

Matéria orgânica do solo e o equilíbrio global de carbono

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri

Thalita Fernanda Abbruzzini

João Luís Nunes Carvalho

Maurício Roberto Cherubin

Leidivan Almeida Frazão

Stoécio Malta Ferreira Maia

Dener Márcio da Silva Oliveira

Introdução

Tem sido crescente a preocupação mundial em relação às mudanças do clima no planeta, decorrentes, principalmente, do excesso de emissões de dióxido de carbono (CO_2) e de outros gases do efeito estufa (GEE), tais como o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). Em princípio, estes gases são responsáveis pela manutenção da temperatura média da Terra entre 16 e 18 °C, promovendo o chamado “efeito estufa”, essencial para a existência da vida no planeta.

Estudos revelam que nos últimos 200 anos a concentração desses gases do efeito estufa na atmosfera, principalmente de CO_2 , vem aumentando gradativamente e, de forma mais significativa, nas últimas décadas (IPCC, 2019). Uma das principais consequências é o chamado “aumento do efeito estufa” ou “efeito estufa antrópico” devido a maior reflexão dos raios infravermelhos para a Terra, promovendo um desequilíbrio energético (Figura 1). Particularmente, as concentrações atmosféricas de CO_2 contribuem com, aproximadamente, 60% do forçamento radiativo responsável pela mudança climática antropogênica, desencadeado pelo aumento na concentração atmosférica global de CO_2 de 280 ppm (1700) para 380 ppm (2005), chegando a um máximo de CO_2 atmosférico de 418 ppm em janeiro de 2022 (ESRL Global Monitoring Laboratory, 2022).

De acordo com o mais recente relatório do Painel Intergovernamental para Mudanças do Clima (IPCC, 2019), do período de 1850 a 1900 ao de 2006 a 2015, a temperatura média do ar na superfície da Terra aumentou em 1,53

C, enquanto o aumento da temperatura média global – considerando terras e oceanos – foi de 0,87 C. Esse aquecimento resultou em um aumento da frequência, intensidade e duração de eventos relacionados ao clima, incluindo ondas de calor na maioria das regiões terrestres. A frequência e a intensidade

de secas foram maiores em algumas regiões, incluindo o Mediterrâneo, oeste da Ásia, muitas partes da América do Sul, grande parte da África e nordeste da Ásia, e houve um aumento na intensidade de eventos de fortes chuvas em escala global (IPCC, 2019). Esses fenômenos climáticos intensos geram preocupação em nível mundial em função das inundações, da destruição de infraestrutura de cidades e estradas, das perdas de safra, da queima descontrolada de grandes áreas florestadas e do transtorno gerado para as populações afetadas por esses eventos climáticos extremos.

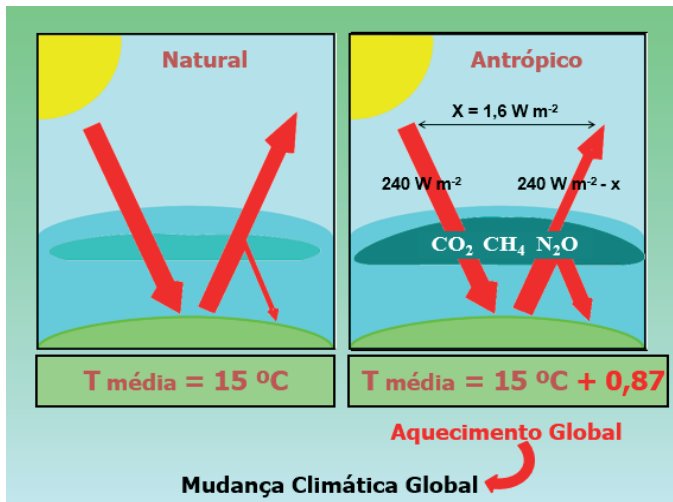


Figura 1. Representação esquemática do efeito estufa natural e magnificado em função da ação antrópica e seus impactos na temperatura (T) média da Terra.

Fonte: IPCC, 2019.

Entre os setores responsáveis pelas emissões de gases do efeito estufa, destacam-se os de uso da terra, mudança de uso da terra e florestas (LULUCF), agropecuária e energia. No Brasil, as emissões de gases do efeito estufa do setor Agropecuário, que inclui fontes como fermentação entérica, manejo de dejetos, uso de fertilizantes nitrogenados e resíduos das culturas, foram responsáveis pela emissão de 487 Tg de CO_2 equivalente (CO_2 eq), o que representa 33,2% das emissões nacionais e um aumento de 6,3% na emissão gases do efeito estufa (GEE) entre 2010 e 2016 (MCTI, 2020). O setor energético é o segundo maior emissor de GEE, uma vez que é responsável por 28,9% das emissões do Brasil. Além disso, esse setor experimentou o aumento de 13,1% nas emissões de GEE entre 2010 e 2016. Por fim, destaca-se o setor LULUCF com 27,1% das emissões nacionais, sendo o setor com maior aumento (57,4%) nas emissões de gases do

efeito estufa neste período (Brasil, 2020), refletindo o desmatamento acelerado que ocorreu em diferentes regiões do Brasil nos últimos anos.

Neste contexto, o Brasil aderiu, em 2015, ao Acordo de Paris e apresentou na Convenção das Nações Unidas para as Mudanças do Clima (United Nations Framework Convention on Climate Change - UNFCCC) suas intenções de redução das emissões, chamadas de iNDC (Intended Nationally Determined Contributions), as quais foram ratificadas em 2016 pela UNFCCC, passando então a ser chamada exclusivamente de NDC (Nationally Determined Contributions). A NDC brasileira assumiu o compromisso de reduzir as emissões em 37% e 43% até 2025 e 2030, respectivamente, em relação às emissões de 2005. Para cumprir esta meta, o Brasil estabeleceu uma série de ações, dentre as quais merece destaque a proposta de aumentar a participação da bioenergia na matriz energética brasileira para aproximadamente 18% até 2030, expandindo o consumo de biocombustíveis e aumentando a oferta de etanol, incluindo a produção de etanol de segunda geração (Brasil, 2015). O Brasil deverá ainda incentivar e apoiar práticas e/ou sistemas de agricultura resilientes de baixa emissão de carbono (C), buscando fortalecer, por exemplo, o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura (Plano ABC).

Solo e o ciclo global do carbono

O carbono (C) é um elemento vital, pois, juntamente com o oxigênio (O_2), forma o CO_2 , que é fixado no processo de fotossíntese, o principal processo natural que sustenta a vida no planeta e que representa o início da cadeia trófica. Dessa forma, o C transita em todas as esferas: atmosfera, biosfera, pedosfera (humosfera), litosfera e hidrosfera. A sua participação se dá tanto na forma de compostos inorgânicos muito simples (CO_2) quanto na estrutura de compostos complexos de tecidos vegetais (celulose, lignina) e animais, além de compostos mais condensados e de maior estabilidade química, como húmus, carvão e petróleo.

Considerando apenas a atmosfera e os ecossistemas terrestres, as estimativas elaboradas pelo IPCC (2019) evidenciam que há entre 730 a 750 Pg de C armazenados na atmosfera (sendo 1 Pg = 10^{15} g ou 1 bilhão de toneladas de C), 470 a 655 Pg de C na vegetação e 1.500 a 2.000 Pg de C no solo até um metro de profundidade. Contudo, cerca de 800 Pg de C estão armazenados somente nos primeiros 30 cm de profundidade dos solos (IPCC, 2019). Esses valores indicam que existe de duas a três vezes mais C nos solos na forma de matéria orgânica, em relação ao armazenado na vegetação, e cerca do dobro do C presente na atmosfera (Figura 2).



Figura 2. Estoques globais de carbono em ecossistemas terrestres.

Fonte: IPCC (2019).

O ciclo global do C se refere às trocas de C dentro e entre quatro reservatórios principais: a atmosfera, os oceanos, a terra e os combustíveis fósseis. O C pode ser transferido de um reservatório para outro em segundos – por exemplo, a fixação de CO₂ atmosférico em açúcar por meio da fotossíntese – ou ao longo de milênios – por exemplo, o acúmulo de C fóssil, como carvão, petróleo e gás, por meio da deposição e diagênese de matéria orgânica.

Os fluxos de C entre o carbono orgânico do solo (COS) e a atmosfera variam em resposta a uma combinação de fatores diretos, como mudanças na cobertura e uso da terra, e indiretos – por exemplo, mudanças climáticas, fertilização com CO₂ e deposição de nitrogênio – associados às atividades antropogênicas e a processos naturais (IPCC, 2019). Pequenas mudanças no estoque de C podem resultar em impactos significativos na concentração de CO₂ atmosférico, ocasionando, conseqüentemente, mudanças no clima (Heimann; Reichstein, 2008). Ademais, em função da importância da MO para a fertilidade do solo, alterações no estoque de C –aproximadamente 45% da massa seca da MO corresponde ao C – podem afetar a produtividade dos agroecossistemas de maneira significativa (Houghton, 2003).

O solo é considerado um compartimento preponderante no balanço global de C pela UFNCCC e, durante a reunião da COP de Paris em 2015, lançou-se uma iniciativa denominada *4 per 1000 Initiative*. De acordo com esta iniciativa, os solos do planeta (até 2 m de profundidade) acumulam 2.400 Gt de C e um aumento anual de 0,4% (ou 4‰) nos estoques globais de C seria equivalente às emissões anuais de CO₂ causadas pela queima de combustíveis fósseis (8,9 Gt de C) (Minasny et al., 2017). Em outras palavras, este acúmulo de C no solo poderia ser usado para mitigar as emissões de gases de efeito estufa para

a atmosfera, além de proporcionar maior segurança alimentar e aumento da fertilidade do solo.

O potencial de mitigação global devido ao aumento dos estoques de C em solos minerais está estimado entre 0,4 e 8,64 Gt CO₂ ano⁻¹ (IPCC, 2019), portanto, bastante variável, pois depende do tipo de solo e seu histórico de manejo, da disponibilidade de recursos, das condições ambientais, além da composição microbiana do solo, entre outros fatores. Em outras palavras, os solos podem atuar na captura e armazenamento do CO₂ presente na atmosfera por meio da implementação de mudanças estratégicas no uso da terra e do manejo do solo, interrompendo o aumento na concentração de CO₂ atmosférico ou até mesmo potencialmente reduzindo a quantidade de CO₂ na atmosfera, com consequente estabilização do aquecimento global.

Estudos recentes que avaliaram o papel do C do solo nas soluções naturais para o clima (Natural Climate Solutions – NCS), as quais consistem em ações de conservação, restauração e manejo da terra para aumentar o armazenamento de C ou evitar as emissões de gases de efeito estufa em ecossistemas terrestres, mostraram que o C representa 25% do potencial das NCS (potencial total de 23,8 Gt de CO₂ equivalente ano⁻¹), dos quais 40% corresponde à proteção e conservação do C existente no solo e 60% consiste na reconstrução dos estoques de C do solo. Considerando o uso do solo, o C compreende 9% do potencial de mitigação das florestas, 72% para zonas úmidas e 47% para agricultura e pastagens (Griscom et al., 2017). Nesse sentido, o C e sua dinâmica são amplamente discutidos na literatura científica em relação ao seu papel na redução das emissões de C e no potencial para remover o CO₂ atmosférico e fornecer serviços ecossistêmicos, além da mitigação das mudanças do clima (Bossio et al., 2020).

Avaliação do carbono armazenado no solo

As avaliações da quantidade de C estocada no solo em um dado ecossistema, bem como as suas relações de troca com a vegetação e atmosfera, são de primordial importância. Em um ecossistema nativo, o estoque de C do solo está supostamente em equilíbrio dinâmico (*steady-state*), ou seja, as entradas e saídas de C se compensam ao longo de um período de tempo. Quando um ecossistema nativo é alterado por atividades antrópicas, o equilíbrio dinâmico é alterado e, normalmente, as entradas são menores do que as saídas ou as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo são aceleradas, o que leva a uma redução da quantidade de C estocada no solo.

O estoque de C no solo é ainda influenciado por uma série de fatores que englobam o tipo de solo – sobretudo relativo à fração mineral –, o tipo de vegetação – contribuição da parte aérea e sistema radicular –, o clima – seco/frio

versus úmido/quente -, o relevo - topografia pode privilegiar, por exemplo, acúmulo de C em regiões de baixada -, a biota do solo - população, atividade e diversidade funcional -, as práticas de manejo - práticas conservacionistas como pastagem bem manejada, plantio direto e integração lavoura-pecuária-floresta, tendem a aumentar o C do solo, enquanto pastagens degradadas e uso excessivo de práticas de preparo do solo tendem a reduzir o C do solo (Weil; Brady, 2008).

Considerando os vários fatores que direta ou indiretamente influenciam os estoques de C do solo, sua adequada avaliação é uma atividade complexa e com relativa incerteza. Nesse contexto, várias abordagens foram propostas na tentativa de avaliar as alterações nos estoques de C do solo, sobretudo em função da mudança do uso da terra e/ou adoção de práticas de manejo.

Determinação dos teores e estoques de C no solo

Usualmente, os teores de C no solo podem ser determinados por diferentes técnicas, que podem ser divididas em métodos de oxidação úmida e combustão a seco. O método de oxidação úmida Walkley-Black (Walkley; Black, 1934) é o mais comum para a determinação dos teores de C no solo. Nesse método, um oxidante forte (ex.: dicromato de potássio) reage com a amostra de solo e a dosagem do agente oxidante remanescente é determinada por titulometria com o uso de sulfato ferroso amoniacal (Parron et al., 2015). Várias modificações deste método são propostas, tais como o aquecimento da amostra, o que parece levar a resultados mais precisos (Heanes, 1984; Yeomans; Bremner, 1988). Já o método por combustão a seco utiliza um analisador elementar para oxidar o C em altas temperaturas. Neste método, o C presente na matéria orgânica do solo é queimado e convertido em CO_2 , o qual é carregado cromatograficamente e medido em detectores apropriados (Parron et al., 2015). Este método, além de ser mais rápido, é mais preciso e acurado em comparação à oxidação úmida, pois determina tanto o C em formas facilmente oxidáveis quanto o C presente em estruturas dificilmente oxidáveis. No entanto, para solos ricos em carbonatos, recomenda-se analisar o carbono inorgânico (CI) e subtrair o valor obtido do C orgânico (CO), para que o C orgânico não seja superestimado. Por fim, para comparar os resultados obtidos de C no solo pelos métodos de combustão a seco e pelo Walkley-Black, é necessário o uso de um fator de correção para solos brasileiros (Gatto et al., 2009).

A determinação dos teores de C do solo é um ponto relevante para a quantificação dos estoques de C. Além dos teores, é preciso considerar os estoques de C, representado pela massa equivalente em cada camada de solo e a densidade global (aparente) do solo. Os estoques de C são, por convenção, expressos em

massa por área, como Mg de C ha⁻¹. Os estoques são obtidos pela multiplicação do teor de C, expresso em massa por unidade de massa (em g de C kg⁻¹ solo), pela densidade aparente da camada do solo (em g cm⁻³ ou Mg m⁻³) e pela espessura da camada (cm) (Parron et al., 2015). A densidade do solo é fundamental para a quantificação dos estoques de C do solo e para a comparação dos estoques entre diferentes tipos de solo, ao longo do tempo, ou sob diversos usos. Solos com o mesmo teor de C, mas com diferentes densidades, têm diferentes massas de solo, considerando uma mesma camada amostrada, e, portanto, diferem quanto aos estoques de C. Nesse sentido, para comparar os estoques de C do solo entre diferentes áreas, usos da terra e/ou entre diferentes tempos de uso e manejo do solo, é imprescindível a correção dos estoques em função da massa equivalente de solo (Ellert; Bettany, 1995), a qual ajusta as diferenças de massa do solo entre os usos e manejo do solo.

Uso de isótopos estáveis de C e N em avaliações da matéria orgânica do solo

Independentemente das alterações nos estoques de C, avaliar a sua origem permite inferir sobre importantes impactos decorrentes da mudança de uso da terra e manejo. Nesse âmbito, destacam-se as técnicas que utilizam a abundância natural dos isótopos carbono-13 (¹³C) e nitrogênio-15 (¹⁵N) (Ferraz et al., 2009). O uso de técnicas isotópicas permite um melhor entendimento sobre a dinâmica do C em função dos distúrbios ocasionados pelas práticas de manejo do solo (Diochon; Kellman 2009; Oliveira et al., 2016a), visto que gera informações a respeito das possíveis entradas e saídas de C no sistema solo-planta. Em áreas onde a mudança de uso da terra envolveu a conversão de cobertura vegetal composta predominantemente por plantas com ciclo fotossintético C3 para o cultivo da terra com plantas C4 (ex.: floresta nativa para pastagem ou floresta nativa para cana-de-açúcar), é possível estimar a proporção do C do solo derivado da cobertura atual e pretérita utilizando uma medida da proporção dos isótopos estáveis ¹³C/¹²C (também chamado ¹³C) (Vitorello et al., 1989), uma importante ferramenta para inferir os efeitos da mudança de uso da terra e manejo sobre a dinâmica do C no solo.

Ferramentas para avaliações qualitativas da matéria orgânica do solo

As mudanças no manejo ou no uso da terra podem promover importantes alterações estruturais na matéria orgânica do solo. Essas alterações, por sua vez, refletem em mudanças nas propriedades do solo e em perdas de C armazenado, podendo reduzir a produtividade das culturas (Martin Neto et al., 2007). Atualmente, existem diversos métodos espectroscópicos aptos a fornecer infor-

mações sobre a natureza química dos compostos orgânicos presentes no solo. Entre os métodos mais utilizados na ciência do solo, destacam-se a ressonância magnética nuclear do ^{13}C (RMN) (Cereta et al., 2008) e a pirólise (Derenne; Quénéa, 2015; Rodríguez et al., 2016).

A espectroscopia de ressonância magnética nuclear permite avaliar os grupos de C, a caracterização estrutural e a determinação do grau de alifaticidade e aromaticidade da matéria orgânica do solo (MOS). Canellas et al. (2007), avaliando a qualidade da matéria orgânica do solo em áreas de cana-de-açúcar, com e sem queima, verificaram aumento no grau de aromaticidade e menor conteúdo de C atribuído a grupos carboxílicos nas amostras de solo oriundas do canavial em que não foi realizada a queima da palhada. Segundo os autores, o principal efeito da preservação da palhada foi o aumento significativo na quantidade de C atribuído a compostos aromáticos, ou seja, de compostos orgânicos com maior grau de condensação.

A pirólise é amplamente utilizada para avaliar mudanças na composição molecular da matéria orgânica do solo (Derenne; Quénéa, 2015; Rodríguez et al., 2016). Além da alta sensibilidade, a análise se destaca pela praticidade, rapidez, operacionalidade e custo-eficácia da sua realização. A pirólise acoplada ao cromatógrafo gasoso e espectrômetro de massa (Pi-CG-EM) permite, por exemplo, identificar biomarcadores de plantas e microrganismos e comparar a natureza e frações orgânicas presentes nos solos e/ou horizontes em um dado perfil de solo, sob diferentes usos e manejos, por meio da combustão direta de amostras de solo (Derenne; Quénéa, 2015).

A matéria orgânica do solo é um complexo conjunto de materiais orgânicos que diferem quanto à composição, disponibilidade para a microbiota e função no ambiente (Carter, 2001). Dessa forma, o fracionamento é uma ferramenta importante para reduzir essa heterogeneidade e auxiliar em estudos de caracterização e quantificação dos compartimentos da matéria orgânica do solo (Roscoe; Machado, 2002). As frações mais lábeis da MOS mostram-se mais responsivas ao cultivo, retratando alterações não perceptíveis nos estoques de C do solo a curto prazo (Blair et al., 1995; Oliveira et al., 2017a), principalmente considerando os diferentes níveis de oxidação e a suscetibilidade à decomposição dos compostos orgânicos presentes no sistema solo-planta.

Apesar do amplo uso do fracionamento baseado na labilidade e recalci-trância bioquímica da MOS, as técnicas de fracionamento físico são menos destrutivas e permitem a separação dos reservatórios da matéria orgânica do solo relacionada com suas características e a dinâmica desta no estado natural do solo (Roscoe; Machado, 2002). O fracionamento físico consiste em separar os diversos reservatórios da matéria orgânica do solo, de forma que possam

ser quantificados e caracterizados, utilizando dois métodos principais, que podem ser combinados entre si: o método densimétrico e o método granulométrico. Roscoe e Machado (2002) indicam que a escolha do método de fracionamento depende do objetivo do estudo. Em um estudo comparativo de degradação do solo, em que se busca verificar se determinado uso do solo está alterando a qualidade ambiental, qualquer um dos métodos atenderia aos objetivos da pesquisa. Por outro lado, quando se trata de estudos que visam acessar a dinâmica e disponibilidade dos diferentes compartimentos da MOS, a associação do fracionamento granulométrico ao densimétrico traria um maior volume de informações.

Por fim, recentemente, avaliações do C orgânico dissolvido (COD) têm recebido maior atenção em estudos sobre os efeitos da mudança de uso e manejo na dinâmica da matéria orgânica do solo (Kaiser; Kalbitz, 2012; Kramer; Chadwick, 2018; Gmach et al., 2020). O COD é uma fração solúvel da matéria orgânica do solo capaz de influenciar a dinâmica e distribuição de C ao longo do perfil no solo. Constituído de compostos lábeis e não lábeis produzidos e exsudados por plantas e microrganismos, tais como ácidos orgânicos, fenóis, açúcares e aminoácidos (Weishaar et al., 2003; Kaiser et al., 2004), o COD tem sua mobilidade diretamente associada ao fluxo de água no perfil de solo. Além de influenciar o transporte de nutrientes, metais e poluentes, essa fração da MOS é fundamental na dinâmica do C em subsuperfície em função de sua maior mobilidade no perfil do solo (Kaiser; Guggenberger, 2000; Kalbitz, 2003; Avneri-Katz et al., 2017).

Além de avaliações quantitativas (ex.: teores de C via combustão a seco), as análises no espectro do ultravioleta visível (UV-Vis) podem ser empregadas para avaliar a reatividade dos compostos orgânicos presentes na fração dissolvida dos solos, cujo desenvolvimento de índices que integram os comprimentos de ondas absorvidos pelas amostras e a concentração do C no solo facilitam a interpretação e a comparação dos resultados (Weishaar et al., 2003; Kalbitz et al., 2005). Além disso, no espectro do infravermelho ($400-4000\text{ cm}^{-1}$), a técnica de espectroscopia no infravermelho com transformação de Fourier (FTIR) possibilita detectar mudanças ocorridas nos grupamentos funcionais constituintes da MOS, além de identificar os compostos e os radicais orgânicos presentes na fração dissolvida dela (Kalbitz et al., 2000; Rodríguez et al., 2016).

Ferramentas para estimativa e predição dos estoques de C no solo

Dentre as principais abordagens existentes para as estimativas das variações de estoques de C, utilizando-se ferramentas ou planilhas de cálculo, pode-se mencionar o sistema proposto pelo *Carbon Benefits Project*,

originalmente desenvolvido pelo “Global Environment Facility” (GEF) e a ferramenta “X-Ante Carbon-balance Tool” (EX-ACT) proposta pela Food and Agriculture Organization (FAO). Adicionalmente, existem os métodos de cálculo baseados nos Tier (nível) 1, Tier 2 e Tier 3 do IPCC (IPCC, 2006). Essas abordagens são úteis para obter informações gerais, mas não substituem uma avaliação mais específica e/ou criteriosa baseada em amostragem de campo e determinação dos teores de C do solo utilizando analisador elementar - método via seca mencionado anteriormente.

O *Carbon Benefits Project* fornece ferramentas para projetos voltados à agropecuária e silvicultura para estimar o impacto de suas atividades na mitigação das mudanças climáticas, contemplando tanto as mudanças nos estoques de C como também as emissões de GEE. Tais ferramentas podem ser usadas em todas as etapas de um projeto e são gratuitas e relativamente fáceis de usar. As ferramentas são divididas em um “módulo simples” e outro “detalhado”, e foram desenvolvidas pela Colorado State University, nos Estados Unidos, e por parceiros no âmbito de um projeto cofinanciado pelo GEF e liderado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUD). O módulo simplificado utiliza valores padrões (“default”) extraídos da literatura para as estimativas dos estoques de C e emissões de gases do efeito estufa. Já no módulo detalhado, o usuário precisa inserir informações mais específicas sobre as mudanças de uso da terra e/ou práticas de manejo agrícola, tais como a quantidade aplicada de fertilizante(s), tipo(s) de cultura(s), forma(s) de preparo do solo etc., podendo também inserir fatores de emissão específicos. Ambos os módulos do *Carbon Benefits Project* geram, como resultados, informações gerais sobre a situação avaliada e fornecem as respectivas incertezas associadas às estimativas. Deste modo, tais ferramentas são úteis para a avaliação geral de projetos que, direta ou indiretamente, almejam avaliar os impactos de suas atividades nos estoques de C e emissões de gases do efeito estufa. O próprio projeto sugere que as avaliações mais precisas e que visem monitoramento sejam efetuadas com dados diretamente obtidos em condições de campo e mensuradas para cada situação específica avaliada.

A ferramenta EX-ACT foi desenvolvida pela FAO com o intuito de fornecer uma estimativa prévia do impacto de projetos de desenvolvimento agrícola e florestais nas emissões dos GEE e sequestro de C pelo solo. Assim, a ferramenta usa os valores padrão extraídos dos relatórios do IPCC (tier 1) e/ou coeficientes mais específicos obtidos da literatura para algumas situações associadas a sistemas agrossilvipastoris (tier 2). O usuário tem acesso a um conjunto de planilhas Excel interligadas para efetuar as estimativas dos potenciais acúmulos ou perdas de C e emissão de GEE. Há informações que

permitem conhecer as incertezas associadas a essas estimativas. Similarmente às ferramentas do *Carbon Benefits Project*, o EX-ACT não foi concebido para prover informações detalhadas, tampouco específicas para uma dada situação. Essas ferramentas são úteis para o conhecimento geral das magnitudes dos valores de estoques de C e emissão de GEE de atividades associadas à agropecuária e aos sistemas florestais.

O IPCC classificou as abordagens metodológicas para estimativas nacionais das emissões de GEE e estoques de C em três *tiers* (níveis), de acordo com a quantidade de informações necessárias e o grau de complexidade analítica (IPCC, 2003, 2006). O tier 1 utiliza os fatores de emissão e dados de C do solo padrões (“default”) fornecidos pelo IPCC, e deve ser utilizado por países que não possuem dados específicos (medidos) disponíveis. O tier 2 baseia-se na mesma abordagem metodológica que o tier 1, mas preconiza a utilização de fatores de emissão e outros parâmetros medidos do país. Os fatores e parâmetros de emissão específicos do país devem refletir de forma mais apropriada as condições de clima, solo e sistemas de uso da terra do país. Dados de atividades mais altamente estratificadas podem ser necessários para a abordagem do tier 2 para corresponder aos fatores e parâmetros de emissão específicos do país para regiões específicas e categorias especializadas de uso da terra. No tier 3, deve-se utilizar redes de monitoramento temporal e espacial da dinâmica do C e/ou emissão de gases do efeito estufa, ou modelos de simulação, os quais devem ser adaptados para atender às circunstâncias nacionais. Implementados adequadamente, os modelos de simulação podem ser combinados com sistemas de informação geográfica para abranger maiores extensões territoriais. A progressão do tier 1 para o tier 3 pode representar uma potencial redução da incerteza das estimativas para as emissões de gases do efeito estufa e variação nos estoques de C, mas ainda não se equipara às incertezas que foram reduzidas e estavam associadas ao procedimento que preconiza a coleta de amostras no campo, análise em laboratórios especializados e cálculo dos estoques de C.

Além das ferramentas mencionadas, alguns modelos biogeoquímicos de simulação estão disponíveis para simular a dinâmica da matéria orgânica do solo em diferentes ambientes. Os modelos variam desde uma abordagem relativamente simplificada dos fatores que afetam a dinâmica do C até modelos mais complexos, baseados em interações entre os componentes solo, planta e atmosfera (Parton et al., 1998; Del Grosso et al., 2001). Dentre os modelos de maior complexidade, destacam-se o CENTURY (Parton et al., 1998), o DAYCENT (Del Grosso et al., 2001), o DNDC (Li et al., 2000) e o APSIM (Keating et al., 2001).

Os modelos de simulação são alternativas para extrapolar dados sobre a dinâmica do C no solo em escalas temporais e espaciais. Os modelos baseados em processos biogeoquímicos são cada vez mais utilizados para simular os efeitos da mudança de uso da terra e manejo sobre os estoques de C no solo (Del Grosso et al., 2001; Campbell; Paustian, 2015; Oliveira et al., 2017b). Após a devida calibração com informações obtidas a partir de amostragens de campo e determinações em laboratório, esses modelos tornam-se ferramentas mais robustas para investigar os efeitos do manejo sobre MOS em diferentes sistemas naturais ou agrícolas (Parton et al., 1998; Del Grosso et al., 2001).

Práticas agrícolas atenuadoras do aquecimento global

O Brasil é um dos principais produtores de commodities e serviços agrícolas no mundo. O emprego de alta tecnologia e a grande diversidade de suas condições edafoclimáticas oferecem uma série de vantagens para a modernização e o crescimento do setor agropecuário no país, resultando em ganhos significativos de produtividade. No entanto, há um grande potencial para aprimorar os atuais sistemas de uso e manejo do solo, principalmente por meio da adoção de práticas agrícolas conservacionistas que fomentem a proteção e a melhoria das funções ecossistêmicas do solo e promovam a maior sustentabilidade da agricultura a longo prazo.

Dentre as principais estratégias para o aumentar o sequestro de C no solo e, ao mesmo tempo, reduzir as emissões de GEE, são reconhecidas: o sistema de plantio direto, a rotação de culturas e plantas de cobertura, os sistemas integrados de cultivo - como integração lavoura-pecuária (ILP), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e agroflorestais -, as pastagem bem manejadas, o agrossistema cana-de-açúcar no sistemas de colheita mecanizada, o uso racional de insumos agrícolas e a utilização de biocarvão.

Sistema plantio direto

Globalmente, cerca de 12% de todo o C do solo é armazenado em áreas agrícolas, num total de 1,87 bilhão de hectares, o que corresponde a, aproximadamente, 12,6% da área terrestre do planeta.

De modo geral, há uma maior preservação da MOS em áreas sob vegetação natural, havendo perdas significativas de C quando estas são convertidas em áreas de cultivo agrícola, principalmente devido às operações de revolvimento do solo que ocorrem de forma intensiva nos sistemas convencionais. Este tipo de preparo do solo promove a ruptura de agregados que expõem a matéria orgânica oclusa, disponibilizando-a para microrganismos decompositores, causando, assim, as perdas do C em forma de CO₂ para a atmosfera (Balesdent et al.,

2018). Essas perdas são mais aceleradas nas regiões de clima tropical, podendo resultar na redução de mais de 50% do estoque de C pré-existente na vegetação nativa em menos de 10 anos após a conversão das áreas de vegetação natural ao uso agrícola (Powlson et al., 2022).

Nesse sentido, o uso de práticas de preparo menos intensivas e de sistema de plantio direto (SPD), que preconizam a ausência ou o mínimo revolvimento do solo, são amplamente difundidos como um dos três princípios ecológicos fundamentais da Agricultura de Conservação, pois incluem a diversificação de espécies por meio da rotação de culturas e cobertura permanente do solo, de modo a garantir o manejo sustentável dos solos agrícolas (Fuentes-Llanillo et al., 2021). O sistema de plantio direto foi introduzido no Brasil a partir da década de 1970, fruto da iniciativa de agricultores do sul do país que visavam formas mais efetiva de manejo do solo, a fim de controlar a erosão generalizada causada pelo revolvimento intensivo dos solos agrícolas (Amado et al., 2006).

A aceitação do sistema de plantio direto foi relativamente lenta, dado que a área sob sistema de plantio direto atingiu cerca de 1 milhão de hectares somente em 1992. No entanto, os agricultores gradualmente começaram a perceber os grandes benefícios da implantação do sistema de plantio direto, o qual exigia menos operações de campo e, portanto, diminuía as despesas com maquinário e combustível, além do fato de contribuir para que as culturas fossem plantadas mais cedo em comparação ao plantio convencional, e de contribuir para a conservação do solo e da água. Além disso, existem benefícios que perpassam pelo manejo do solo que levaram ao desenvolvimento do sistema de plantio direto no Brasil, por exemplo, a prevenção do selamento superficial e desagregação causadas pelo impacto das gotas de chuva na superfície do solo, a melhoria e manutenção da estrutura do solo e a redução do volume e da velocidade de escoamento superficial de sedimentos (Engel et al., 2009).

No Brasil, houve um incremento de 85% na área sob sistema de plantio direto de culturas anuais entre 2006 e 2017, com aumento da área de 18 para 33 milhões de hectares (Fuentes-Llanillo et al., 2021). Considerando o período de 2010 a 2017, estima-se que a expansão do sistema de plantio direto foi da ordem de 12,7 milhões de hectares, superando em 59% a meta de 8 milhões de hectares estabelecida no Plano ABC para 2020 (Manzatto et al., 2020). Esta expansão, segundo os critérios estabelecidos no Plano ABC, deve resultar na mitigação de 18,2 milhões de toneladas de CO₂ equivalente. A região Centro-Oeste, que abriga aproximadamente 25 milhões de hectares cultivados com lavouras anuais e é responsável por cerca de 25% dos cereais produzidos no país, se destaca com mais de 14,5 milhões de hectares cultivados sob sistema de plantio direto (IBGE, 2021).

O sistema de plantio direto tem contribuído para o aumento nos estoques de C devido ao menor revolvimento do solo e ao contínuo aporte de resíduos das culturas (Corazza et al., 1999; Bayer et al., 2000; Sá et al., 2001; Amado et al., 2006). Maia et al. (2022), em levantamento de dados para os biomas Cerrado e Mata Atlântica, realizaram uma ampla revisão de literatura e identificou a mudança dos estoques de COS em função da conversão do preparo convencional para o sistema de plantio direto no Brasil. No bioma Cerrado foi verificado que na camada de solo de 0-30 cm, o sistema de plantio direto aumentou progressivamente os estoques de C por um fator de $1,02\pm 0,04$, $1,09\pm 0,04$, $1,15\pm 0,05$ e $1,22\pm 0,08$ após 5, 10, 15 e 20 anos, respectivamente, em comparação com os estoques de C em solos sob preparo convencional. Já na camada de 0-50 cm, o sistema de plantio direto promoveu ganhos consolidados por fatores de $1,05\pm 0,07$, $1,12\pm 0,07$, $1,18\pm 0,08$ e $1,25\pm 0,10$ para os respectivos períodos de 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra, em relação aos estoques de C sob áreas manejadas no sistema de plantio convencional. Esses dados indicam que em 20 anos a adoção de sistema de plantio direto, em comparação com a área sob de plantio convencional, apresentou aumentos médios de 22% e 25% nos estoques de C, nas camadas de solo de 0-30 e 0-50 cm, respectivamente (Figura 3) Maia et al. (2022).

Na Mata Atlântica, após 20 anos da conversão do plantio convencional para o sistema de plantio direto (Figura 3) os estoques de C aumentaram por fatores de $1,13\pm 0,05$, $1,14\pm 0,07$ e $1,12\pm 0,05$, respectivamente, para as camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, quando comparados ao conteúdo de C no solo sob plantio convencional. Com 30 anos de uso, o sistema de plantio direto aumentou os estoques de C por um fator de $1,06\pm 0,07$, $1,07\pm 0,08$ e $1,05\pm 0,05$ nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente, em relação aos estoques de C no solo sob plantio convencional Maia et al. (2022).

Adicionalmente, as análises feitas para o Brasil - dados médios entre os diferentes biomas - evidenciaram que o sistema de plantio direto pode resultar em ganhos de C que variam entre 6% e 9% na camada 0-30 cm e de 8% e 11% quando se considera a camada de 0-50 cm do solo (Figura 3). Assim, o trabalho de Maia et al. (2022) demonstraram que o efeito benéfico da adoção do sistema de plantio direto não se resume às camadas mais superficiais do solo, conforme mencionado por alguns autores (Powlson et al., 2022; VandenBygaart, 2016), mas que é variável, como pode ser visto nas diferenças entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica.

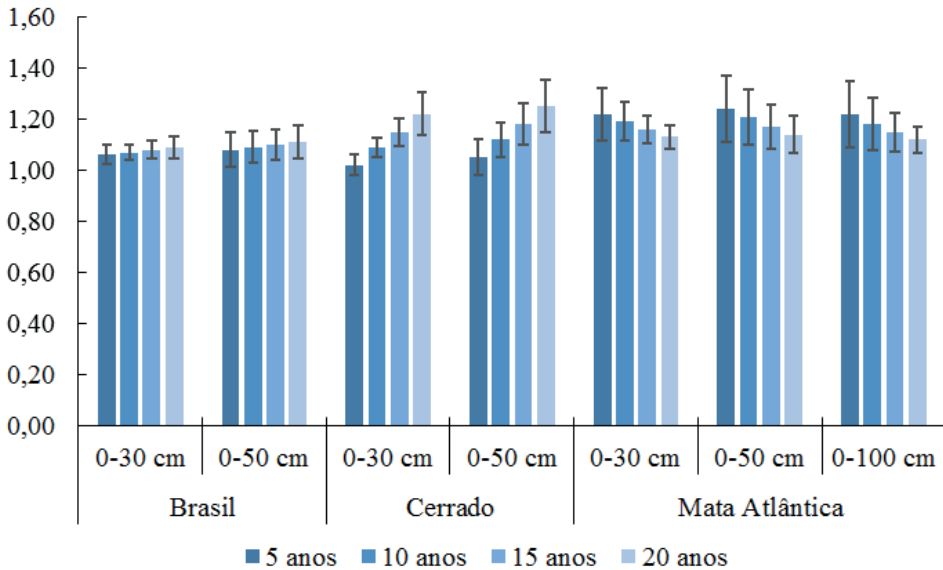


Figura 3. Fatores de mudança dos estoques de C estimados para a conversão de preparo convencional do solo para sistema plantio direto no Brasil nos biomas Cerrado e Mata Atlântica.

Fonte: Adaptado de Santos (2019).

Considerando-se a principal prática adotada no sistema de plantio direto – a manutenção de biomassa residual sobre a superfície do solo –, é importante compreender os processos de decomposição dessa biomassa e sua consequente contribuição para a formação da MOS. A decomposição da biomassa é primeiramente regulada pela atividade microbiana do solo, e esta, por sua vez, é determinada pelo tipo de manejo do solo, a qualidade (composição química) da biomassa residual e das condições edafoclimáticas (Plante et al., 2009; Six et al. 2002; Austin; Vivanco, 2006; Berg; McClaugherty, 2008). Esses fatores determinam a taxa de decomposição da palhada regulando a quantidade de C estabilizada no solo (Smith; Collins, 2007) e a emitida para atmosfera na forma de gases do efeito estufa.

Outra forma de avaliar a dinâmica do C é por meio das taxas de mudança de estoque (Tabela 1). Bayer et al. (2006) observaram que, comparados ao plantio convencional, os estoques de C em um Latossolo com textura média sob sistema de plantio direto aumentaram para $2,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C - com taxa de sequestro de $0,30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C - e em Latossolo argiloso para $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C - com taxa de sequestro de $0,60 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C. Estes resultados são similares aos de Maia et al. (2013), que verificaram uma taxa média de ganho

de C 0,48 Mg C ha⁻¹, em ampla revisão que englobou 13 estudos e 24 pares de comparação, todos para o Cerrado e para a camada de solo de 0-30 cm. No entanto, cabe destacar que a adoção de sistema de plantio direto em solos do Cerrado nem sempre resulta em aumento do estoque de C no solo em relação ao plantio convencional (Freitas et al, 2000; Roscoe; Buurman, 2003; Maia et al., 2013; Santos, 2019), dado que a textura do solo, a mineralogia e a quantidade anual de resíduo da colheita aportado ao solo também influenciam a taxa de acúmulo de C. A textura do solo tem grande importância na dinâmica da matéria orgânica, uma vez que está diretamente relacionada com a formação e estabilização de agregados, influenciando a retenção de água no solo, a dinâmica de nutrientes e a estrutura e atividade das comunidades microbianas do solo (Berg; McClaugherty, 2008), - portanto, o balanço entre as entradas e saídas de C do sistema solo-planta. Além disso, tem-se verificado que, em solos do Cerrado, o incremento ou a manutenção da MOS é dificultada pelas condições climáticas e às irregularidades na distribuição de precipitação pluvial (Machado; Silva, 2001).

Tabela 1. Estudos utilizados para avaliar a conversão de preparo convencional (PC) para sistema plantio direto na palha (SPD).

Referência	Local	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão (anos)	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						PC	PD
Campos et al. (2013)	Bom Jesus, PI	Cerrado	Latossolo	40	5	66,68	76,21
				40	9		69,70
				40	3	38,42	48,72
Leite et al. (2009)	Baixa G. do Ribeiro, PI	Cerrado	Latossolo	40	8	33,65	37,73
Pavinato (2009)	Tasso Fragoso, MA	Cerrado	Latossolo	20	5	37,10	37,60
Carvalho et al. (2010)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	40	6	86,50	84,50
Corazza et al. (1999)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	20	15	30,55	38,74
Marchão et al. (2009)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	30	10	53,30	56,03
				30	20	71,60	85,90
				30	20	77,50	81,30
Jantalia et al. (2007)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	20	1	34,90	29,90
				20	5		33,40
				20	13		45,80
Costa Junior et al. (2013)	Rio Verde, GO	Cerrado	Latossolo	20	5	34,40	31,30
				20	9		34,40
				20	17		46,40
Bayer et al. (2006)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	8	38,60	38,63
				20	8	37,72	
Pavinato (2009)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	13	53,70	56,70

Continua

Tabela 1. Continuação

Referência	Local	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão (anos)	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						PC	PD
Freitas et al. (2000)	Goiânia, GO	Cerrado	Latossolo	40	5	80,29	80,27
				100	8	104,10	119,20
				100	8		114,60
Sá et al. (2017)	Lucas do Rio Verde MT	Cerrado	Latossolo	100	8		110,20
				100	8		116,20
				100	8		118,70
				100	8		120,50
				100	8		
Pavinato (2009)	Sapezal, MT	Cerrado	Latossolo	20	4	55,10	58,60
Maia et al. (2009)	Sapezal, MT	Cerrado	Neossolo	30	7	29,40	30,20
Maia et al. (2009)	Itiquira, MT	Cerrado	Latossolo	30	17	62,60	74,50
Maia et al. (2009)	Novo S. Joaquim, MT	Cerrado	Latossolo	30	4	45,50	46,10
Bayer et al. (2006)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	6	49,35	54,12
				20	6	48,96	
Pavinato (2009)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	11	48,90	53,70
Dieckow et al. (2009)	Dourados, MS	Cerrado	Latossolo	20	17	41,43	41,24
Roscoe e Buurman (2003)	Sete Lagoas, MG	Cerrado	Latossolo	45	10	102,00	99,00
				20	4	56,29	43,48
Assis et al. (2006)	Capinópolis, MG	Cerrado	Latossolo	20	4		54,38
				20	4		58,12
				40	23	24,39	28,97
Hickmann e Costa (2012)	Coimbra, MG	Mata Atlântica	Argissolo	40	23	26,71	
				40	23	26,15	
				30	5	36,54	33,00
Rossetti e Centurion (2015)	Jaboticabal, SP	Cerrado	Latossolo	30	7		38,71
				30	9		47,38
				30	6	32,85	34,64
				30	8		30,47
				30	10		36,94
Seben Júnior et al. (2014)	Jaboticabal, SP	Cerrado	Latossolo	10	9	10,98	11,25
				10	9		11,22
				10	9		11,23
Sá et al. (2017)	Ponta Grossa, PR	Mata Atlântica	Latossolo	100	29	249,50	266,50
				100	29	236,80	
Reis et al. (2014)	Guarapuava, PR	Mata Atlântica	Latossolo	100	31	132,90	124,70
Gubiani (2015)	Pato Branco, PR	Mata Atlântica	Latossolo	100	26	160,51	167,12
Tiecher et al. (2012)	Pato Branco, PR	Mata Atlântica	Latossolo	40	23	67,11	71,87
Bayer et al. (2006)	Oeste de Santa Catarina	Mata Atlântica	Latossolo	25	10	82,10	98,20

Continua

Tabela 1. Continuação

Referência	Local	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão (anos)	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						PC	PD
Dieckow et al. (2009)	Santo Ângelo, RS	Mata Atlântica	Latossolo	20	25	50,57	54,29
Boddey et al. (2009)	Santo Ângelo, RS	Mata Atlântica	Latossolo	100	26	131,60	153,70
				100	26	148,30	160,90
Dieckow et al. (2009)	Eldorado do Sul, RS	Pampa	Argissolo	20	18	27,76	31,08
Cruz et al. (2003)	Pelotas, RS	Pampa	Argissolo	20	3	53,12	65,47
				20	3	55,32	
				30	19	74,86	74,90
Campos et al. (2011)	Cruz Alta, RS	Pampa	Latossolo	30	19	77,09	80,44
				30	19	80,75	84,46
				100	17	158,80	155,0
Boddey et al. (2009)	Cruz Alta, RS	Pampa	Latossolo	100	17	163,50	172,30
				100	17	163,50	172,30
Nascimento et al. (2009)	Cachoeirinha, RS	Pampa	Gleissolo	20	11	38,39	37,36
Boddey et al. (2009)	Passo Fundo, RS	Mata Atlântica	Latossolo	100	15	150,40	167,10

Os efeitos do preparo do solo sobre as emissões de N₂O estão relacionados à sua influência sobre a estrutura do solo, a atividade microbiana, a taxa de decomposição do material orgânico e a mineralização do N orgânico do solo, bem como sobre temperatura e umidade do solo. O uso do solo em sistema de plantio direto é apontado como uma prática que aumenta a emissão de N₂O para a atmosfera, quando comparado aos solos revolvidos (Carvalho et al., 2009).

A deposição de resíduos culturais sobre o solo em sistema de plantio direto resulta em emissões de N₂O maiores do que aquelas verificadas nas áreas de plantio convencional. Isto ocorre porque a adição de biomassa à superfície do solo, além de conservar a umidade do solo, como reportado por Baggs et al. (2006), adiciona uma grande quantidade de C e N lábeis no solo, o que aumenta a atividade biológica na superfície do solo. Com isso, há maior consumo de O₂ disponível, o que pode resultar em microsítios de anaerobiose, em que, na presença de nitrato (NO₃⁻), ocorre produção de N₂O por desnitrificação. Por outro lado, em área sob plantio convencional, os maiores índices de oxigenação na camada revolvida do solo acarreta menores emissões de N₂O do que em sistema de plantio direto, sobretudo aquelas oriundas do processo de desnitrificação (Baggs et al., 2003, 2006).

A conversão de sistemas sob plantio convencional para sistemas de plantio direto, no entanto, está longe de ser a realização máxima possível em termos de acumulação de C no solo, para mitigar a emissão de gases do efeito estufa. O desafio é estimular a adoção de sistemas mais complexos de rotação de culturas, de modo a aumentar e diversificar o aporte de C pela fitomassa.

Vários estudos reportam o potencial do sistema de plantio direto em aumentar os níveis de C, principalmente nas camadas mais superficiais de solo (Sá et al., 2017), contribuindo, assim, para a mitigação das mudanças climáticas (Abdalla et al., 2013; Gonzalez Sanchez et al., 2020). A adoção do sistema de plantio direto também traz outros efeitos positivos, como a redução da erosão do solo e a melhoria das propriedades físicas, o que pode aumentar a capacidade de infiltração e retenção de água no solo e a disponibilidade de nutrientes na superfície, o que, por sua vez, resulta em ganhos de produtividade dos cultivos.

Sistemas integrados (lavoura-pecuária, lavoura-pecuária-floresta e agro-florestais)

Nas últimas décadas, a agricultura brasileira vem passando por profundas modificações e a adoção de sistemas integrados de cultivo ganha cada vez mais destaque. Estes sistemas integrados são implementados visando aumentar a eficiência produtiva do setor agropecuário e florestal, além de aumentar a oferta de diversos serviços ecossistêmicos em áreas de pastagens severamente degradadas. A estratégia de integração contempla quatro modalidades de sistemas de cultivo, assim caracterizados: (i) integração Lavoura-Pecuária ou Agropastoril (ILP); (ii) integração Pecuária-Floresta ou Silvipastoril (IPF); (iii) integração Lavoura-Floresta ou Silviagrícola (ILF); e (iv) integração lavoura-pecuária-floresta ou Agrossilvipastoril (ILPF) (Balbino et al., 2011).

Os sistemas de integração podem ser definidos como estratégias que integram atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área, em cultivo consorciado, em sucessão ou em rotação, na busca de efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema, contemplando a adequação ambiental e a viabilidade econômica (Balbino et al., 2011).

Atualmente, no Brasil, estes sistemas de integração são considerados alternativas de intensificação sustentável dos setores de agricultura e pecuária, bem como florestal, pois promovem aumentos na produção de alimentos, fibras e energia, juntamente com a melhoria de serviços ecossistêmicos (Moraes et al., 2014). Os sistemas integrados de produção promovem a melhoria da qualidade do solo (Santos, 2019) e o aumento dos estoques de C (Carvalho et al., 2010; Almeida et al., 2021), além de reduzirem as emissões de GEE (Silva et al., 2014; Torres et al., 2014).

É importante destacar que os sistemas mais diversificados de integração, tal como o ILPF, podem ser constituídos de grande diversidade de espécies agrícolas e de pastagens, além de diferentes arranjos e densidades arbóreas. Assim, o sequestro, o fluxo e o estoque de C são regulados pelos fatores e mudanças de atributos do sistema solo-planta decorrentes dos diferentes arranjos dos agrossistemas, ecorregiões e formas de manejo dos componentes dos sistemas. Dessa forma, o conteúdo de C e a taxa anual de sequestro/imobilização de C nesses sistemas podem variar consideravelmente em função dos sistemas de cultivo e das práticas adotadas de manejo do solo. Embora haja exemplos de utilização da ILPF no Brasil, a diversidade de condições regionais do país indica a necessidade de estudos regionalizados para entender as demandas específicas de implantação e os efeitos que cada arranjo do sistema de ILPF imprime sobre os sistemas solo e planta, visando diminuir o grau de incertezas na estimativa do potencial de sequestro de C na fitomassa e no solo.

Adicionalmente, para realizar a correta determinação dos estoques de C e dos compartimentos da MOS em sistemas integrados de produção, é necessário considerar que os diferentes componentes dentro dos arranjos de cultivo devem ser contemplados durante a amostragem do solo, uma vez que, comprovadamente, existe variação nos teores e estoques de C, tanto espacialmente quanto dentro do perfil do solo, em função dos diferentes arranjos de culturas (Abreu et al., 2020).

O sistema ILP, modelo de produção integrada mais amplamente difundido no Brasil, também é uma estratégia para potencializar o acúmulo de C no solo. Carvalho et al. (2010), ao avaliarem as modificações nos estoques de C do solo em função dos principais processos de mudança de uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado, observaram que a conversão de áreas de sucessão de cultivos (soja/milho) para sistemas de ILP – ambos em sistema de plantio direto – resultou em acúmulo de C no solo, sendo que as taxas variaram de 0,82 a 2,85 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 2). Os autores ressaltaram que a magnitude desses valores depende das culturas implantadas, das condições edafoclimáticas e, ainda, do tempo de implantação do sistema de ILP.

Tabela 2. Taxas de acúmulo de C no solo em função do tempo da adoção de ILP em áreas previamente usadas para a produção de grãos.

Local	Localização	Culturas envolvidas em dois anos	Tempo de adoção (anos)	Taxa de acúmulo de C no solo (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Fazenda Juliana	Chupinguaia, Rondônia	Soja/ <i>Brachiaria ruziziensis</i> / Soja/ <i>B. ruziziensis</i>	4 anos	2,85
Fazenda Dona Isabina	Santa Carmen, Mato Grosso	Soja/Milheto/ <i>B. ruziziensis</i> /Soja/Milho/ <i>B. ruziziensis</i>	4 anos	1,03
		Soja/Sorgo/ <i>Brachiaria brizanta</i> / <i>B. brizanta</i>	4 anos	1,35
Agropecuária Peeters	Montividiu, Goiás	Algodão/Pousio/Soja/Milho/ <i>B. ruziziensis</i>	8 anos	0,82

Fonte: Carvalho et al. (2010).

Salton (2005), ao avaliar as taxas de acúmulo de C em diferentes sistemas de uso e manejo do solo no Cerrado, observou acúmulos de C de 0,60 e 0,43 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em áreas de 9 e 10 anos de implantação de sistemas de ILP, respectivamente. Maia et al. (2013), em estudo que agregou e ajustou os resultados de Carvalho et al. (2010) e Salton et al. (2011), chegaram a um aumento médio de 9% após 20 anos da adoção de ILP a partir de áreas de plantio direto, o que significa uma taxa média de acúmulo de 0,28 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Em virtude do reconhecido papel das espécies florestais no sequestro de C e, conseqüentemente, na mitigação das emissões de GEE, os sistemas de ILPF têm sido considerados opções mais sustentáveis para a produção agrosilvopastoril. No sistema de ILPF, o cultivo da espécie florestal é estabelecido com espaçamento ampliado nas entrelinhas, possibilitando a implantação de uma cultura de interesse comercial na região como soja, milho, feijão, sorgo, girasol e mandioca, nas entrelinhas, por dois a três anos. Em seguida, implanta-se a planta forrageira consorciada com culturas agrícolas, como milho e sorgo. Após a colheita de grãos, a pastagem estará formada nas entrelinhas da cultura florestal, permitindo, assim, a condução da atividade de pecuária até a colheita do componente florestal.

Estudos indicam que os sistemas de ILPF armazenam maior quantidade de C do que o recorte único de espécies e sistemas de pastoreio, na superfície e em subsuperfície (Nair et al., 2011). A elevação dos níveis de C do solo e a melhoria da qualidade física do solo com a adoção da atividade florestal indicam que o sistema de ILPF tem potencial para reduzir o impacto ambiental das atividades produtivas, ao controlar as emissões de GEE, com conseqüente aumento da

estabilidade de produção das culturas e melhora na eficiência de uso de água e nutrientes pelas culturas (Franchini et al., 2010). De acordo com Conceição et al. (2017), o aumento dos níveis de C no sistema ILPF deve-se ao maior aporte de resíduos vegetais, favorecido pela combinação dos diferentes componentes arbóreo, forrageiro e granífero em uma mesma área de produção. Tal combinação possibilita maior incremento de biomassa e atividade microbiana, além de contribuir com o sequestro de C e melhorar a ciclagem de nutrientes.

Ao avaliar os estoques de C sob sistema convencional, IPF e ILPF na Catinga, Sacramento et al. (2013) verificaram que, após 13 anos de condução do sistema de ILPF, houve um maior armazenamento de C, comparativamente aos sistemas convencional e IPF. A adoção de ILPF por quatro anos também aumentou os níveis de C e ainda promoveu melhoria na estrutura física do solo, de acordo com Silva et al. (2015). Coser et al. (2018), em estudo realizado no Distrito Federal, verificaram que a conversão de pastagem de baixa produtividade em sistema de ILPF resultou em acúmulo de C na ordem de 3,48 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na camada de 0-40 cm de profundidade.

Em diferentes arranjos de sistemas de ILPF o componente florestal propicia inúmeros benefícios que refletem na melhoria e na eficiência de uso da terra (Macedo, 2009; Carvalho et al., 2010; Oliveira et al., 2018). Entretanto, são os impactos positivos em variáveis microclimáticas e no sequestro de C que ampliam as possibilidades de seu uso em cenários de mudanças climáticas. Estudos que investigam o balanço de C nesses sistemas, ainda, são escassos no Brasil, mas alguns resultados já divulgados reforçam a importância da adoção da ILPF como estratégia para promover o acúmulo de C no solo e nos diversos componentes arbóreos que compõem esses sistemas produtivos. Oliveira et al. (2018) constataram aumento nos estoques de C em função da presença do componente arbóreo em sistemas de ILPF após três anos de implantação em Mato Grosso. Maiores estoques de C - até 1 m de profundidade - foram observados no sistema de ILPF composto por linhas triplas de *Eucalyptus urograndis*, com uma taxa de acúmulo de 1,47 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, em comparação com uma pastagem degradada de *Brachiaria brizantha*. Adicionalmente, no cerrado goiano, Silva et al. (2014) constataram que o sistema de ILPF, aos cinco anos da implantação com *Eucalyptus urograndis*, teve acúmulo de serapilheira na ordem de 11,16 e 12,66 Mg ha⁻¹ nos períodos chuvoso e seco, respectivamente, demonstrando o potencial de produção de resíduo orgânico pela espécie arbórea. Maiores aportes de resíduos vegetais sobre o solo favorecem a ciclagem de nutrientes e contribuem para o aumento dos teores de C (Calil et al., 2016; Conceição et al., 2017).

Avaliando sistemas de ILPF com eucalipto, sorgo e capim-marandu na região de transição de Cerrado para Floresta Estacional Semidecidual no Estado de Minas Gerais, Ribeiro (2020) verificou que os sistemas integrados de produção, após cinco anos de implantação, apresentaram aumentos nos estoques de C do solo, com taxa de acúmulo entre $1,44 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $2,17 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. De maneira similar, Freitas et al. (2020) avaliaram o potencial de acúmulo de um sistema de ILPF implantado na região Central de Minas Gerais, composto por eucalipto, milho e capim-marandu, encontrando uma taxa anual de acúmulo de C de $1,72 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ após três anos de conversão de pastagem degradada para o sistema de ILPF.

O potencial de mitigação de gases do efeito estufa em sistemas de ILPF com árvores de rápido crescimento ($>2,2 \text{ cm}$ de diâmetro ao ano) no Brasil é de, aproximadamente, $5,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C_{eq} (média para 11 anos) fixado na madeira (tronco) das árvores (Tsukamoto Filho, 2003). Isto equivale à neutralização por ano da emissão de 13 bois adultos (450 kg de peso vivo do animal). Os sistemas de ILPF, além de serem tecnologias para mitigar emissões de gases do efeito estufa, atendem às necessidades de bem-estar animal por proporcionarem proteção contra estresse térmico, promoverem a biodiversidade em sistemas produtivos e incrementarem o uso eficiente da terra, com agregação de valor e renda para as áreas de pastagens (Leite et al., 2010).

De forma similar ao ILPF, os sistemas agroflorestais (SAFs) também são caracterizados por integrarem atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área. Entretanto, nos SAFs, o componente arbóreo, em geral, é composto por espécies nativas da região ou da combinação destas com espécies frutíferas, resultando em sistemas como os “quintais agroflorestais”, ou o sistema “cabruca”, no qual o cultivo de cacau é realizado sob a sombra de árvores nativas da Mata Atlântica. Outro aspecto que diferencia esses sistemas SAF da ILPF, é que os SAF têm sido avaliados e adotados, predominantemente, em pequenas propriedades, com baixo uso de insumos externos (Abdo et al., 2008). Na implantação desses sistemas, é necessário que o produtor tenha condições de adotar tecnologias simples e de baixo custo apropriadas para o uso e para a conservação do solo, garantindo renda compatível ao investimento, além de considerar o conhecimento cultural da comunidade envolvida. Como benefícios conhecidos, os SAF proporcionam maior cobertura do solo, favorecem a preservação da fauna e da flora e promovem a ciclagem de nutrientes a partir da ação de sistemas radiculares diversificados que propiciam um contínuo aporte de material orgânico ao solo (Araújo et al., 2001). De acordo com Albrecht e Kandji (2003), os SAF adotados em regiões tropicais podem contribuir para o armazenamento de C nas árvores e no solo, além de contribuir para a

redução das emissões de gases do efeito estufa para atmosfera. Neste contexto, vários trabalhos (Maia et al., 2007; Nogueira, 2009; Froufe et al., 2011; Lima et al., 2011; Leite et al., 2014; Thomazini et al., 2015; Selecky et al., 2017; Ribeiro, 2020) demonstraram o potencial destes sistemas em promover a manutenção ou recuperação da qualidade do solo, incluindo o aumento nos estoques de C em diferentes condições de solo e clima no Brasil.

Lima et al. (2011) e Leite et al. (2014) constataram que os SAF no Cerrado do Piauí aumentaram os estoques de C em 41% e 53% em relação a vegetação nativa, e em 155% e 160%, quando comparado a sistemas convencionais de cultivo, respectivamente. Similarmente, Maia et al. (2007) e Nogueira (2009) mostraram que, no semiárido cearense, sistemas agroflorestais e silvipastoris podem manter a qualidade do solo e a produtividade dos sistemas e, ainda, acumular C a taxas que variaram entre 29% e 38,7% após 12 anos de implantação, comparativamente à Caatinga. Adicionalmente, Ribeiro (2020), avaliando SAF no Cerrado de Minas Gerais, constataram que os sistemas implantados com maior diversidade florística e preservação das espécies arbóreas contribuíram com a manutenção dos estoques de C no solo em níveis semelhantes aos da vegetação nativa. Avaliando SAF na Amazônia, Selecky et al. (2017) verificaram que os estoques de C aumentaram significativamente com o tempo, com aumento de 74% em 28 anos de condução do sistema. Em estudo na Mata Atlântica, Foufe et al. (2011) comprovaram que SAF multiestrata contribuíram com aumentos significativos nos estoques de C, quando comparados às pastagens e culturas agrícolas em monocultivo.

Os resultados obtidos com a ILPF e os SAF indicam que são alternativas economicamente viáveis, ambientalmente corretas e socialmente justas para o aumento da produção segura de alimentos, fibras e agroenergia. A diversificação de atividades na propriedade reduz os riscos climáticos e de mercado, melhoram a renda e a qualidade de vida no campo. Além disso, contribuem para a mitigação do desmatamento, redução da erosão, sequestro de C e diminuição das emissões de GEE, possibilitando a produção agrícola sustentável.

Manejo conservacionista de pastagens

As pastagens representam 70% da área total agrícola global e fornecem habitat para uma grande diversidade de fauna e flora, contribuindo com outros serviços ecossistêmicos, que incluem a regulação e o armazenamento dos fluxos de água e a produção de forragem. Além disso, contribuem para a subsistência de mais de um bilhão de pessoas em todo o mundo (Suttie et al., 2005). Contudo, se não manejados adequadamente, esses benefícios não ocorrem e podem gerar problemas ambientais. No Brasil, as duas situações ocorrem. Contudo, grada-

tivamente, a pecuária bovina brasileira intensifica seus processos produtivos. A taxa de lotação nas pastagens brasileiras evoluiu de 0,61 UA (unidade animal) ha⁻¹, em 1998, para 0,93 UA ha⁻¹ em 2018 (Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes, 2019). Essa transição é imprescindível para o aumento da produtividade e a sustentabilidade ambiental da agropecuária no Brasil.

Dados preliminares do Censo Agropecuário de 2017 apontam que a área ocupada com pastagens no Brasil é da ordem de 158,6 milhões de ha, sendo que, desse total, 46,9 milhões de ha são de pastagens naturais e 11,82 milhões de ha de área de pastagens consideradas como degradadas (IBGE, 2017). Entretanto, a estimativa é de que, aproximadamente, 70% das pastagens plantadas no Brasil estão em algum estágio de degradação (Manzatto et al., 2020) em decorrência, principalmente, da adaptação da espécie de gramínea ao ambiente local e das práticas inadequadas de manejo utilizadas, em particular o uso sistemático de taxas de lotação que excedem a capacidade do pasto de se recuperar do pastejo e do pisoteio (Dias-Filho, 2014).

As pastagens são agroecossistemas com alto potencial de sequestro e acúmulo de C no solo (Conant et al., 2017). O sequestro de C pelos solos sob pastagem representa 29% de todo o potencial que essa estratégia apresenta para mitigar o aquecimento global (Lal, 2016), mostrando-se como opção para diminuir a pegada de C da produção de bovinos no Brasil. Em uma ampla revisão sobre a dinâmica de C nas pastagens do Brasil, Oliveira et al. (2022) observaram que as pastagens, quando manejadas adequadamente – adotando controle efetivo de plantas invasoras e adequada a taxa de lotação –, podem aumentar os estoques de C do solo em 15% no período de 30 anos. Por outro lado, as áreas que receberam algum tipo de insumo, como adubação e calagem, apresentaram aumento de 8% de C estocado no solo no mesmo período. Entretanto, pastagens recuperadas podem promover ganho de C na ordem de 23% em relação à pastagem degradada (Figura 4). A partir destes dados, estimou-se que o cumprimento da meta do plano ABC e da NDC juntos – recuperação de 30 milhões de ha de pastagens degradadas –, pode resultar no acúmulo de 12 Tg de C ano⁻¹ no solo. Se essas pastagens não forem recuperadas, poderá ocorrer uma perda de 4,2 Tg de C ano⁻¹.

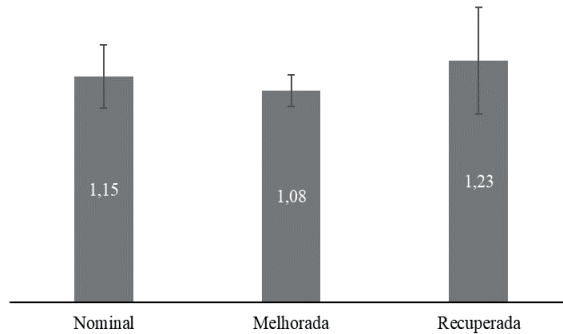


Figura 4. Fatores de mudança dos estoques de C estimados para as diferentes condições das pastagens no Brasil. As pastagens nominiais e melhoradas são comparadas com a vegetação nativa, enquanto as pastagens recuperadas são comparadas às pastagens degradadas.

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

A adição de calcário e fertilizantes em pastagens no Sul da Bahia propiciou acréscimos nos estoques de $0,66 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em pastagens de braquiária em Paracatu (MG), as áreas com aplicação de ureia apresentaram, a cada três anos, estoques de C superiores às áreas de vegetação nativa e ao cultivo do eucalipto isolado ou em consórcio com a braquiária (Tonucci et al., 2011). A aplicação de fertilizantes em pastagens no Brasil resulta, em média, no acréscimo de $0,73 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no solo (Figura 5).

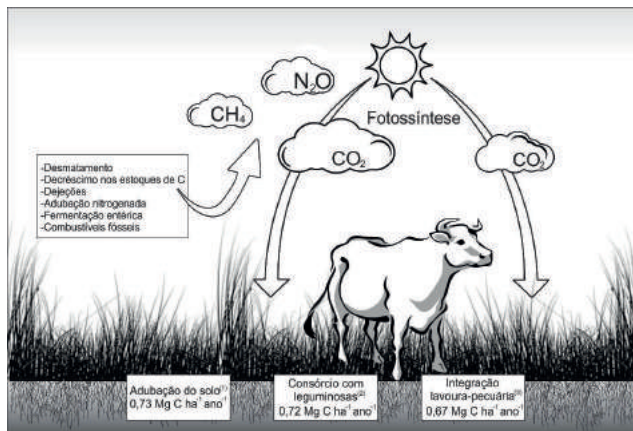


Figura 5. Taxas de acúmulo de C no solo em áreas de pastagem após a adoção de diferentes estratégias de manejo no Brasil. ⁽¹⁾Média baseada nos valores obtidos por Salton (2005) e Salton et al. (2011). ⁽²⁾Média baseada nos valores obtidos por Conant et al. (2001), e Salton et al. (2011). ⁽³⁾Média baseada nos valores obtidos por Salton (2005), Carvalho et al. (2010), Salton et al. (2011).

A redução na disponibilidade de N no solo destaca-se como um dos principais fatores limitantes associados ao declínio de pastagens de braquiária. Além disso, o sequestro e acúmulo de C no solo são dependentes do balanço de N, de modo que não ocorre sequestro de C em solo se o N não for suprido de modo adequado para o aumento da biomassa de pastos. Dessa forma, é razoável supor que a adição de fertilizantes nitrogenados em pastagens consiste na eficiente estratégia de recuperação da pastagem e, por conseguinte, no acúmulo de C no solo. Entretanto, a prática de aumentar o aporte de N em pastos, além de onerosa, pode determinar acréscimos nas emissões de N_2O em solos agrícolas. Dessa forma, a fixação biológica do nitrogênio é uma estratégia relevante para a recuperação e sequestro de C em pastagens brasileiras.

Salton et al. (2011) verificaram acréscimo de $1,12 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em áreas de pastagem em Campo Grande (MS) cultivadas com o consórcio *Brachiaria decumbens*/*Stylosanthes guianensis*/*Stylosanthes macrocarpa*/*Stylosanthes macrocephala*/*Calopogonium* spp. A introdução de forrageiras leguminosas em áreas de pastagem com gramíneas no Brasil, em média, cresceu em $0,72 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ os estoques de C no solo (Figura 5). A despeito da inserção de leguminosas fixadoras de N em áreas de pastagens, alguns genótipos de braquiária podem obter mais de 20% do N acumulado por meio de associações com bactérias do gênero *Azospirillum* (Reis et al., 2020).

Sistemas que integram a produção agrícola e a pecuária (ILP) estão sendo implantados em diferentes regiões do Brasil (Salton et al., 2011). A adoção de sistemas mais complexos e diversificados pode resultar em diferentes melhorias no ambiente edáfico, com efeitos sinérgicos positivos sobre a dinâmica do C e N no ambiente de produção. Em Santa Carmen (MT) a ILP com a sucessão soja/sorgo+braquiária determinou acréscimo de $1,03$ a $1,35 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos estoques de C no solo (Carvalho et al., 2010). Essas variações estão associadas ao tempo de permanência da braquiária em cada sistema, evidenciando a importância da componente pastagem na ILP. Nesse mesmo estudo, áreas em Montividiu (GO), submetidas à sucessão soja/milho+braquiária/algodão/pousio, apresentaram incrementos de $0,82 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no estoque de C no solo. Os acréscimos nos estoques de C nos solos de Montividiu foram de $0,6 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e a taxa de sequestro, que considera todas as emissões de gases do efeito estufa na ILP, foi de $0,36 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Carvalho et al., 2009). Em lavouras de soja em sucessão com pastagens de braquiária e com cultivo de aveia a cada dois anos, em Dourados (MS) e Maracaju (MS), Salton et al. (2011) reportaram aumento de $0,44 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no estoque de C no solo. Esses estudos mostram que a ILP é mais uma estratégia para ser utilizada na recuperação de pastagens degradadas no Brasil, com considerável potencial

de acúmulo de C nesses ambientes, com taxas médias de acúmulo de C de 0,67 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 5).

O agrossistema cana-de-açúcar e as emissões de gases do efeito estufa

A produção de biocombustíveis derivados de biomassa vegetal tem sido considerada uma importante fonte de energia renovável (Goldemberg et al., 2014) e uma das principais alternativas para mitigação das emissões de GEE (Faaij, 2006). Nesse contexto, existe um grande interesse global na produção e consumo de biocombustíveis, em função de fatores ambientais, sociais e econômicos. No Brasil, o principal biocombustível é o etanol derivado da cana-de-açúcar.

O Brasil ocupa a posição de maior produtor mundial de cana-de-açúcar (Conab, 2021). A cultura da cana-de-açúcar é responsável por 11% do material vegetal residual de colheita produzido atualmente no mundo (IPCC, 2019), com um sistema de produção que permite a utilização desses subprodutos para a co-geração de energia nas usinas de produção de etanol, além da redução da emissão de gases do efeito estufa quando comparado aos combustíveis fósseis (Goldemberg et al., 2014). Projeções indicam a importância da biomassa em curto prazo, fornecendo mais de 20% da energia utilizada mundialmente ao final do século XXI (Goldemberg, 2009). Além disso, a cultura responde por cerca de 75% de todo o açúcar produzido no mundo (FAO, 2021).

Uma particularidade com relação ao cultivo da cana-de-açúcar é a forma de colheita, que pode ser feita associada ou não ao uso do fogo. O processo de queima antes da colheita facilita as operações de corte e transporte dos colmos. Contudo, a queima envolve a combustão quase completa da biomassa vegetal que, conseqüentemente, leva à transformação do C da planta em CO₂, acompanhada por emissões de N₂O, CH₄ e outras substâncias voláteis, impactando o clima local e regional, a qualidade do solo e aumentando a liberação de particulados (fuligem) na atmosfera, o que acarreta problemas respiratórios na população do entorno de canaviais (Cançado et al., 2006).

No Estado de São Paulo, o decreto de Lei Estadual nº 47.700, de 11 de março de 2003, determina a erradicação da colheita com queima da cana-de-açúcar até 2031, mas essa redução já abrange uma área expressiva, com cerca de 97% da área de cana-de-açúcar colhida mecanicamente sem o uso de fogo (Conab, 2021). A colheita sem queima da palha de cana-de-açúcar, além de ser mais viável economicamente, atende aos padrões de exigência do mercado internacional frente às preocupações ambientais, sobretudo as relacionadas ao aquecimento global (Camargo et al., 2008). Iniciativas governamentais têm provocado grandes reflexos no setor, como a redução da queima de cana-de-açúcar, bem como a intensificação do corte mecanizado e, finalmente, o uso de subprodu-

tos oriundos da produção do açúcar e do etanol na agricultura, promovendo redução das emissões de gases do efeito estufa na atmosfera.

Apesar de a pesquisa sobre gases do efeito estufa voltados para o agrossistema da cana-de-açúcar ser recente no Brasil, diversos estudos, principalmente na Região Centro-Sul do país, apontam para a grande contribuição de práticas de manejo conservacionistas para a redução da emissão de gases do efeito estufa na atmosfera. Galdos et al. (2010) mostraram que existem grandes diferenças entre as emissões na colheita de cana-de-açúcar com queima - 2,2 Mg de Ceq ha⁻¹ ano⁻¹ - e sem queima - 0,55 Mg de Ceq ha⁻¹ ano⁻¹. Em estudo que avaliou o balanço de emissões de gases do efeito estufa, Figueiredo e La Scala Jr. (2011) demonstraram que a fertilização nitrogenada e a queima da biomassa vegetal durante a colheita são as práticas responsáveis pelas maiores emissões de GEE em áreas de produção de cana-de-açúcar, dado que elas geram emissões de 1,1 e 0,94 Mg de CO₂ eq ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente.

O sistema de cultivo de cana-de-açúcar colhida crua, ou seja, colhida sem o uso do fogo, deposita sobre a superfície do solo uma quantidade considerável de palha - folhas secas, ponteiros e pedaços de colmos -, com um aporte anual estimado de 10 a 20 Mg ha⁻¹ de matéria seca, formando uma camada de 10 a 12 cm de espessura. A cobertura do solo com palha altera atributos químicos, físicos e biológicos do solo, provocando mudanças na temperatura e umidade do solo (Ruiz-Corrêa et al., 2019), densidade do solo (Castioni et al., 2019), taxas de infiltração de água e aumento da estabilidade de agregados (Graham et al., 2002), afeta a dinâmica do nitrogênio (N) no solo, por aumentar a imobilização do N por microrganismos do solo após a adição de material orgânico com alta relação C/N, e a disponibilização do N contido na palha para absorção pela cana-de-açúcar em crescimento (Basanta et al., 2003; Gava et al., 2005).

A presença da palha na superfície do solo tem efeitos significativos no aumento das emissões de N₂O do solo (Carmo et al., 2013; Gonzaga et al., 2019) e nas taxas de acúmulo de C (Bordonal et al., 2018; Tenelli et al., 2019). Por outro lado, os fluxos de CH₄ não são significativamente afetados pela manutenção de palha no campo (Gonzaga et al., 2019). Estudos recentes utilizando o modelo DayCent indicaram o potencial da palha como forma de aumentar os estoques de C do solo em longo prazo (Carvalho et al., 2010; Oliveira et al., 2017b). Entretanto, apesar do potencial da palha de cana-de-açúcar de aumentar o sequestro de C do solo, o elevado potencial energético desta biomassa vegetal faz com que parte do setor produtivo tenha interesse em remover parte deste resíduo do campo para a cogeração de eletricidade e/ou produção de etanol celulósico de segunda geração. Neste sentido, estudos recentes estão investigando os impactos desta estratégia de retirada parcial da palha dos canaviais sobre os

estoques de C do solo sob cultivo de cana-de-açúcar no Brasil. Além do manejo da palha, outros aspectos, tal como o uso anterior da terra, afetam o balanço de C do solo em áreas de cana-de-açúcar. No tocante à expansão da cana-de-açúcar, diversas estimativas demonstram que grande parte da expansão da cana-de-açúcar ocorreu em áreas de pastagem nas últimas décadas.

Um dos estudos mais abrangentes foi conduzido por Mello et al. (2014), que investigaram os estoques de C do solo até 1 m de profundidade após mudança do uso da terra em um total de 135 locais para determinar a dívida de Carbono e o prazo de amortização da produção de etanol de cana-de-açúcar. Os autores quantificaram as variações no estoque de solo C devido às mudanças de uso da terra como uma perda líquida (dívida de C) ou ganho de C no solo (crédito de C) para expansão da cana-de-açúcar no Brasil. A expansão da cana-de-açúcar sobre áreas de vegetação nativa e pastagens reduz os estoques de C do solo, enquanto ocorrem ganhos de C do solo quando a conversão ocorre em áreas de cultivo de grãos (culturas anuais). O tempo de retorno para o C do solo (dívida de C) foi calculada em oito anos para a conversão cerrado-cana e de dois a três anos para a conversão pastagem-cana. No caso de conversão de áreas de culturas anuais (grãos) para cana-de-açúcar, não há dívida de C (nenhum *carbon debit*). A conversão da vegetação nativa para pastagem diminui o C lábil (CL), bem como o índice de manejo de C (IMC), enquanto a conversão da pastagem para a cana-de-açúcar aumenta o IMC calculado por diferentes métodos (Oliveira et al., 2017a).

Utilizando o modelo DayCent, Oliveira et al. (2017b) estimaram que, com a conversão vegetação nativa-pastagem, as perdas de C no solo seriam de $0,34 \pm 0,03 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto a conversão de pastagem a cana-de-açúcar os ganhos de C seriam de $0,16 \pm 0,04 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na camada de solo de 0-30 cm. Além disso, esses mesmos autores mostraram decréscimos de $0,19 \pm 0,04 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ do C do solo nas áreas de cana-de-açúcar com remoção de palha para produção de etanol de segunda geração (2G). No entanto, a adoção de algumas práticas de manejo pode mitigar essas perdas, com destaque para a aplicação de vinhaça e torta de filtro (Oliveira et al., 2017b). Esses estudos demonstraram que a conversão de pastagens para cana-de-açúcar apresenta efeitos positivos na qualidade e na quantidade da MOS, favorecendo o balanço de C do etanol brasileiro. Tais resultados endossam o potencial da cana-de-açúcar em recuperar, parcialmente, os estoques de C em pastagens degradadas. No entanto, esses ganhos são altamente dependentes da alta adição de resíduos vegetais nas áreas de cana-de-açúcar e remoção de palha para produção de etanol 2G poderá afetar a MOS em áreas de expansão dos canaviais. Por fim, com base na disponibilidade de áreas e nos efeitos positivos sobre a MOS, a expansão da cana-de-açúcar

em áreas de pastagem degradadas no Brasil deve ser estimulada como prática mais conservacionista de manejo do solo.

A adoção de estratégias de manejo do solo conservacionista - como a redução da colheita com queima e do consumo de combustíveis fósseis -, a expansão sobre áreas de pastagens degradadas, o uso eficiente da fertilização nitrogenada e o aproveitamento dos subprodutos gerados a partir da produção de açúcar e etanol contribuem efetivamente para a mitigação da mudança climática e sustentabilidade do setor sucroalcooleiro.

Biocarvão

A conversão de biomassa em matéria orgânica pouco ou não biodegradável tem sido amplamente estudada como estratégia para a mitigação das mudanças climáticas em função do aumento do armazenamento de C estável no solo, com redução do fluxo do CO₂ da atmosfera (Jia et al., 2019). O processo de transformação termoquímica de biomassa numa ampla faixa de temperatura - geralmente entre 300-700 °C -, na ausência ou em baixa concentração de oxigênio (O₂), chamado de pirólise, e a aplicação do subproduto sólido obtido nesse processo, denominado biocarvão - também conhecido como *biochar*, em inglês -, em solos agrícolas ou florestais podem retardar a decomposição do C capturado pelas plantas no processo de fotossíntese que, de outra forma, seria perdido na forma de CO₂ e retornaria para a atmosfera (Lorenz; Lal, 2016; Morgan et al., 2020).

Durante o processo de pirólise, a matéria-prima começa a sofrer degradação térmica a partir dos 120 °C, levando a perda de umidade e ao rompimento de ligações químicas. Em seguida, ocorre a degradação da hemicelulose a 220 °C e completamente degradada ao redor de 315 °C. Após a despolimerização da celulose e hemicelulose, ocorre a formação de uma matriz amorfa de C, ou seja, com pouco ordenamento estrutural, e o subsequente aumento da temperatura de pirólise leva a um incremento na proporção de C aromático em estruturas condensadas e estáveis quimicamente (Conz et al., 2017), que pode persistir no solo por centenas a milhares de anos. Apesar da decomposição da lignina ter início a partir de 160 °C, trata-se de um processo lento e contínuo que se estende até 900 °C (Mohan et al., 2006), sendo que esta última fração de fibra é importante para determinar o rendimento do biocarvão (Rehrah et al., 2014).

Existe uma ampla gama de matérias-primas, sendo ou não biomassa lignocelulósica, que podem ser utilizadas para a produção de biocarvão, tais como esterco, resíduos agrícolas e florestais - por exemplo, casca de arroz, casca de café, palha de milho, palha de cana-de-açúcar, caule de soja, resíduos de laranja, casca de eucalipto e/ou pinus e resíduos de madeira -, subprodutos, resíduos

industriais e resíduos sólidos urbanos – por exemplo, lodo de esgoto, bagaço de cana-de-açúcar, cama de frango e lixo –, além de materiais não convencionais, como resíduos de pneus, papéis e ossos.

Devido a essa diversidade de matérias-primas, o subproduto sólido resultante da pirólise é um material altamente heterogêneo e suas propriedades dependem, em grande parte, da composição química da matéria-prima e das condições do processo de produção (Conz et al., 2017). Os biocarvões produzidos à base de madeira, por exemplo, apresentam maior recalcitrância bioquímica do que aqueles gerados a partir de restos de plantas ou esterco, uma vez que possuem maior teor de lignina, bem como menor teor de cinzas, N e matéria volátil, o que aumenta a proporção de C condensado e de elevada massa molar e grau de condensação, conhecido também como C pirogênico, que apresenta maior tempo médio de residência no ambiente (Singh et al., 2012). Além disso, biocarvões produzidos entre 400 e 450 °C apresentam taxas de mineralização mais altas em comparação aos biocarvões dos mesmos materiais produzidos entre 550 e 650 °C, dado que o aumento da temperatura de pirólise aumenta o caráter aromático e o grau de condensação química da matriz orgânica do biocarvão (McBeath; Smernik, 2009; McBeath et al., 2011; Pereira et al., 2011; Conz et al., 2017).

A distribuição relativa de C, H e O, notadamente a relação H:C, permite inferir o grau de carbonização/aromatização do biocarvão, uma vez que as estruturas de C aromático contêm menos átomos de H e O. A perda de determinados grupos funcionais ocorre a uma temperatura de pirólise acima da faixa 400-500 °C e, conforme mencionado anteriormente, contribui para a formação de complexos de compostos de C com estruturas de anéis aromáticos. Assim, a intrínseca recalcitrância do biocarvão e sua maior resistência à decomposição biológica e química aumentam a sua estabilidade no solo por um longo período de tempo, o que o diferencia da maioria dos materiais orgânicos convencionais usados na agricultura (Singh et al., 2012; Campos et al., 2020). No entanto, é importante mencionar que nem todo o C contido no biocarvão é recalcitrante. Dependendo das condições de pirólise e da origem da matéria-prima utilizada para a sua produção, alguns biocarvões podem conter uma quantidade significativa de C lábil (Lal, 2016). Por esse motivo, ainda existem incertezas com respeito às estimativas de estabilidade do C no biocarvão. Em uma metanálise, Wang et al. (2016) estimaram que o tempo médio de residência dos compartimentos de C lábil e recalcitrante dos biocarvões são de aproximadamente 108 dias e 556 anos, o que corresponde a 3% e 97% do C total presente no biocarvão, respectivamente. Isso mostra que somente uma pequena parte do C contido no biocarvão está biologicamente disponível, e os 97% restantes contribuem diretamente para o sequestro de C a longo prazo (Lorenz; Lal, 2016).

A degradação do biocarvão e seu tempo médio de residência também dependem do tipo de solo no qual o biocarvão é aplicado, principalmente considerando a textura, agregação, mineralogia da argila, umidade, profundidade etc. (Lal, 2016). Além disso, os níveis e a qualidade do C pré-existente no solo podem influenciar a estabilidade bioquímica e a taxa de decomposição do biocarvão. Isso mostra que, apesar da sua natureza recalcitrante, o biocarvão interage com a matriz do solo, alterando suas propriedades químicas (Novotny et al., 2015), físicas (Campos et al., 2020) e biológicas, afetando a dinâmica de C do solo (Van Zwieten et al., 2014). Uma dessas formas de interação que têm sido estudadas é a influência do biocarvão na agregação do solo e estabilização física da MOS, indicadores de qualidade do solo que se relacionam diretamente com a ciclagem e o potencial de sequestro de C (Lal, 2016).

A agregação do solo afeta a formação, destruição e a estabilização da MOS, além de proteger fisicamente a MOS e alterar condições microambientais favoráveis para os processos de decomposição microbiana (Christensen, 1996). Muitos estudos têm reportado um aumento na estabilidade de agregados após a aplicação de biocarvão ao solo (Herath et al., 2013; Wang et al., 2016), ao passo que outros têm observado resultados contraditórios (Zhang et al., 2015; Sarker et al., 2018). O aumento da estabilidade de agregados, induzido pela aplicação do biocarvão, resulta, entre outros fatores, da formação de complexos organominerais, mais precisamente complexos argilo-húmicos, e, também, do recobrimento das partículas do solo por substâncias orgânicas hidrofóbicas (Lu et al., 2014). A complexação organomineral por meio de pontes de cátions, ou meramente por meio do emaranhamento das partículas do solo, aumenta a coesão interna dos agregados no solo, enquanto a maior repelência à água reduz a sua entrada no interior dos agregados, o que leva ao aumento da sua resistência, bem como ao rompimento e a processos de dilatação (Heikkinen et al., 2019).

As reações químicas que ocorrem na superfície do biocarvão têm um papel fundamental nas interações que ocorrem entre o biocarvão e as partículas do solo, de modo que o potencial do biocarvão de promover processos de agregação do solo podem depender tanto das propriedades do biocarvão quanto do tipo de solo que recebe este material. Wang et al. (2016) demonstraram que a adição de biocarvão ao solo promoveu efeitos diversos na agregação de solos com texturas contrastantes, aumentando significativamente a estabilidade de agregados em solos de textura fina, ao passo que não houve impactos significativos em solos de textura grossa. Adicionalmente, o biocarvão pode aumentar o armazenamento de C em macroagregados em solos de textura fina e, conseqüentemente, a proteção física da matéria orgânica do solo, devido ao aumento da proporção de C armazenado dentro de macroagregados.

Outra interação importante é o efeito do biocarvão nos compartimentos de matéria orgânica já existentes no solo. Conhecido como “efeito priming”, a adição do biocarvão pode tanto aumentar (priming positivo) (Zimmerman et al., 2011; Singh; Cowie, 2014; Wang et al., 2016) quanto reduzir (priming negativo) (Cross; Sohi, 2011; Wang et al., 2016) ou não ter efeito algum (neutro) na mineralização da MOS (Cross; Sohi, 2011). Ademais, os efeitos *priming* positivo e negativo podem ocorrer simultaneamente, apesar de o último ser de maior ocorrência no longo prazo. A aplicação do biocarvão estimulou a mineralização do C em solos com baixo teor de argila (Singh; Cowie, 2014). No entanto, este efeito foi transitório devido à redução do compartimento lábil de C e às interações organominerais induzidas pela presença do biocarvão no solo. Avaliando uma ampla gama de biocarvões, Zimmerman et al. (2011) também encontraram efeito *priming* positivo transitório em solos com baixos teores de C que receberam biocarvões produzidos a partir de plantas a baixas temperaturas (250 °C - 400 °C) e observaram efeito *priming* negativo em solos com a aplicação de biocarvões de resíduos lenhosos obtidos em temperaturas mais altas (525 °C - 650 °C). Em uma metanálise recente, Wang et al. (2016) constataram uma grande variação no efeito *priming* em função das características do biocarvão e do solo. No entanto, os autores encontraram efeito *priming* positivo predominantemente em solos de baixa fertilidade e baixo teor de argila.

O biocarvão também pode retardar a mineralização do C nativo, comparado a solos sem a adição deste material (Wang et al., 2016). Nesse caso, os compostos orgânicos lábeis presentes no biocarvão são preferencialmente utilizados pela microbiota do solo, especialmente quando aplicados a solos com baixos teores de C (Abbruzzini et al., 2017). Além disso, alguns biocarvões podem reduzir a solubilização de outras fontes de C por meio do armazenamento do C nativo nas partículas do solo - mecanismo de proteção física (Wang et al., 2016) - ou pelo fato de o biocarvão ser capaz de absorver parte dos fluxos de CO₂ do solo (Lorenz; Lal, 2014).

Um efeito do biocarvão no solo, ainda pouco estudado, é a sua capacidade de reduzir o albedo superficial, que é uma medida de quão reflexiva é uma superfície. Devido à coloração geralmente escura do biocarvão e à sua aplicação em grandes quantidades, este material é capaz de escurecer a superfície do solo, alterando, assim, a razão entre a radiação solar refletida e a radiação solar incidente na superfície do solo (Verheijen et al., 2013). Considerando uma taxa de aplicação global de biocarvão equivalente a 10 Mg ha⁻¹, Verheijen et al. (2013) simularam uma redução do forçamento radiativo - diferença entre a radiação solar absorvida pela Terra e a energia radiada de retorno-negativo de 13% e 44% para cultivos agrícolas e de 28% e 94% para pastagens, quando o biocarvão é

aplicado com ou sem a sua incorporação na camada superficial do solo. Sendo assim, é importante incluir as mudanças no albedo superficial no potencial de mitigação das mudanças climáticas (Verheijen et al., 2013).

O potencial de mitigação global de emissões de GEE pelo uso de biocarvão na faixa de 0,03-6,6 Gt de CO₂ eq ano⁻¹, em 2050, foi estimado por Jia et al. (2019), que se basearam no levantamento feito pelo IPCC. Considerando um cenário no qual poderia haver quantidade limitada de biomassa disponível para a produção do biocarvão, Woolf et al. (2010) estimaram um potencial de abatimento entre 3,7 e 6,6 Gt de CO₂ eq ano⁻¹, incluindo 2,6-4,6 Gt de CO₂ ano⁻¹ que correspondem à estabilização do C. Griscom et al. (2017) sugeriram um potencial do biocarvão de 1,0 Gt de CO₂ ano⁻¹, enquanto Fuss et al. (2018) propuseram a faixa de 0,5-2,0 Gt de CO₂ eq ano⁻¹ como sendo o potencial sustentável do biocarvão para emissões negativas.

Diante do exposto, o biocarvão tem ganhado atenção como uma ferramenta promissora para aumentar o sequestro de C nos solos, e foi incluído no relatório do IPCC em 2014 (Smith et al., 2014) como uma opção de mitigação do lado da oferta, o que significa que as emissões de CO₂ devido ao manejo e uso da terra podem ser reduzidas e os estoques de C podem ser aumentados por meio da aplicação de biocarvão no solo. Apesar de se tratar de uma estratégia de manejo do solo promissora para a redução do C emitido para a atmosfera, a aplicação do biocarvão ao solo ainda não está bem estabelecida em operações agrícolas de grande escala. Além disso, no Brasil o seu uso ainda é pouco difundido fora do meio acadêmico-científico ou fomentado por meio de políticas públicas e/ou programas governamentais, e o maior interesse por este material no setor agropecuário está centrado principalmente no seu uso como condicionador de solo e/ou alternativa no manejo de resíduos, e não tanto no seu potencial de mitigação das mudanças climáticas (Rittl et al., 2015). Por isso, as políticas e diretrizes relativas à gestão de resíduos sólidos e iniciativas relacionadas às mudanças climáticas são de grande relevância para a implementação efetiva do biocarvão como agente mitigador das mudanças climáticas.

Considerações finais

O uso agrícola do solo com técnicas convencionais de cultivo, incluindo aração e gradagem do solo, é apontado com uma das principais causas das emissões de gases do efeito estufa para a atmosfera e redução do C do solo, o que potencializa o aquecimento global, cujas consequências adversas podem influenciar a produtividade agrícola e a oferta de serviços ambientais. A adoção de sistemas de manejo conservacionistas tem modificado esse quadro acelerado de degradação do solo, perdas de safra e redução da produtividade das culturas.

Resultados de diversas pesquisas mostram que essas práticas podem, por um lado, reduzir as emissões de gases para a atmosfera e, por outro lado, incorporar e armazenar C no solo acumulado na atmosfera sob a forma de CO₂.

Dessa forma, os sistemas conservacionistas de manejo do solo e a diversificação do ambiente de cultivo (ex.: consórcios e rotação de culturas), além de diminuir os custos de produção sem alterar a produtividade, têm também a função de mitigar as mudanças climáticas globais. Todavia, apesar do benefício ambiental que elas produzem, estas práticas conservacionistas ainda não são necessariamente reconhecidas para requerer créditos de C no âmbito da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas. É preciso, então, atuar na implementação de ações políticas imediatas para fazer com que essa redução de emissão de gases de efeito estufa, o sequestro de C em função do uso adequado do solo e a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo sejam amplamente reconhecidas como atividades elegíveis.

Referências

- ABBRUZZINI, T. F.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B.; CONZ, R. F.; CERRI, C. E. P. Increasing rates of biochar application to soil induce stronger negative priming effect on soil organic carbon decomposition. *Agricultural Research*, v. 6, p. 389-398, 2017.
- ABDALLA, M.; OSBORNE, B.; LANIGAN, G.; FORRISTAL, D.; WILLIAMS, M.; SMITH, P.; JONES, M. B. Conservation tillage systems: A review of its consequences for greenhouse gas emissions. *Soil Use and Management*, v. 29, p. 199-209, 2013.
- ABDO, M. T. V. N.; VALERI, S. V.; MARTINS, A. L. M. Sistemas agroflorestais e agricultura familiar: uma parceria interessante. *Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária*, v. 1, p. 50-59, 2008.
- ABREU, L. H. G.; FREITAS, I. C.; SANTANA, P. H. L.; BARBOSA, D. L. A.; SANTOS, L. D. F.; SANTOS, M. V.; SANGLAR, D. A.; FRAZÃO, L. A. Variation in soil carbon, nitrogen and microbial attributes within a silvopastoral system in the Brazilian Cerrado. *Agroforestry Systems*, v. 94, p. 2343-2353, 2020.
- ALBRECHT, A.; KANDJI, S. T. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 99, p. 15-27, 2003.
- ALMEIDA, L. L. S.; FRAZÃO, L. A.; LESSA, T. A. M.; FERNANDES, L. A.; VELOSO A. L. C.; LANA, A. M. Q.; SOUZA, I. A.; PEGORARO, R. F.; FERREIRA, E. A. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. *Soil & Tillage Research*, v. 205, 104785, 2021.
- AMADO, T. J. C.; BAYER C.; CONCEIÇÃO, P. C.; SPAGNOLLO CAMPOS, B. C.; VEIGA, M. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. *Journal of Environment Quality*, v. 35, p. 1599-1607, 2006.
- ARAÚJO, G. G. L.; ALBUQUERQUE, S. G.; GUIMARÃES FILHO, C. Opções no uso de forrageiras arbustivo-arbóreas na alimentação animal no semiárido do nordeste. In: CARVALHO, M. M.; ALVIM, M.; CARNEIRO, J. C. (ed.). *Sistemas agroflorestais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais*. Juiz de Fora: Embrapa Gado e Leite, 2001. p. 111-137.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNES. *Beef Report: Perfil da Pecuária no Brasil 2019*. Disponível em <http://abiec.com.br/publicacoes/beef-report-2019/>. Acesso em: 20 jan. 2021.
- AUSTIN, A. T.; VIVANCO, L. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature*, v. 442/3, p. 555-558, 2006.
- AVNERI-KATZ, S.; YOUNG, R. B.; MCKENNA, A. M.; CHEN, H.; CORILO, Y. E.; POLUBESOVA, T.; BORCH, T.; CHEFETZ, B. Organic geochemistry adsorptive fractionation of dissolved organic matter (DOM) by mineral soil: Macroscale approach and molecular insight. *Organic Geochemistry*, v. 103, p. 113-124, 2017.
- BAGGS, E. M.; CHEBII, J.; NDUFA, J. K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. *Soil & Tillage Research*, v. 90, p. 69-76, 2006.

- BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. *Plant and Soil*, v. 254, p. 361-370, 2003.
- BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. O.; STONE, L. F. (ed.). **Marco referencial em integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF)**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2011. 130 p.
- BALESDENT, J.; BASILE-DOELSCH, I.; CHADOEUF, J.; CORNU, S.; DERRIEN, D.; FEKIACOVA, Z.; HATTÉ, C. Atmosphere-soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature*, v. 559, p. 599-602, 2018.
- BASANTA, M. V.; DOURADO NETO, D.; REICHARDT, K.; BACCHI, O. O. S.; OLIVEIRA, J. C. M.; TRIVELIN, P. C. O.; TIMM, L. C.; TOMINAGA, T. T.; CORRECHEL, V.; CÁSSARO, F. A. M.; PIRES, L. F.; MACEDO, J. R. Management effects on nitrogen recovery in a sugarcane crop grown in Brazil. *Geoderma*, v. 116, p. 235-248, 2003.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 54, p. 101-109, 2000.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil & Tillage Research*, v. 86, p. 237-245, 2006.
- BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration**. 2. ed. Germany: Springer, 2008. 337 p.
- BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions, based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, v. 46, p. 1459-1466, 1995.
- BORDONAL, R. O.; MENANDRO, L. M. S.; BARBOSA, L. C.; LAL, R.; MILORI, D. M. B. P.; KOLLN, O. T.; FRANCO, H. C. J.; CARVALHO, J. L. N. Sugarcane yield and soil carbon response to straw removal in south-central Brazil. *Geoderma*, v. 328, p. 79-90, 2018.
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, v. 16, p. 784-795, 2009.
- BOSSIO, D. A.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; SANDERMAN, J.; SMITH, P.; WOOD, S.; ZOMER, R. J.; von UNGER, M.; EMMER, I. M.; GRISCOM, B. W. The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nature Sustainability*, v. 3, p. 391-398, 2020.
- BRASIL. intended Nationally Determined Contributions (iNDC) - Brazil. http://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRAZIL_iNDC_english.pdf. 2015. Acesso em outubro de 2019.
- BRASIL - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. **Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília, DF, 2020. 519 p.
- CALIL, F. N.; LIMA, N. L.; SILVA, R. T.; MORAES, M. D.; BARBOSA, P. V. G.; LIMA, P. A. F.; BRANDÃO, D. C.; SILVA-NETO, C. M.; CARVALHO, H. C. S.; NASCIMENTO, A. D. R. Biomass and nutrition stock of grassland and accumulated litter in a silvopastoral system with Cerrado species. *African Journal of Agricultural Research*, v. 11, p. 3701-3709, 2016.
- CAMARGO, A. M. M. P.; CASER, D. V.; CAMARGO, F. P.; OLIVETTE, M. P. A.; SACHS, R. C. C.; TORQUATO, S. A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias no Estado de São Paulo. 2001-2006. *Informações econômicas*, v. 38, p. 47-66, 2008.
- CAMPBELL, E. E.; PAUSTIAN, K. Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. *Environmental Research Letters*, v. 10, 123004, 2015.
- CAMPOS, B. H. C.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; NICOLOSO, R. S.; FIORIN, J. E. Carbon stock and its compartments in a subtropical Oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, p. 805-817, 2011.
- CAMPOS, L. P.; LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; BRASIL, E. L.; IWATA, B. F. Stocks and fractions of organic carbon in an Oxisol under different management systems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 48, p. 304-312, 2013.
- CAMPOS, P.; MILLER, A. Z.; KNICKER, H.; COSTA-PEREIRA, M. F.; MERINO, A.; DE LA ROSA, J. M. Chemical, physical and morphological properties of biochars produced from agricultural residues: Implications for their use as soil amendment. *Waste Management*, v. 105, p. 256-267, 2020.
- CANÇADO, J. E. D.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; LARA, L. B. L. S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L. A.; ARBEX, M. A.; ZANOBETTI, A.; ALFESIO, L. F.; BRAGA, A. L. F. The Impact of Sugar Cane-Burning Emissions on the Respiratory System of Children and the Elderly. *Environmental Health Perspectives*, v. 114, p. 735-729, 2006.
- CANELLAS, L. P.; BALDOTTO, M. A.; BUSATO, J. G.; MARCIANO, C. R.; MENEZES, S. C.; SILVA, N. M. D.; RUMJANEK, V. M.; VELLOSO, A. C. X.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. Estoque e qualidade da matéria orgânica de um solo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 331-340, 2007.

- CARMO, J. B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L. C.; SOUSA NETO, E. R.; PITOMBO, L. M.; DUARTE-NETO, P. J. In field greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. *GCB Bioenergy*, v. 5, p. 267-280, 2013.
- CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil & Tillage Research*, v. 103, p. 342-349, 2009.
- CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 110, p. 175-186, 2010.
- CERETA, C. A.; BAYER, C. DICK, D. P.; MARTIN-NETO, L.; COLNAGO, L. A. Métodos espectroscópico. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F.A.O. (ed.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 201-227.
- CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (ed.). *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Boca Raton: CRC-Lewis, 1996. p. 97-165.
- CONAB. *Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar safra 2021: terceiro levantamento*. Brasília, DF, 2021.
- CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Application*, v. 11, p. 343-355, 2001.
- CONANT, R.; CERRI, C.E.P.; OSBORN, B.B.; PAUSTIAN, K. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications*, v. 27, 662-668, 2017.
- CONCEIÇÃO, M. C.; MATOS, E. D. S.; BIDONE, E. D.; RODRIGUES, R.; CORDEIRO, R. C. Changes in soil carbon stocks under Integrated Crop-Livestock-Forest system in the Brazilian Amazon Region. *Agricultural Sciences*, v. 8, p. 904-913, 2017.
- 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.
- CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, p. 425-432, 1999.
- COSER, T. R.; FIGUEIREDO, C. C.; JOVANOVIĆ, B.; MOREIRA, T. N.; LEITE, G. G.; CABRAL FILHO, S. L. S.; KATO, E.; MALAQUIAS, J. V.; MARCHÃO, R. L. Short-term buildup of carbon from a low-productivity pastureland to an agrisilviculture system in the Brazilian savannah. *Agricultural Systems*, v. 166, p. 184-195, 2018.
- COSTA JUNIOR, C.; CORBEELS, M.; BERNOUX, M.; PICCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; FEIGL, B.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; SCOPEL, E.; LAL, R. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: comparing the synchronic and diachronic approaches. *Soil & Tillage Research*, v. 134, p. 207-212, 2013.
- CROSS, A.; SOHI, S. P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 43, p. 2127-2134, 2011.
- CRUZ, A. C. R.; PAULETTO, E. A.; FLORES, C. A.; SILVA, J. B. Atributos físicos e carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 1105-1112, 2003.
- DEL GROSSO, S. J.; PARTON, W. J.; ADLER, P. R.; DAVIS, S. C.; KEOUGH, C.; MARX, E. Simulated interaction of carbon dynamics and nitrogen trace gas fluxes using the DAYCENT model. In SCHFFER, M. J.; MA, L.; HANSEN, S. (ed.). *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Boca Raton: CRC Press, 2001. p. 303-332.
- DERENNE, S.; QUÉNÉA, K. Analytical pyrolysis as a tool to probe soil organic matter. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v. 111, p. 108-120, 2015.
- DIAS-FILHO, M. B. *Diagnóstico das pastagens no Brasil*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014, 36 p.
- DIOCHON, A. C.; KELLMAN, L. Physical fractionation of soil organic matter: Destabilization of deep soil carbon following harvesting of a temperate coniferous forest. *Journal of Geophysical Research*, v. 114, p. 1-9, 2009.
- DIECKOW, J.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. B. M.; SALTON, J. C.; MACEDO, M. M.; MIELNICZUK, J.; HERNANI, L. C. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *European Journal of Soil Science*, v. 60, p. 240-249, 2009.
- ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 75, p. 529-538, 1995.

- ENGEL, F. L.; BERTOL, I.; RITTER, S. R.; PAZ GONZÁLEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; VIDAL VÁZQUEZ, E. Soil erosion under simulated rainfall in relation to phenological stages of soybeans and tillage methods in Lages, SC, Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 103, p. 216-221, 2009.
- ESRI Global Monitoring Laboratory. *Trends in Atmospheric Carbon Dioxide*. Disponível em: <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/data.html>. Acesso em: 20 jan. 2022.
- FAAJI, A. P. Bio-energy in Europe: changing technology choices. *Energy Policy*, v. 34, p. 322-342, 2006.
- FAO. *OECD-FAO Agricultural Outlook 2021-2029*. Paris, 2021. 146 p.
- FERRAZ, E. S. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B.; VICTORIA, R. L. *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. [Curitiba]: Oficina de Textos, 2009. 144 p.
- FIGUEIREDO, E. B.; LA SCALA JR., N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 141, p. 77-85, 2011.
- FRANCHINI, J. C.; DEBIASI, H.; WRUCK, F. J.; SKORUPA, L. A.; WINK, N. N.; GUIZOLPHI, I. J.; CAUMO, A. L.; HATORI, T. *Integração lavoura-pecuária: alternativa para diversificação e redução do impacto ambiental do sistema produtivo no Vale do Rio Xingu*. Londrina: Embrapa Soja, 2010. 20 p.
- FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRE-LARROUY, M. C.; FELLER, C. Nivel e natureza do estoque orgânico de latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 35, p. 157-170, 2000.
- FREITAS, I. C.; RIBEIRO, J. M.; ARAÚJO, N. C. A.; SANTOS, M. V.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; AZEVEDO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; FRAZÃO, L. A. Agrosilvopastoral systems and well-managed pastures increase soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado. *Rangeland Ecology & Management*, v. 73, p. 776-785, 2020.
- FROUFE, L. C. M.; RACHWAL, M. F. G.; SEOANE, C. E. S. Potencial de sistemas agroflorestais multiestrata para sequestro de carbono de áreas de ocorrência de Floresta Atlântica. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 31, p. 143-154, 2011.
- FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; JUNIOR, D. S.; MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 208, 104877, 2021.
- FUSS, S.; LMAB, W. F.; CALLAGHAN, M. W.; HILAIRE, J.; CREUTZIG, F.; AMANN, T.; BERINGER, T.; GARCIA, W. O.; HARTMANN, J.; KHANNA, T.; LUDERER, G.; NEMETY, G. F.; ROGELJ, J.; SMITH, P.; VICENTE, J. L. V.; WILCOX, J.; DOMINGUEZ, M. M. Z.; MINX, J. C. Negative emissions - Part 2: Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters*, v. 13, 063002, 2018.
- GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; LAL, R.; BERNOUX, M.; FEIGL, B.; CERRI, C. E. P. Net greenhouse gas fluxes in Brazilian ethanol production systems. *Global Change Biology and Bioenergy*, v. 2, p. 37-44, 2010.
- GATTO, A.; BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E.; VILLANI, E. M. A. Comparação de métodos de determinação do carbono orgânico em solos cultivados com Eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 735-740, 2009.
- GAVA, G. J. C.; TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C.; OLIVEIRA, M. W. Urea and sugarcane straw nitrogen balance in a soil-sugarcane crop system. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, p. 689-695, 2005.
- GMACH, M. R.; CHERUBIN, M. R.; KAISER, K.; CERRI, C. E. P. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review. *Scientia Agricola*, v. 77, p. 1-10, 2020.
- GOLDEMBERG, J. Biomassa e energia. *Química Nova*, v. 32, p. 582-587, 2009.
- GOLDEMBERG, J.; MELLO, F.; CERRI, C.E.P.; DAVIES, C.; CERRI, C.C. Meeting the global demand for biofuels in 2021 through sustainable land use change policy. *Energy Policy*, v. 69, p. 14-18, 2014.
- GONZAGA, L. C.; ZOTELLI, L. C.; CASTRO S. G. Q.; OLIVEIRA, B. G.; BORDONAL, R. O.; CANTARELLA, H.; CARVALHO, J.L.N. Implications of sugarcane straw removal for soil greenhouse gas emissions in São Paulo state, Brazil. *Bioenergy Research*, v. 12, p. 843-857, 2019.
- GONZALEZ SANCHEZ, E. J.; VEROZ-GONZALEZ, O.; MORENA-GARCIA, M.; ORDONEZ FERNANDEZ, R.; GIL-RIBES, J. A.; ROMAN-VAZQUEZ, J.; HOLGADO-CABRERA, A.; KASSAM, A.; CONWAY, G.; MKOMWA, S.; TRIVINO-TARRADAS, P.; MIRANDA-FUENTES, A.; MARQUEZ-GARCIA, F.; CARBONELL-BOJOLLO, R. M. Conservation agriculture: climate change mitigation and adaptation benefits. In: KASSAM, A. (ed.). *Advances in Conservation Agriculture*, v. 2: Practice and Benefits. Cambridge: Burleigh Dodds, 2020. p. 303-334.
- GRAHAM, M. H.; HAYNES, R. J.; MEYER, J. H. Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *European Journal of Soil Science*, v. 53, p.589-598, 2002.

- GRISCOM, B. W.; ADAMNS, J.; ELLIS, P. W.; HOUGHTON, R. A.; LOMAX, G.; MITEVA, D. A.; SCHLESINGER, W. H.; SHOCH, D.; SIKAMAKI, J. V.; SMITH, P.; WOODBURY, P.; ZGANJAR, C.; BLACKMAN, A.; CAMPARI, J.; CONANT, R. T.; DELGADO, C.; ELIAS, P.; GOPALAKRISHNA, T.; HANSIK, M. R.; HERRERO, M.; KIESECKER, J.; LANDIS, E.; LAESTADIUS, L.; LEAVITT, S. M.; MINNEMEYAR, S.; POLASKY, S.; POTAPOV, P.; PUTZ, F. E.; SANDERMAN, J.; SILVIUS, M.; WOLLENBERG, E.; FARGIONE, J. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, p. 11645-11650, 2017.
- GUBIANI, E. **Estoque de carbono e nitrogênio em solo sob sistemas de manejo e culturas de inverno**. 2015. 126 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil.
- HEANES, D. L. Determination of total organic-C in soils by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 15, p. 1191-1213, 1984.
- HEIKKINEN, J.; KESKINEN, R.; SOINNE, H.; HYVÄLUOMA, J.; NIKAMA, J.; WIKBERG, H.; KÄLLI, A.; SIIPOLA, V.; MELKIOR, T.; DUPONT, C.; CAMPARGUE, M.; LARSSON, S. H.; HANNULA, M.; RASA, K. Possibilities to improve soil aggregate stability using biochars derived from various biomasses through slow pyrolysis, hydrothermal carbonization, or torrefaction. *Geoderma*, v. 344, p. 40-49, 2019.
- HEIMANN, M.; REICHSTEIN, M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature*, v. 451, p. 289-292, 2008.
- HERATH, H.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; HEDLEY, M. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: an Alfisol and an Andisol. *Geoderma*, v. 209, p. 188-197, 2013.
- HICKMANN, C.; COSTA, L. M. Estoque de carbono no solo e agregados em Argissolo sob diferentes manejos de longa duração. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, p. 1055-1061. 2012.
- HOUGHTON, R. A. The Contemporary Carbon Cycle. In: SCHLESINGER, W. H. (ed.). *Treatise on Geochemistry*. [S.l.]: Elsevier, 2003. v. 8. p. 473-513.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2017. 141 p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2021. 122 p.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. PENMAN J.; GYTARSKY M.; HIRAISHI T.; KRUG, T.; KRUGER D.; PIPATTI R.; BUENDIA L.; MIWA K.; NGARA T.; TANABE K.; WAGNER F (ed.). **Good Practice Guidance for Land Use, land - Use Change and Forestry IPCC/IGES, Hayama**. Havana, 2003.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. EGGLESTON, S.; BUENDIA L.; MIWA K.; NGARA T.; TANABE K. (ed.). **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories IPCC/IGES**. Hayama, 2006.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change and Land**. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems, 2019 Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4-SPM_Approved_Microsite_FINAL.pdf. Acesso em: 25 out. 2019.
- JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. R. J.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. *Soil & Tillage Research*, v. 95, p. 97-109, 2007.
- JIA, G.; SHEVLIKOVA, E.; ARTAXO, P.; NOBLET-DUCOUDRÉ, N.; HOUGHTON, R.; HOUSE, J.; KITAJIMA, K.; LENNARD, C.; POPP, A.; SIRIN, A.; SUKUMAR, R.; VERCHOT, L. Land-climate interactions. In: SHUKLA, J.; SKEG, J.; BUENDIA, E.C.; MASSON-DELMOTTE, V.; PORTNER, H.O.; ROBERTS, D.C.; ZHAI, P.; SLADE, R.; CONNORS, S.; DIEMEN, S.; FERRAT, M.; HAUGHEY, E.; LUZ, S.; PATHAK, M.; PETZOLD, J.; PORTUGAL FERREIRA, J.; VYAS, P.; HUNTLEY, E.; KISSICK, K.; BELKACEMI, M.; MALLEY, J. (ed.). **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. 2019. 274 p.
- KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, v. 31, p. 711-725, 2000.
- KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; HAUMAIER, L. Changes in dissolved lignin-derived phenols, neutral sugars, uronic acids, and amino sugars with depth in forested Haplic Arenosols and Rendzic Leptosols. *Biogeochemistry*, v. 70, p. 135-151, 2004.
- KAISER, K.; KALBITZ, K. Cycling downwards - dissolved organic matter in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 52, p. 29-32, 2012.
- KALBITZ, K. Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by biodegradation. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 35, p. 1129-1142, 2003.
- KALBITZ, K.; GEYER, S.; GEYER, W. A comparative characterization of dissolved organic matter by means of original aqueous samples and isolated humic substances. *Chemosphere*, v. 40, p. 1305-1312, 2000.

- KALBITZ, K.; SCHWESIG, D.; RETHEMEYER, J.; MATZNER, E. Stabilization of dissolved organic matter by sorption to the mineral soil. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 37, p. 1319-1331, 2005.
- KEATING, B. A.; CARBERRY, P. S.; HAMMER, G. L.; PROBERT, M. E.; ROBERTSON, M. J.; HOLZWORTH, D.; HUTH, N. I.; HARGREAVES, J. N. G.; MEINKE, H.; HOCHMAN, Z.; MCLEAN, G.; VERBURG, K.; SNOW, V.; DIMES, J. P.; SILBURN, M.; WANG, E.; BROWN, S.; BRISTOW, K. L.; ASSENG, S.; CHAPMAN, S.; MCCOWN, R. L.; FREEBAIRN, D. M.; SMITH, C. J. An Overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON MODELING CROPPING SYSTEMS, 2nd. 2001. Florence. Proceedings... Florence, 2001. p. 267-288.
- KRAMER, M. G.; CHADWICK, O. A. Climate-driven thresholds in reactive mineral retention of soil carbon at the global scale. *Nature Climate Change*, v. 8, p. 1104-1108, 2018.
- 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 Special Publication, v. 63, p. 175-197, 2016.
- LEITE, L. F. C.; CARDOSO, M. J.; COSTA, D. B.; FREITAS, R. C. A.; RIBEIRO, V. Q.; GALVÃO, S. R. S. Estoques de C e de N e produtividade do milho sob sistemas de preparo e adubação nitrogenada em um Latossolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. *Ciência Rural*, v. 39, p. 2460-2466, 2009.
- LEITE, L. F. C.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O. A.; BARCELLOS, A. O.; BALBINO, L. C. O potencial de sequestro de carbono em sistemas de produção integrados: integração lavoura-pecuária-floresta. In: ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO NA PALHA, 12., 2010. Foz do Iguaçu. Tecnologia que mudou a visão do produtor: resumos. Ponta Grossa: FEBRAPDP, 2010. p. 60-76.
- LEITE, L. F. C.; IWATA, B. F.; ARAÚJO, A. S. F. Soil organic matter pools in a tropical savanna under agroforestry system in northeastern Brazil. *Revista Árvore*, v. 38, p. 711-723, 2014.
- LI, C.; ABER, J. D.; STANGE, K.; BUTTERBACH-BAHL, K.; PAPAN, H. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research*, v. 105, p. 4369-4384, 2000.
- LIMA, S. S.; LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. C.; COSTA, D. B. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais de corte e queima no norte do Piauí. *Revista Árvore*, v. 5, p. 51-60, 2011.
- LORENZ, K.; LAL, R. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 177, p. 651-670, 2014.
- LU, S.-G.; SUN, F.-F.; ZONG, Y.-T. Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (Vertisol). *Catena*, v. 114, p. 37-44, 2014.
- MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 38, p. 133-146, 2009.
- MACHADO, P. L. O. A.; SILVA, C. A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrient Cycling Agroecosystem*, v. 61, p. 119-130, 2001.
- MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. *Soil & Tillage Research*, v. 133, p. 75-84, 2013.
- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO-FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. *Agroforestry System*, v. 71, p. 127-138, 2007.
- MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, v. 149, p. 84-91, 2009.
- MAIA, S. M. F.; MEDEIROS, A. S.; SANTOS, T. C.; LYRA, G. B.; LAL, R.; ASSAD, E. D.; CERRI, C. E. P. Potential of no-till agriculture as a nature-based solution for climate-change mitigation in Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 220, 105368, 2022.
- MANZATTO, C. V.; ARAUJO, L. S.; ASSAD, E. D.; SAMPAIO, F. G.; SOTTA, E. D.; VICENTE, L. E.; PEREIRA, S. E. M.; LOEBMANN, D. G. S. W.; VICENTE, A. K. *Mitigação das emissões de gases de efeitos estufa pela adoção das tecnologias do Plano ABC: estimativas parciais*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2020. 36 p. (Documentos, 122).
- MARCHÃO, L. R.; BECQUER, T.; BRUNET, D.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BROSSARD, N. D. M. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop-livestock management systems. *Soil & Tillage Research*, v. 103, p. 442-450, 2009.
- MARTIN NETO, L.; VAZ, C. M. P.; CRESTANA, S. *Instrumentação avançada em ciência do solo*. Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2007. 438 p.
- MCBEATH, A. V.; SMERNIK, R. J. Variation in the degree of aromatic condensation of chars. *Organic Geochemistry*, v. 40, p. 1161-1168, 2009.
- MCBEATH, A. V.; SMERNIK, R. J.; SCHNEIDER, M. P. W.; SCHMIDT, M. W. I.; PLANT, E. L. Determination of the aromaticity and the degree of aromatic condensation of a thermosequence of wood charcoal using NMR. *Organic Geochemistry*, v. 42, p. 1194-1202, 2011.

- MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; DAVIS, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, v. 4, p. 605-609, 2014.
- MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z. S.; CHENG, K.; DAS, B. S.; FIELD, D. J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S. Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B. P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B. G.; MULDER, V. L.; O'ROURKE, S.; RICHER-DE-FORGES, A. C.; ODEH, I.; PADARIAN, J.; PAUSTIAN, K.; PAN, G.; POGGIO, L.; SAVIN, I.; STOLBOVOY, V.; STOCKMANN, U.; SULAEMAN, Y.; TSUI, C. C.; VAGEN, T. G.; WESEMAEL, B.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mile. *Geoderma*, v. 92, p. 59-86, 2017.
- MOHAN, D.; PITTMAN JR, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. *Energy and Fuels*, v. 20, p. 848-889, 2006.
- MORAES, A. D.; CARVALHO, P. C. D. F.; LUSTOSA, S. B. C.; LANG, C. R.; DEISS, L. Research on integrated crop-livestock systems in Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, v. 45, p. 1024-1031, 2014.
- MORGAN, H.; SOHI, S.; SHACKLEY, S. Biochar: An Emerging carbon abatement and soil management strategy. *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. 30 July 2020. DOI: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.550>.
- NAIR, P. K. R.; TONUCCI, R. G.; GARCIA, R.; NAIR, V. D. Silvopasture and carbon sequestration with special reference to the Brazilian savanna (Cerrado). In: KUMAR, B. M.; NAIR, P. K. R. (ed.). *Carbon sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges*. London: New York: Springer, 2011. p. 145-162.
- NASCIMENTO, P. C.; BAYER, C.; SILVA NETTO, L. F.; VIAN, A. C.; VIEIRO, F.; MACEDO, V. R. M.; MARGOLIN, E. Sistemas de manejo e a matéria orgânica de solo de várzea com cultivo de arroz. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 1821-1827, 2009.
- NOGUEIRA, R. S. *Distribuição espacial de carbono, nutrientes e solo em Luvisolos sob sistemas agrícolas tradicionais e agroflorestais no município de Sobral-CE*. 2009. 156 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- NOVOTNY, E. H.; MAIA, C. M. B. F.; CARVALHO, M. T. M.; MADARI, B. E. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use - a critical review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, p. 321-344, 2015.
- OLIVEIRA, D. M. S.; PAUSTIAN, K.; DAVIES, C. A.; CHERUBIN, M. R.; FRANCO, A. L. C.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 228, p. 38-48, 2016a.
- OLIVEIRA, D. M. S.; SCHELLEKENS, J.; CERRI, C. E. P. Molecular characterization of soil organic matter from native vegetation-pasture-sugarcane transitions in Brazil. *Science and Total Environment*, v. 548-549, p. 450-462, 2016b.
- OLIVEIRA, D. M. S.; PAUSTIAN, K.; COTRUFO, M. F.; FIALLOS, A. R.; CERQUEIRA, A. G.; CERRI, C. E. P. Assessing labile organic carbon in soils undergoing land use change in Brazil: A comparison of approaches. *Ecological indicators*, v. 72, p. 411-419, 2017a.
- OLIVEIRA, D. M. S.; WILLIAMS, S.; CERRI, C. E. P.; PAUSTIAN, K. Predicting soil C changes over sugarcane expansion in Brazil using the DayCent model. *GCB Bioenergy*, v. 9, p. 1436-1446, 2017b.
- OLIVEIRA, J. M.; MADARI, B. E.; CARVALHO, M. T. M.; ASSIS, P. C. R.; SILVEIRA, A. L. R.; LIMA, M. L.; WRUCK, F. J.; MEDEIROS, J. C.; MACHADO, P. L. O. A. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. *Regional Environmental Change*, v. 18, p. 105-116, 2018.
- OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. M. F.; FREITAS, R. A. et al. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. *Reg Environ Change*, v. 22, n. 3, p. 87, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>
- PARRON, L. M.; RACHWAL, M. F. G.; MAIA, C. D. F. Estoques de carbono no solo como indicador de serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWNEN, G. G.; PRADO, R. B. (ed.). *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Colombo: Embrapa Floresta, 2015. 89 p.
- PARTON, W. J.; HARTMAN, M.; OJIMA, D.; SCHIMEL, D. DAYCENT: Its land surface submodel-description and testing. *Global and Planetary Change*, v. 19, p. 35-48, 1998.
- PAVINATO, A. *Carbono e nutrientes no solo e a sustentabilidade do sistema soja-algodão no Cerrado brasileiro*. 2009. 203 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- PEREIRA, R. C.; KAAL, J.; ARBESTAIN, M. C.; LORENZO, R. P.; AITKENHEAD, W.; HEDLEY, M.; MACÍAS, F.; HINDMARSH, J.; MACIÁ-AGULLÓ, J. A. Contribution to characterisation of biochar to estimate the labile fraction of carbon. *Organic Geochemistry*, v. 42, p. 1331-1342, 2011.
- POWELSON, D. S.; POULTON, P. R.; GLENDINING, M. J.; MACDONALD, A. J.; GOULDING, K. W. T. Is it possible to attain the same soil organic matter content in arable agricultural soils as under natural vegetation? *Outlook on Agriculture*, v. 51, p. 91-104, 2022.

- PLANTE, A. F.; SIX, J.; PAUL, E. A.; CONANT, R. T. Does physical protection of soil organic matter attenuate temperature sensitivity? *Soil Science Society of American Journal*, v. 73, p. 1168-1172, 2009.
- REHRAH, D.; REDDYEM, R.; NOVAKD, J. M.; BANSODEB, R. R.; SCHIMMELF, K. A.; YUC, J.; WATTSD, D. W.; AHMEDNAA, 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.
- REIS, J. C.; KAMOI, M. Y. T.; LATORRACA, D.; CHEN, R. F. F.; MICHETTI, M.; WRUCK, F. J.; GARRET, R. D.; VALENTIM, J. F.; RODRIGUES, R. A. R.; RODRIGUES-FILHO, S. Assessing the economic viability of integrated crop livestock systems in Mato Grosso, Brazil. *Renewable Agriculture and Food Systems*, v. 34, p. 631-642, 2020.
- RIBEIRO, J. M. *Dinâmica do carbono orgânico em cronosequências de uso do solo no Cerrado mineiro: mudanças nos estoques e simulação com o modelo Century*. 2020. 96 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros.
- RITTL, T. F.; ARTS, B.; KUYPER, T. W. Biochar: An emerging policy arrangement in Brazil? *Environmental Science & Policy*, v. 51, p. 45-55, 2015.
- RODRÍGUEZ, F. J.; SCHLENGER, P.; GARCÍA-VALVERDE, M. Monitoring changes in the structure and properties of humic substances following ozonation using UV-Vis, FTIR and ¹H NMR techniques. *Science and Total Environment*, v. 541, p. 623-637, 2016.
- ROSCOE, R.; BURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in the density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil & Tillage Research*, v. 70, p. 107-119, 2003.
- ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 86 p.
- ROSSETTI, K. V.; CENTURION, J. F. Estoque de carbono e atributos físicos de um Latossolo em cronosequência sob diferentes manejos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, p. 252-258, 2015.
- RUIZ-CORRÊA, S. T.; BARBOSA, L. C.; MENANDRO, L. M. S.; SCARPARE, F. V.; REICHARDT, K.; MORAES, L.; OLIVEIRA, T. A. D.; FRANCO, H. C. J.; CARVALHO, J. L. N. Straw removal effects on soil water dynamics, soil temperature, and sugarcane yield in South-Central Brazil. *Bioenergy Research*, v. 12, p. 749-763, 2019.
- SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; LAL, R.; DICK, W. A.; VENZKE FILHO, S.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Science Society of American Journal*, v. 65, p. 1486-1499, 2001.
- SÁ, J. C. M.; LAL, R.; CERRI, C. C.; LORENZ, K.; HUNGRIA, M.; CARVALHO, P. C. F. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environment International*, v. 98, p. 102-112, 2017.
- SACRAMENTO, J. A. S. D.; ARAÚJO, A. C. D. M.; ESCOBAR, M. E. O.; XAVIER, F. A. D. S.; CAVALCANTE, A. C. R.; OLIVEIRA, T. S. D. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, p. 784-795, 2013.
- SALTON, J. C. *Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical*. 2005. 158 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 46, p. 349-356, 2011.
- SANTOS, T. C. *Impactos das mudanças de uso da terra e manejo nos estoques de carbono do solo em diferentes biomas brasileiros*. 2019. 70 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Produção Vegetal) - Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo.
- SARKER, T. S.; INCERTI, G.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; MAZZOLENI, S.; BONANOMI, B. Linking organic matter chemistry with soil aggregate stability: insight from ¹³C NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 117, p. 175-184, 2018.
- SELECKY, T.; BELLINGRATH-KIMURA, S. D.; KOBATA, Y.; YAMADA, M.; GUERRINI, I. A.; UMEMURA, H. M.; SANTOS, D. A. CHANGES IN CARBON CYCLING DURING DEVELOPMENT OF successional agroforestry. *Agriculture*, v. 7, p. 25-37, 2017.
- SILVA, A. R.; SALES, A.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. Propriedades físicas e teor de matéria orgânica de um latossolo amarelo sob sistemas integração lavoura-pecuária-floresta. *Journal of Agronomic Sciences*, v. 4, p. 144-157, 2015.
- SILVA, R. A.; CRESTE, J. E.; MEDRADO, M. J. S.; MAREGA, I. Sistemas integrados de produção - O novo desafio para a agropecuária brasileira. *Colloquium Agrariae*, v. 10, p. 55-68, 2014.
- SINGH, B. P.; COWIE, A. L.; SMERNIK, R. J. Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environmental Science & Technology*, v. 46, p. 11770-11778, 2012.

- SINGH, B. P.; COWIE, A. L. Long-term influence of biochar on native organic carbon mineralisation in a low-carbon clayey soil. *Scientific Reports*, v. 4, p. 1-9, 2014.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S. M.; MORAES, J. C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie*, v. 22, p. 755-775, 2002.
- SMITH, J. L.; COLLINS, H. P. Management of microorganisms and their processes in soils. In: PAUL, E.A. (ed.). *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Canada: Elsevier, 2007. p. 471-500.
- SMITH, P.; BUSTAMANTE, M.; AHAMMAD, H. Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: EDENHOFER, O.; PICHES-MADRUGA, R.; SOKONA, Y. (ed.). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2014, p. 829-833.
- SUTTIE J. M.; REYNOLDS, S. G.; BATELLO, C. *Grasslands of the World*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Plant Production and Protection Series. Rome: Food and Agriculture Organization, n. 34, 2005.
- TENELLI, S.; BORDONAL, R. O.; BARBOSA, L. C.; CARVALHO, J. L. N. Can reduced tillage sustain sugarcane yield and soil carbon if straw is removed? *Bioenergy Research*, v. 12, p. 764-777, 2019.
- THOMAZINI, A.; MENDONÇA, E. S.; CARDOSO, I. M.; GARBIN, M. L. SOC dynamics and soil quality index of agroforestry systems in the Atlantic rainforest of Brazil. *Geoderma Regional*, v. 5, p. 15-24, 2015.
- TIECHER, T.; SANTOS, D. R.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. *Soil Tillage Research*, v. 124, p. 57-67, 2012.
- TONUCCI, R. G.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; GARCIA, R.; BERNARDINO, F. S. Soil Carbon Storage in Silvopasture and Related Land-Use Systems in the Brazilian Cerrado. *Journal of Environmental Quality*, v. 40, p. 1-9, 2011.
- TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; OLIVEIRA NETO, S. N.; BRIANEZI, D.; ALVES, E. B. B. M. Sistemas agroflorestais no Brasil: uma abordagem sobre a estocagem de carbono. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 34, p. 235-244, 2014.
- TSUKAMOTO FILHO, A. A. *Fixação de carbono em um sistema agroflorestal com eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais*. 2003. 98 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
- USGS - Science for changing world. <https://www.usgs.gov/news/featured-story/new-map-worldwide-croplands-supports-food-and-water-security>. Acesso em outubro de 2019.
- VAN ZWIETEN, L.; SINGH, B. P.; KIMBER, S. W. L.; MURPHY, D. V.; MACDONALD, L. M.; RUST, J.; MORRIS, S. An incubation study investigating the mechanisms that impact N₂O flux from soil following biochar application. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 191, p. 53-62, 2014.
- VANDENBYGAART, A. J. The myth that no-till can mitigate global climate change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 216, p. 98-99, 2016.
- VERHEIJEN, F. G. A.; JEFFERY, S.; VAN DER VELDE, M.; PENÍ EK, V.; BELAND, M.; BASTOS, A.C.; KEIZER, J.J. Reductions in soil surface albedo as a function of biochar application rate: implications for global radiative forcing. *Environmental Research Letters*, v. 8, 044008, 2013.
- VITORELLO, V. A.; CERRI, C.; ANDREUX, F.; FELLER, C.; VIXTÓRIA, R. L. Organic matter and natural ¹³C distribution in forest and cultivated Oxisols. *Soil Science Society of American Journal*, v. 53, p. 773-778, 1989.
- WALKLEY, A.; BLACK, A. An examination of the Degiareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v. 37, p. 29-38, 1934.
- WANG, J.; XIONG, Z.; KUZUYAKOV, Y. Biochar stability in soil: meta analysis of decomposition and priming effects. *Global Change Biology and Bioenergy*, v. 8, p. 512-523, 2016.
- WEIL, R. R.; BRADY, N. Soil organic matter. In: WEIL, R.R.; BRADY, N. (ed.). *The Nature and Properties of Soils*. 14th edition. Upper Saddle River: Pearson Press, 2008. 1086 p.
- WEISHAAR, J. L.; AIKEN, G. R.; BERGAMASCHI, B. A.; FRAM, M. S.; FUJII, R.; MOPPER, K. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environment Science and Technology*, v. 37, p. 4702-4708, 2003.
- WOOLF, D.; AMONETTE, J. E.; STREET-PERROTT, F. A.; LEHMANN, J.; JOSEPH, S. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications*, v. 1, p. 1-9, 2010.
- YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 19, p. 1467-1476, 1988.
- ZHANG, Q.; DU, Z.; LOU, Y.; HE, X.A. one-year short-term biochar application improved carbon accumulation in large macroaggregate fractions. *Catena*, v. 127, p. 26-31, 2015.
- ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M. Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 43, p.1169-1179, 2011.