

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/370068233>

Matéria orgânica do solo em áreas de pastagens no Brasil

Chapter · April 2023

CITATIONS

0

READS

1,802

4 authors, including:



Mauricio Roberto Cherubin

University of São Paulo

248 PUBLICATIONS 5,113 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Júnior Melo Damian

Embrapa Digital Agriculture

43 PUBLICATIONS 441 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Carlos Eduardo Cerri

University of São Paulo

208 PUBLICATIONS 9,889 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Matéria orgânica do solo em áreas de pastagens no Brasil

Maurício Roberto Cherubin

Stoécio Malta Ferreira Maia

Júnior Melo Damian

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri

Introdução

As pastagens recobrem cerca de 170 milhões de hectares do território brasileiro, o que equivale a 2/3 da área agrícola do país. Dada a extensa área de pastagem, o Brasil destaca-se na produção de bovinos a pasto, possuindo o maior rebanho com exploração comercial do mundo, com cerca de 215 milhões de cabeças (IBGE, 2019). Estes números tornam o Brasil o segundo maior produtor de carne bovina do mundo, atrás dos Estados Unidos, e o maior exportador de carne bovina. De acordo com projeções da OECD-FAO (2020), a produção mundial de carne bovina aumentará em 6 milhões de toneladas equivalente à carcaça entre 2020 e 2029, e 81% deste aumento virá de países em desenvolvimento, como o Brasil. Ainda, estima-se que a participação das três maiores regiões exportadoras somadas (Brasil, União Europeia e Estados Unidos) representará quase 60% das exportações mundiais de carne até 2029 (OECD-FAO, 2020).

Para que o aumento da produção de carne, ao longo da próxima década, ocorra de modo sustentável, o Brasil necessita intensificar investimentos na recuperação e intensificação das áreas de pastagem existentes, de modo que esse aumento de produção não esteja associado à necessidade de expansão de áreas de pastagem. De acordo com Strassburg et al. (2014), grande parte das pastagens no Brasil estavam em algum estágio de degradação, levando a um cenário de baixa de produtividade. Historicamente, a produção de bovinos no Brasil é feita de forma extensiva, onde grande parte da área foi desmatada e convertida para pastagem. Essas pastagens se beneficiam da fertilidade natural do solo oriunda da intensa ciclagem de nutrientes da floresta. No entanto, com o passar do tempo, ocorre o empobrecimento do solo, uma vez que normalmente estas

áreas não recebem calagem e adubação periódicas. Em alguns casos, quando atingem produtividade muito reduzida, as áreas de pastagem degradadas são abandonadas e os produtores migram para novas áreas, expandindo fronteiras agrícolas frente às florestas.

A degradação das pastagens, normalmente, é acompanhada da diminuição dos estoques de C no solo (Maia et al., 2009; Medeiros et al., 2021 Oliveira et al. 2022). Porém, em meta-análise incluindo 126 estudos em áreas de pastagem ao redor do mundo, Conant et al. (2017) observaram que a recuperação de pastagens utilizando práticas de manejo, como: pastejo rotacionado, adubação, introdução de leguminosas e gramíneas melhoradas, e irrigação, resultou em incrementos nos estoques de C do solo, variando de 0,1 a 1,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Estes resultados também foram observados, especificamente, para as condições brasileiras, onde pastagens bem manejadas ou submetidas a um processo de recuperação apresentaram estoques de C no solo similares ou até mesmo superiores aos encontrados no solo sob vegetação nativa antes da conversão (Medeiros et al., 2021; Oliveira et al., 2022).

Diante do potencial que as áreas de pastagem têm para sequestrar C no solo, o governo brasileiro criou, em 2012, o programa de recuperação das áreas de pastagem, como umas das ações para mitigar as emissões de gases de efeito estufa, e os consequentes efeitos das mudanças climáticas globais. Para tanto, foi criado o Plano ABC (Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura), que estabeleceu como meta a recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2020 (Brasil, 2012). Em 2015, por meio da Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC), apresentada no âmbito do Acordo de Paris, as metas do Plano ABC foram ampliadas, e um adicional de 15 milhões de hectares deverá ser recuperado até 2030. Em 2020 o Brasil atualizou sua NDC, e para atingir as metas propostas foi lançado o Plano ABC+ (Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária com vistas ao Desenvolvimento Sustentável: 2020-2030. (Brasil, 2021). Todavia, apesar da recuperação de pastagem se apresentar como um cenário promissor para sequestrar C no solo, é importante salientar que a extensão das alterações nos estoques de C do solo é afetada diretamente pelas condições edafoclimáticas da região e pelo nível e tempo de manejo adotado na propriedade. Portanto, eventuais extrapolações e generalizações de resultados obtidos em uma região para as demais regiões do país devem ser feitas com bastante cautela.

Diante disso, o capítulo foi dividido em três seções: na primeira é apresentada a evolução espaço-temporal das áreas de pastagem e do rebanho bovino no território brasileiro, e os principais sistemas de pastagens adotados no país; na segunda, é discutida a dinâmica de matéria orgânica em áreas de pastagem, utilizando dados que demonstram a influência do bioma, tipo de solo e condições de manejo nos estoques de C do solo; e na terceira seção, foi feito um exercício de extrapolação para ilustrar os impactos de diferentes cenários de manejo da pastagem nos estoques de C ao longo do tempo.

Pastagem no Brasil

Evolução da área de pastagem no Brasil

Globalmente, o Brasil ocupa a sétima posição entre os países com a maior área de pastagem, estando atrás da China, EUA, Canadá, Rússia, Austrália e Cazaquistão (FAO, 2020). De acordo com estimativas recentes, as áreas de pastagens corresponderam a 66% da área total ocupada pelo setor agropecuário brasileiro, totalizando, aproximadamente, 167 milhões de hectares (MapBiomas, 2020).

Nas últimas três décadas (período entre 1985 e 2019) (Figura 1ab), as áreas de pastagens no Brasil aumentaram cerca de 1,27 milhão de hectares por ano, enquanto a área destinada à agricultura aumentou aproximadamente 1,15 milhão de hectares por ano (MapBiomas, 2020). Para o mesmo período, o rebanho bovino brasileiro também apresentou um aumento médio de 1,77 milhão de unidade animal por ano (LAPIG, 2020). Segundo Martha-Júnior et al. (2012), no Brasil, o crescimento da área de pastagens respondeu tanto ao baixo custo de oportunidade da pecuária “extensiva”, compatível com o período inicial da expansão da fronteira agrícola, quanto aos investimentos governamentais em programas de fomento e desenvolvimento em infraestrutura necessária, principalmente no Cerrado e em partes da Amazônia. De acordo com esses autores, a partir de 1980, fatores como genética, saúde e nutrição animal e valor nutritivo, e manejo da forragem, foram consideravelmente melhorados e adotados de forma mais ampla no país. Tais avanços na pecuária levaram ao aumento da taxa de lotação animal nas áreas de pastagem (Figura 1cd), resultando em grande crescimento da produção de carne no período e, por consequência, nas décadas seguintes.

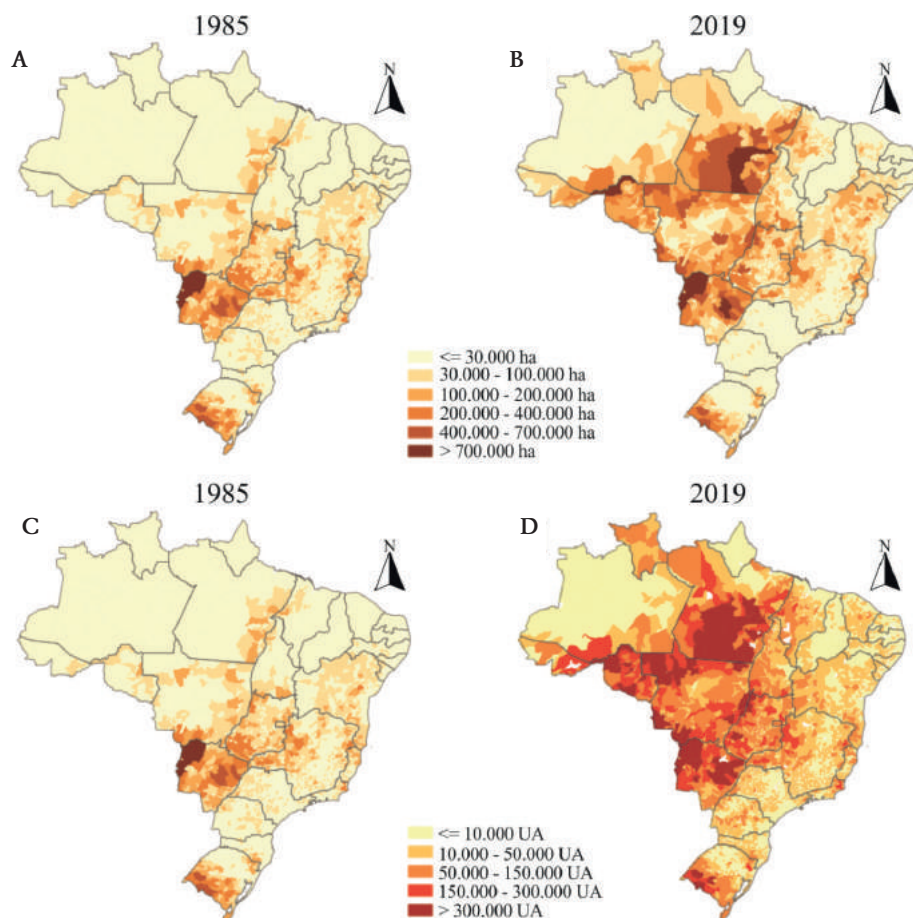


Figura 1. Evolução da área de pastagem (A e B) e do rebanho bovino (C e D) no Brasil nos anos de 1985 e 2019.

Fonte: Adaptado de MapBiomass (2020) e IBGE (2019).

A região Centro-Oeste do Brasil é responsável por cerca de 30% do total da área de pastagem e de 35% do rebanho bovino nacional (Figura 2ab). Nessa região, destaca-se o estado do Mato Grosso, com 21 milhões de hectares com pastagens e 24 milhões de unidade animal, caracterizado como o principal polo de produção de carne bovina do país. A região Norte apresenta a segunda maior área, 23% de pastagem, e contabiliza 23% do rebanho total. Essa região apresentou um grande crescimento da área de pastagem nas últimas décadas, particularmente nos estados do Pará e Rondônia (Figura 2b). Esses estados, juntamente com Mato Grosso, representam os principais centros de expansão de área de pastagem do Brasil. Na região Nordeste localiza-se 22% da área de

pastagem e 13% do rebanho bovino do país. Dentre os estados desta região, o maior crescimento foi observado na Bahia e no Maranhão, embora o ritmo de crescimento seja menor do que aquele observado nos estados de Mato Grosso, Pará e Rondônia. Por fim, as regiões Sudeste e Sul, juntas, representam 25% da área de pastagem e 29% do rebanho nacional. Nessas regiões, estados como Minas Gerais e Rio Grande do Sul, historicamente, têm grandes áreas dedicadas à pastagem para bovinocultura de leite e de corte, respectivamente. Todavia, a área de pastagem nas regiões Sul e Sudeste não teve aumento considerável nas últimas décadas (Figura 2); e em alguns locais, inclusive, houve redução de área de pastagem em função da expansão de outras culturas, como por exemplo, a cana-de-açúcar no estado de São Paulo (Cherubin et al., 2021).

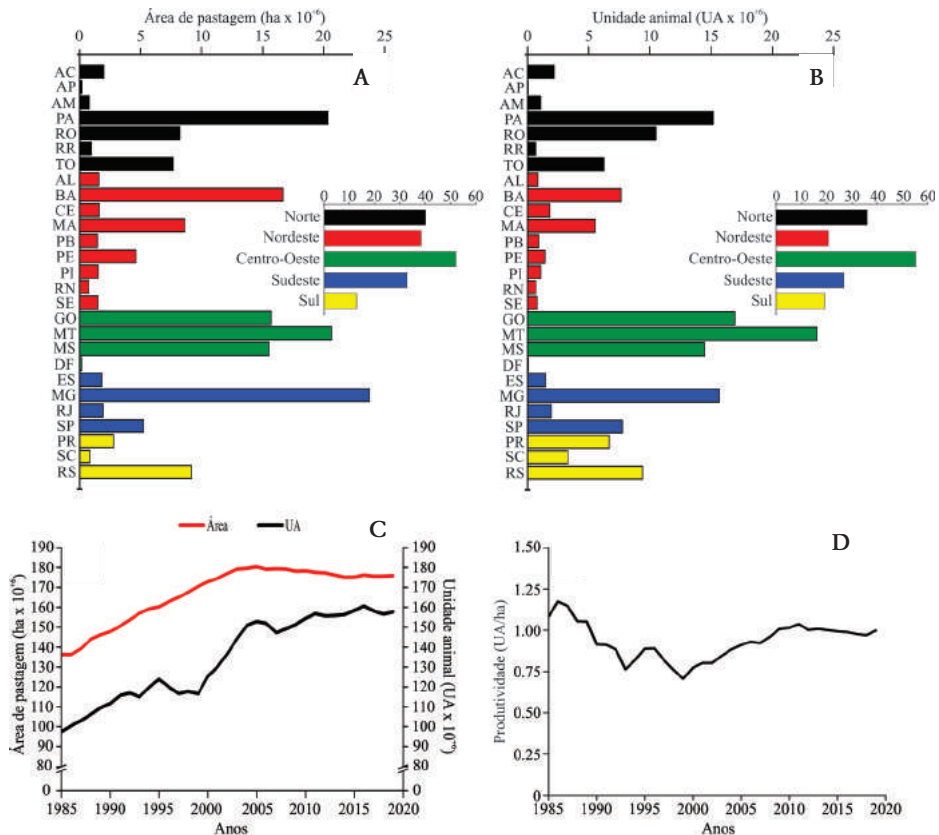


Figura 2. Área de pastagem (A) e unidade animal (UA) (B) para o ano de 2019. Relação entre a área de pastagem total vs unidade animal total no Brasil (C) durante 1985 e 2019. Produtividade expressa em UA ha⁻¹ (D) durante 1985 e 2019. *Unidade animal (UA) equivale a um animal de 450 kg vivo.

Fontes: Adaptado de LAPIG (2020), MapBiomass (2020) e IBGE (2019).

Em termos de produtividade das pastagens brasileiras, apesar das melhorias substanciais que têm ocorrido nas últimas décadas, ainda há um longo caminho a ser percorrido. Isso pode ser observado na Figura 2c, em que, embora haja aumento contínuo do número de unidade animal no país, a área de pastagem também tem crescido (mesmo que em ritmo mais lento nas últimas duas décadas). Como resultado disso, praticamente não se observa incremento na produtividade das pastagens brasileiras nos últimos 35 anos (1985-2019), estagnando a produtividade média em 0,93 unidade animal por hectare (Figura 2d).

A baixa produtividade média das pastagens brasileiras é resultado de múltiplos fatores e causas, conforme sumarizado por Strassburg et al. (2014), incluindo: (i) baixo nível tecnológico adotado na grande maioria das áreas, caracterizado por manejo inadequado da pastagem (i.e., sobrepastoreio e falta de fertilização de manutenção) e também dos animais (saúde, nutrição e reprodução), apesar dos avanços obtidos nos últimos anos; (ii) especulação fundiária, em que a pecuária extensiva é frequentemente utilizada como o primeiro uso agrícola para garantir a propriedade da terra para vender com o avanço da fronteira da área de cultivo; (iii) posse insegura em áreas de expansão, que desestimula investimentos em aumento de produtividade e incentiva um modelo extrativista que leva à degradação; (iv) falta de crédito de longo prazo para os custos iniciais de aumento de produtividade, e falta de conformidade das propriedades com a legislação ambiental que impede o acesso ao crédito; e (v) falta de serviços adequados de extensão e treinamento voltados para o aumento da produtividade da pecuária.

Entretanto, vale destacar, que apesar dos dados médios apontarem para uma baixa produtividade da pecuária de corte brasileira, estados como São Paulo, Rio Grande do Sul, Rondônia, Paraná, Acre, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul apresentam produção de carcaça que variam entre 65 e 125 kg ha⁻¹ ano⁻¹, as quais são consideradas elevadas, e se equiparam às produtividades de países como Estados Unidos e Austrália.

Em um amplo estudo que revelou os padrões de expansão agrícola no Brasil, Dias et al. (2016) mencionaram que o lento processo de transferência de tecnologia parece ser o principal fator que mantém a taxa de lotação animal próxima a uma cabeça por hectare em várias partes do país, o que demonstra o grande potencial para a intensificação das pastagens brasileiras. De acordo com Strassburg et al. (2014), as pastagens brasileiras suportam apenas 32% - 34% da sua capacidade potencial de carga animal estimada. Ademais, o aumento da eficiência produtiva das pastagens é tido como um fator importante para a maior disponibilidade de área para expansão dos cultivos de grãos, cana-

de-açúcar, além de áreas para reflorestamento nas próximas décadas. Em um estudo recente, Arantes et al. (2018) demonstraram que o potencial de intensificação das pastagens brasileiras é de, aproximadamente, 3 unidades animal (UA) por hectare; os maiores potenciais de intensificação foram observados para os estados de Rio Grande do Sul (4,2 UA ha⁻¹), Rio de Janeiro (3,3 UA ha⁻¹) e Minas Gerais (2,9 UA ha⁻¹), enquanto os menores potenciais de intensificação foram nos estados de Roraima (0,8 UA ha⁻¹), Amapá (1,3 UA ha⁻¹) e Ceará (1,7 UA ha⁻¹).

Sistema de manejo da pastagem

Em torno de 85% dos estabelecimentos rurais destinados à produção de gado no Brasil utilizam o sistema de manejo extensivo de pastagens (Dias-Filho, 2014). Esse sistema de manejo é caracterizado principalmente pela ausência de técnicas como o controle do pastejo (i.e., ajuste da taxa de lotação), controle fitossanitário e fertilização, o que comumente contribui para o aumento da degradação das áreas de pastagens, baixa produtividade e baixos retornos econômicos para os pecuaristas. Carvalho et al. (2020) destacaram que apenas 3% dos rebanhos são terminados em sistemas intensivos e altamente produtivos, sendo o restante oriundos de pastagens sob o sistema extensivo, onde menos de 40% das áreas de pastagem suportam taxas de lotação superiores a 0,5 UA ha⁻¹.

A intensificação de pastagens manejadas de forma extensiva representa a melhor forma de incrementar a sustentabilidade do sistema produtivo e a rentabilidade do produtor. Partindo do sistema de manejo extensivo, Mazzetto et al. (2015) propuseram quatro etapas de intensificação de pastagens: 1) manejo semi-extensivo, que caracteriza-se pela fertilização com nitrogênio (N) da pastagem e seleção animal; 2) manejo semi-intensivo, com a correção do solo mediante a aplicação de calcário e cruzamento genético dos animais; 3) manejo intensivo, onde realiza-se o pastejo rotacionado e a prática de inseminação artificial dos animais; e 4) manejo melhorado, que representa a última etapa, caracteriza-se pelo uso da irrigação da pastagem e a utilização de marcadores moleculares para seleção de genes específicos ou grupos de genes nos animais. Aliado a essas etapas, a Embrapa lançou em 2005 um pacote de boas práticas agrícolas para a pecuária, focadas em: (i) animais - bem-estar animal, identificação, controle sanitário, manejo reprodutivo, manejo pré-abate e alimentação suplementar; (ii) meio ambiente - manejo ambiental, que inclui o cumprimento da legislação ambiental; (iii) gestão de pastagens, que inclui a recuperação ou renovação de pastagens; e (iv) administração - gestão da propriedade rural, funções sociais da propriedade, gestão de recursos humanos e manutenção de instalações agrícolas (Valle, 2006; Latawiec et al., 2017).

Além das alternativas supracitadas para melhoramento de áreas com pastagem sob o sistema de manejo extensivo, nas últimas décadas o conceito de sistemas integrados de produção vem ganhando destaque como uma alternativa promissora de intensificação sustentável. Moraes et al. (2014) relataram que os sistemas integrados de produção envolvem interações temporais e espaciais em diferentes escalas com a exploração animal e agrícola dentro da mesma área, simultânea ou desarticulada e em rotação ou sucessão, sendo que o objetivo é alcançar sinergismo e propriedades emergentes como resultado das interações solo-planta-animal-atmosfera. Entre os sistemas integrados de produção que podem ser empregados em áreas de pastagens manejadas de forma extensiva, destacam-se os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) ou agropastoril, integração pecuária-floresta (IPF) ou silvipastoril, e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) ou agrossilvipastoril. Mediante o potencial desses sistemas de manejo para substituir os sistemas de manejo convencionais, somado ao incentivo e financiamento governamental para a adoção destes (i.e., Plano ABC+), espera-se que nas próximas décadas ocorra um crescimento e difusão dos sistemas integrados de produção entre os pequenos, médios e grandes pecuaristas no Brasil.

Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de pastagem no Brasil

A dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de pastagem é afetada diretamente pelas entradas de material orgânico e saídas de C do sistema, bem como pelos processos de decomposição, mineralização, estabilização e respiração microbiana da matéria orgânica (Figura 3). A principal entrada de C no solo, em áreas de pastagem, está associada à remoção de C atmosférico e assimilação na biomassa das forrageiras pelo processo de fotossíntese, e posterior decomposição dos restos vegetais (liteira) de parte aérea e, especialmente, das raízes. As gramíneas, predominantes nas áreas de pastagem brasileiras, apresentam um sistema radicular abundante, vigoroso e profundo. Portanto, a decomposição das raízes tem papel importante para a incorporação de C em profundidade. Adicionalmente, o processo de ciclagem de C no sistema é intenso em áreas de pastagem, onde grande parte de C derivado da biomassa das forrageiras ingerido pelos animais, retorna ao solo por meio das fezes e urina.

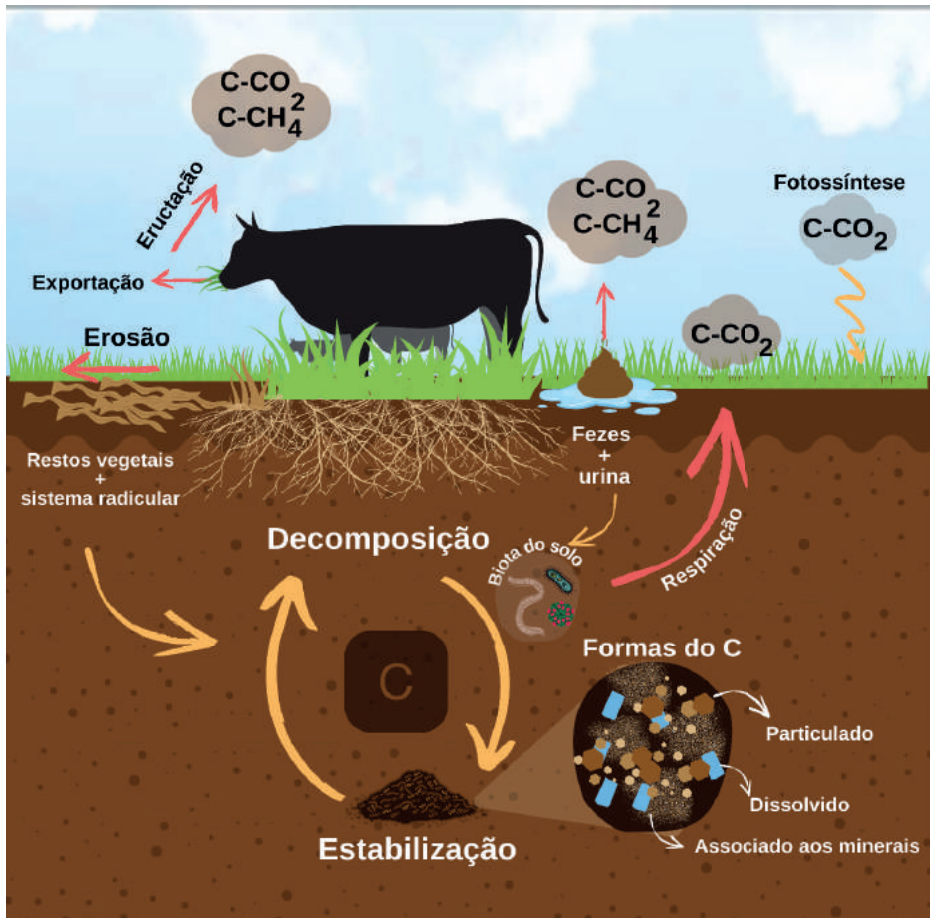


Figura 3. Ciclo de carbono (C) do solo em sistema de pastagem. Flechas amarelas representam as formas de entrada e processos de transformação de C no solo e as flechas vermelhas representam os principais processos que resultam em saídas de C do solo.

Fonte: Os autores. Ilustração: Bruna E. Schiebelbein

Os materiais orgânicos aportados ao solo (biomassa vegetal e dejetos dos animais) passam por diversas transformações mediadas pelos organismos do solo. Inicialmente estes materiais são fragmentados e incorporados ao solo pela ação dos organismos da macrofauna (minhocas, cupins, formigas, coleópteros, etc.). Estes organismos também cumprem um papel-chave na estruturação do solo, e por consequência, contribuem nos processos de estabilização (via proteção física) e estocagem de C do solo (Franco et al., 2020). Além da macrofauna, organismos da mesofauna e, especialmente, os microrganismos

atuam em todas as etapas do processo, desde a decomposição pela produção de enzimas extracelulares até a estabilização e estocagem de C no solo. Todavia, durante todo o processamento e transformação do material orgânico em matéria orgânica estabilizada (substâncias húmicas) grande parte (60% - 80%) de C é oxidado pela biota do solo, e assim, emitido à atmosfera na forma de gás dióxido de carbono (CO_2), e sob condições de anaerobiose, na forma de gás metano (CH_4).

O tempo de residência dos compostos orgânicos processados pelos organismos no solo varia de minutos a séculos (Schmidt et al., 2011) dependendo do grau de proteção e estabilização desses compostos no solo. Tipicamente, a maioria dos solos brasileiros são altamente intemperizados e com presença de óxidos de ferro e alumínio na constituição mineral, o que favorece as interações organominerais que se constituem o principal mecanismo de estabilização de carbono em solos de regiões tropicais. Estas características inerentes dos solos, associadas à atuação do sistema radicular das pastagens, favorecem a formação de agregados estáveis e a proteção física de C do solo em áreas de pastagem. A oclusão dos compostos orgânicos dentro dos agregados restringe a acessibilidade dos microrganismos, e, portanto, aumenta o tempo de residência de C no solo, mesmo que em alguns casos sejam compostos orgânicos lábeis e, portanto, facilmente decomponíveis quando desprotegido.

A principal rota de saída (perda) de C do solo à atmosfera na forma de gases (CO_2 e CH_4) está associada à atividade dos organismos do solo no processamento, tanto dos materiais orgânicos recém adicionados ao solo (resíduos vegetais, raízes mortas e dejetos) quanto da própria matéria orgânica previamente processada e estocada no solo. No entanto, além dessa rota em áreas de pastagem, observam-se importantes perdas de C, principalmente pela emissão de CH_4 por meio da eructação dos animais (ruminantes), pela exportação de C na carcaça do animal encaminhado aos abatedouros, e também pelas perdas de C associadas com a erosão do solo.

De maneira simplificada, essas são as principais entradas, saídas e processos que governam a dinâmica da matéria orgânica em sistemas de pastagem. O aumento ou a redução nos estoques de matéria orgânica (ou C) do solo ao longo do tempo depende diretamente destes fatores, sendo que para haver sequestro de C no solo o fluxo de entrada de C no sistema deve ser sempre superior ao fluxo de saídas.

Nos tópicos a seguir serão apresentados os valores de estoques de C do solo em áreas de pastagem sob diferentes condições edafoclimáticas no território brasileiro, e também sob diferentes níveis/condições de manejo. Para tanto, foram compilados e analisados dados a partir dos trabalhos de Medeiros et al.

(2021) e Oliveira et al. (2022). No total, foram usados 200 pares de comparação com dados para a camada do solo de 0-30 cm e 57 pares com dados até 100 cm de profundidade do solo. Os dados são provenientes dos biomas Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, e todos foram corrigidos com base em massa equivalente de solo seguindo o método proposto por Moraes et al. (1996), cuja finalidade foi minimizar as discrepâncias causadas pela diferença na densidade do solo induzida pelo seu manejo. Assim, os dados foram analisados levando em consideração os biomas, tipos de solo e condição das pastagens.

Impacto da mudança de uso da terra para cultivo de pastagem no estoque de C do solo

A dinâmica de carbono do solo é governada, principalmente, por fatores climáticos, em especial temperatura e precipitação, edáficos (textura e mineralogia do solo) e, nas áreas antropizadas como nas pastagens, acrescenta-se os efeitos do manejo do solo, da espécie forrageira e do rebanho. Os aspectos climáticos são fundamentais visto que são determinantes na distinção dos biomas e dos tipos de solos. Desta forma, os biomas refletem, de forma razoável, as diferentes condições climáticas do país que afetam a dinâmica de C do solo em áreas de pastagem.

Neste sentido, a Figura 4 mostra os dados médios dos estoques de C do solo (camada 0-30 cm) em áreas de vegetação nativa e pastagem nos biomas Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, onde se observa duas respostas distintas. Nos biomas Amazônia e Mata Atlântica os estoques de C do solo são maiores (9% e 1%, respectivamente) do que suas respectivas vegetações nativas, enquanto que no Cerrado e Caatinga os dados médios apontam para o inverso, ou seja, redução do estoque de C do solo (8% e 13%, respectivamente) nas áreas de pasto em relação às vegetações nativas.

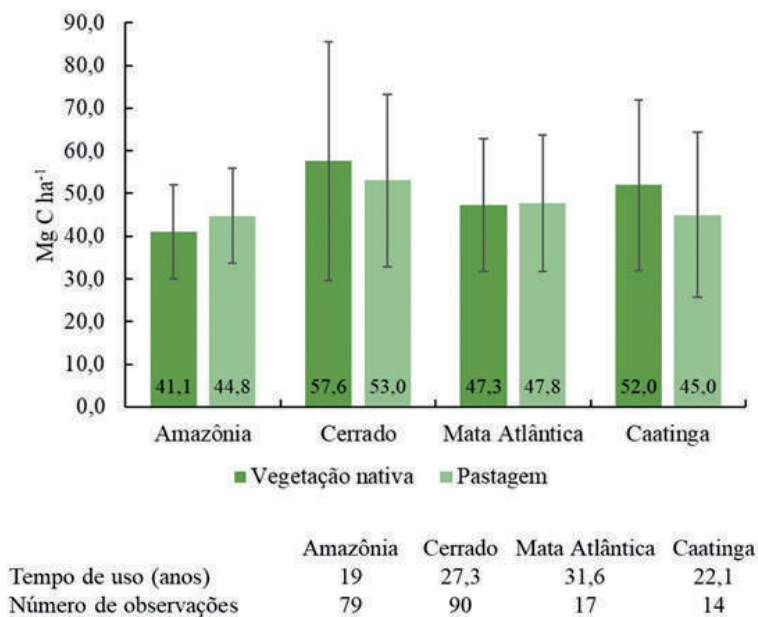


Figura 4. Estoque de carbono do solo (Mg C ha^{-1}), camada de 0-30 cm, em áreas de vegetação nativa e de pastagem nos diferentes biomas brasileiros.

Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

Estas respostas, provavelmente, se devem à precipitação, que é a variável mais distinta entre os biomas. Por exemplo, de acordo com Alvares et al. (2013), a precipitação média na Caatinga, raramente é maior que 1.000 mm ano^{-1} ; enquanto no Cerrado varia entre 1.200 e 1.800 mm. Por outro lado, o bioma Mata Atlântica é aquele que apresenta a maior variabilidade climática, com a precipitação média anual variando entre 1.000 mm e 2.400 mm, e por fim, o bioma Amazônia apresenta a maior precipitação média, 2.300 mm, com algumas regiões que podem atingir 3.500 mm ano^{-1} .

Portanto, as diferenças climáticas entre os biomas podem afetar tanto o aporte de material orgânico, quanto a dinâmica de decomposição e perdas da matéria orgânica do solo (MOS). No que se refere ao aporte de material orgânico, este aspecto parece ser essencial para o Bioma Caatinga, onde, de acordo com Alves et al. (2020), o conteúdo médio de C na biomassa das pastagens (aérea e subterrânea) é de 1,19 Mg C ha^{-1} , ou seja, muito inferior ao observado na Amazônia 6,84 Mg C ha^{-1} , ou para os demais biomas 7,57 Mg C ha^{-1} . Desta forma, os menores estoques de C do solo nas pastagens do bioma Caatinga, devem estar ligados ao efeito das condições do clima na decomposição da MOS, talvez mediados pelos menores índices de precipitação e picos de temperatura que podem atingir 37,5 °C entre os meses de agosto e outubro (Nascimento; Novais, 2020).

Estes resultados sinalizam que as pastagens em biomas com menores índices pluviométricos têm maior dificuldade em promover o acúmulo de C no solo. Portanto, devem demandar maior atenção na adoção de práticas de manejo do pasto e dos rebanhos que promovam maior aporte de material orgânico no solo, e consequentemente, resultem em incremento nos estoques de C no solo. Cabe destacar que estes resultados são baseados em dados médios que contemplam pastagens submetidas a diferentes condições de manejo e qualidade.

Da mesma forma que para os biomas, entender a dinâmica de C do solo nos diferentes solos do Brasil é fundamental para subsidiar os processos de decisão, seja em nível de governos para orientar políticas públicas, seja em nível de produtor, que poderá planejar de forma mais racional o uso da terra em sua propriedade. Os dados disponíveis permitiram avaliar os estoques de C nos Argissolos, Latossolos, Neossolos e Planossolos (Figura 5). Nos Argissolos e Planossolos observa-se uma tendência de aumento de C do solo de 8% e 2,4%, respectivamente, nas áreas de pastagem em relação a de vegetação nativa, enquanto nos Neossolos e, principalmente, nos Latossolos a tendência é de redução de 2,7% e 4,6%, respectivamente.

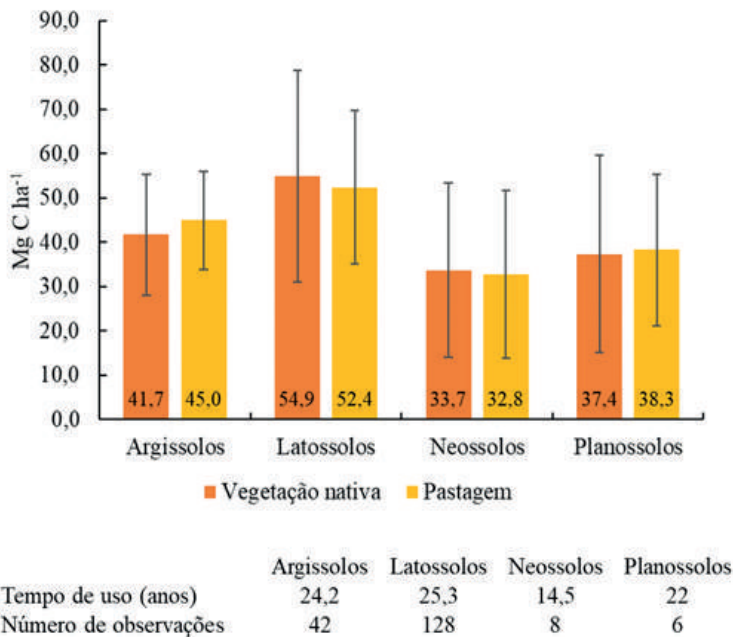


Figura 5. Estoque de carbono do solo (Mg ha^{-1}), camada de 0-30 cm em áreas de vegetação nativa e de pastagem em diferentes classes de solo.

Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

É necessário destacar que estes são dados médios, e conforme pode ser observado, os desvios-padrões são elevados indicando que na prática não existe diferença estatística entre os dados. Esta alta variabilidade, provavelmente, se deve à distribuição dos dados que são provenientes de diferentes regiões do país, e contemplam diferentes tipos de manejo. No caso específico dos Latossolos, do total de dados (128 pares de comparação), 51% apresentaram perda média de C de 16%, já os 49% restantes apresentaram um ganho médio de 15% (dados não mostrados). Nos Argissolos, 71% dos estudos (42 pares de comparação) apresentaram ganho médio de C de 23% em relação à vegetação nativa, enquanto os demais estudos (29%) resultaram em perda média de 15% de C do solo. Portanto, os resultados para estas duas classes de solos, que juntas ocupam aproximadamente 58% do país (Santos et al., 2011), demonstram que nos Latossolos, a dinâmica de C nas áreas de pastagem é muito mais heterogênea do que nos Argissolos. Os motivos que levam a tais diferenças entre estas duas classes de solo devem ser melhor estudados, visto que fatores como granulometria, mineralogia, clima e manejo podem influenciar a dinâmica de C. Porém, os resultados apresentados são informações robustas que podem ser utilizadas para direcionar estudos futuros, bem como subsidiar a adoção de práticas ou sistemas de manejo de acordo com o tipo de solo.

As pastagens, quando bem manejadas, têm se mostrado um uso da terra com capacidade de acumular C no solo, o que em geral é atribuído ao elevado aporte de resíduos, sobretudo do sistema radicular das gramíneas e do menor revolvimento do solo (Nadal-Romero et al., 2016; Oliveira et al., 2016). Este acúmulo ocorre mais rapidamente nas camadas superficiais do solo (Mazzetto et al., 2015), mas pode atingir camadas mais profundas devido a extensão do sistema radicular das gramíneas e da própria migração da matéria orgânica do solo (Stumpf et al., 2016). Avaliar a distribuição de C no perfil dos solos é mais um componente relevante da dinâmica da MOS, que além de melhorar a compreensão sobre os efeitos da adoção da pastagem, também possibilita identificar o nível de exposição ao manejo que o C do solo está submetido.

Nesse sentido, a avaliação da distribuição de C no perfil do solo foi analisada utilizando um conjunto de dados com 57 pares de comparação, compilados de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022). Considerando a camada de 0-100 cm do solo, os resultados mostraram que 47% de C do solo se encontram na camada de 0-30 cm e os 53% restantes estão acumulados na profundidade de 30 a 100 cm, e tal comportamento foi basicamente o mesmo nas áreas de vegetação nativa e pastagem. O nível de incerteza (desvio-padrão) variou de 5,2% a 5,5%, o que confere aos resultados maior confiabilidade, visto que evidencia que a resposta é consistente em todos os estudos. Estes resultados

convergem com levantamento de dados global envolvendo diferentes usos da terra, que apontou que a camada 30-100 cm contém em média 47% de C total de 0-100 cm, mas que estes valores podem variar de 47% a 52% (Balesdent et al., 2018). Cabe ressaltar, no entanto, que 86% dos dados são provenientes do bioma Cerrado, logo, os resultados se aplicam melhor a este bioma. Porém, os dados para a Mata Atlântica (10,5%) e Caatinga (3,5%) apresentaram resultados muito similares. De toda forma, é premente a geração de informações de modo a contemplar minimamente todos os biomas brasileiros.

Impacto do manejo das pastagens no estoque de C do solo

Avaliar o impacto do manejo das pastagens nos estoques de C tem sido um dos principais desafios diante da extensa área, diferentes tipos de manejo e condições de solo e clima do Brasil. No entanto, entender tais impactos é essencial, visto que o manejo das pastagens é o único componente envolvendo a dinâmica de C do solo possível de ser efetivamente manejada. De acordo com o IBGE (2019), apenas 7% das pastagens plantadas foram classificadas como “em más condições”, o que difere enormemente do mapeamento realizado pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG), o qual aponta que 99,3 milhões de hectares de pastagem apresentam algum indício de degradação.

Há ainda a dificuldade em se caracterizar um “pasto degradado”, e principalmente, associar a degradação ao C do solo. Dias-Filho (2011) caracterizou dois extremos da degradação como degradação agrícola e biológica. Na degradação biológica ocorre a diminuição da vegetação da área devido ao drástico empobrecimento do solo, sendo a gramínea plantada substituída por espécies de baixa produtividade e pouco exigentes em fertilidade do solo, ou até mesmo tornando o solo desnudo. Já na degradação agrícola ocorre o aumento da infestação de plantas invasoras e a diminuição da capacidade de suporte da pastagem. Em geral, a degradação das pastagens é causada por equívocos no manejo, como por exemplo, queimadas frequentes, superpastejo por períodos longos, controle deficiente de plantas invasoras, pragas e doenças. Inversamente, boas práticas de manejo, tais como, pastejo rotacionado com ajuste da taxa de lotação animal, correção da acidez, adubação, incorporação de leguminosas e controle adequado de plantas invasoras, pragas e doenças, são fundamentais para manter as pastagens produtivas. Com base nessas informações é importante avaliar os efeitos das práticas/sistemas de manejo na dinâmica dos estoques de C do solo.

Com este intuito, o IPCC (2006) desenvolveu uma classificação que contempla os status das pastagens em nominais, degradadas e melhoradas.

Pastagens nominais representam aquelas que são manejadas de forma racional, mas que não recebem melhorias significativas de manejo. As pastagens degradadas foram classificadas em “moderadamente degradada” e “severamente degradada”. A primeira representa aquelas com sobrepastoreio, produtividade reduzida (em relação à pastagem nativa ou manejada nominalmente) e que não recebem insumos de manejo (ex.: adubação, calagem, etc.); enquanto a severamente degradada é aquela pastagem que além da perda de produtividade, também apresenta perda de cobertura vegetal e sinais de erosão do solo. As pastagens melhoradas são aquelas manejadas de forma sustentável, com adequada pressão de pastejo e que receberam ao menos uma técnica de melhoria, tais como, adubação, irrigação, adubação verde, calagem e plantio de variedades de gramíneas mais produtivas. Adicionalmente, Oliveira et al. (2022) considerou também as pastagens recuperadas, as quais consistem em pastagens degradadas que foram submetidas a processos de recuperação ou renovação, e desde então tem recebido práticas de manejo similares às pastagens melhoradas ou nominais.

A partir desta classificação, a base de dados foi avaliada sob duas perspectivas. Na primeira foram comparados os dados médios de estoque de C do solo, camada de 0-30 cm, entre áreas de vegetação nativa e pastagens (Figura 6), e na segunda foi calculada as taxas de mudanças de estoques de C do solo (Figura 7), de acordo com a metodologia proposta por Maia et al. (2013). De acordo com os dados médios (Figura 6), apenas nas pastagens recuperadas houve aumento (4,2%) do estoque de C do solo em relação ao da vegetação nativa; quando comparado aos estoques das áreas de pastagem degradada, o aumento foi de 8,8%. As pastagens nominais apresentaram estoques de C similares à vegetação nativa, enquanto que as pastagens degradadas e melhoradas apresentaram reduções de 12,4% e 4,4%, respectivamente. Os resultados das pastagens melhoradas em especial, devem ser analisados mais cuidadosamente, pois a definição adotada pelo IPCC preconiza que para ser classificada como “melhorada”, a pastagem deve ter recebido “ao menos uma técnica de melhoria” (ex.: adubação, irrigação, adubação verde, calagem e plantio de variedades de gramíneas mais produtivas), porém, não especifica se a técnica deve ser continuada ou repetida no tempo. Logo, áreas classificadas como “melhoradas” podem, na prática, ter recebido uma única e esporádica prática de melhoria, que não foi suficiente para promover o aumento do estoque de C do solo; ou mesmo que o processo de melhoria tenha sido efetivo, ou ainda, que o tempo entre a adoção da prática e a coleta de solo pode não ter sido suficiente para refletir em incrementos dos estoques de C do solo. Portanto, é necessário definir critérios mais objetivos e específicos para classificar um determinado pasto

como “melhorado”. Tais aspectos, de certa forma, se refletem nos resultados, visto que, ao avaliar o conjunto de dados para pastagens melhoradas (composto por 50 pares de comparação), foi observado que metade apresenta uma perda média nos estoques de C do solo de 14,7%, enquanto na outra metade dos estudos houve aumento de 14%.

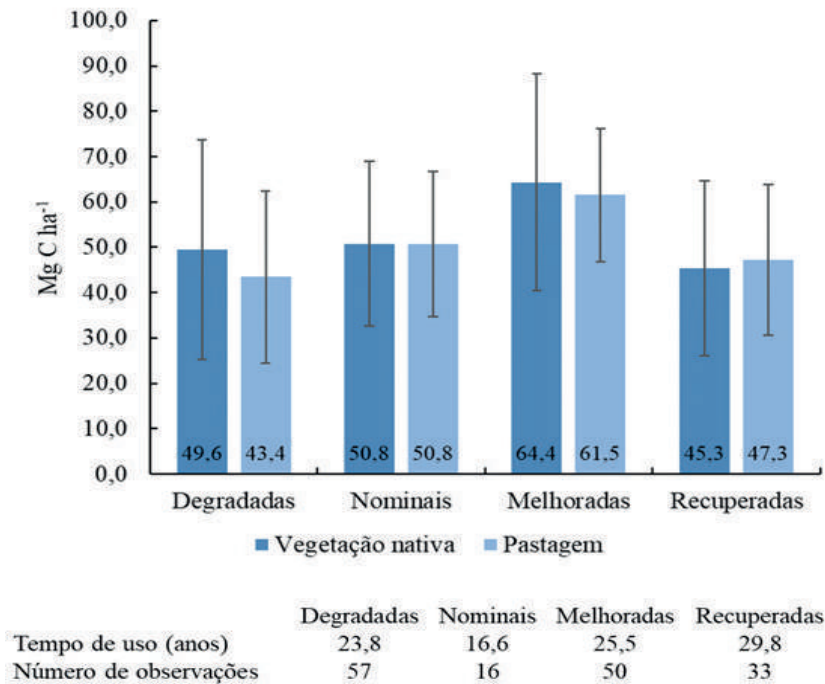


Figura 6. Estoques de carbono (C) do solo (Mg ha⁻¹), camada de 0-30 cm, em áreas de vegetação nativa e pastagens com diferentes condições ou tipos de manejo.

Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

Assim como para os dados por bioma e tipo de solo, os dados agrupados por nível ou condição de manejo das pastagens também apresentaram elevados níveis de incerteza (desvio-padrão), o que provavelmente se deve a grande variabilidade do conjunto de dados. De toda forma, a análise dos dados médios permite uma avaliação mais genérica sobre a dinâmica da MOS, levando em consideração os principais aspectos que a governam.

Os resultados das taxas de mudança dos estoques de C do solo (Figura 7), permitem uma avaliação mais abrangente dos efeitos do manejo nas pastagens, visto que tais taxas representam valores que foram ajustados a partir de fatores de mudança de C do solo (Maia et al., 2013). Estes, por sua vez, são derivados levando em consideração covariáveis, como tempo, profundidade da camada

do solo, tipo do solo e localização, entre outros. Estes resultados são derivados da reanálise dos dados de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

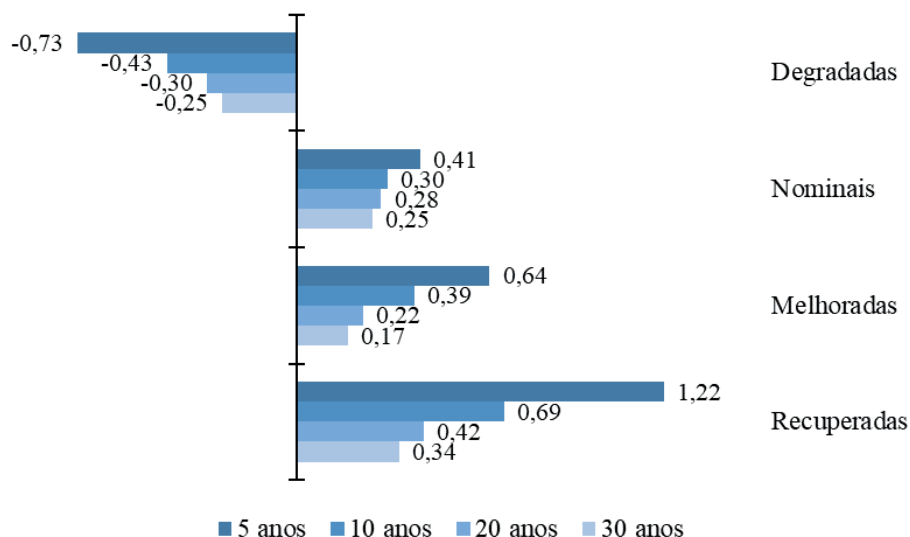


Figura 7. Taxa média de mudança nos estoques de carbono (C) do solo em pastagens com diferentes condições ou níveis de manejo com 5, 10, 20 e 30 anos após a mudança de uso da terra.

Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022).

As mudanças (perdas ou ganhos) nos estoques de C do solo ocorrem de forma mais intensa nos primeiros anos de implantação das pastagens, o que pode ser observado em todas as condições do pasto, mas, principalmente, nas pastagens degradadas e recuperadas. Nos pastos degradados a taxa média de redução dos estoques de C do solo no quinto ano foi de $0,73 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, diminuindo para $0,30 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com 20 anos e $0,25 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com 30 anos de uso. Nas pastagens recuperadas houve um ganho de $1,22 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos primeiros cinco anos, mas, quando se considera o período de 30 anos, a taxa média passou a ser de $0,34 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Nas pastagens melhoradas há incrementos de $0,64 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ até os cinco anos, e de $0,17 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ aos 30 anos. As áreas de pastagens nominais apresentaram taxa de incremento nos estoques de C do solo de $0,41 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos primeiros cinco anos, a menor entre os diferentes manejos. Porém, na média, após 30 anos de uso, a taxa de $0,25 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ foi maior do que observado nas pastagens melhoradas.

O IPCC (2016) assume que as mudanças nos estoques de C do solo atingem um novo estado de equilíbrio dinâmico (steady-state) após 20 anos de mudança

de uso e/ou manejo. No entanto, os trabalhos de Medeiros et al. (2020, 2021) e Oliveira et al. (2022) demonstraram que, em geral, nas condições brasileiras, um novo equilíbrio não é atingido antes de 30 anos de uso com pastagem. Desta forma, as taxas de mudança de C do solo para 30 anos é a que provavelmente melhor representa a dinâmica da MOS a longo prazo para o Brasil, enquanto as taxas para cinco anos representam o impacto da conversão de uso e manejo do solo que ocorre de forma mais pronunciada já nestes primeiros anos, logo, maior atenção deve ser dada aos anos iniciais da adoção ou recuperação das pastagens.

Potencial sequestro de C em áreas de pastagens no Brasil

O manejo das pastagens e o potencial de acumular C no solo variam consideravelmente de acordo com o sistema de produção, nível de investimento do produtor e condições edafoclimáticas nas diferentes regiões do Brasil. Portanto, a estimativa do potencial acúmulo de C em função da adoção de uma determinada prática de manejo em um dado local está associada a uma série de incertezas. Ainda assim, com base em fatores de emissão de C, que levam em consideração tais incertezas, podem ser estabelecidos cenários de mudança de uso da terra e de manejo da pastagem, e pode estimar as alterações no estoque de C do solo em longo prazo, tal como representado na Figura 8. Os estoques de C permanecem constantes ao longo do tempo na área de vegetação nativa, uma vez que ecossistemas naturais já atingiram o estado de equilíbrio dinâmico, ou seja, o balanço entre as entradas e saídas de C no solo tende a ser zero (Figura 8). Por outro lado, quando ocorre a conversão dessa vegetação nativa para outro uso, como pastagem, este equilíbrio é interrompido, e então, de acordo com o balanço de entradas e saídas de C no solo, pode-se encontrar cenários de redução, manutenção ou mesmo incremento nos estoques de C do solo em relação ao uso anterior.

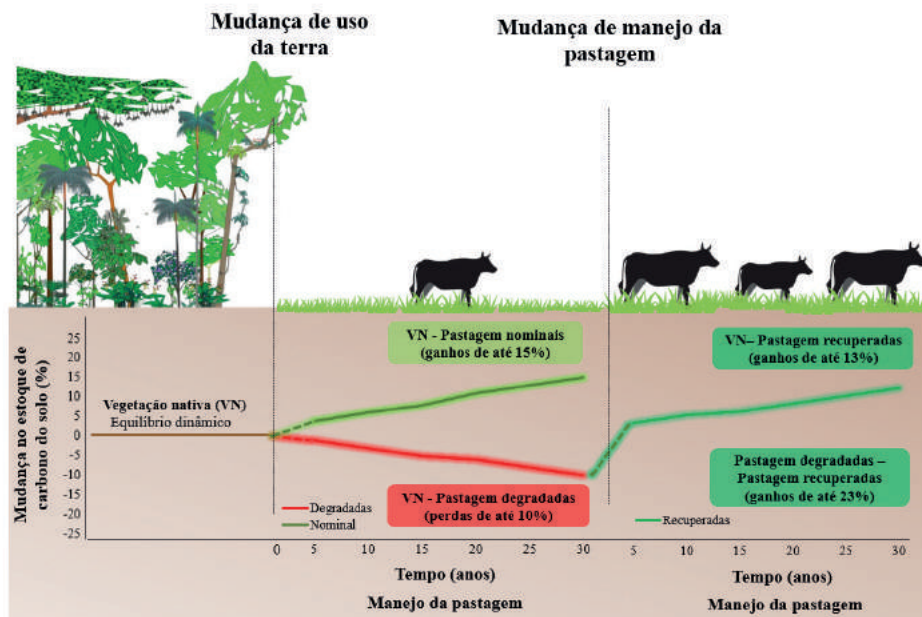


Figura 8. Mudanças relativas nos estoques de carbono do solo (0-30 cm) em função de diferentes cenários de mudança de uso da terra e práticas de manejo na pastagem. Curvas apresentadas para pastagem degradada, nominal e recuperada basearam-se nos fatores de emissão para 5, 10, 15, 20, 25 e 30 anos calculados com base na literatura (Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022)).

Em geral, pastagens degradadas promovem progressivas reduções nos estoques de C do solo (linha vermelha - Figura 8). Sem discriminar o tipo de vegetação nativa e as condições edafoclimáticas das diferentes regiões do Brasil, as perdas de C devido ao uso da terra com pastagem degradada são estimadas na ordem de 10% ao longo de 30 anos. Portanto, pode-se afirmar que grande parte das pastagens brasileiras que se encontra em algum estágio de degradação, está perdendo C do solo e se comportando como fonte de C para a atmosfera. Por outro lado, áreas com pastagens nominais (ou seja, aquelas que são manejadas de forma racional, mas que não recebem melhorias significativas de manejo) tendem a acumular C no solo (linha verde claro - Figura 8). No longo prazo (30 anos), estima-se que este tipo de pastagem esteja resultando em incrementos do estoque de C do solo na ordem de 15% em relação ao uso anterior com vegetação nativa. Esta estimativa média, incluindo dados das diferentes regiões do Brasil, demonstra o enorme potencial que áreas de pastagem têm de sequestrar C no solo, visto que mesmo sem maiores investimentos de manejo, um cenário positivo é observado, comportando-se como dreno de C atmosférico.

Por fim, o cenário de recuperação de pastagens é uma estratégia promissora, não somente para aumentar a produtividade da pecuária, mas também para sequestrar C no solo. As estimativas indicam que a recuperação de pastagem proporciona incrementos nos estoques de C do solo na ordem de 23% em 30 anos, comparando com a pastagem degradada (linha verde escuro - Figura 8), e de 13% em relação ao uso de vegetação nativa, anterior a pastagem.

Estes resultados corroboram o potencial da recuperação das pastagens como uma das principais estratégias nacionais de conduzir à agricultura de baixo carbono. Em 2015, o Brasil assinou o Acordo de Paris, apresentando a NDC com meta de reduzir suas emissões de gases de efeito estufa em 37% em relação às emissões de 2005 até 2025, com indicativo de reduzir em 43% das emissões até 2030 (Brasil, 2015). Em 2021, a NDC foi atualizada e o compromisso é de reduzir as emissões em 50% até 2030. Para tanto, dentre outras ações, o Brasil lançou o Plano ABC+ como a principal estratégia para o desenvolvimento sustentável na agricultura, que prevê a restauração adicional de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2030. Neste contexto, considerando o prazo de 10 anos (até 2030) para que a NDC seja cumprida e a estimativa média do incremento nos estoques de C no solo promovido pela recuperação de pastagem ($0,42 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) (Figura 7) pode-se calcular, simplificadaamente, o potencial sequestro de C no solo resultante da recuperação de 15 milhões de hectares de pastagem no Brasil. Este cenário resultaria no incremento do estoque de C do solo de $6,3 \text{ Tg ano}^{-1}$ ou 63 Tg ($0,063 \text{ Pg}$) no horizonte de 10 anos. Obviamente, esse é um cenário simplificado que considera que a recuperação dos 15 milhões de hectares ocorreu em 2020, ao invés de um processo gradativo de recuperação dessa área ao longo dos próximos 10 anos. Todavia, estes números chamam a atenção do enorme potencial de sequestrar C no solo por meio desta prática de manejo, a ser adotada em uma área de menos de 10% da área total de pastagem no território brasileiro.

No entanto, os benefícios da recuperação de pastagens vão além do potencial de sequestro de C no solo. Atualmente, a produtividade animal de cerca de 1 UA ha^{-1} (Figura 2), com tempo médio de engorda de 3,5 anos, é considerada baixa frente a outras potências mundiais na produção bovina. Desta forma, a recuperação das pastagens pode elevar não somente a capacidade de suporte animal das pastagens brasileiras, como também diminuir o tempo de abate (Mazzetto et al., 2015). Esse aumento de produtividade seria estratégico ao desenvolvimento agropecuário brasileiro uma vez que diminuiria a pressão pela expansão de fronteiras agrícolas e, possivelmente, no caso da pecuária de corte, poderia reduzir a área de produção, aumentando a produtividade e cedendo espaço para a produção de outros alimentos importantes para a

segurança alimentar do país (Strassburg et al., 2014). Portanto, a recuperação das pastagens é base para uma produção agropecuária sustentável no Brasil.

Considerações finais

Pastagens representam o maior uso agrícola do Brasil, e, portanto, têm grande importância ambiental, econômica, social e cultural para o país. Historicamente, pastagem é o primeiro uso da terra após a retirada da vegetação nativa. Desta forma, nas últimas décadas, a expansão da área de pastagem tem ocorrido predominantemente em regiões de fronteira agrícola, especialmente nos estados do Mato Grosso, Pará e Rondônia. Devido a essa característica de ocupação da terra, a grande maioria das áreas de pastagens brasileiras tem sido conduzida de forma extensiva (baixo nível tecnológico) e apresenta algum grau de degradação e consequente baixa produtividade (<1 unidade animal por hectare).

A degradação das pastagens afeta diretamente a dinâmica da matéria orgânica do solo. Pastagens degradadas apresentam aportes limitados de material orgânico no solo e frequentemente, perdas substanciais de solo e matéria orgânica por erosão. Este cenário de degradação, em geral, leva ao declínio dos estoques de C do solo ao longo do tempo. Todavia, se por um lado essa realidade é preocupante, por outro lado, a adoção de práticas de manejo (ex. calagem, adubação, pastejo rotacionado, introdução de leguminosas, irrigação, dentre outras), que promovam a melhoria e/ou a recuperação destas áreas de pastagem, representa uma enorme oportunidade para aumentar o estoque de C do solo para níveis similares ou até maiores que aqueles observados na vegetação nativa. Mais recentemente, sistemas integrados que envolvem culturas anuais, pecuária e componente florestal, também têm sido apontados como estratégias promissoras para aumentar o sequestro de C no solo e promover uma intensificação agrícola sustentável no Brasil.

Investimentos em políticas públicas, tais como, o Plano ABC+ e os compromissos nacionais assumidos perante ao Acordo de Paris, Pacto Climático de Glasgow e Pacto Global do Metano, têm sido implementados para fomentar a recuperação de pastagem em larga escala no Brasil, e com isso, contribuir para o sequestro de C no solo, mitigando o aquecimento global e as mudanças climáticas. Porém, como evidenciado neste capítulo, os impactos da recuperação da pastagem nos estoques de C do solo são bastante variáveis, dependendo das condições climáticas (bioma), tipo de solo e do nível de manejo adotado. Desta forma, ressalta-se a necessidade e a importância de investimentos em pesquisas para quantificar e monitorar a dinâmica de C do solo em áreas de pastagem localizadas nas diferentes regiões edafoclimáticas do país. O conhecimento da dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de pastagem é estratégico para

tornar a pecuária brasileira ainda mais produtiva, competitiva e sustentável, contribuindo efetivamente para combater a insegurança alimentar e as mudanças climáticas nas próximas décadas.

Agradecimento

Agradecemos o apoio do RCGI – Research Centre for Greenhouse Gas Innovation, localizado na Universidade de São Paulo (USP) e financiado pela FAPESP – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (2014/50279-4 e 2020/15230-5) e Shell Brasil, e a importância estratégica do apoio dado pela ANP (Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis) através do incentivo regulatório de P&D.

Referências

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, p. 711-728, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- ALVES, B. J. R.; CARMO, T. R. L.; FONTANA, A.; CESÁRIO, F. V.; FARIA, F. F.; NICOLOSO, R. S. **Quarto inventário nacional de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**. Relatório de referência setor agropecuária - subsectores solos manejados, calagem e aplicação de ureia. Brasília: Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovações, 2020. 148 p.
- ARANTES, A. E.; COUTO, V. R. M.; SANO, E. E.; FERREIRA, L. G. Livestock intensification potential in Brazil based on agricultural census and satellite data analysis. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 53, p. 1053-1060, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018000900009>.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>.
- BRASIL. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura**. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2012. 176p.
- BRASIL. **Plano setorial para adaptação à mudança do clima e baixa emissão de carbono na agropecuária com vistas ao desenvolvimento sustentável (2020-2030): visão estratégica para um novo ciclo / Secretaria de Inovação, Desenvolvimento Rural e Irrigação**. -Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2021.28p.
- BRASIL. **Pretendida contribuição nacionalmente determinada para consecução do objetivo da convenção-quadro das nações unidas sobre mudança do clima**. 2015. Disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf. Acesso em: 12 mar. 2021.
- CARVALHO, R.; AGUIAR, A. P. D.; AMARAL, S. Diversity of cattle raising systems and its effects over forest regrowth in a core region of cattle production in the Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*, v. 20, e44, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01626-5>.
- CHERUBIN, M. R.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; NOGUEIRA, L. A. H.; SOUZA, G. M.; CANTARELLA, H. Land use and management effects on sustainable sugarcane-derived bioenergy. *Land*, v. 10, e72, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/land10010072>.
- CONANT, R. T.; CERRI, C. E. P.; OSBORNE, B. B.; PAUSTIAN, K. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications*, v. 27, p. 662-668, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1473>.
- DIAS, L. C. P.; PIMENTA, F. M.; SANTOS, A. B.; COSTA, M. H.; LADLE, R. J. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. *Global Change Biology*, v. 22, p. 2887-2903, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13314>.
- DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**. 4. ed. reimp. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2011. 215 p.
- DIAS-FILHO, M. B. **Diagnósticos das pastagens no Brasil**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. 2014. 36 p. (Série Documentos. 402).
- FAO, 2020. **Land statistics: global, regional and country trends, 1961-2018**. Disponível em: <http://www.fao.org/economic/ess/environment/data/land-use-and-land-cover/en/>. Acesso em: 16 Dez. 2020.

FRANCO, A. L. C.; CHERUBIN, M. R.; CERRI, C. E. P.; SIX, J.; WALL, D. H.; CERRI, C. C. Linking soil engineers, structural stability, and organic matter allocation to unravel soil carbon responses to land-use change. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 150, e107998, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107998>.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. *Pesquisa da Pecuária Municipal*. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939>. Acesso em: 11 mar. 2021.

LAPIG, 2020. *Atlas digital das pastagens brasileiras*. Disponível em: <https://www.lapig.iesa.ufg.br/lapig/index.php/produtos/atlas-digital-das-pastagens-brasileiras>. Acesso em 11 Dez. 2021.

LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N.; SILVA, D.; ALVES-PINTO, H. N.; FELTRAN-BARBIERI, R.; CASTRO, A.; IRIBARREM, A.; RANGEL, M. C.; KALIF, K. A. B.; GARDNER, T.; BEDUSCHIH, F. 2017. Improving land management in Brazil: A perspective from producers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 240, p. 276-286, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.043>.

MAPBIOMAS, 2020. *Brazilian annual land use and land cover mapping project*. Disponível em: <https://mapbiomas.org/en>. Acesso em: 14 Dez. 2020.

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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.023>.

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. DOI: [10.1016/j.still.2013.06.002](https://doi.org/10.1016/j.still.2013.06.002).

MARTHA JR, G. B.; ALVES, E.; CONTINI, E. 2012. Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. *Agricultural Systems*, v. 110, p. 173-177, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.001>.

MAZZETTO, A. M.; FEIGL, B. J.; SCHILS, R. L. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. *Livestock Science*, v. 175, p. 101-112, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.02.014>.

MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Soil carbon losses in conventional farming systems due to land-use change in the Brazilian semi-arid region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 287, e106690, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106690>.

MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. *Scientia Agricola*, v. 78, e20190076, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0076>.

MORAES, J. L.; CERRI, C. C.; VOLKOFF, B.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*, v. 70, p. 63-81, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00072-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00072-0).

MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; ANGHINONI, I.; LUSTOSA, S. B. C.; COSTA, S. E. V. G. A.; KUNRATH, T. R. Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics. *European Journal of Agronomy*, v. 57, p. 4-9, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.004>.

NADAL-ROMERO, E.; CAMMERAT, E.; PÉREZ-CARDIEL, E.; LASANTA, T. How do soil organic carbon stocks change after cropland abandonment in Mediterranean humid mountain areas? *Science of the Total Environment*, v. 566, p. 741-752, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.031>.

NASCIMENTO, D. T. F.; NOVAIS, G. T. Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas. *Élisée Revista de Geografia*, v. 9, e922021, 2020.

OECD/FAO, 2020. *OECD-FAO Agricultural Outlook 2020-2029*, FAO, Rome/OECD Publishing, Paris. DOI: <https://doi.org/10.1787/1112c23b-en>.

OLIVEIRA, D. C. *Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens degradadas no Brasil*. 2018. 83 f. Tese (Doutorado) - Piracicaba: USP-Esalq, Piracicaba.

OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. M. F.; FREITAS, R. d. A.; CERRI, C. E. P. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. *Regional Environmental Change*, v. 22, p. 87, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>.

SANTOS, H. G.; JÚNIOR, W. C.; DART, R. O.; ÁGLIO, M. L. D.; SOUSA, J. S.; PARES, J. G.; FONTANA, A.; MARTINS, A. L. S.; OLIVEIRA, A. P. *O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 67 p. - (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627; 130).

SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KOGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, v. 478, p. 49-56, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature10386>.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; SILVA, V. P.; VALENTIM, J. F.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 28, p. 84-97, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001>.

STUMPF, L.; PAULETTO, E. A.; PINTO, L. F. S.; GARCIA, G. F.; AMBUS, J. V.; SILVA, T. S.; PINTO, M. A. B.; TUCHTENHAGEN, I. K. Condição física e desenvolvimento radicular de gramíneas em solo construído após mineração de carvão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1078-1087, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900007>.

VALLE, E. R. **Boas práticas agropecuárias - bovinos de corte (BPA)**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte. 2006. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/7.pdf. Acesso em: 13 mar. 2021.