiônica, pH, % de C, e outros) variam em função de: temperatura e tempo de pirólise, do tipo de biomassa, tamanho de partícula da matéria-prima, tipo de pirólise e tempo de residência (Basu, 2013; Paz-Ferreiro et al., 2014). As características químicas, físicas e físico-químicas mais relevantes do biocarvão são: massa de C, porosidade, cinzas, estabilidade, aromaticidade, polaridade, grupos funcionais de superfície, pH, capacidade de troca catiônica (CTC), área superficial específica e concentração de nutrientes.

A produção de biocarvão em baixas temperaturas (≤ 300 °C), como a torrefação, faz com que o material resultante apresente menor caráter aromático, ou seja, menos estável. Em temperaturas de pirólise mais elevadas (400 a 700 °C), o C é distribuído em estruturas aromáticas mais policondensadas que são resistentes à degradação microbiana, propriedade essencial para sequestro de C no solo em longo prazo (Spokas et al., 2012).

A pirólise favorece a eliminação de substâncias facilmente decomponíveis, de compostos voláteis e de elementos como O, H, N e S, de modo que a extensão das reações de pirólise resulta em biocarvão com maior concentração de C (Crombie et al., 2013; Ippolito et al., 2015). É importante salientar que C total ou N total é a combinação de C orgânico ou N orgânico e C inorgânico ou N inorgânico, respectivamente. Além disso, a maioria dos biocarvões derivados de plantas contém elevada concentração de C e menores concentrações de nutrientes em comparação com àqueles à base de dejetos animais (Ippolito et al., 2015). A maioria dos nutrientes (por exemplo, Ca^{2+} , Mg^{2+} e P) aumenta com a temperatura de pirólise, principalmente devido à concentração desses elementos, e, são dependentes do tipo de matéria-prima (Rehrah et al., 2016), como verificado na Tabela 1. Geralmente teores mais baixos de nutrientes são encontrados em palhas e materiais derivados de madeira quando comparados àqueles de origem animal, independentemente da temperatura de pirólise (Zhao et al., 2013). Em geral, o aumento da temperatura de pirólise tende a diminuir a CTC em função da diminuição de grupos funcionais oxigenados (ácidos) (Gomez-Eyles et al., 2013), que são responsáveis pela geração de cargas negativas (Domingues et al., 2017).

O biocarvão é um material altamente heterogêneo e suas características químicas variam em função de alguns fatores, dentre eles o tipo de biomassa e a temperatura de pirólise. Nesse sentido, Bibar (2014) analisou o potencial agrícola de biocarvões produzidos (pirólise lenta) a 400 e 700 °C provenientes de oito biomassas (dejeito de galinha, torta de filtro, lodo de esgoto, lodo de curtume, borra de café, micélio fúngico, serragem de eucalipto e lodo de esgoto compostado). Foram selecionados alguns dados para discussão (Tabela 1), juntamente com o estudo de Conz et al. (2017) que avaliaram quatro biocarvões (cama de frango, palha de cana-de-açúcar, casca de arroz e serragem) produzidos em quatro temperaturas (350, 450, 550 e 650 °C). Com o aumento da temperatura há diminuição do rendimento do biocarvão (Tabela 1) em consequência de perdas de CH_4 , H_2 e CO (Rehrah et al., 2014) e da desidratação de componentes da celulose e lignina (Zhao et al., 2013). Biocarvões produzidos com biomassas com alta concentração de lignina apresentam maiores rendimentos (Weber; Quicker, 2018).

Tabela 1. Rendimento e caracterização química de cinco biomassas e seus respectivos biocarvões.

Material	Rendimento	Cinzas	pH	C	N
	%		(em água)	%	
DG/BM	-	nd	6,1 ± 0,02	32,1 ± 0,06	7,1 ± 0,10
DG/BC 400 °C	51	44,9 ± 1,31	10,8 ± 0	34,0 ± 0,59	3,7 ± 0,21
DG/BC 700 °C	45	50,3 ± 0,01	12,5 ± 0	31,7 ± 0,06	2,1 ± 0,05
SE/BM	-	nd	5,1 ± 0,02	49,4 ± 0,10	0,3 ± 0,02
SE/BC 400 °C	nd	1,9 ± 0,23	8,3 ± 0,07	75,9 ± 2,57	0,3 ± 0,01
SE/BC 700 °C	nd	2,2 ± 0,55	8,4 ± 0	79,6 ± 0,85	0,4 ± 0,03
TF/BM	-	nd	8,9 ± 0,20	26,4 ± 1,39	1,7 ± 0,06
TF/BC 400 °C	69	68,3 ± 0,67	9,5 ± 0,02	25,8 ± 0,06	1,5 ± 0,04
TF/BC 700 °C	57	77,3 ± 1,51	11,0 ± 0,03	21,1 ± 0,40	0,7 ± 0,03
CA/BM	-	77,0	6,1	36,1	nd
CA/BC 450 °C	49	40,4	8,3	48,6	nd
CA/BC 650 °C	47	42,0	8,7	49,5	nd
PC/BM	-	90,6	7,8	42,4	nd
PC/BC 450 °C	38	24,2	8,8	65,6	nd
PC/BC 650 °C	33	13,3	9,2	69,4	nd
	CTC	P	K	Ca	Mg
	mmol _c kg ⁻¹		g kg ⁻¹		
DG/BM	450 ± 11	16 ± 0,04	2505 ± 14	109 ± 3,0	3,4 ± 0,1
DG/BC 400 °C	167 ± 0,4	33 ± 0,7	38311 ± 571	203 ± 2,4	8,2 ± 0,3
DG/BC 700 °C	45 ± 1,5	39 ± 0,9	44813 ± 2658	229 ± 4,2	9,8 ± 0,2
SE/BM	107 ± 1,2	0,22 ± 0	1851 ± 27	3,4 ± 0,06	0,4 ± 0,02
SE/BC 400 °C	46 ± 1,2	0,20 ± 0	2452 ± 36	3,4 ± 0,06	0,4 ± 0,02
SE/BC 700 °C	15 ± 0	0,10 ± 0,01	4979 ± 2430	1,4 ± 0,7	0,2 ± 0,04
TF/BM	370 ± 89	6,2 ± 0,5	722 ± 346	12 ± 0,4	17,0 ± 0,8
TF/BC 400 °C	230 ± 3,2	9,9 ± 0,1	1526 ± 26	28 ± 0,3	19,8 ± 0,3
TF/BC 700 °C	52 ± 1,0	10 ± 0,4	1478 ± 382	31 ± 1,3	21,0 ± 1,2
CA/BM	77	0	0,94	nd	0,22
CA/BC 450 °C	166	0	0,75	nd	0,18
CA/BC 650 °C	165	0	0,88	nd	0,21
PC/BM	190	0,94	6,75	nd	2,28
PC/BC 450 °C	200	1,67	9,87	nd	3,01
PC/BC 650 °C	169	2,73	13,65	nd	3,66

BM=biomassa; BC=biocarvão; DG=dejeito de galinha; TF=torta de filtro; SE=serragem de eucalipto; CA=casca de arroz; PC=palha de cana-de-açúcar; CTC=capacidade de troca de cátions. nd=não determinado. ± desvio padrão.

Fonte: Adaptado de Bibar (2014) e Conz et al. (2017).

O pH do biocarvão geralmente tem caráter alcalino em função da presença de sais, como carbonatos e cloretos de Ca e K, presentes nas cinzas, além de grupos funcionais ricos em oxigênio (dicetona, quinona e outros) (Mukome; Parikh, 2016). Com o aumento da temperatura de pirólise há maior remoção de grupos funcionais ácidos e aumento da concentração de cinzas, conduzindo a maior alcalinidade do biocarvão produzido (Ippolito et al., 2015). O teor de cinzas é uma medida dos constituintes inorgânicos (macro e micronutrientes) remanescentes do biocarvão após a remoção da matéria orgânica e da água, durante a pirólise (Mukome; Parikh, 2013).

Em relação à biomassa de origem, os principais constituintes são celulose, hemicelulose e lignina, e, em menores quantidades os extrativos orgânicos e minerais inorgânicos (Brown et al., 2015). Uma prática que pode ser realizada é o pré-tratamento da biomassa antes da pirólise como a diminuição do tamanho de partículas para aumento do rendimento ou enriquecimento/dopagem com nutrientes através de imersão ou vaporização para alterar as características químicas (Yaashikaa et al., 2020).

As características físicas essenciais do biocarvão são: densidade, área superficial, micro e macroporos, tamanho de partícula e distribuição de poros (Chia et al., 2015). Quanto a porosidade, a estrutura vascular do material vegetal contribui para os grandes poros, enquanto a maior parte da área superficial é derivada de nano poros criados durante o processo de aquecimento e pirólise (Brown et al., 2015). É possível aumentar a porosidade e a área superficial específica do biocarvão através de ativação (física ou química) na pirólise. Na Figura 3 é possível observar a estrutura porosa do biocarvão de palha de cana de açúcar produzido a 700 °C.

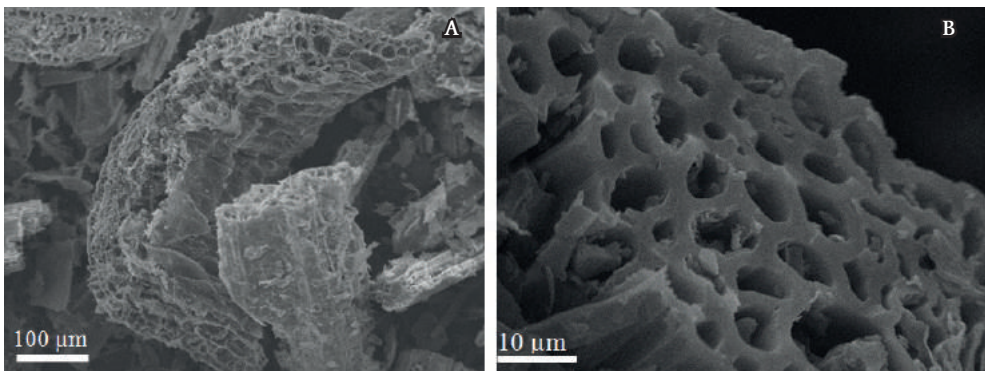


Figura 3. Imagens do biocarvão feitas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) em dois aumentos: 250 (A) e 3.000 (B) vezes.

Fonte: Puga et al. (2015)

A estrutura porosa do biocarvão pode auxiliar na retenção de água do solo, sendo que os microporos têm papel na retenção de nutrientes e os macroporos na aeração do solo e na infiltração de água, criando condições favoráveis aos microrganismos do solo (Rehrah et al., 2016). Já a área superficial específica aumenta com a temperatura de pirólise, e isso está frequentemente associado a mudanças físicas e químicas (Ippolito et al., 2015).

Biocarvão como condicionador de solo

Condicionador de solo é o produto que promove a melhoria das propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas do solo, podendo recuperar solos degradados ou desequilibrados nutricionalmente (Brasil, 2006). Para um produto obter registro como condicionador é necessário atender aos critérios mínimos de capacidade de retenção de água (CRA) e de capacidade de troca catiônica (CTC), segundo instrução normativa vigente do MAPA (Brasil, 2006).

Uma motivação interessante para o uso de biocarvão, em solos de ambiente tropical, é a possibilidade de aumento da capacidade de troca catiônica (Andrade et al., 2015), considerando que a fração orgânica, em solos muito intemperizados, responde por 56% a 91% da CTC (van Raij, 1969).

Os incrementos da capacidade de troca catiônica do solo, em função da aplicação de biocarvão, ocorrem em consequência da elevação do pH e da alteração do teor de C no solo, e a intensidade deste efeito depende do solo, do tipo de biocarvão e da dose (Andrade et al., 2015; Domingues et al. 2020). De acordo com experimentos em laboratório, Andrade et al. (2015) constataram incremento da CTC efetiva de um Latossolo Vermelho-Amarelo com aplicação de doses de biocarvão de cama de frango (pirólise lenta a 400 °C). Este aumento foi de 5%, 11%, 21% e 42% para doses correspondentes a 4,7; 9,3; 18,6 e 37,2 t ha⁻¹ de biocarvão, respectivamente. Os autores destacam que a origem da biomassa, ou seja, a cama de frango, foi mais eficiente no aumento da CTC potencial do solo a pH 7,0. Todavia, a sua mineralização foi de, aproximadamente, 50%, enquanto a mineralização do biocarvão foi de 5%, o que sugere efeitos de longo prazo na CTC pela estabilidade do C nesse material, na comparação com a biomassa original. Domingues et al. (2020) avaliaram o efeito da aplicação de biocarvões (originários de esterco de galinha, serragem de eucalipto, casca de café e bagaço de cana-de-açúcar em três temperaturas) na CTC de dois latossolos (textura argilosa e textura média), com doses de 2%, 5%, 10% e 20% (massa/massa) em estudo de incubação. Esses autores verificaram aumento da CTC dos dois solos com aumento da dose dos biocarvões de esterco de galinha e de casca de café. Contudo, os biocarvões de serragem de eucalipto e de bagaço de cana-de-açúcar não apresentaram o mesmo efeito. Além disso, com a adição de

20% do biocarvão de esterco de galinha (350 °C), os autores verificaram que a CTC potencial (pH 7,0) do solo de textura média foi elevada de 2,3 para 23,1 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$. No entanto, Domingues et al. (2020) alertam que para aumentar a CTC do solo, sem que ocorra alcalinização, a dose de biocarvão não deve exceder 2% (massa/massa).

No solo, o biocarvão sofre uma série de interações bioquímicas, e suas propriedades podem se alterar com o tempo, processo esse habitualmente referido como envelhecimento (aging process) (Kookana, 2010). Nesse processo há formação de compostos fenólicos, carboxílicos, carbonílico, quinonas e grupos funcionais hidroxila (Paz-Ferreiro et al., 2014). O processo de envelhecimento do biocarvão no solo não é completamente compreendido, mas seu efeito deve ser importante na CTC do solo (Butnan et al., 2015), no aumento da capacidade de retenção de água e nutrientes (Paz-Ferreiro et al., 2014), em diversos atributos de fertilidade (Sohi, 2012) e no sequestro do C no solo (Kookana et al., 2011).

Para avaliar a CTC do biocarvão, em função do envelhecimento em laboratório durante 360 dias, Tozzi et al. (2019) variaram fatores abióticos (umidade e temperatura) bem como a presença e ausência de solo e observaram que apenas o fator tempo se destacou. Houve aumento de 100 $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$ em um ano, o que representou aumento de 50% nas cargas superficiais devido ao processo de envelhecimento do biocarvão pela formação de grupamentos superficiais (carboxílico, fenólico e carbonílico). Muito provavelmente este efeito ocorre em longo prazo e é contínuo devido à estabilidade do biocarvão.

É importante observar que o método de análise da CTC proposto pelo MAPA (Brasil, 2017) para material orgânico típico - através da ocupação dos sítios de troca do material com íons hidrogênio, provenientes de solução de ácido clorídrico e deslocamento desses via acetato de cálcio - muito provavelmente subestima o valor real da CTC do biocarvão. Dessa forma, ao buscar e apresentar valores legítimos, a maior parte das pesquisas utiliza método adaptado para biocarvão através de deslocamento compulsório com acetato de amônio (Gaskin et al., 2008). No caso de registro de biocarvão como produto novo sugere-se a apresentação deste método alternativo para fins de seu reconhecimento pelo órgão competente do MAPA, de acordo com artigo 71 do Decreto nº 8.384/2014 (Brasil, 2014).

Em função da sua natureza porosa, que reflete as estruturas celulares da biomassa de origem e do próprio processo de pirólise, o biocarvão tem o potencial para modificar a capacidade de retenção de água do solo. Muitos estudos nos quais o biocarvão afetou a produtividade da cultura citaram a retenção de água como um fator chave nos resultados, sendo que essa modificação da estrutura

física do solo pode resultar concomitantemente em aumento dos nutrientes na solução do solo (Sohi et al., 2010).

Blanco-Canqui (2017) em extensa revisão bibliográfica observou que 90% dos estudos concluíram que o biocarvão é capaz de aumentar a retenção de água no solo, e em 72% dos casos revisados houve aumento de água disponível para as plantas, variando entre 4% a 130%. Os argumentos para este efeito são aumento da área superficial específica e da porosidade do biocarvão. Todavia, geralmente esse efeito pode ser verificado somente com aplicação de doses altas ($\geq 15 \text{ t ha}^{-1}$) e a resposta a esta prática é menor em solos argilosos (Blanco-Canqui, 2017).

Em função da sua porosidade e interação com as partículas do solo, o biocarvão pode incrementar o teor de água disponível no solo como verificado por Yang e Lu (2021) em estudo em campo com aplicação incorporada de cinco tipos de biocarvão em solo franco siltoso. O aumento observado foi entre 15,2% e 42,4%. Além disso, na maior dose ($22,5 \text{ t ha}^{-1}$) os autores observaram aumento de macro agregados (maiores que 5 mm de diâmetro) e na estabilidade de agregados, atribuído ao aumento do C orgânico e ação cimentante do biocarvão.

Algumas pesquisas evidenciaram que a aplicação de biocarvão no solo pode reduzir a severidade de doenças foliares e doenças causadas por patógenos habitantes do solo em várias culturas. Contudo, as características do biocarvão afetam sua capacidade de supressão de doenças (Jaiswal et al., 2014). De acordo com Graber e Elad (2013), os possíveis mecanismos pelos quais o biocarvão pode proteger as plantas contra doenças são: i) fornecimento de nutrientes e melhoria da nutrição das plantas, que aumentam a resistência contra microrganismos patogênicos; ii) alterações na biomassa e na comunidade microbiana do solo (Figura 4), que resultam em proteção direta contra patógenos habitantes do solo devido a antibiose, competição por recursos ou parasitismo do microrganismo causador da doença; iii) absorção pelo biocarvão de toxinas produzidas por microrganismos que causam doenças no solo, como enzimas extracelulares e ácidos orgânicos, protegendo, assim, a planta da destruição física por patógenos habitantes do solo; e, iv) indução de mecanismos de defesa sistêmicos das plantas.

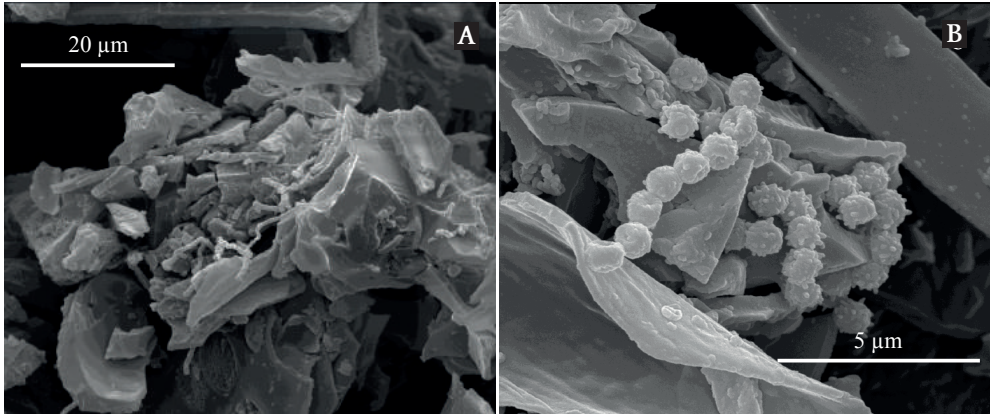


Figura 4. Imagens do biocarvão (finos de carvão vegetal) feitas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) demonstrando a presença de hifas (A) e esporos fúngicos (B) em dois aumentos 4000 (A) e 20000 (B) vezes.

Os efeitos da aplicação incorporada de biocarvão (finos de carvão vegetal) no controle da murcha de *Fusarium*, causada por *Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici* raça 3, em plantas de tomate, foram estudados por Silva et al. (2020). Os autores observaram que com o aumento das doses de biocarvão ocorreu redução na severidade da doença e aumento da massa seca das plantas. Jaiswal et al. (2014) estudaram a capacidade do biocarvão (eucalipto e resíduos de plantas de pimenta, em duas temperaturas – 350 e 600 °C) em suprimir *Rhizoctonia solani*, patógeno habitante do solo, em pepino. A adição de biocarvão em concentrações massa/massa mais baixas (0,5% e 1%) suprimiu o tombamento das plantas e proporcionou melhor desempenho no crescimento do pepino. Todavia, em concentração de 3% o biocarvão foi ineficaz ou mesmo aumentou a incidência e a gravidade da doença em comparação com o controle. Os autores citam que esse fato pode ter ocorrido por alguma toxicidade do biocarvão e que pode haver efeito hormese, ou seja, estímulo em doses baixas e inibição em doses elevadas.

O entendimento dos mecanismos de supressão de doenças pelo uso do biocarvão (ecofisiologia vegetal e ecologia do solo, incluindo o microbioma da rizosfera) é fundamental para que esse insumo integre melhorias de fertilidade do solo, retenção de água e nutrição das plantas, com a proteção de plantas contra doenças (Kammann; Graber, 2015). Deve-se destacar que o uso do biocarvão na proteção de plantas contra doenças pode reduzir a necessidade de fungicidas, diminuindo também o risco de contaminação ambiental e resíduos em alimentos.

Materiais carbonáceos, como os biocarvões, também são excelentes adsorventes para uma grande variedade de contaminantes e isso se deve às suas propriedades de carga e área superficial (Wang et al., 2014). Dessa forma, o biocarvão pode ser uma alternativa para mitigar áreas contaminadas com metais pesados pela presença de grupos funcionais com grandes moléculas orgânicas, que faz com que os metais se liguem a ele (Puga, 2015). A aplicação de biocarvão em solos contaminados com Cd, Pb e Zn reduziu a concentração dos elementos potencialmente tóxicos no solo e a absorção pelas plantas (Beesley; Marmiroli, 2011, Fellet et al. 2014; Puga et al., 2015). Há também o efeito no aumento do pH do solo pela aplicação do biocarvão, que, conforme já mencionado, possui reação alcalina e pode resultar em aumento do pH do solo, com consequente precipitação de parte dos metais na forma de hidróxidos e/ou aumento de cargas superficiais e retenção dos metais nos colóides do solo com carga variável (Puga, 2015).

Formulação de fertilizantes organominerais

Além da própria produção, um dos grandes gargalos para a implementação do uso do biocarvão em solos agrícolas são as elevadas doses recomendadas, geralmente acima de 10 t ha^{-1} , a constituição física do material, com muitos finos sujeitos a deriva pelo vento e a necessidade de operação agrícola adicional para sua aplicação. Uma forma de agregar valor econômico, agrônômico e ambiental ao biocarvão é o seu uso na composição de fertilizantes e substratos. Os biocarvões podem ser utilizados em conjunto com fontes minerais (Joseph et al, 2013; Zheng et al., 2017) para obtenção de fertilizante de eficiência aumentada (Chunxue et al., 2015) e/ou de fertilizante de liberação lenta (Zhou et al., 2015; Wen et al., 2017; Sharkawi et al., 2018) devido à sua capacidade de retardar a liberação de nutrientes no solo, de reduzir a lixiviação e de melhorar eficiência de uso (Chen et al., 2019).

O uso do biocarvão como transportador de nutrientes pode resultar em liberação lenta e prolongada de nutrientes devido a sua alta área de superfície e microestrutura porosa. Esses atributos implicam em redução da lixiviação e aumento da disponibilidade de nutrientes e, por conseguinte, aumento de produtividade (Gwenzi et al., 2018).

A aplicação exclusiva de biocarvões no solo comumente não é suficiente para fornecimento adequado de nutrientes às plantas, mesmo em doses elevadas, da ordem de 30 a 50 t ha^{-1} . Com a formulação conjunta, usando fontes minerais, tem-se fertilizantes enriquecidos em um ou mais nutrientes e com carga orgânica ainda suficiente para impacto positivo no ambiente edáfico, principalmente considerando o efeito cumulativo do biocarvão em função da natureza

recalcitrante de seus compostos de C. Vale ressaltar que a comercialização dos fertilizantes deve seguir as instruções normativas elaboradas pelo MAPA (Brasil, 2006). Especificamente quanto aos fertilizantes organominerais sólidos para aplicação no solo (classificação no qual se enquadraria este tipo de fertilizante) é necessário atender as exigências mínimas quanto ao teor de C orgânico, umidade, CTC e nutrientes. Uma dificuldade, nesse sentido, pode ser a CTC mínima de $\geq 200 \text{ mmol } \text{kg}^{-1}$, conforme discussão sobre o método para análise adotado pelo MAPA no item 2 do presente capítulo. A formulação desses fertilizantes geralmente é por meio de mistura dos componentes, seguida por granulação ou extrusão, além da possibilidade de uso do biocarvão somente no recobrimento dos grânulos minerais, como um tipo de invólucro.

A mistura dos componentes do fertilizante pode ser realizada pré ou pós-pirólise. Na pré-pirólise a mistura é feita a partir de biomassas, rochas ou minerais e/ou nutrientes, depois submetida a pirólise lenta em temperaturas entre 350 e 450 °C; enquanto na fabricação do fertilizante pós-pirólise, o biocarvão é previamente produzido e depois misturado aos demais componentes, principalmente fontes solúveis minerais de nutrientes (Joseph et al., 2013).

Alguns pontos são importantes no planejamento da produção do fertilizante à base de biocarvão e na avaliação de sua viabilidade, como por exemplo: os teores finais de nutrientes e de C pretendidos no fertilizante; o número de componentes e os custos destes; o pH final do fertilizante; o tamanho e tipo das partículas, inclusive considerando as adubadoras mais comuns no mercado; a compatibilidade química entre os componentes; a disponibilidade dos nutrientes em função das fontes e da condição final do fertilizante - principalmente pH; o número de etapas no processo produtivo; a disponibilidade de biomassa ou biocarvão; a necessidade de pirólise acoplada ao processo de produção do fertilizante; a isenção ou níveis permitidos de contaminantes inorgânicos na biomassa, que permanecerão no biocarvão; a comprovação de efetiva eliminação de organismos patogênicos e/ou moléculas potencialmente tóxicas como antibióticos e agrotóxicos no processo de pirólise; a necessidade ou não de pré-processamento da biomassa (secagem, separação/limpeza e peneiramento); e o diferencial agrônomo/ambiental e o valor de mercado do fertilizante pretendido.

O escopo da maioria das pesquisas nacionais e internacionais focadas na concepção de fertilizantes à base de biocarvão, está relacionado ao aumento da eficiência de uso dos nutrientes, sobretudo N e P; ao fornecimento de nutrientes da forma lenta ou gradual a fim de amenizar impactos ambientais e econômicos; ao aumento de produtividade em função de efeito coadjuvante do biocarvão; à fertilização do solo associada ao sequestro de C; ao aproveitamento

alternativo de resíduo e/ou subproduto e à atenuação da emissão de gases de efeito estufa (Joseph et al., 2013; Zheng et al., 2017; Chen et al., 2018; Borges et al., 2020; Carneiro et al., 2021, Puga et al., 2020a, b).

No âmbito agrônômico os resultados publicados são bastante promissores. A eficiência agrônômica do nitrogênio (EAN: kg grão kg⁻¹ N) no arroz foi de 74,4% pelo fertilizante à base de biocarvão (biocarvão + bentonita + NPK) comparado ao NPK nos estudos de Joseph et al. (2013). Da mesma forma, Zheng et al. (2017) verificaram incremento de 10,7% na produtividade do milho e de 40% na EAN pelo fertilizante à base de biocarvão (biocarvão + bentonita + DAP + KCl), comparado com ureia-formaldeído. Quanto ao P, foi verificado por Borges et al. (2020) aumento de 15% na eficiência de uso deste nutriente pelo fertilizante à base de biocarvão (biocarvão + KOH + H₃PO₄) comparado ao superfosfato triplo em estudo com cana-de-açúcar. A eficiência agrônômica do fertilizante à base de biocarvão (biocarvão + MgO + H₃PO₄) foi 8% maior que o superfosfato triplo no cultivo de capim Mombaça (Carneiro et al., 2021). Num contexto ambiental, Puga et al. (2020ab) constataram que a intensidade de emissão em C equivalente (eq.) (kg C t⁻¹ de grão de milho) do fertilizante nitrogenado à base de biocarvão (biocarvão + bentonita + ureia) foi 14% menor que a ureia, além de apresentar sequestro de C, diferentemente das fontes minerais (ureia e nitrato de amônio).

No Brasil, a equipe da Embrapa Meio Ambiente foi pioneira no estudo de fertilizante nitrogenado à base de biocarvão. Os estudos tiveram como foco o desenvolvimento de fertilizante nitrogenado à base de biocarvão (finos de carvão vegetal da produção para siderurgia) de liberação lenta e com potencial para maior eficiência agrônômica e melhor desempenho ambiental fundamentado na contabilidade de C. Foram três principais etapas de pesquisa, iniciando com 20 tipos de fertilizantes à base de biocarvão, com variações na proporção biocarvão: fonte nitrogenada mineral, tipo de fertilizante nitrogenado mineral (ureia, sulfato de amônio e ureia + sulfato de amônio) submetidos a testes de laboratório para avaliação da disponibilidade e velocidade de liberação do N (Figuras 5 e 6) para avaliação da liberação (Queiroz, 2018) e volatilização de amônia (Puga et al., 2020a). Após essa etapa, cinco fertilizantes foram testados em condição de casa-de-vegetação para avaliação da eficiência agrônômica (Queiroz, 2018; Carvalho et al., 2019) três formulados em condição de campo (Puga et al., 2020b), na cultura do milho, como respaldo às provas de conceito anteriormente obtidas.

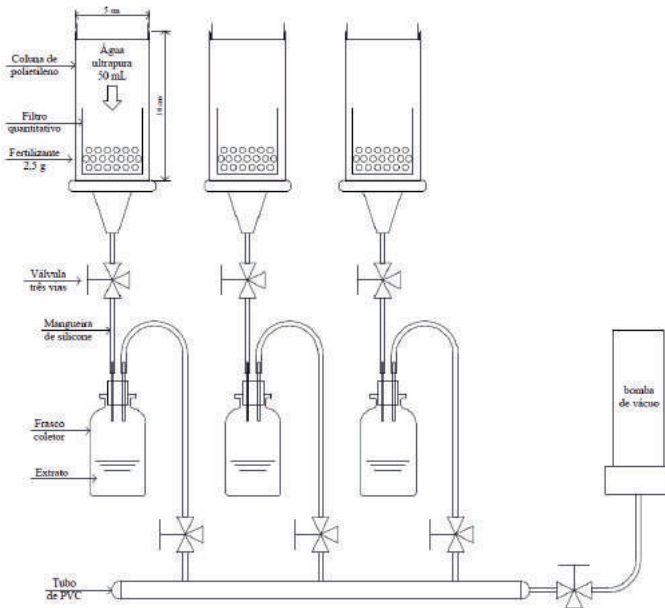


Figura 5. Esquema da extração a vácuo e filtragem usado para avaliação da liberação de N a partir de fertilizantes nitrogenados.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).



Foto: Aline P. Puga

Figura 6. Sistema de extração a vácuo e filtragem usado para avaliação da liberação de nitrogênio a partir de fertilizantes nitrogenados.

Essas ações de pesquisa validaram proporções de biocarvão e a fonte nitrogenada convencional (29% a 51% de biocarvão; e 5% a 20% de N) para liberação mais lenta do N, na comparação com a fonte nitrogenada mineral (Puga et al., 2020a) (Figura 7). Em condições controladas e favoráveis à volatilização de amônia (NH_3) (temperatura ao redor de 28 °C e umidade a 60% da capacidade de retenção de água) o fertilizante à base de biocarvão, produzido a partir do recobrimento do grânulo de ureia com biocarvão acidificado ($\text{pH} \cong 3,5$) (BF17), volatilizou 7% menos que a ureia, após 22 dias de avaliação (Puga et al., 2020a) (Figura 8). A ureia apresentou acréscimo na volatilização de NH_3 de 10,7% comparada ao fertilizante formulado BF6 (51% de biocarvão e 10% N) e de 21,2% comparada ao BF4 (62% de biocarvão e 6% N), no mesmo período avaliado. Os formulados com 10% e 17% de N e 51% e 40% de biocarvão, respectivamente, proporcionaram ganhos de até 21% na produtividade do milho e de 12% na eficiência de uso do N pelas plantas (Puga et al., 2020b) (Figura 9).

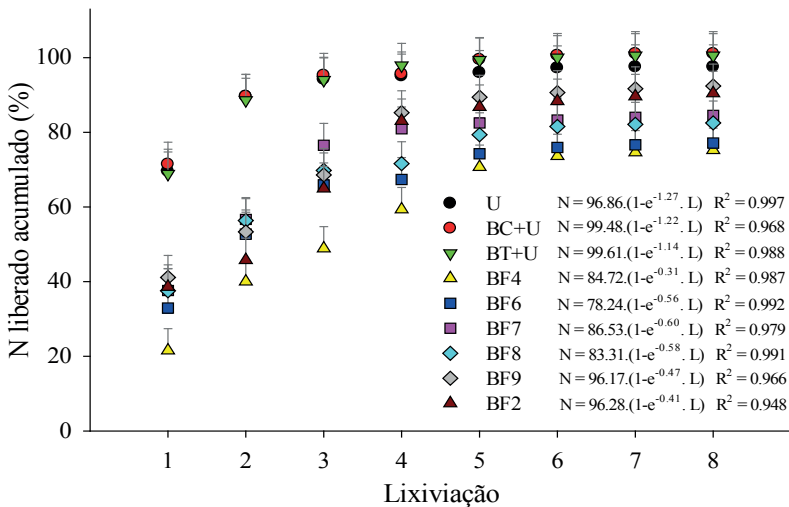


Figura 7. Nitrogênio liberado acumulado da ureia (U), da mistura física entre biocarvão (BC) e U e entre bentonita (BT) e U, e de seis fertilizantes à base de biocarvão (BF), em oito lixiviações (L). Barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste t a 5%.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).

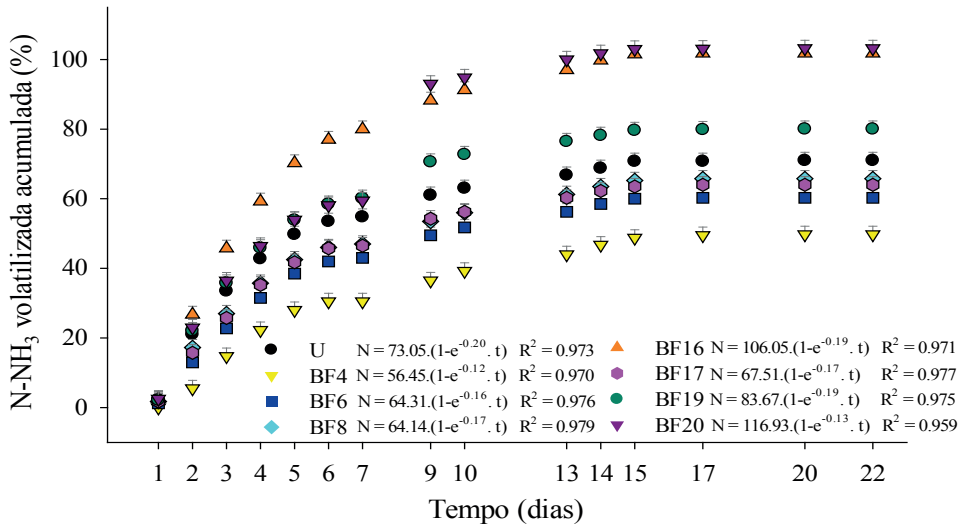


Figura 8. $N-NH_3$ volatilizada acumulada da ureia (U) e de sete fertilizantes à base de biocarvão (BF) durante 22 dias de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste t a 5%.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).

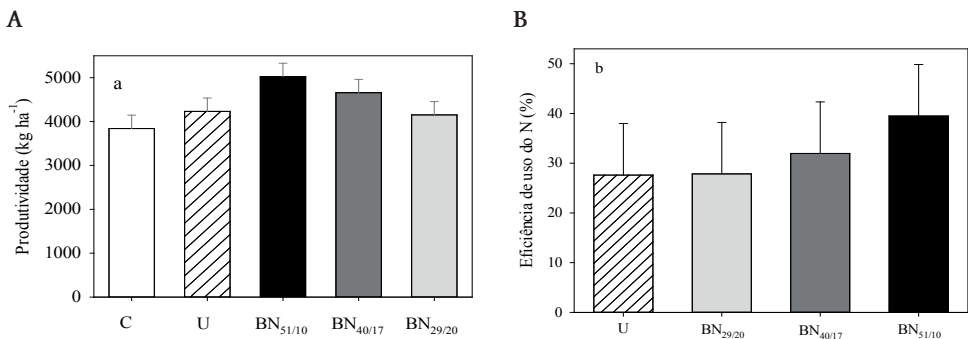


Figura 9. Produtividade do milho (A) e eficiência do uso de nitrogênio (%) (B) em função do uso de ureia e dos fertilizantes nitrogenados à base de biocarvão (BN). Todos os valores representam médias ($n = 4$). Barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste t a 5%.

Fonte: Adaptado de Puga et al. (2020a).

Outra contribuição recente da pesquisa nacional foi o trabalho de Borges et al. (2020) que avaliaram fertilizante à base de biocarvão (composto por biocarvão de palha de cana-de-açúcar ativado com KOH e neutralizado com H_3PO_4 , caldo de cana e bentonita) na cultura da cana-de-açúcar em solos com

diferentes texturas, em casa de vegetação. Nos tratamentos com fertilizante à base de biocarvão foram verificados aumentos de $\cong 14\%$ na biomassa da cana e de $\cong 10\%$ na eficiência de uso de P, comparado ao superfosfato triplo. O superfosfato triplo reduziu o pH do solo para 3,0 causando diminuição da disponibilidade de P pela complexação de óxidos de Fe e Al, enquanto o fertilizante à base de biocarvão manteve o pH do solo em valores mais elevados (7,0 - 8,0), favorecendo a distribuição de P na solução do solo e sua absorção. Para os autores, não há barreira técnica que a impeça a criação de um fertilizante à base de biocarvão funcional, e sim, questões relacionadas ao custo e a disponibilidade de tecnologia para produção em escala industrial.

Biocarvão como estratégia de captura e sequestro de carbono na agricultura

O C pirogênico (Pyrogenic C//PyC ou black C) refere-se aos átomos de C de caráter não inorgânico que sofreram transformação pirogênica ou térmica (Lehmann; Joseph, 2015). Este termo descreve uma gama de substâncias carbonáceas, desde a matéria orgânica parcialmente carbonizada, até a fuligem altamente grafitizada (rica em estruturas de C molecular altamente ordenadas em formato hexagonal - grafite) que são geradas como produtos de combustão incompleta (Shrestha et al., 2010). Todo biocarvão possui C pirogênico, mas nem todo C pirogênico é biocarvão (Spokas et al., 2012). Já o termo C fixo refere-se ao teor de C que permanece na estrutura sólida após a eliminação dos componentes voláteis (Weber; Quicker, 2018) feita por meio de queima em mufla a temperaturas superiores a 550 °C.

A natureza recalcitrante do C de biocarvões é certamente o ponto central na discussão de seu uso como estratégia de captura e sequestro de C pela agricultura. Entretanto, outras informações também são importantes e serão aqui exploradas, iniciando pelo rendimento em massa (Tabela 1) e, principalmente, em C no processo de pirólise. O rendimento em C é a recuperação total ou parcial do C presente na biomassa usada para produção do biocarvão. Pesquisas conduzidas na Embrapa Meio Ambiente, para uma variedade de biomassas, indicam valores médios de recuperação do C iguais a $58\% \pm 13\%$ e $40\% \pm 20\%$ para biocarvões produzidos a 400 °C e 700 °C, respectivamente. Essa informação é importante porque parte do C da biomassa não chegará ao solo via biocarvão, o que ocorreria no caso de uso direto da biomassa. Aparentemente é uma contradição ao propósito do biocarvão como estratégia para sequestro de C no solo, o que não é verdade quando consideradas as alterações nos compostos de C durante o processo de pirólise e a dinâmica de mineralização do biocarvão e da biomassa após aplicação no solo.

As alterações na natureza dos compostos de C decorrentes do processo de pirólise têm impacto importante na menor suscetibilidade do biocarvão à mineralização após a aplicação no solo agrícola (Zimmerman; Gao, 2013). O carvão vegetal presente na Terra Preta de Índio evidencia que o C pirogênico é bastante estável na matéria orgânica do solo (Glaser et al., 2000).

Durante a pirólise há reações de polimerização e formação de estruturas aromáticas de C, termicamente estáveis e altamente recalcitrantes quanto à mineralização no solo (Spokas et al. 2012; Lehmann; Joseph, 2015; Lal, 2016). As estruturas aromáticas policondensadas, estabelecidas com ligações C-C, tem menores relações H/C e O/C na comparação com a biomassa original (Uchimiya et al., 2011), resultando em elevada meia-vida no ambiente na comparação com a biomassa original (Spokas et al., 2012). Dessa forma, a natureza química dos compostos de C decorrentes do processo de pirólise confere ao biocarvão elevada recalcitrância no ambiente (Bruun et al., 2016; Schellekens et al., 2018), sendo a temperatura e o tempo de residência importantes fatores controladores dessa característica (Rehrah et al., 2014). Existe uma relação inversa entre a temperatura de pirólise e o teor de C mais lábil no biocarvão, sendo este C rapidamente oxidado após aplicação no solo (Bruun et al., 2016). Tanto a aplicação da biomassa como do biocarvão aumentam a atividade microbiana e a liberação de C na forma de CO_2 . Porém, a magnitude dessa liberação difere bastante (Grutzmacher et al., 2018) (Figura 10). O aumento da atividade microbiana pela aplicação do biocarvão é sinal também que não há nenhum efeito adverso ou tóxico do material no meio.

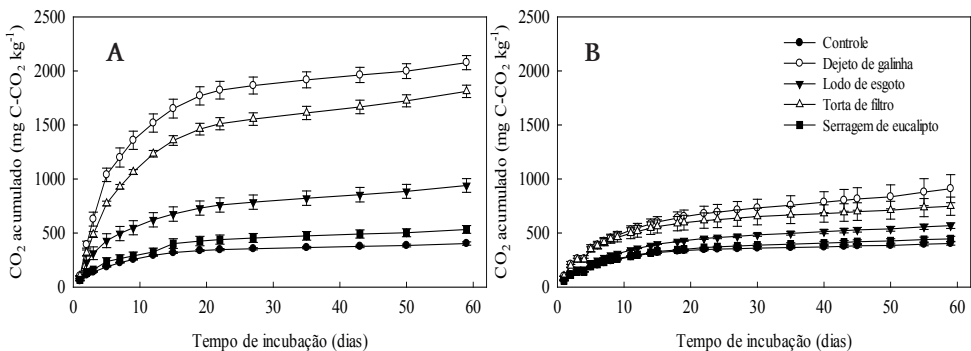


Figura 10. Mineralização do biocarvão quantificada por meio da emissão acumulada de carbono na forma de CO_2 do solo após aplicação de biomassas (a) e seus respectivos biocarvões (b).

Fonte: Adaptado de Grutzmacher et al. (2018).

A taxa de mineralização do C do biocarvão, ou seja, a quantidade de C liberada como CO_2 , em relação ao aporte de C, é reduzida na ordem de 70% na comparação com a biomassa original e esse efeito é mais pronunciado quanto maior a temperatura de pirólise (Figura 11a). Taxas de mineralização de 0,8% a 12,8% são citadas em trabalhos nacionais com biocarvões pirolisados a baixa temperatura (400 °C) obtidos a partir de madeira de eucalipto, esterco de galinha, torta de filtro de cana-de-açúcar, lodo de esgoto, lodo de curtume, composto orgânico, borra de café e micélio fúngico da produção de ácido cítrico (Bibar, 2014; Grutzmacher et al., 2018; Tozzi et al., 2019). Para biomassas com elevada relação C/N, como serragem de eucalipto ou restos de poda, a menor diferença na mineralização do C na comparação com o biocarvão se deve, geralmente, ao curto período de avaliação, muitas vezes sob condição controladas de laboratório, como nas pesquisas mencionadas (Figura 11b). A influência da temperatura de pirólise na taxa de mineralização do biocarvão depende também da qualidade do material orgânico da biomassa, esta última traduzida por meio da relação C/N (Bibar, 2014). Biocarvões provenientes de biomassas originalmente mais recalcitrantes, com valores de relação C/N acima de 60/1, são pouco influenciados pela temperatura de pirólise (Figura 11b), apesar do rendimento de recuperação do C ser menor com a elevação da temperatura (Tabela 1).

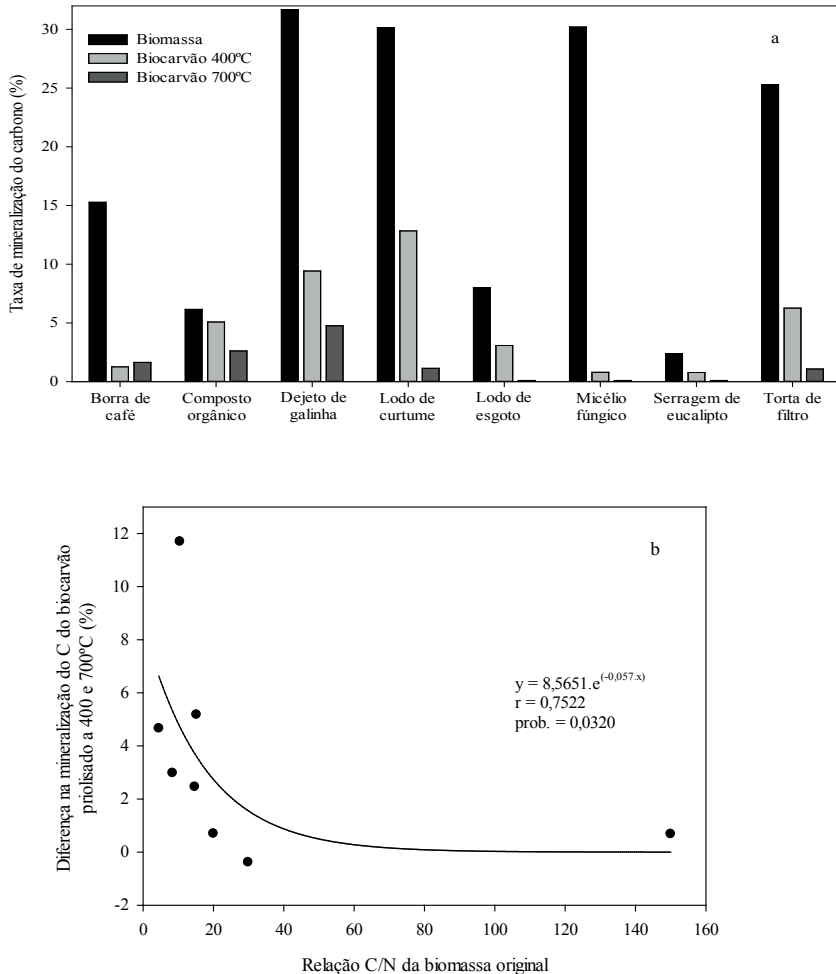


Figura 11. Taxas de mineralização de biomassas e biocharvões obtidos por meio de pirólise a 400 °C e 700 °C (a); e diferença na mineralização do C de biocharvões pirolisados a 400 e 700 °C em função da relação C/N da biomassa utilizada (b).

Fonte: Adaptado de Bibar (2014).

Procedimentos de incubação em longo prazo, para avaliação da dinâmica dos compostos orgânicos presentes nos biocharvões, também demonstram a alta estabilidade do material. Em avaliação por um período de 8,5 anos, a taxa média de 0,26% ao ano de mineralização do C de biocharvão de azevém perene pirolisado a 400 °C foi reportada por Kuzyakov et al. (2014), que também quantificaram, por meio da técnica de marcação com ^{14}C , a recuperação do C do biocharvão na biomassa microbiana de 0,3% a 0,9%, evidenciando sua baixa disponibilidade como fonte de C para os microrganismos.

Em metanálise sobre mineralização do C de biocarvões, 3% foi a taxa de mineralização média encontrada. Isso significa que 97% do C é estável após aplicação no solo, com um tempo médio de residência de 556 anos (Wang et al., 2016).

De acordo com Lal (2016), estima-se que de 35% a 85% do C do biocarvão é estável, ou seja, resistente à degradação biológica e química geral. No entanto, a estabilidade do C de biocarvões é superior à faixa mencionada, aspecto este fundamental ao considerar a possibilidade de captura e sequestro de C no solo via biocarvões como estratégia para auxiliar na mitigação das mudanças climáticas globais. No campo, os resultados de mineralização podem ser superiores aos valores de laboratório. Singh et al. (2015) observaram um máximo de 7,0% de mineralização, contra os 2,7% medidos sob condição controlada de laboratório. Isso é atribuído às flutuações de temperatura e umidade do solo, exsudação de C lábil e enzimas via sistema radicular das plantas, que estimulada a atividade microbiana edáfica e promove a quebra de alguns compostos orgânicos do biocarvão, e a ação da macro e mesofauna (Kuzyakov et al., 2014; Singh et al., 2015).

Em linhas gerais pode-se compreender o biocarvão como estratégia para mitigação das mudanças climáticas globais, na medida em que: (i) a produção de biomassa é função da fixação de C-CO₂ atmosférico por meio da fotossíntese; e (ii) parte desse C previamente fixado na biomassa retorna ao solo via biocarvão, sob a forma de compostos de C muito estáveis. O C do biocarvão representa, portanto, remoção em longo prazo do C atmosférico (>100 anos), ou seja, o sequestro de C terrestre (Spokas et al., 2012; Field et al., 2013; Bruun et al., 2016).

É oportuno destacar que os sistemas de produção agrícolas vêm sendo redesenhados de forma a privilegiar aportes de C e minimizar saídas, resultando em balanços de C mais favoráveis. A questão vai além do aspecto ambiental, uma vez que balanços de C mais favoráveis são hoje exigências de mercado no caso de alguns produtos, principalmente destinados à exportação, ou ainda no caso de biocombustíveis, cujo balanço de C no processo produtivo deve confirmar os benefícios de seu uso em substituição às fontes fósseis. O uso de fonte externa de C para aporte ao solo pode ser fundamental no balanço de C do sistema, representando alternativa efetiva para o sequestro de C em sistemas agrícolas (Andrade et al., 2015).

Por outro lado, com a aplicação do biocarvão no solo pode haver saída parcial de C original da matéria orgânica do solo devido ao chamado efeito *priming* positivo (Tozzi et al., 2019). De forma geral, o efeito *priming* pode ser neutro, positivo (acelerando a mineralização do C orgânico nativo do solo) ou negativo (retardando a mineralização do C da matéria orgânica do solo).

A preocupação nesse sentido diz respeito a uma possível perda parcial de C original da matéria orgânica do solo, considerado mais nobre para o solo devido as suas características de elevada CTC e capacidade de retenção de água, por exemplo. Apesar da preocupação, o que se tem visto com maior frequência é a neutralidade quanto ao efeito *priming*, ou o efeito *priming* negativo (Yu et al., 2020). Nessa publicação, Yu et al. (2020) observaram efeito *priming* neutro ou negativo em solos ácidos para seis de oito solos (75%) que receberam o equivalente a 60 t ha⁻¹ de biocarvão de palha de milho pirolisado a 450 °C. Para outros biocarvões, obtidos a partir de pirólise a 450 °C de serragem, esterco, lodo de esgoto e composto orgânico, resultados semelhantes foram encontrados (Yousaf et al., 2017).

A partir de metanálise baseada em 21 artigos científicos (116 observações) foi evidenciado que geralmente o efeito *priming* pelo uso do biocarvão é negativo e caracterizado pela redução da mineralização da matéria orgânica do solo de 8,6% a 20,3%, principalmente relacionado com a aplicação de biocarvões derivados de restos culturais, aplicados em doses inferiores a 20 t ha⁻¹ e obtidos a partir de pirólise rápida com temperaturas de até 475 °C (Wang et al., 2016). Essa redução na mineralização da matéria orgânica do solo pela aplicação do biocarvão é atribuída ao aumento da biomassa microbiana e redução da atividade (Liang et al., 2010), além de outras alterações na comunidade microbiana do solo (Yu et al., 2020) e sorção de frações solúveis da matéria orgânica do solo e enzimas extracelulares nas partículas do biocarvão (Jones et al., 2011). A supressão à mineralização do C da matéria orgânica do solo representa, dessa forma, um adicional de C que permanecerá no sistema de produção com uso de biocarvão e deve ou pode ser considerado para fins de balanço de C.

Como as revisões e metanálises disponíveis sobre esse assunto (Maestrini et al., 2015; Wang et al., 2016) reúnem exclusivamente contribuições de pesquisas desenvolvidas em ambiente temperado, cuja mineralogia do solo e mecanismos de estabilização da matéria orgânica podem diferir do que ocorre no ambiente tropical, Tozzi et al. (2019) realizaram estudos para solos muito intemperizados nos quais aplicaram doses correspondentes a 5, 10, 20 e 40 t ha⁻¹ de biocarvão (finos de carvão vegetal de eucalipto; pirólise lenta a 400 °C) em amostras de quatro tipos de solo, com diferenças de concentração de C e argila, coletados de áreas há mais de 40 anos cultivadas com cana-de-açúcar, para avaliação do efeito *priming* usando o ¹³C como traçador natural. Os resultados evidenciaram incrementos de C no solo proporcionais às doses aplicadas, chegando a triplicar ou quadruplicar o conteúdo de C no solo após 120 dias de incubação, o que confirma a alta estabilidade dos compostos de C do biocarvão. Esses ganhos de C são comparáveis aos obtidos por Shi et al. (2021) em condição de campo, com

aumento de 117% no teor de C orgânico particulado (53-2000 μm) do solo em função da aplicação de 9 t ha^{-1} de biocarvão de espiga de milho (pirólise a 360 $^{\circ}\text{C}$). Entretanto, no trabalho de Tozzi et al. (2019), houve a ocorrência de efeito priming positivo para dois dos solos avaliados, mas com perdas negligenciáveis de C original da matéria orgânica do solo, da ordem de 0,9 e 1,3 g kg^{-1} , frente aos ganhos de C nesses solos, de 18,9 e 13,2 g kg^{-1} , respectivamente.

Como síntese do que foi até o momento explorado neste tópico, tem-se que o biocarvão possui pelo menos 90% de seu conteúdo em C recalcitrante no solo (Kuzyakov et al., 2014; Wang et al., 2016; Grutzmacher et al., 2018, Tozzi et al., 2019; Puga et al., 2020a, 2020b) e que a fração lábil de C do biocarvão estimula rapidamente a atividade microbiana edáfica após aplicação, mas é insuficiente para causar perda significativa do C original da MOS (Wang et al., 2016; Yousaf et al., 2017; Tozzi et al., 2019; Yu et al., 2020). Esses pressupostos são usados na sequência para estimar o sequestro de C no solo pelo uso de biocarvão, considerando-se também: (i) a taxa de recuperação do C no biocarvão; (ii) o adicional de entrada de C via restos culturais, como reflexo do incremento de produtividade da cultura; (iii) a ocorrência de efeito priming negativo; e (iv) a redução na emissão de N_2O a partir da aplicação de fonte nitrogenada mineral em conjunto com o biocarvão. A lógica para a estimativa do sequestro de C no solo via biocarvão está sumarizada na Figura 12.

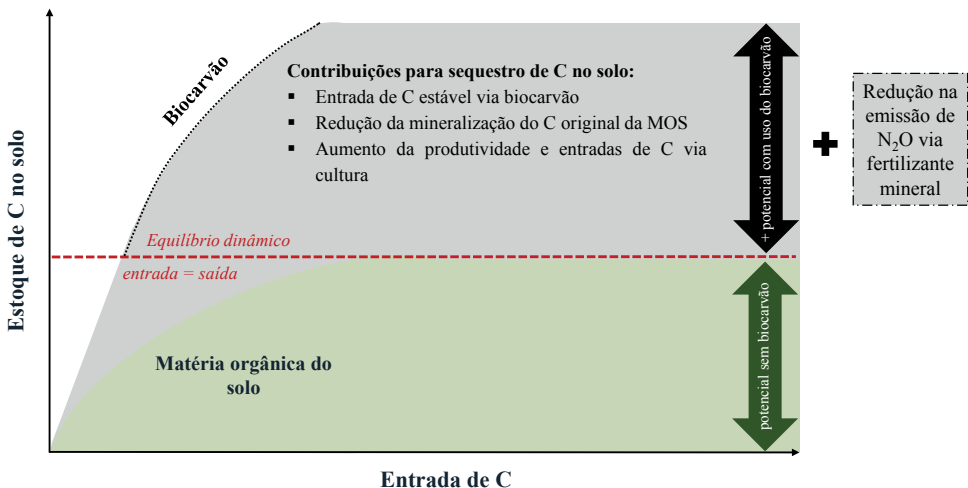


Figura 12. Modelo conceitual de sequestro de C no solo pelo uso de biocarvão, contemplando a entrada direta de C estável via dose de biocarvão, a redução da mineralização do C original do solo (efeito *priming* negativo), o aumento no aporte de restos culturais (incremento de produtividade) e a redução na emissão de N_2O a partir da fertilização mineral nitrogenada.

O balanço de C mais favorável, indicando sequestro de C, em sistema de produção de milho foi comprovado também para o uso de fertilizante nitrogenado formulado com biocarvão de eucalipto, alternativamente à aplicação exclusiva da fonte nitrogenada mineral, sendo que esta última resultou em emissão líquida de C eq. (Puga et al., 2020b). No caso do formulado nitrogenado à base de biocarvão, as doses de C foram da ordem de 115 a 408 kg ha⁻¹ de C e, mesmo assim, foi verificado impacto positivo no sequestro de C.

Balanço de carbono pelo uso do biocarvão

A biomassa residual passível de permanecer no solo depois da colheita ou de ser transformada em biocarvão para posterior aplicação na cultura da cana-de-açúcar pode ser considerada inicialmente 15 t ha⁻¹ ($\cong 7,05$ t ha⁻¹ de C) (Figura 13). A quantidade de biomassa com a concentração em C de 47% e com relação C/N de 86/1 são referentes à palha de cana-de-açúcar (Ramos et al., 2016; Yamaguchi et al., 2017). A decomposição da palha de cana com as características mencionadas, por meio do processo aeróbio, admitindo que a estabilização do C no solo potencialmente ocorre a partir da relação C/N de 10/1, resulta em sequestro de C estimado de 0,82 t ha⁻¹ de C. No caso hipotético da biomassa apresentar uma relação C/N de 30/1, mais favorável à incorporação de C no solo, o sequestro de C alcança 2,35 t ha⁻¹ de C. O sequestro de C em solos argilosos e arenosos, devido a permanência de palha após a colheita da cana-de-açúcar, foi avaliado em estudo de metanálise, mostrando valores médios anuais de 1,87 \pm 0,20 e 1,02 \pm 0,20 t ha⁻¹ de C, respectivamente, sem considerar a reforma do canavial (La Scala Júnior et al., 2012). Quando a reforma do canavial foi considerada, o sequestro de C no solo argiloso caiu para 0,32 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C e no solo arenoso caiu praticamente a zero.

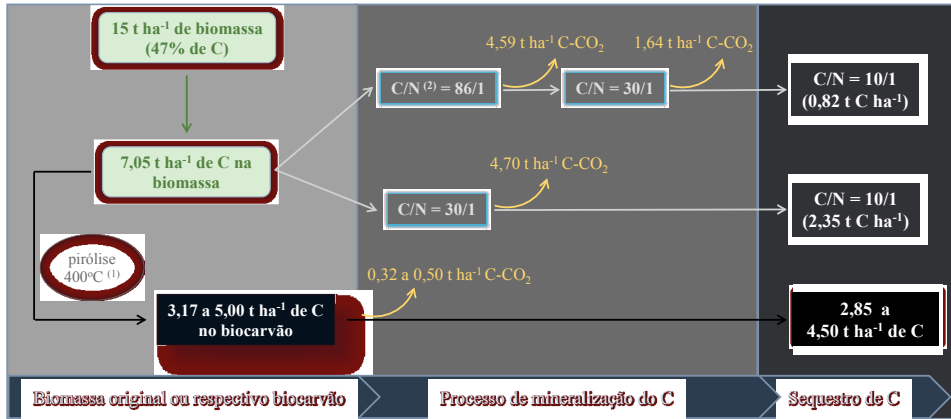


Figura 13. Balanço de massa com foco no carbono (C) considerando 15 t ha⁻¹ de biomassa, pirolisada ou não, para aplicação no solo visando a mineralização e o consequente aumento no estoque de C no solo pela estabilização na matéria orgânica do solo (sequestro de C).⁽¹⁾ Foi utilizado 58% ± 13% para a recuperação do C no biocarvão a partir da biomassa pirolisada a 400 °C.⁽²⁾ Foram consideradas duas possibilidades de qualidade do material vegetal: relação C/N elevada (86/1) e relação C/N ideal (30/1) para a incorporação na biomassa microbiana e posterior estabilização na matéria orgânica do solo por meio de processo aeróbio de decomposição.

A pirólise de 15 t ha⁻¹ de biomassa (≅7,05 t ha⁻¹ de C) recupera no biocarvão 58% ± 13% do C original da biomassa, o que corresponde a valores de 3,17 a 5,00 t ha⁻¹ de C (Figura 13). Se 90% do C total do biocarvão é estável no solo após aplicação, conforme demonstrado e discutido anteriormente, o sequestro de C pelo uso do biocarvão será de 2,85 a 4,50 t ha⁻¹ de C. Esse sequestro de C pelo biocarvão é superior ao uso direto das biomassas no solo, apesar da perda de parte do C no processo de pirólise. É importante perceber, ainda, que o tipo de solo não interfere na taxa de sequestro de C pelo uso do biocarvão, uma vez que é a natureza dos compostos de C no material pirolisado que define sua recalcitrância ou estabilidade no ambiente edáfico. O preparo do solo também não interfere na taxa de sequestro de C pelo uso do biocarvão, ao contrário dos resultados de sequestro de C pelo aporte de palha de cana-de-açúcar quando se considera a reforma do canavial (La Scala Júnior, 2012). Dessa forma, o biocarvão promove sequestro de C proporcional à dose aplicada, independentemente do tipo de solo e do manejo envolvendo operações de preparo, e com efeitos cumulativos em função de sucessivas aplicações numa mesma área.

O biocarvão pode preservar parte do C original na matéria orgânica do solo por meio do efeito priming negativo e aumentar o aporte de restos culturais

devido ao incremento na produtividade da cultura (Figura 14). Para estimar a quantidade de C preservada no solo devido à redução na mineralização do C original da matéria orgânica do solo, foram considerados 1 ha a 0-20 cm de profundidade, densidade aparente de $1,2 \text{ t m}^{-3}$ e teor de C de 1,45%. Acredita-se que entre 2% e 5% da matéria orgânica do solo mineralize por ano (Moreira; Siqueira, 2006), o que corresponde a emissões de $0,70$ a $1,74 \text{ t ha}^{-1}$ de C-CO₂ para o solo com as características descritas. A redução média na mineralização do C original da matéria orgânica do solo pelo uso do biocarvão é de 14,5% (Wang et al., 2016) e, conseqüentemente, as emissões de C-CO₂ serão de $0,59$ a $1,49 \text{ t ha}^{-1}$, preservando entre $0,10$ e $0,25 \text{ t ha}^{-1}$ de C no solo (Figura 14a). O C derivado do adicional de restos culturais (Figura 14b) foi obtido com base na média de 15% de incremento na produtividade de culturas fertilizadas e com uso de biocarvão (Ye et al., 2020), seguindo a rota de estabilização do C no solo com base na relação C/N do material (Figura 13). Por meio desse cálculo os valores de C sequestrado no solo são de $0,12$ e $0,35 \text{ t ha}^{-1}$ de C.

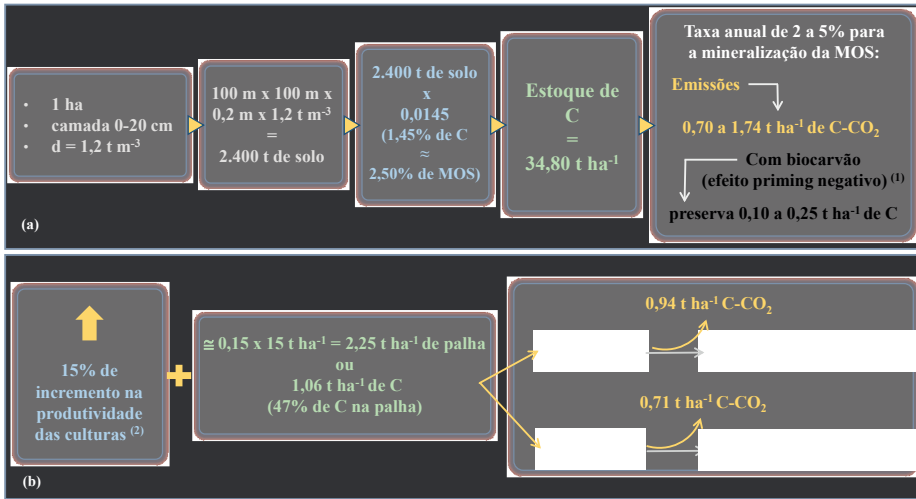


Figura 14. Carbono preservado no solo devido a ocorrência de efeito *priming* negativo (a); e adicional de sequestro de C como reflexo do aumento de produção pelo uso do biocarvão (b).⁽¹⁾Efeito *priming* negativo de 14,5% na mineralização do C original da matéria orgânica do solo com o uso de biocarvão, segundo Wang et al. (2016).⁽²⁾15% é o aumento de produtividade encontrado por Ye et al. (2020) em metanálise avaliando o efeito do biocarvão nessa variável. Admitiu-se em aumento de produtividade correspondente ao adicional de resto de cultura após a colheita.

Por último, o biocarvão pode reduzir a emissão de N_2O a partir de fontes minerais nitrogenadas (Figura 15), o que também contribui para o balanço mais favorável de C, uma vez que o N_2O é um gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global 265 vezes maior que o CO_2 (IPCC, 2013). Para a estimativa da redução da emissão de N_2O foram consideradas a dose de 100 kg ha^{-1} de N, o valor default de 1% de emissão do N do fertilizante como $N-N_2O$ (IPCC, 2006) e reduções de 70% a 86% na emissão quando a adubação nitrogenada é feita em conjunto com a aplicação do biocarvão (Grutzmacher et al., 2018). Enquanto a adubação nitrogenada exclusiva emite 114 kg ha^{-1} de C eq., a aplicação conjunta de biocarvão e fertilizante nitrogenado emite entre 16 e 34 kg ha^{-1} de C eq. A transformação de $N-N_2O$ até C eq. considerou a relação molar N_2O/N de 44/28, o potencial de aquecimento global de 265 (IPCC, 2013) e a relação molar CO_2/C de 44/12.

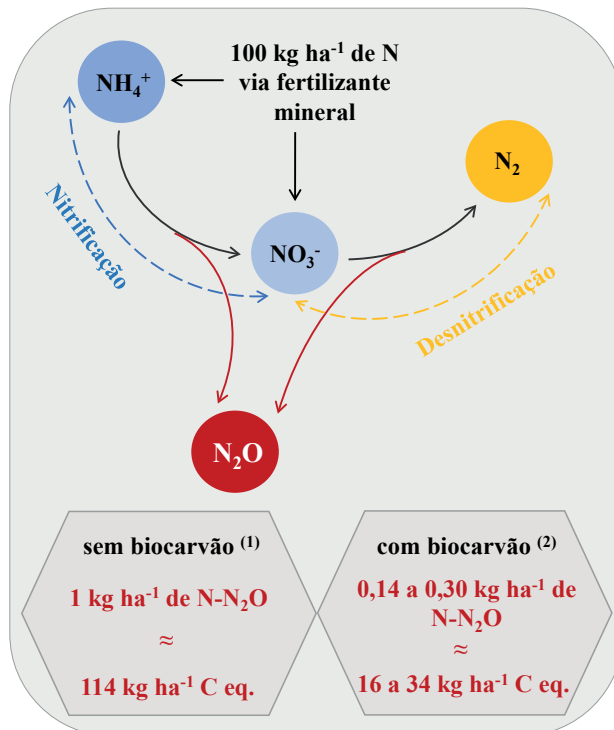


Figura 15. Emissão de N_2O a partir do uso de 100 kg ha^{-1} de fertilizante nitrogenado mineral, em conjunto ou não com biocarvão.⁽¹⁾ Valor 1% do N aplicado é o valor default do IPCC para emissões de N_2O a partir de fertilizantes nitrogenados minerais (IPCC, 2006).⁽²⁾ Valores de emissão de N_2O calculados a partir do default de 1% do IPCC (2006) e das reduções de 70% a 96% encontradas por Grutzmacher et al. (2018) quando o fertilizante mineral é aplicado em conjunto com o biocarvão.

A partir de 15 t de biomassa (ou 7,05 t ha⁻¹ de C) pirolisada a 400 °C, considerando a recuperação parcial de C da biomassa, o aporte direto de C estável via biocarvão, o efeito priming negativo, o C adicional devido ao aumento de produtividade da cultura e a emissão evitada de N₂O do fertilizante nitrogenado o sequestro de C é igual a 4,01±0,83 t ha⁻¹ de C. Essa taxa de sequestro de C e emissão evitada de N₂O evidencia o potencial do biocarvão para viabilização de balanços mais favoráveis de C nos sistemas de produção agrícola e no efetivo combate às mudanças climáticas globais. Nenhum resultado da literatura para diferentes culturas e sistemas de produção no Brasil alcança essa taxa de sequestro de C. O sequestro de C no solo pela adoção do sistema plantio direto na sucessão soja/milho ou em rotação envolvendo essas culturas é da ordem de 0,41 t ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto a manutenção da palha de cana-de-açúcar no campo resulta em taxas de sequestro de C entre 1,02 e 1,87 t ha ano⁻¹, sem considerar o efeito da reforma do canavial (La Scala Júnior et al., 2012). A recuperação de pastagens degradadas apresenta taxas de sequestro de C no solo entre 0,72 e 2,71 t ha ano⁻¹ (Boddey et al., 2006; Mello et al., 2006; Sant’Anna et al., 2017). Portanto, mesmo somente considerando o aporte direto de C estável no solo via biocarvão (Figura 13), as taxas anuais de sequestro de C são superiores às citadas.

Considerações finais

Desde o início dos anos 2000, cientistas de diversas áreas, especialmente nas temáticas agrônoma e ambiental, têm dedicado atenção ao biocarvão. Com olhos voltados ao passado, na presença de material carbonáceo em solos habitados por povos primitivos, enxergaram potencial de uso desse material na agricultura. Diversas linhas de fomento para pesquisas foram abertas em muitos países, resultando em recursos públicos e privados para financiamento de pesquisas, treinamentos e criação de centros/laboratórios dedicados ao biocarvão. No Brasil, o enredo se deu de forma diferente, pulverizado em pequenos grupos de pesquisa no país, alcançando parcerias com o setor privado somente em período recente.

Após um tempo inicial de euforia e efervescência no tema, principalmente no exterior, em que as expectativas estiveram excessivamente otimistas, o momento atual é caracterizado por uma massa crítica já formada e por resultados científicos consistentes, que apontam para o uso do biocarvão: (i) na promoção da saúde do solo e resiliência do sistema edáfico, contribuindo com o controle de pragas e doenças; (ii) em conjunto ou formulado com fontes minerais, gerando ganhos de produtividade e melhor desempenho ambiental; e (iii) como insumo ou manejo para mitigação das emissões de C, viabilizando balanços mais favoráveis de C no sistema de produção.

O biocarvão carrega em seu processo de produção uma tecnologia consolidada e eficiente - a pirólise. Todavia, a conexão entre a pirólise em escala comercial/industrial e o agronegócio ainda não ocorreu e, mesmo no exterior, representa barreira ao amplo uso do biocarvão na agricultura. Avanços no processo de pirólise, principalmente quanto ao custo de implantação e a necessidade de etapa prévia de secagem de biomassas com umidade acima de 20% são necessários. O modelo de negócio também precisa ser pensado e estruturado em função de interesses exclusivos, afins ou compartilhados. Pode-se focar na produção e venda de condicionadores de solo e fertilizantes à base de biocarvão, sendo este o negócio; ou na agregação de valor e abertura de mercado ao produto agrícola típico do empreendimento rural; ou, ainda, na compatibilização de ambos. O oferecimento do serviço de pirólise para a produção de biocarvão é outro modelo possível, muito aderente em casos de passivo ambiental de determinado resíduo orgânico, que demanda o desenvolvimento de estruturas móveis ou montadas para a pirólise, por tempo determinado.

Aspectos técnicos importantes vêm sendo consolidados na evolução das pesquisas com biocarvão. Seu uso como condicionador de solo pode favorecer a retenção de água e nutrientes, a estruturação e aeração do solo, a atividade microbiana e a atenuação da toxicidade causada por metais pesados em ambientes contaminados. Ainda na perspectiva da microbiota, há resultados de supressão de doenças na presença do biocarvão, contribuindo para a redução no uso de agentes químicos para controle.

O uso do biocarvão na matriz de fertilizantes organominerais é uma possibilidade que agrega valor ao produto e cabe em arranjos do agronegócio que geram a biomassa na planta industrial e utilizam fertilizantes em suas áreas de produção. Com a formulação do fertilizante à base de biocarvão se complementam interesses agrônômicos e ambientais, na medida em que se tem o efeito condicionador aliado ao fornecimento de nutrientes e ao sequestro de C no solo. A customização do fertilizante com relação à cultura e ao modo de aplicação, de forma a privilegiar a eficiência de uso do(s) nutriente(s) pelas plantas, é mais um atrativo. Pode ainda ocorrer a economia de fontes minerais pela reciclagem de parte do conteúdo de nutrientes do próprio biocarvão e, conseqüentemente, redução na pressão ambiental sobre reservas minerais e dependência nacional de importação de fertilizantes.

O sequestro de C é, de fato, um aspecto muito interessante do biocarvão, que pode ser usado em conjunto com o manejo da nutrição da cultura, conforme mencionado, ou pode fazer parte de um escopo mais relacionado aos serviços ambientais, à geração de créditos de C e na recompensa ou remuneração ao produtor. Além dos inúmeros resultados de pesquisa nesse sentido, o potencial

do biocarvão para sequestro de C no solo já foi chancelado pelo IPCC em seu relatório de 2018. O *Special Report: Global Warming of 1,5 °C* traz a constatação de que somente a redução nas emissões de gases de efeito estufa não é suficiente para limitar o aquecimento global em 1,5 °C, listando o biocarvão dentre as tecnologias capazes de sequestrar C de forma significativa para mitigação das mudanças climáticas.

Por fim, ressalta-se a necessidade de adaptação/desenvolvimento de métodos para garantias mínimas nos biocarvões e/ou em seus produtos derivados, como os fertilizantes organominerais, a ser tratada pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento -MAPA em suas instruções normativas e manual de análises. Essa etapa é fundamental na viabilização do biocarvão como estratégia em políticas públicas nacionais como a Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (Programa ABC) e o RenovaBio, para geração de incentivos fiscais ou financeiros a produtores com melhor desempenho ambiental, com foco no balanço de C.

Referências

- ABDELHAFEZ, A. A.; LI, J.; ABBAS, M. H. H. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. *Chemosphere*, v. 117, p. 66-71, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.086>.
- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S. OK, Y.S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, v. 99, p. 19-33, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>.
- ANDRADE, C. A.; BIBAR, M. P. S.; COSCIONE, A. R.; PIRES, A. M. M.; SOARES, A. G. Mineralização e efeitos de biocarvão de cama de frango sobre a capacidade de troca catiônica do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 50, p. 407-416, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000500008>.
- BASU, P. *Biomass gasification, pyrolysis and torrefaction: Practical Design and Theory*. 2 ed. London: Academic Press, 2013. 548 p. DOI: <https://doi.org/10.1016/C2011-0-07564-6>.
- BEESELEY, L.; MARMIROLI, M. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environmental Pollution*, v. 159, p. 474-480, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.016>.
- BIBAR, M. P. S. *Potencial agrícola de biocarvões provenientes de biomassas alternativas*. 2014. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.
- BLANCO-CANQUI, H. Biochar and soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, v. 81, p. 687-711, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.016>.
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; MACEDO, M. O.; OLIVEIRA, O. C.; RESENDE, A. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Potential of carbon sequestration in soils of the Atlantic Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (ed.). *Carbon sequestration in soils of Latin America*. New York: Haworth, 2006, p. 305-347.
- BORGES, B. M. M. N.; STRAUSS, M.; CAMELO, P. A.; SOHI, S. P.; FRANCO, H. C. J. Re-use of sugarcane residue as a novel biochar fertiliser - Increased phosphorus use efficiency and plant yield. *Journal of Cleaner Production*, v. 262, 121406, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121406>.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA nº 35, de 4 de julho de 2006. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, 12 jul. 2006.
- BRASIL. Decreto nº 8.384, de 29 de dezembro de 2014. Inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas destinados à agricultura. Brasília, DF, dez 2014.

- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos** / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília: MAPA, 2017. 240 p.
- BROWN, R.; CAMPO, B.; BOATENG, A. A.; GARCIA-PEREZ, M. G.; MAŠEK, O. Fundamentals of biochar production. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation**. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 39-61.
- BRUUN, E.; CROSS, A.; HAMMOND, J.; NELISSEN, V.; RASSE, D. P.; HAUGGAARD-NIELSEN, H. Biochar carbon stability and effect on greenhouse gas emissions. In: SHACKLEY, S.; RUYSSCHAERT, G.; ZWART, K.; GLASER, B. **Biochar in European soils and agriculture**. Earthscan, 2016. p. 165-183.
- BUTNAN, S.; DEENIK, J. L.; TOOMSAN, B.; ANTAL, M. J.; VITYAKONA, P. Biochar characteristics and application rates affecting corn growth and properties of soils contrasting in texture and mineralogy. **Geoderma**, v. 237, p. 105-116, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.08.010>.
- CARNEIRO, J. S. S.; RIBEIRO, I. C. A.; NARDIS, B. O.; BARBOSA, C. F.; LUSTOSA FILHO, J. F.; MELO, L. C. A. Long-term effect of biochar-based fertilizers application in tropical soil: Agronomic efficiency and phosphorus availability. **Science of Total Environment**, v. 760, 143955, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143955>.
- CARVALHO, T. A.; PUGA, A. P.; PIRES, A. M. M.; LIGO, M. A. V.; ANDRADE, C. A. Residual effect of nitrogen fertilizers formulated with biochar. **Horticulture International Journal**, v. 3, p. 315-318, 2019.
- CHEN, T.; YAXIN, Z.; HONGTAO, W.; WENJING, L.; ZEYU, Z.; YUANCHENG, Z.; LULU, R. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 164, p. 47-54, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048>.
- CHEN, L.; CHEN, Q.; RAO, P.; YAN, L.; SHAKIB, A.; SHEN, G. Formulating and optimizing a novel biochar-based fertilizer for simultaneous slow-release of nitrogen and immobilization of cadmium. **Sustainability**, v. 10, 2740, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/su10082740>.
- CHEN, W.; MENG, J.; HAN, X.; LAN, Y.; ZHANG, W. Past, present, and future of biochar. **Biochar**, v. 1, p. 75-87, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00008-3>.
- CHIA, C. H.; DOWNIE, A.; MUNROE, P. Characteristics of biochar: physical and structural properties. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (ed.) **Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation**. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 89-109.
- CHUNXUE, Y.; JOSEPH, S.; LIANQING, L.; GENXING, P.; LIN, Y.; MUNROE, P.; PACE, B.; TAHERYMOOSAVI, S.; VAN ZWIETEN, L.; THOMAS, T.; NIELSEN, S.; YE, J.; DONNE, S. Developing more effective enhanced biochar fertilisers for improvement of pepper yield and quality. **Pedosphere**, v. 25, p. 703-712, 2015. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30051-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30051-5).
- CONESA, J. A.; FONT, R.; FULLANA, A.; MARTÍN- GULLÓN, I.; ARACIL, I.; GÁLVEZ, A.; MOLTÓ, J.; GÓMEZ-RICO, M.F. Comparison between emissions from the pyrolysis and combustion of different wastes. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v.84, p.95-102, 2009. DOI: 10.1016/j.jaap.2008.11.022.
- CONZ, R. F.; ABBRUZZINI, T. F.; ANDRADE, C. A.; MILORI, D. M. B. P.; CERRI, C. E. P. Effect of pyrolysis temperature and feedstock type on agricultural properties and stability of biochars. **Agricultural Sciences**, v. 8, p. 914-933, 2017. DOI: <https://doi.org/10.4236/as.2017.89067>.
- CROMBIE, K.; MASEK, O.; SOHI, S. H.; BROWNSORT, P.; CROSS, A. The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. **Global Change Biology-Bioenergy**, v. 5, p. 122-131, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12030>.
- DOMINGUES, R. R.; TRUGILHO, P. F.; SILVA, C. A.; MELO, I. C. N. A.; MELO, L. C. A.; MAGRIOTIS, Z. M.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE**, v. 12, e0176884, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176884>.
- DOMINGUES, R. R.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; SPOKAS, K. A.; MELO, L. C. A.; TRUGILHO, P. F.; VALENCIANO, M. N.; SILVA, C. A. Enhancing cation exchange capacity of weathered soils using biochar: feedstock, pyrolysis conditions and addition rate. **Agronomy**, v. 10, 824, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy10060824>.
- ENDERS, A.; HANLEY, K.; WHITMAN, T.; JOSEPH, S.; LEHMANN, J. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 644-653, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.022>.
- FALCÃO, N. P. S.; CLEMENT, C. R.; TSAI, S. M.; COMERFORD, N. B. Pedology, fertility, and biology of Central Amazonian ark Earths. In: WOODS, W. I.; TEIXEIRA, W. G.; LEHMANN, J.; STEINER, C.; WINKLERPRINS, A.; REBELLATO, L. (ed.) **Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision**. Berlin: Springer Science, 2009. p.213-228.
- FELLET, G.; MARMIROLI, M.; MARCHIOL, L. Elements uptake by metal accumulator species grown on mine tailings amended with three types of biochar. **Science of the Total Environment**, v. 468-469, p. 598-608, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.072>.

- FIELD, J. L.; KESKE, C. M. H.; BIRCH, G. L.; DEFOORT, M. W.; COTRUFO, M. F. Distributed biochar and bioenergy coproduction: a regionally specific case study of environmental benefits and economic impacts. **Global Change Biology-Bioenergy**, v. 5, p. 177-191, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12032>.
- GASKIN, J. W.; STEINER, C.; HARRIS, K.; DAS, C.; BIBENS, B. Effect of low temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. **Transactions of the ASABE**, v. 51, p. 2061-2069, 2008. DOI: <https://doi.org/10.13031/2013.25409>.
- GLASER, B.; BALASHOV, E.; HAUMAIER, L.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. **Organic Geochemistry**, v. 31, p. 669-678, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00044-9](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00044-9).
- GOMEZ-EYLES, J. L.; BEESLEY, L.; MORENO-JIMENEZ, E.; GHOSH, U.; SIZMUR, T. The potential of biochar amendments to remediate contaminated soils. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed.) **Biochar and oil biota**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 100-133.
- GRABER, E. R.; ELAD, Y. Biochar impact on plant resistance to disease. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed.) **Biochar and soil biota**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 41-68.
- GRUTZMACHER, P.; PUGA, A. P.; BIBAR, M. P. S.; COSCIONE, A. R.; PACKER, A. P.; ANDRADE, C. A. Carbon stability and fertilizer induced N₂O emissions mitigation in soil treated with biochar. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 1459-1466, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.196>.
- GWENZI, W.; NYAMBISHI, T. J.; CHAUKURA, N.; MAPOPE, N. Synthesis and nutrient release patterns of a biochar-based N-P-K slow-release fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, p. 405-414, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1399-7>.
- IBI. **Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil**, IBI-STD-01.1, 2015, International Biochar Initiative, https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf. Acesso em: 02 fev. 2021.
- IEA. **IEA Bioenergy Annual Report 2006**. Task 34: Pyrolysis of biomass. Disponível em: <http://www.ieabioenergy.com/DocSet.aspx?id=5566&ret=lib>. Acesso em: 03 mar. 2021.
- IPCC - International Panel on Climate Change. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama: IGES, 2006. EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TABANE, K. (ed.). <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.
- IPCC - International Panel on Climate Change. Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Cambridge University Press, 2013. 1535 p.
- IPCC - International Panel on Climate Change. Appendix 4: Method for estimating the change in mineral soil organic carbon stocks from biochar amendments. In: 2019 **Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**, p. 2-6, 2019.
- IPPOLITO, J. A.; SPOKAS, K. A.; NOVAK, J. M.; LENTZ, R. D.; CANTRELL, K. B. Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (ed.) **Biochar for environmental management: science, technology and implementation**. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 139-163.
- JAISWAL, A. K.; ELAD, Y.; GRABER, E. R.; FRENKEL, O. *Rhizoctonia solani* suppression and plant growth promotion in cucumber as affected by biochar pyrolysis temperature, feedstock and concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 69, p. 110-118, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.051>.
- JONES, D. L.; MURPHY, D. V.; KHALID, M.; AHMAD, W.; EDWARD-JONES, G.; DeLUCA, T. T.; Short-term biochar-induced increase in soil CO₂ release is both biotically and abiotically mediated. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1723-1731, 2011.
- JOSEPH, S.; GRABER, E. R.; CHIA, C.; MUNROE, P.; DONNE, S.; THOMAS, T.; NIELSEN, S.; MARJO, C.; RUTLIDGE, H.; PAN, G. X.; LI, L.; TAYLOR, P.; RAWAL, A.; HOOK, J. Shifting paradigms: development of high-efficiency biochar fertilizers based on nano-structures and soluble components. **Carbon Management**, v. 4, p. 323-343, 2013. DOI: <https://doi.org/10.4155/cmt.13.23>.
- KAMMANN, C.; GRABER, E. R. Biochar effects on plant ecophysiology. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (ed.) **Biochar for environmental management: Science, Technology and Implementation**. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 391-419.
- KERN, D. C.; KAMPF, N.; WOODS, W. I.; DENEVAN, W. M.; COSTA, M. L.; FRAZÃO, F. J. L.; SOMBROEK, W. Evolução do conhecimento em Terra Preta de Índio. In: TEIXEIRA, W. G.; KERN, D. C.; MADARI, B. E.; LIMA, H. N.; WOODS, W. (ed.). **As Terras Pretas de Índio na Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas**. Manaus: Embrapa Amazônica Ocidental, 2009. p. 72-81.
- KOOKANA, R. S. The role of biochar in modifying the environmental fate, bioavailability, and efficacy of pesticides in soils: a review. **Soil Research**, v. 48, p. 627-637, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1071/SR10007>
- KOOKANA, R. S.; SARMAH, A. K.; VAN ZWIETEN, L.; KRULL, E.; SINGH, B. Biochar application to soil: agronomic and environmental benefits and unintended consequences advances. In: SPARKS, D. L. (ed.) **Advances in agronomy**. Burlington: Academic Press, 2011. p. 103-143.

- KUZUYAKOV, Y.; BOGOMOLOVA, I.; GLASER, B. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ^{14}C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 70, p. 229-236, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.021>.
- LA SCALA JÚNIOR, N.; DE FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, p. 775-785, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842012000400012>.
- LAL, R. Biochar and soil carbon sequestration. In: GUO, M.; HE, Z.; UCHIMIYA, S. M. (ed.) *Agricultural and environmental applications of biochar: Advances and Barriers*. Madison: SSSA, 2016. p. 175-197.
- LEFEBVRE, D.; WILLIAMS, A.; MEERSMANS, J.; KIRK, G. J. D.; SOHI, S.; GOGLIO, P.; SMITH, P. Modelling the potential for soil carbon sequestration using biochar from sugarcane residues in Brazil. *Scientific Reports*, v. 10, 19479, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76470-y>.
- LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Biochar for environmental management: an introduction. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.) *Biochar for environmental management: Science, Technology and Implementation*. Earthscan, London & Sterling, 2015. p. 1-13.
- LIANG, B.; LEHMANN, J.; SOHI, S. P.; THIES, J. E.; O'NEILL, B.; TRUJILLO, L.; GAUNT, J.; SOLOMON, D.; GROSSMAN, J.; NEVES, E. G.; LUIZÃO, F. J. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Organic Geochemistry*, v. 41, p. 206-213, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.09.007>.
- MAESTRINI, B.; NANNIPIERI, P.; ABIVEN, S. A meta-analysis on pyrogenic organic matter induced priming effect. *Global Change Biology - Bioenergy*, v. 7, p. 577-590, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12194>.
- MASEK, O.; RONSSE, F.; DICKINSON, D. Biochar production and feedstock. In: SHACKLEY, S.; RUYSSCHAERT, G.; ZWART, K.; GLASER, B. *Biochar in European Soils and Agriculture*. Earthscan, 2016. p. 17-40.
- MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Potential of soil carbon sequestration for the Brazilian Atlantic Region. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (ed.) *Carbon sequestration in soils of Latin America*. New York, 2006. p. 349-368.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: UFLA, 2006. p. 729.
- MUKOME, F. N. D.; PARIKH, S. J. Chemical, physical, and surface characterization of biochar. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed.) *Biochar and soil biota*. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 68-96.
- MUKOME, F. N. D.; PARIKH, S. J. Chemical, physical, and surface characterization of biochar. In: OK, Y. S.; UCHIMIYA, S. M.; CHANG, S. X.; BOLAN, N. (ed.) *Biochar: production, characterization, and applications*. Boca Raton: CRC Press, 2016. p. 68-96.
- PAZ-FERREIRO, J.; LU, H.; FUI, S.; MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. *Solid Earth*, v. 5, p. 65-75, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5194/se-5-65-2014>.
- PUGA, A. P. *Biocarvão na mitigação da toxicidade de metais pesados em solos de área de mineração*. 2015. 105 f. Tese (Doutorado) - Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas.
- PUGA, A. P.; ABREU, C. A.; MELO, L. C. A.; BEESLEY, L. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. *Journal of Environmental Management*, v. 159, p. 86-93, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.036>.
- PUGA, A. P.; QUEIROZ, M. C. A.; LIGO, M. A. V.; CARVALHO, C. S.; PIRES, A. M. M.; MARCATTO, J. O. S.; ANDRADE, C. A. Nitrogen availability and ammonia volatilization in biochar-based fertilizers. *Archives of Agronomy and Soil Science*, v. 66, p. 992-1004, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1650916>.
- PUGA, A. P.; GRUTZMACHER, P.; CERRI, C. E. P.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A. Biochar-based nitrogen fertilizers: Greenhouse gas emissions, use efficiency, and maize yield in tropical soils. *Science of the Total Environment*, v. 704, 135375, 2020b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135375>.
- QUEIROZ, M. C. A. *Eficiência agrônoma de fertilizantes nitrogenados formulados a partir de biocarvão e fonte mineral*. 2018. 88 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas.
- RAMOS, N. P.; YAMAGUCHI, C. S.; PIRES, A. M. M.; ROSSETTO, R.; POSSENTI, R. A.; PACKER, A. P. C.; CABRAL, O. M. R.; ANDRADE, C. A. Decomposição de palha de cana-de-açúcar recolhida em diferentes níveis após a colheita mecânica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, p. 1492-1500, 2016.
- REHRAH, D.; BANSODE, R. R.; HASSAN, O.; AHMEDNA, M. Physico-chemical characterization of biochars from solid municipal waste for use in soil amendment. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v. 118, p. 42-53, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2015.12.022>.

- REHRAH, D.; REDDY, M. R.; NOVAK, J. M.; BANSODE, R. R.; SCHIMMEL, K. A.; YU, J.; WATTS, D. W.; AHMEDNA, M. Production and characterization of biochars from agricultural by-products for use in soil quality enhancement. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v. 108, p. 301-309, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2014.03.008>.
- SANT'ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 108, p. 101-120, 2017.
- SHELLEKENS, J.; SILVA, C. A.; BUURMAN, P.; RITTL, T. F.; DOMINGUES, R. R.; JUSTI, M.; VIDAL-TORRADO, P.; TRUGILHO, P. F. Molecular characterization of biochar from five Brazilian agricultural residues obtained at different charring temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v. 130, p. 106-117, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.01.020>.
- SHARKAWI, H.M.E.; TOJO, S.; CHOSA, T.; MALHAT, F.M.; YOUSSEF, A.M. Biochar-ammonium phosphate as an uncoated-slow release fertilizer in sandy soil. *Biomass and Bioenergy*, v. 117, p. 154-160, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.07.007>.
- SHI, S.; ZHANG, Q.; LOU, Y.; DU, Z.; WANG, Q.; HU, N.; WANG, Y.; GUNINA, A.; SONG, J. Soil organic and inorganic carbon sequestration by consecutive biochar application: Results from a decade field experiment. *Soil Use and Management*, v. 37, p. 95-103, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/SUM.12655>.
- SHRESTHA, G.; TRAINA, S. J.; SWANSTON, C. W. Black carbon's properties and role in the environment: a comprehensive review. *Sustainability*, v. 2, p. 294-320, 2010. DOI: <https://doi.org/10.3390/su2010294>.
- SILVA, L. G.; ANDRADE, C. A.; BETTIOL, W. Biochar amendment increases soil microbial biomass and plant growth and suppresses Fusarium wilt in tomato. *Tropical Plant Pathology*, v. 45, p. 73-83, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40858-020-00332-1>.
- SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S.; WRIGHT, J. L.; BOMFIM, B.; HENDRICKS, L.; GAVIN, D. G.; MUNIZ, A. W.; MARTINS, G. C.; MOTTA, A. C. V.; BARBOSA, J. Z.; MELO, V. F.; YOUNG, S. D.; BROADLEY, M. R.; SANTOS, R. V. A new hypothesis for the origin of Amazonian Dark Earths. *Nature Communications*, v. 12, article 127, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20184-2>.
- SINGH, B. P.; COWIE, A. L.; SMERNIK, R. J. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environmental Science and Technology*, v. 46, p. 11770-11778, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1021/es302545b>.
- SINGH, B. P.; FANG, Y.; BOERSMA, M.; COLLINS, D.; VAN ZWIETEN, L.; MACDONALD, L. M. *In situ* persistence and migration of biochar carbon and its impact on native carbon emission in contrasting soils under managed temperate pastures. *PlosOne*, v. 10, e0141560, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141560>.
- SOHI, S. P.; KRULL, E.; LOPEZ-CAPEL, E.; BOL, R. A review of biochar and its use and function in soil. In: SPARKS, D.L. (Ed.) *Advances in agronomy*. Elsevier Academic Press, 2010. p. 47-82.
- SPOKAS, K. A.; CANTRELL, K. B.; NOVAK, J. M.; ARCHER, D. W.; IPPOLITO, J. A.; COLLINS, H. P.; BOATENG, A. A.; LIMA, I. M.; LAMB, M. C.; MCALOON, A. J.; LENTZ, R. D.; NICHOLS, K. A. Biochar: A synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, v. 41, p. 973-989, 2012. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0069>.
- SOHI, S.P. Carbon storage with benefits. *Science*, v. 338, p. 1034-1035, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1225987>.
- TIAN, R.; LI, C.; XIE, S.; YOU, F.; CAO, Z.; XU, Z.; YU, G.; WANG, Y. Preparation of biochar via pyrolysis at laboratory and pilot scales to remove antibiotics and immobilize heavy metals in livestock feces. *Journal of Soils and Sediments*, v. 19, p. 2891-2902, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02350-2>.
- TOZZI, F. V. N.; COSCIONE, A. R.; PUGA, A. P.; CARVALHO, C. S.; CERRI, C. E. P.; ANDRADE, C. A. Carbon stability and biochar aging process after soil application. *Horticulture International Journal*, v. 3, p. 320-329, 2019.
- UCHIMIYA, M.; CHANG, S.; KLASSON, K. T. Screening biochars for heavy metal retention in soil: role of oxygen functional groups. *Journal of Hazardous Materials*, v. 190, p. 432-441, 2011.
- VAN RAIJ, B. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. *Bragantia*, v. 28, p. 85-112, 1969.
- WANG, F.; JI, R.; JIANG, Z.; CHEN, W. Species-dependent effects of biochar amendment on bioaccumulation of atrazine in earthworms. *Environmental Pollution*, v. 186, p. 241-247, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.012>.
- WANG, J.; XIONG, Z.; KUZYAKOV, Y. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *Global Change Biology - Bioenergy*, v. 8, p. 512-523, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>.
- WEBER, K.; QUICKER, P. Properties of biochar. *Fuel*, v. 217, p. 240-261, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>.

- WEN, P.; WU, Z.; HAN, Y.; CRAVOTTO, G.; WANG, J.; YE, B. C. Microwave-assisted synthesis of a novel biochar-based slow-release nitrogen fertilizer with enhanced water-retention capacity. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, v. 5, p. 7374-7382, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsschemeng.7b01721>.
- YAASHIKAA, P. R.; KUMAR, P. S.; VARJAN, S.; SARAVANAN, A. A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. *Biotechnology Reports*, v. 28, e00570, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570>
- YAMAGUCHI, C. S.; RAMOS, N. P.; CARVALHO, C. S.; PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A. Decomposição da palha de cana-de-açúcar e balanço de carbono em função da massa inicialmente aportada sobre o solo e da aplicação de vinhaça. *Bragantia*, v. 76, p. 135-144, 2017.
- YANG, C. D.; LU, S. G. Effects of five different biochars on aggregation, water retention and mechanical properties of paddy soil: A field experiment of three-season crops. *Soil and Tillage Research*, v. 205, 144798, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104798>.
- YE, L.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; SHEN, Q.; LEHMANN, J.; SINGH, B.; SABIR, M. Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: A meta-analysis of field studies using separate controls. *Soil Use and Management*, v. 36, p. 2-18, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12546>.
- YOUSAF, B.; LIU, G.; WANG, R.; ABBAS, Q.; IMTIAZ, M.; LIU, R. Investigating the biochar effects on C-mineralization and sequestration of carbon in soil compared with conventional amendments using the stable isotope (^{13}C) approach. *Global Change Biology-Bioenergy*, v. 9, p. 1085-1099, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12401>.
- YU, Z.; LING, L.; SINGH, B.P.; LUO, Y.; XU, J. Gain in carbon: Deciphering the abiotic and biotic mechanisms of biochar-induced negative priming effects in contrasting soils. *Science of the Total Environment*, v. 746, 141057, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141057>.
- ZHAO, L.; CAO, X.; MASEK, O.; ZIMMERMAN, A. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*, v. 256-257, p. 1-9, 2013. DOI: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>.
- ZHENG, J.; HAN, J.; LIU, Z.; XIA, W.; ZHANG, X.; LI, L.; LIU, X.; BIAN, R.; CHENG, K.; ZHENG, J.; PAN, G. Biochar compound fertilizer increases nitrogen productivity and economic benefits but decreases carbon emission of maize production. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 241, p. 70-78, 2017. DOI: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.034>.
- ZHOU, Z.; DU, C.; LI, T.; SHEN, Y.; ZENG, Y.; DU, J.; ZHOU, J. Biodegradation of a biochar-modified waterborne polyacrylate membrane coating for controlled-release fertilizer and its effects on soil bacterial community profiles. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, p. 8672-8682, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-4040-z>.
- ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B. The stability of biochar in the environment. In: LADYGINA, N.; RINEAU, F. (ed.) *Biochar and soil biota*. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 68-96.