

Protocolos de boas práticas para a mitigação de gases do efeito estufa em sistemas de produção de bovinos

Patrícia Perondi Anchão Oliverira

André Luiz Monteiro Novo

Alexandre Berndt

Renata Tieko Nassu

Teresa Cristina Alves

Editores técnicos



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Pecuária Sudeste
Ministério da Agricultura e Pecuária*

Protocolos de boas práticas para a mitigação de gases do efeito estufa em sistemas de produção de bovinos

*Patricia Perondi Anchão Oliveira
André Luiz Monteiro Novo
Alexandre Berndt
Renata Tieko Nassu
Teresa Cristina Alves*

Editores técnicos

*Embrapa
Brasília, DF
2025*

Embrapa Pecuária Sudeste
Rodovia Washington Luiz, Km 234
Fazenda Canchim
13560-970 São Carlos, SP
www.embrapa.br/
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações

Presidente
André Luiz Monteiro Novo

Secretário-executivo
Luiz Francisco Zafalon

Membros
Gisele Rosso
Aisten Baldan
Maria Cristina Campanelli Brito
Silvia Helena Picirillo Sanchez

Revisão de texto
Gisele Rosso

Normalização bibliográfica
Vera Viana dos Santos Brandão

Editoração eletrônica
Maria Cristina Campanelli Brito

Capa
Maria Cristina Campanelli Brito

Fotos da capa
André Luiz Monteiro Novo
Patricia Perondi Anchão Oliveira

1ª edição
Publicação digital (2025): PDF

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Pecuária Sudeste

Protocolos de boas práticas para a mitigação de gases do efeito estufa em sistemas de produção de
bovinos / Patricia Perondi Anchão Oliveira et al. – Brasília, DF : Embrapa, 2025.
PDF (99 p.) : il. color.

ISBN 978-65-5467-131-6

1. Sistema de Produção. 2. Bovinocultura. 3. Boas Práticas. 4. Gado leiteiro. I. Novo, André Luiz
Monteiro. II. Berndt, Alexandre. III. Nassu, Renata Tiek. IV. Alves, Teresa Cristina.

CDD (21. ed.) 551.68 2

Vera Viana dos Santos Brandão (CRBV8/7283)

© 2025 Embrapa

The top-left corner of the page features several overlapping geometric shapes, primarily triangles and quadrilaterals, in shades of light blue and green. These shapes are arranged in a way that creates a sense of depth and movement, framing the top-left portion of the page.

Capítulo 3

Protocolo “Boas práticas de manejo de solos para acúmulo de carbono”

Patrícia Perondi Anchão Oliveira, Henrique Bauab Brunetti, Sophia Aparecida Morro Chamilete, Althieres José Furtado, Jaqueline Fernandes Bruno e Ademir Fontana

The bottom-right corner of the page is decorated with a series of overlapping geometric shapes, including triangles and quadrilaterals, in various shades of green and blue. These shapes are arranged in a way that creates a sense of depth and movement, framing the bottom-right portion of the page.

Introdução

O carbono (C) presente na atmosfera na forma de CO_2 é o principal gás de efeito estufa, sendo um dos responsáveis pelas mudanças climáticas. Por outro lado, este gás pode ser retirado da atmosfera em um processo chamado “sequestro de C” e incorporado no solo de maneira a mitigar o aquecimento global. O sequestro de C no solo ocorre, principalmente, quando resíduos vegetais da parte aérea ou das raízes das plantas, que retiraram CO_2 da atmosfera e incorporaram C em sua estrutura por meio da fotossíntese, são depositados no solo e transformam-se em matéria orgânica do solo (MOS). A mudança do uso da terra é a principal causa de variação nos estoques de C do solo, e considera qualquer variação temporal no uso de determinada área, como mudanças de vegetações nativas para pastagens ou culturas agrícolas, mudanças de cultura agrícola ou pastagem para vegetação nativa, ou mudanças de cultura agrícola para pastagem. Vale ressaltar que a erosão causa perda física do solo e da MOS contida nele e, logo, deve ser evitada, sendo as práticas de conservação ações primordiais para preservar o C sequestrado no solo. Adicionalmente, algumas práticas de manejo têm potencial de aumentar o sequestro de C no solo, sendo as principais:

- Plantio direto (PD);
- Adubação verde (uso de leguminosas);
- Uso de sistemas integrados de produção agropecuária;
- Recuperação de pastagens degradadas e intensificação do manejo da pastagem;
- Irrigação;
- Bioinsumos.

O **plantio direto (PD)** consiste em plantar diretamente na palhada da cultura anterior sem o revolvimento do solo por aração e gradagem, como usualmente feito no preparo convencional do solo, podendo contar com auxílio de herbicidas para a dissecação das plantas de cobertura. Essa prática de manejo tem como grande vantagem a não desestruturação de agregados do solo que protegem a MOS de microrganismos e de O_2 , necessários para sua decomposição. Ao diminuir a decomposição da MOS e, portanto, a emissão de C do solo de volta para atmosfera na forma de CO_2 , o balanço entre sequestro e emissão de C torna-se mais positivo, aumentando a taxa de sequestro e o estoque de C no solo. De acordo com a literatura consultada nesse trabalho, o plantio direto apresenta taxa de sequestro de C no solo entre 0,185 a 1,15 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A **adubação verde** constitui-se no uso de leguminosas em rotação com culturas agrícolas ou em consórcios com gramíneas em pastagens. Favorece o acúmulo de biomassa vegetal (e, portanto, C) por meio do aumento do nitrogênio (N) no sistema via fixação biológica de N. Além disso, tem como efeito ampliar as estirpes de microrganismos do solo aumentando a estabilidade da MOS. Conforme essa revisão de literatura, a adubação verde proporcionou taxa de sequestro de C no solo de 0,61 a 1,53 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Os **sistemas de integrados de produção agropecuários** unem diversos sistemas produtivos agrícolas, pecuários ou florestais em uma mesma área de forma consorciada, ou seja, com o cultivo de diferentes espécies vegetais e criação animal ocorrendo de forma concomitante, ou em rotação ou sucessão. Esses sistemas podem ser divididos em integração pecuária-floresta (IPF), integração lavoura-pecuária (ILP) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF). Quando comparados a sistemas agrícolas sem a presença da forrageira, os sistemas integrados com pecuária se sobressaem no sequestro de C no solo, devido ao sistema vigoroso e fasciculado das gramíneas forrageiras. Além disso, os sistemas ILP servem como alternativa interessante para a recuperação de pastagens degradadas, uma vez que os insumos são aplicados na fase de lavoura e os custos destes são

amortizados pelo rápido retorno financeiro da cultura agrícola, ademais, posteriormente, o pasto usufrui do efeito residual dos insumos aplicados.

Os sistemas integrados ainda têm melhor ciclagem e disponibiliza  o de nutrientes, além de protegerem os agregados do solo, já que têm também preconizam o revolvimento mínimo como no PD. Os melhores índices produtivos diminuem a pressão por expansão de novas áreas em locais com vegeta  o nativa (efeito poupa-terra) e ocorrem quando todos os componentes são considerados. Finalmente, no caso dos sistemas IPF e ILPF, além do sequestro de C pelo solo, há elevado sequestro de C pelo fuste das   rvores. De forma geral, os sistemas integrados são eficazes na taxa de sequestro de C no solo em uma taxa de 0,82 a 2,55 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ e, no caso de sequestro de C no fuste de árvores de sistemas de ILPF, a eficácia pode atingir valores de 10,25 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

A **recupera  o de pastagens degradadas e a intensifica  o do manejo da pastagem** são processos interligados que possuem a  es interdependentes no sequestro de C no solo. A recupera  o de pastagens degradadas    o ato de tornar pastagens com baixa produtividade vegetal e animal e solos expostos    erosão em pastagens produtivas, por meio da implementa  o de boas práticas de manejo. A intensifica  o do manejo da pastagem, por sua vez, constitui-se de práticas que garantem boa produ  o animal e vegetal de maneira sustentável, com responsabilidade socioecon  mica e ambiental. Esse conjunto de práticas, quando associado    implanta  o de nova espécie forrageira,    denominado renova  o da pastagem. Pastagens produtivas, ao contrário das pouco produtivas, e, principalmente, das degradadas, têm alta conversão de CO₂ atmosférico em tecido vegetal por unidade de área, sendo este o primeiro passo para o sequestro de C no solo, o que torna a intensifica  o do manejo de pastagens e recupera  o de áreas degradadas, tecnologias com grandes potenciais para o aumento de sequestro de C no solo. A mudança do uso da terra pode ter efeito variado no sequestro de C do solo, a depender das práticas de manejo de pastagens e agrícolas adotadas no novo uso da   rea. A conversão de áreas de vegeta  o nativa em pastagens ou culturas agrícolas mal manejadas, têm grande chance de terem efeito negativo no sequestro de C, enquanto pastagens e culturas agrícolas bem manejadas podem ter sequestro de C com taxas superiores às das vegeta  es nativas. A recupera  o de pastagens degradadas, intensifica  o do manejo da pastagem e mudança do uso da terra têm eficácia de taxa de sequestro de C no solo de 0,28 a 1,01 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, embora alguns autores estimem taxas de sequestro de 2,71 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para pastagens bem manejadas. Vale ressaltar que pastagens degradadas perdem C do solo e emitem GHG, equivalente em torno de -0,25 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Já a **irriga  o**, consiste na aplica  o de lâminas de água no solo para suprir o déficit hídrico da planta. Esta prática pode resultar em aumento no sequestro de C pela vegeta  o devido ao maior acúmulo de biomassa vegetal e, conseqüentemente, aumentar o C no solo. No entanto, a alta umidade do solo pode incrementar a mineraliza  o da MOS em sistemas irrigados, fato agravado quando se incorre em erros de manejo com lota  o animal acima da capacidade de suporte da pastagem, onde a taxa de consumo dos animais suplanta a taxa de acúmulo de forragem, ocasionando deple  o do resíduo pós pastejo, menores perdas de pastejo e prejuízos ao sistema radicular, prejudicando o sequestro de C, ou em erros de corre  o e fertiliza  o do solo, com uso de nutrientes menor do que a necessidade de plantas irrigadas, o que prejudica o crescimento da planta forrageira e o acúmulo de forragem, não havendo acúmulo de biomassa, não há aumento da MOS e por conseqüente C no solo. Ainda que sequestram menos C que pastagens em sequeiro, sistemas irrigados podem sequestrar 0,02 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

O uso de **bioinsumos** consiste na aplica  o artificial de inoculantes em gramíneas ou leguminosas nas sementes ou via pulveriza  o em sulco e/ou foliar, contendo microrganismos que promovam aumento da fixa  o biológica de N, de crescimento radicular e de estruturas microbiológicas, processos que potencialmente podem aumentar o sequestro de C no solo. Valores são apontados somente de forma global sendo necessários experimentos com culturas em condi  es tropicais.

Estado da arte

O sequestro de carbono (C) é uma aptidão dos sistemas de produção agropecuários que sequestram C pela retirada do CO_2 atmosférico, por meio da fotossíntese realizada pelas plantas que, subsequentemente, fixam o C no solo, quando ocorre manejo favorável e acúmulo de matéria orgânica no solo (MOS). Das atividades econômicas, somente as cadeias de produção agropecuária são capazes de fazer esse processo de forma natural. Nesse contexto, nessas cadeias, não se deve somente observar as emissões de gases de efeito estufa (GEE), mas também contabilizar as remoções desses gases por meio do sequestro de C como parte da pegada de C dos produtos agropecuários (Oliveira et al, 2020; International Dairy Federation, 2022).

Na Figura 1 pode-se observar a dinâmica do C nos sistemas pecuários pastoris, com a formação de metano (CH_4) durante o processo digestório dos ruminantes, processo natural e intrínseco desses animais, que lhes permitem aproveitar as frações fibrosas dos alimentos. A produção de CH_4 acontece no rúmen, cuja fermentação ocorre durante o metabolismo dos carboidratos do material vegetal ingerido (gramíneas ou leguminosas). Este processo é anaeróbio, sendo realizado pela população microbiana ruminal, que converte os carboidratos celulósicos em ácidos graxos de cadeia curta (AGCC), principalmente, em ácidos acético, propiônico e butírico. Nesse processo digestivo, parte do C é, concomitantemente, transformado em CH_4 e CO_2 (Primavesi et al., 2004). Após cerca de 12 anos de permanência na atmosfera, o CH_4 entérico é convertido a CO_2 , e pode ser utilizado no processo de fotossíntese das plantas, bem como na fixação microbiana de C. Como resultado da fotossíntese, há a produção de forragem que, ao ser pastejada, irá depositar sobre a superfície do solo as sobras de pastejo que irão compor a matéria orgânica do solo (MOS), promovendo o sequestro de C. Além disso, durante o processo de pastejo quando ocorre a desfolha da planta, parte do sistema radicular entra em senescência (Oliveira et al., 2020), que também irá compor a MOS juntamente com os exsudatos das raízes e a microbiota a elas associadas, formando a necromassa microbiana (Bai; Cotrufo, 2022). Como consequência do pastejo, há também as dejeções dos animais, que são as partes menos solúveis das plantas consumidas por eles, que irão compor a MOS, contribuindo com o sequestro de C.

No caso dos sistemas integrados de produção contendo o componente arbóreo há, ainda, o sequestro de C que ocorre no fuste (tronco) das árvores por meio do processo de fotossíntese e formação de biomassa de madeira, com grande potencial de acúmulo de C e mitigação das emissões de GEE. Entretanto, para o uso desse C acumulado na madeira como abatimento das emissões de GEE, a madeira deve ter usos que não levem a queima, gerando a re-emissão de CO_2 (Oliveira et al., 2022a).

Nas outras áreas agrícolas destinadas à produção de forragem para alimentação dos bovinos, também é possível realizar o sequestro de C, desde que medidas conservacionistas sejam adotadas para, além de evitar a perda da MOS, seja possível elevar seu montante nos solos.

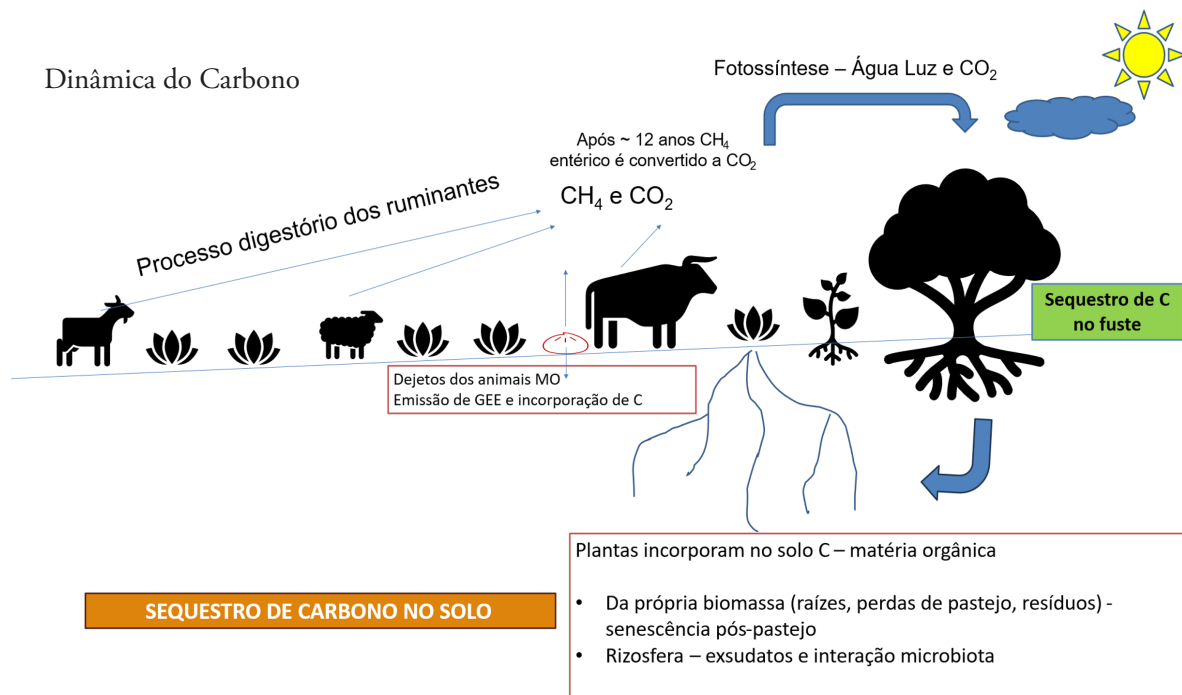


Figura 3.2.1. Dinâmica do C no solo em sistemas de produ  o de ruminantes.

Ilustra  o: Patrícia Perondi Anchão Oliveira, 2023.

O sequestro de C no solo tem sido apontado como a melhor ferramenta para mitigar as emissões de GEE nos sistemas de produ  o agropecuários. Não somente por promover o aumento do sequestro de C no solo, mas também por ret  -lo durante longos períodos, sendo fundamental para a mitiga  o das emissões dos GEE (International Dairy Federation, 2022).

Qualquer programa de descarboniza  o de cadeia produtiva terá muitas vantagens se envolver nos seus sistemas de produ  o tecnologias que promovam o aumento do sequestro de C no solo. Nesse ponto, uma das maiores vantagens    o uso das pastagens tropicais, que quando bem manejadas, são de alto potencial de promo  o do sequestro de C no solo (Segnini et al., 2019; Oliveira et al., 2020, 2021).

Além das questões das mudanças climáticas, vale destacar que animais criados em pastagens são menos susceptíveis a doenças como a Encefalopatia Espongiforme Bovina (EEB) ou “doença da vaca louca” (Valentim et al., 2001). Adicionalmente, existe internacionalmente uma tendência crescente de apelo por alimentos produzidos em pastagens (“grass-fed”) (Morrison, 2022), pelo fato de os animais estarem em seu habitat natural, gerando produtos com características organolépticas superiores e mais saudáveis ao ser humano, devido    dieta baseada em pastagens.

Portanto, entender como ocorre o sequestro de C nos sistemas de produ  o pecuários e as formas de maximizá-lo são tarefas fundamentais para garantir a produ  o de produtos pecuários com baixa pegada de C.

Boas práticas agrícolas para aumento do sequestro de C no solo

Os solos agrícolas podem funcionar tanto como dreno, quanto como fonte de GEE, dependendo do manejo a que são submetidos (IPCC, 2014). A conversão dos ecossistemas naturais em áreas de produção de alimentos podem causar redução nos estoques de C quando realizada com ações antropogênicas inadequadas nos procedimentos agropecuários, tais como uso do fogo, correção insuficiente dos solos, tanto para calagem quanto para a fertilização com macro e micronutrientes, ausência de plantas de cobertura entre as safras agrícolas, manejo incorreto das pastagens (principalmente superpastejo com excesso de lotação animal), uso inapropriado da água, falta de conservação de solo, entre outras ações que podem resultar na degradação do solo, causando redução no teor de MOS e nos estoques de C, além de promover a emissão de CO₂ para a atmosfera (Lal, 2004; O'mara, 2012; Soussana; Lemaire, 2014; Sá et al., 2017; Maia et al., 2019; Segnini et al., 2019, Oliveira et al., 2021).

A depleção do C no solo pode alterar também sua estrutura, o que envolve a degradação física, desagregação do solo, compactação e redução na infiltração de água, diminuição da porosidade levando a anaerobiose e erosão, além da degradação química e biológica (Lal, 2004).

Por outro lado, o sucesso no emprego de tecnologias agropecuárias pode incrementar o sequestro de C, mitigar as emissões de GEE, contribuindo para minimizar o aquecimento global e as consequentes mudanças climáticas (Oliveira et al., 2021). Algumas práticas agrícolas podem aumentar a produção das culturas e pastagens e, como consequência, contribuir para elevar a quantidade de C imobilizado e o teor de MOS. Algumas dessas técnicas são: calagem, fertilização, manejo intensivo de pastagens, uso de pastagens e culturas com mérito genético superior, consorciação de pastagens, uso de plantio direto, de plantas de cobertura e de adubação verde. No caso das pastagens, Segnini et al. (2019) e Oliveira et al. (2021) observaram que a dinâmica de C de sistemas com pastagens tropicais melhorou pelo uso de práticas adequadas de manejo do solo, da pastagem e dos animais, e concluíram que as pastagens tropicais bem manejadas funcionam como um dreno de C, sendo capazes de sequestrar C pelo menos até um metro de profundidade.

Principais práticas para aumentar o sequestro de C

Plantio direto (PD)

Descrição: o sistema PD consiste no plantio sobre palhada da cultura anterior, sem que haja preparo convencional do solo realizando perturbações físicas com o uso de aração e gradagem (Salton et al., 1998). A prática conta com o auxílio de herbicidas para dessecação da cultura anterior e formação da palhada onde haverá a semeadura.

Modo de ação: os agregados do solo fornecem uma barreira física de proteção da MOS contra microrganismos decompositores presentes no solo (Bettiol et al., 2023), em um mecanismo que pode ser denominado como interação organomineral (Conceição, 2013). Além da barreira contra os microrganismos em si, os minerais do solo também restringem a entrada de oxigênio necessária para a oxidação da MOS. O preparo convencional do solo, devido ao revolvimento e desestruturação do mesmo, desintegra os agregados do solo e expõem a MOS aos microrganismos decompositores e ao oxigênio (Christensen, 1996), podendo transformar reservatórios de MOS protegidos que durariam décadas, em reservatórios com decomposição ativa com tempos de residência no solo de

semanas (Grandy; Robertson, 2006a, 2006b, 2007). Nesse contexto, o PD aumenta o estoque de C no solo com o passar do tempo por diminuir a decomposi  o da MOS.

Esse tipo de prote  o    de maior importância em ambientes tropicais, no qual se encontra a maior parte do território brasileiro, uma vez que a MOS exposta    mais rapidamente decomposta nesses ambientes de alta temperatura e umidade que aceleram a decomposi  o, quando comparado aos climas temperados. Em regiões frias, com climas temperados, metade do estoque de MOS (ou C) são perdidos em períodos de 50 a 100 anos (Mielniczuk et al., 2003), enquanto em regiões tropicais e subtropicais perdas de MOS equivalentes ocorrem de dois a cinco anos e de 10 a 15 anos, respectivamente (P  ttker, 1977; Silva et al., 1994). Ademais, o impacto do PD    maior em solos de textura arenosa que têm menos mecanismos estabilizadores da MOS quando comparado a solos com maior teor de argila.

Sendo a intera  o organomineral um dos principais mecanismos de estabiliza  o da MOS,    correto considerar que a capacidade do solo em estabilizar C diminui na medida em que as superfícies minerais vão sendo ocupadas, isto   , na medida em que os teores de C no solo aumentam e o solo começa a se saturar de C (Hassink, 1997). Nesse caso, o efeito do PD tende a ser maior em solo com baixa MOS inicial e nos primeiros anos de ado  o da técnica, sendo que após alguns anos, ocorre certa satura  o e estabiliza  o da quantidade de C.

Eficácia: de 0,185 a 1,15 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 3.1).

Aduba  o verde (uso de leguminosas)

Descri  o: as leguminosas podem ser utilizadas em consórcios com gramíneas em sistemas pastoris, a fim de atingir os seguintes objetivos: (i) fornecer nitrogênio (N) ao sistema via fixa  o biológica atmosférica do gás N₂ pelos microrganismos associados às leguminosas; e, (ii) aumentar a qualidade da dieta pela ingestão da leguminosa pelos ruminantes. Quando se opta pelo uso de leguminosas, a aduba  o mineral deve ser dispensada ou minimizada, uma vez que a presença de nitrato no solo proveniente do fertilizante diminui significativamente a quantidade de N fixado (Lima Filho et al., 2023).

Muitas vezes, pesquisadores e produtores encontram dificuldades em assegurar o consórcio de forma perene, o que pode ser garantido com o manejo apropriado da pastagem, particularmente do pastejo. Segundo Boddey et al. (2020), o uso de leguminosas deve estar na faixa de 20 a 45% do total da massa de forragem do dossel com manejo apropriado para garantir a persistência dessa no sistema, o que pode ser feito com ajustes na taxa e densidade de lota  o. Ademais, existe a possibilidade do uso de leguminosas para a recupera  o de áreas degradadas, aportando N ao sistema, e auxiliando no crescimento da gramínea, algo que tem sido feito com sucesso (Azevedo et al., 2007).

Modo de a  o: o mecanismo pelo qual o uso de leguminosas, em vez de outras famílias de uso agron  mico, aumenta o sequestro de C no solo, ainda não    completamente elucidado, embora sua eficácia tenha sido comprovada e alguns fatores já tenham sido explicados. Sabe-se que resíduos vegetais de baixa rela  o C/N e conteúdo de lignina, com altos teores de celulose, hemicelulose e conteúdo celular, como    o caso das leguminosas, são mais rapidamente decompostos e, portanto, em um primeiro momento, contribuem menos para o acúmulo de MOS a longo prazo (Marschner et al., 2008).

Entretanto, como demonstrado por Cotrufo et al. (2013; 2015), com o passar do tempo, a decomposição de resíduos vegetais que são mais facilmente decompostos aumenta a eficiência do metabolismo microbiano e os metabólitos resultantes favorecem a interação organomineral. Nesse contexto, após o decaimento de MOS inicialmente mais rápido de leguminosas quando comparadas aos cereais/gramíneas, a decomposição da MOS da leguminosa desacelera mais rapidamente do que a decomposição das demais famílias vegetais, e a quantidade de MOS de resíduos de leguminosas tende a se estabilizar em valores mais altos.

Outra relação de causa e efeito já estabelecida para explicar os maiores valores de MOS quando se usa resíduos provenientes de leguminosas é o aumento de N no sistema ocasionando o aumento de acúmulo de MS e facilitação da transformação de liteira em MOS estabilizada. Além disso, espécies hospedeiras de bactérias fixadoras de N (como as leguminosas) e que contêm sistemas radiculares com associações micorrízicas melhoram a absorção de nutrientes e podem fornecer um caminho para o retorno do substrato C diretamente aos microrganismos do solo de maneira mais estável (Hobbie, 1992). Adicionalmente, as associações micorrízicas facilitam a formação de agregados necessários para as ligações organominerais (Rillig; Mummey, 2006).

É provável que as leguminosas promovam populações microbianas maiores e mais variadas na rizosfera do que outras culturas, o que também favorece a estabilização da MOS (Chen et al., 2008). Finalmente, o uso de leguminosas substitui, ao menos parcialmente, o uso de fertilizantes nitrogenados. As leguminosas disponibilizam N para as plantas de forma paulatina, favorecendo o crescimento radicular da cultura em consórcio (Boddey et al., 2010) e o aproveitamento do N disponibilizado pelos microrganismos e pela outra espécie consorciada, diminuindo as perdas. Por outro lado, a aplicação de fertilizantes nitrogenados disponibiliza N em grandes quantidades em um único momento ou, ao menos, dividido em poucas aplicações, o que favorece as perdas por lixiviação de nitrato, liberação de N_2O (outro GEE) para a atmosfera, principalmente em solos encharcados e com pouco O_2 disponível, e volatilização de amônia.

Eficácia: de 0,61 a 1,53 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 3.1).

Uso de sistemas integrados (integração lavoura-pecuária, pecuária-floresta e lavoura-pecuária-floresta)

Descrição: os sistemas de integração agropecuária englobam diversos sistemas produtivos, sendo eles agrícolas, pecuários ou florestais em uma mesma área. O cultivo de diversas culturas agrícolas e/ou florestais e/ou a criação de animais pode ocorrer de forma consorciada, ou seja, com o cultivo de diferentes espécies e criação animal ocorrendo de forma concomitante, em rotação ou sucessão, e deve ter como principal objetivo a interação sinérgica entre os componentes do sistema (Balbino et al., 2011a, Balbino et al., 2011b).

Os sistemas integrados que envolvem a pecuária são: sistema agropastoril ou de integração lavoura-pecuária (ILP), onde se utiliza uma ou mais culturas agrícolas e a criação animal (Figura 2); sistema silvipastoril ou de integração pecuária-floresta (IPF), onde se utiliza uma ou mais espécies florestais e a criação animal; e sistema agrosilvipastoril ou de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), onde se utiliza uma ou mais culturas agrícolas, uma ou mais espécies florestais, além da criação animal. Existem vários tipos de sistemas de integração, com adoção de diversas espécies que podem ser utilizadas em inúmeras localidades e condições abióticas, com variados arranjos e objetivos. Quando bem manejados, os sistemas integrados apresentam muitas vantagens como: diversificação

da MOS e melhoria na ciclagem de nutrientes, diversifica  o da renda do produtor (como produtos de origem animal, madeira e grãos), e preserva  o dos atributos do solo, uma vez que preconizam mínimo revolvimento (Macedo, 2009; Salton et al., 2014; Cordeiro et al., 2015).

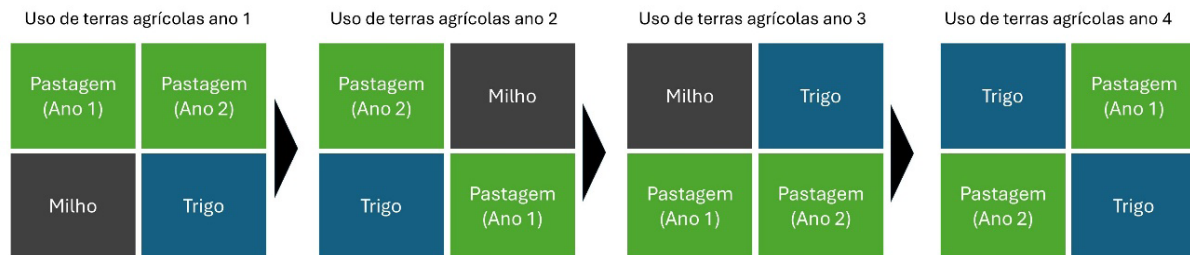


Figura 3.2. Exemplos de sistemas agropastoris - ILP.
Fonte: (Adaptado de IDF, 2022).

Modo de a  o: quando comparados a sistemas agrícolas sem a presença da forrageira, os sistemas integrados com pecuária, que incluem a presença da forrageira para alimenta  o animal, sobressaem-se no sequestro de C no solo, principalmente devido ao sistema radicular vigoroso e fasciculado das gramíneas forrageiras, que sofre renova  es intermitentes (i.e., morte e senescência seguido de crescimento) devido ao pastejo (Segnini, et al., 2019; Oliveira et al., 2021), depositando quantidades consideráveis de MO provenientes de raízes em grandes profundidades. A qualidade e persistência da matéria orgânica depositada nos sistemas integrados que incluem pastagens também melhora, isso porque, segundo Salton et al, 2014, o   ndice de estabilidade dos agregados foi maior nos sistemas plantados com *B. decumbens*; com agregados maiores e mais estáveis como resultado do aumento da atividade biológica, incluindo o crescimento de raízes e hifas fúngicas e a presença de resíduos de plantas, insetos e outros organismos. Nessas condi  es, formam-se estruturas mais complexas e variáveis, inclusive macroagregados, denotando o possível efeito dos sistemas radiculares na forma  o de agregados estáveis que fornecem prote  o física para a matéria orgânica dentro dos agregados; intera  o resultante da rota  o dos componentes de culturas e pastagens em um sistema (Salton et al., 2014). Além disso, especialmente no caso dos sistemas IPF e ILPF, há ainda elevado potencial de sequestro de C pelo fuste das   rvores (Oliveira et al., 2022a). O C fixado no fuste das árvores pode perdurar por muito tempo na biosfera, principalmente, quando direcionado para usos nobres da madeira como móveis e madeira serrada (Thomas et al., 1995).

Os sistemas integrados têm ainda melhor ciclagem e disponibiliza  o de nutrientes por fornecerem resíduos vegetais de natureza e composi  es diversas, o que pode aumentar o sequestro de C e a produtividade do sistema (Cordeiro et al., 2015). Ademais, o aumento de produtividade alcançado em sistemas integrados, principalmente, quando se considera todos os componentes envolvidos, intensifica o uso da terra e reduz a pressão por expansão de novas áreas em locais com vegeta  o nativa (efeito poupa-terra) (Cohn et al., 2014). Por fim, o revolvimento mínimo ou ausente do solo preconizado em sistemas integrados de produ  o agropecuária diminui a exposi  o dos agregados organominerais do solo, assim como ocorre no PD.

Eficácia: 0,82 a 2,55 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ no solo, e valores de até 10,25 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ no fuste das   rvores (T  bela 3.2).

Recuperação de pastagens degradadas, intensificação do manejo da pastagem e mudanças do uso da terra

Descrição: A degradação das pastagens ocorre pela adoção da pecuária extrativista, que possui baixos índices produtivos, sem preocupação com a perenização do pasto e recursos naturais (Oliveira; Corsi, 2005). No geral, a falta de manejo fisiológico da planta forrageira e da correção e manutenção da fertilidade do solo causam a degradação das pastagens (Oliveira; Corsi, 2005) e, como consequência, há a diminuição da produção da forrageira que, aliado a erros na taxa de lotação (no geral lotações maiores do que a capacidade de suporte, levando ao superpastejo), reduz a produção dos recursos vegetais, dando espaço para o crescimento de invasoras mais adaptadas aos solos pobres e menos pastejadas pelos animais, fenômeno denominado como degradação agrícola (Macedo, 1999).

Posteriormente, o solo perde a capacidade de suportar o crescimento vegetal, diminuindo a cobertura do solo e levando à sua degradação e dos recursos naturais, fenômeno denominado degradação biológica (Macedo, 1999). A degradação das pastagens leva a sérios problemas produtivos e com consequências ambientais (Macedo et al., 2000).

A recuperação das pastagens pode ser realizada de várias formas; sendo as de maior relevância e eficácia a recuperação direta, a recuperação pela adoção de sistemas integrados de produção e a recuperação com uso de consórcios com leguminosas (Oliveira, 2007). A recuperação de forma direta ocorre sem a necessidade de revolvimento do solo e implantação de novo estande de pastagens, pela correção e fertilização dos solos, pela adoção de práticas de conservação do solo e pelo correto manejo fisiológico da planta forrageira, conforme descrito por Oliveira e Corsi (2005). Já a recuperação com o uso de leguminosas, que tem o benefício da fixação biológica de N estimulando o processo de sequestro de C, pode envolver várias espécies como o *Stylosanthes* (Barcellos; Vilela, 2001), *Arachis* (Andrade et al., 2023) e *Cajanus* (Oliveira et al., 2017) e vem se desenvolvendo muito nos últimos anos, adotando técnicas de recuperação de pastagens usando o plantio direto com sementes ou mudas.

Após a recuperação é possível realizar a intensificação do manejo da pastagem com o objetivo, por meio de uma série de práticas de manejo, garantir boa produção animal e vegetal de maneira econômica, social e ambientalmente sustentável (Macedo, 1999; Oliveira et al., 2020). Dentre as práticas de manejo, destacam-se a correção e a adubação do pasto. A correção da acidez da pastagem é feita geralmente com calcário, que aumenta o pH do solo elevando a disponibilidade dos nutrientes e reduzindo a disponibilidade do íon alumínio (Al^{3+}), tóxico para as raízes das plantas (Macedo, 1995; Luz et al., 2004; Oliveira, 2007; Oliveira et al., 2008).

A adubação também é essencial para a manutenção da produtividade da pastagem, destacando-se a adubação nitrogenada, uma vez que o N é o nutriente que resulta em maiores respostas produtivas do pasto, e fosfatada, já que o fósforo (P) é um elemento essencial para o crescimento radicular e estabelecimento do pasto, geralmente, presente em quantidades limitantes nos solos brasileiros, principalmente naqueles intemperizados do Cerrado (Macedo, 1995; Oliveira et al., 2007).

Além da garantia de boas condições para o crescimento da forrageira, outro aspecto importante a ser observado é o manejo do pastejo, que deve estar de acordo com a capacidade de suporte da pastagem (Oliveira; Corsi, 2005). Nesse contexto, e embora resultados científicos demonstrem que não há diferenças significativas de produção quando se adota o pastejo sob lotação contínua ou rotativa (Parsons et al., 1988), na prática, o pastejo sob lotação rotativa tem sido considerado como sinônimo de intensificação pois aumenta o controle das áreas em que o animal irá pastejar em determinado período. Adicionalmente, a escolha correta da espécie forrageira, do animal, do

sistema de produ  o, do controle de pragas e doenças também devem ser considerados (Oliveira; Corsi, 2005).

Já a renova  o ou reforma de pastagens degradadas consiste na transforma  o de áreas degradadas em áreas produtivas utilizando-se boas práticas de manejo da pastagem, envolvendo opera  es de revolvimento do solo e muitas vezes a mudança da espécie forrageira por outra mais produtiva, de melhor qualidade e com resistência a pragas e doenças (Macedo et al., 2000; Oliveira, 2007).

A mudança do uso da terra, no entanto, considera qualquer varia  o temporal no uso de determinada área, tendo como exemplos mudanças de vegeta  es nativas para pastagens ou culturas agrícolas, mudanças de cultura agrícola ou pastagem para vegeta  o nativa, ou mudanças de cultura agrícola para pastagem. Tais mudanças ocorrem por meio de diversos processos, como desmatamentos e queimadas para o estabelecimento de culturas agrícolas ou pastagens a partir de vegeta  es nativas (Post; Kwon, 2000), reflorestamento de áreas previamente utilizada com fins agrícolas ou pastoris, e todo e qualquer manejo no solo da área visando a ado  o da nova atividade do território. Nessas situa  es, para fins de contabiliza  o de sequestro/emissão de C no solo, deve-se considerar o uso de áreas para pastagens degradadas ou o uso de áreas para pastagens bem manejadas como diferentes, uma vez que o efeito no sequestro/emissão de C pode ser diverso. De maneira análoga, pode-se considerar áreas agrícolas bem e mal manejadas como usos diferentes da terra.

Modo de a  o: pastagens produtivas, ao contrário das pouco produtivas e, principalmente, das degradadas, possuem alta conversão de CO₂ atmosférico em tecido vegetal por unidade de   rea. Tal conversão, que ocorre via fotossíntese, consiste no primeiro passo do sequestro do C por sistemas agropecuários, sendo que o C pode ser alocado na parte   erea ou nas raízes, de modo que ambos podem retornar ao solo (Fonte et al., 2014).

O retorno do C ao solo pode ocorrer por senescência, pelo estágio fisiológico da planta forrageira ou pelas perdas de pastejo resultado do pisoteio animal, ou ser consumido pelo animal e retornar parcialmente ao solo via fezes e urina. Outras perdas por pragas ou doenças, apesar de indesejadas, também podem ocorrer. No solo, o C como parte da MOS, pode sofrer diversas transforma  es que favorecem ou não sua manuten  o no ambiente por períodos longos. Complementarmente, a manuten  o da produtividade do pasto e, portanto, da cobertura vegetal, garante menor erosão e degrada  o do solo, processos que têm potencial de reduzir o sequestro de C no solo, tanto devido a perda física da MOS, quanto pela diminui  o da massa microbiana graças a maior compacta  o do solo descoberto (Fonte et al., 2014). Assim, a manuten  o ou intensifica  o do manejo da pastagem por meio de práticas de manejo adequadas tem potencial de aumentar (ou ao menos manter) o estoque de C no solo.

Vale destacar que em pastagens degradadas, o estoque de C    muito baixo devido ao manejo inadequado que desfavorece o acúmulo de C pela vegeta  o e,   l  m disso, a vegeta  o cresce utilizando-se dos nutrientes mineralizados devido    falta de aplica  o/reposi  o de fertilizantes (principalmente os nitrogenados), favorecendo a decomposi  o da MOS (Franco et al., 1992; Segnini et al., 2019). Dessa forma, pastagens degradadas têm taxas de sequestro de C muito baixas ou até mesmo servem como fonte de emissão de C (Maia et al., 2009; Segnini et al., 2019; Oliveira et al., 2020). Por conseguinte, há alto potencial de aumento de estoque de C no solo ou mudança de um sistema que serve como fonte de C para um sistema dreno de C. Após o grande aumento na taxa de sequestro e estoque de C no solo, este chega mais próximo    satura  o, o que diminui as taxas de sequestro de C. Nesse cenário, a recupera  o de pastagens degradadas consiste em prática de altíssimo potencial para aumentar o sequestro de C no solo (Stockmann et al., 2013; S   et al., 2014). Vale ressaltar que a conversão de pastagens degradadas em áreas de pastagens produtivas    um dos métodos mais promissores para o sequestro de C (Stockmann et al., 2013).

  l  m disso, a recupera  o de pastagens degradadas e/ou qualquer prática de manejo que aumente a eficiência produtiva têm potencial em diminuir a pressão por aberturas de novas terras de

vegetação nativa (efeito poupa-terra), o que também têm efeito na mitigação de GEE, uma vez que a mudança do uso da terra possui grande participação na emissão de C (Oliveira et al., 2020, 2021, 2022d).

Para o estabelecimento de culturas agrícolas ou pastagens a partir de vegetações nativas, geralmente ocorre desmatamentos e queimadas (Post; Kwon, 2000) que, a curto prazo, e principalmente no caso de queimadas, servirão como fonte de CO_2 para a atmosfera. No entanto, em sistemas com pastagens ou culturas agrícolas bem manejadas, há a possibilidade de que, a médio ou a longo prazo, haja acúmulo de C no solo e, no caso das pastagens, em taxas similares (Franzluebbers et al., 2000) ou até maiores (Guo; Gifford, 2002) do que as que ocorrem na vegetação nativa.

No caso das pastagens, estas têm potencial semelhante ou até maior de acúmulo de C. Brown e Lugo (1990) destacam que, diferente de culturas anuais, as pastagens mantêm o solo coberto com vegetação, o que reduz a temperatura do mesmo e a taxa de decomposição da MOS. Além disso, os autores também citam as altas produtividades das pastagens e *turnover* de tecidos vegetais aéreos e raízes. Em suma, o efeito da mudança do uso da terra no sequestro de C dependerá não só da substituição do uso antigo para o novo, mas também das práticas de manejo adotadas para o novo uso.

Eficácia: 0,28 a 1,01 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, embora alguns autores estimem taxas de sequestro de 2,71 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para pastagens bem manejadas. Vale ressaltar que pastagens degradadas podem emitir em torno de -0,25 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3.1).

Irrigação

Descrição: aplicação artificial de lâminas de água no solo para suprir o déficit hídrico da planta. Pode ser feita superficialmente via inundações (mais utilizada para a cultura do arroz) e irrigação em sulcos, de forma localizada via gotejamento ou microaspersão, ou em área total por aspersão por pivôs-centrais, aspersores autopropelidos e aspersores em linha.

Modo de ação: o aumento no sequestro de C com o uso de irrigação está associado ao maior acúmulo de forragem (aumento da produção primária líquida) em sistemas irrigados quando comparados aos sistemas de sequeiro em locais onde ocorrem déficits hídricos severos e prolongados. Entretanto, a irrigação pode aumentar a densidade do solo (Araújo et al., 2004), uma vez que ciclos de alta e baixa umidade levam à formação de crostas e compactação (Lado; Ben-Hur, 2004). Ademais, as mudanças físicas no solo aliadas ao pisoteio oriundo das altas taxa de lotação adotadas em sistemas irrigados levam à compactação do solo (Muller et al., 2004 ; Oliveira et al., 2020) que, por sua vez, diminui a MOS (Braidá et al., 2006; Pulido et al., 2017, Hendricks et al., 2019). A irrigação também pode aumentar a mineralização da MOS, que apesar da disponibilização de nutrientes para as pastagens, pode contribuir para menor acúmulo de C no solo (Segnini, 2019).

Vale realçar, ainda, que o uso de irrigação pode diminuir a profundidade de raízes, uma vez que déficits hídricos aumentam a partição de assimilados para raízes, como forma de adaptação da planta para atingir camadas mais profundas (Baruch, 1994). Por outro lado, existem situações em que, devido às menores taxas fotossintéticas e crescimento de plantas sob estresse hídrico, o resultado pode ser contrário e o déficit hídrico levar à diminuição no acúmulo de raízes por conta da diminuição da atividade fisiológica da planta (Pezzopane et al., 2017).

Devido aos efeitos complexos e por vezes antagônicos que podem ser causados pela irrigação, o aumento do sequestro de C irá depender dos fatores clima, solo, planta e animal, e da interação

desses com as práticas de manejo adotadas. De maneira s  ntetica, há maior chance de aumento de sequestro de C no solo quando há aumento de produ     forrageira devido    irriga    . No bioma Caatinga, por exemplo, onde a demanda evapotranspirativa    alta devido às elevadas temperaturas e radia     (Nascimento; Novais, 2020), mas a pluviosidade    baixa e mal distribuída, a ado     de irriga     traz ganhos altos no acúmulo de forragem (e, portanto, C na planta) e, conseqüentemente, no sequestro de C no solo.

Eficácia: ainda que sequestram menos C que pastagens em sequeiro, sistemas irrigados podem sequestrar 0,02 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 3.1).

Bioinsumos

Descri    : Aplica     artificial de inoculantes em gramíneas ou leguminosas nas sementes ou em via pulveriza     em sulco e/ou foliar, contendo microrganismos que promovam aumento da fixa     biológica de N, de crescimento radicular e de estruturas microbiológicas, processos que potencialmente podem aumentar o sequestro de C no solo.

Modo de a    : Recentemente a comunidade científica tem relatado a importância do sistema radicular, seus exsudatos e a microbiota associada a eles para a forma     da necromassa microbiana de forma a contribuir com o sequestro de C (Bai; Cotrufo, 2022). Na forma     da matéria orgânica do solo (MOS) em sistemas de pastagens, durante o processo de pastejo, além das perdas de pastejo (folhas, colmo e outras partes da planta danificadas e depositadas sobre a superfície do solo); quando ocorre a desfolha da planta, parte do sistema radicular entra em senescência (Oliveira et al., 2020), e, t  mb  m irá compor a MOS juntamente com os exsudatos das raízes e a microbiota a elas associadas, formando a necromassa microbiana (Bai; Cotrufo, 2022). Manejar essa microbiota pode ser a chave para além de aumentar o sequestro de C no solo, ainda conseguir maior estabiliza     da MOS (Umali-Garcia et al., 1980; Hawkins et al., 2023; Maillard et al., 2023). Naturalmente, por incrementar a fixa     biológica de nitrogênio e conseqüentemente a quantidade de N disponível no solo para promover o sequestro de C, a inocula     com bactérias do g  nero *Rhizobium* em leguminosas, a inocula     em gramíneas ou a co-inocula     em leguminosas com bactérias diazotróficas, como *Azospirillum*, *Herbaspirillum*, *Pseudomonas*, entre outras (Moreira et al., 2010), podem ser uma prática recomendável. No caso do *Azospirillum*, a presença de fitohormônios (Umali-Garcia et al., 1980) ainda pode estimular o crescimento do sistema radicular das plantas, que possui fun     importante para aumento da explora     dos nutrientes do solo, para evitar estresse hídrico e aumentar o sequestro de C do solo. Mais recentemente, estudos têm apontado os fungos, por exemplo as micorrizas (Hawkins et al., 2023) e os “dark septate” (Maillard et al., 2023), como promotores do aumento do sequestro de carbono, apresentando fun     de reguladores da estabiliza     da MOS pela deposi     de compostos de baixa degradabilidade, como a melanina.

Eficácia: Os estudos mostram valores globais, tanto para micorrizas (Hawkins et al., 2023), quanto para a microbiota (Bai; Cotrufo, 2022), havendo necessidade de estudos para as diferentes culturas em condições tropicais.

Tabela 3.1. Estratégias de manejo para aumento do sequestro de C no solo.

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade e avaliada	Clima (Classificação de Köppen)	Referência	Observações
Plantio Direto						
Centro de Pesquisa Agrícola de Beltsville, Beltsville, Ohio, Mid-Atlantic, EUA	Aumento na taxa de sequestro de C de 0,014 (plantio convencional) e 0,021 (plantio direto) Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ até 2052, comparado a um cenário-base construído pelo modelo	Argissolo (gradiente textural, distrófico, baixa CTC); Argissolo (gradiente textural, moderadamente drenado/baixa permeabilidade, distrófico); Argissolo (gradiente textural, distrófico)	0-50 cm	Subtropical úmido	Cavigelli et al. (2018)	Utilização do modelo CQESTR de rotação de culturas de 3 anos: milho (<i>Zea mays</i> L.) - centeio (cereal Secale L.)/soja [<i>Glycine max</i> (L.) Merr.] - trigo de inverno (<i>Triticum aestivum</i> L.)/soja
Universidade Estadual da Pensilvânia, State College, Pensilvânia, nordeste dos EUA	O SOC medido aumentou em 0,4, 0,8 e 1,1 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ na rotação de bioenergia, switchgrass e capim-canário	Luvissolo Háplico (gradiente textural, eutrófico)	0-100 cm	Continental úmido	Dell et al. (2018)	Rotação bioenergética com plantio direto, que consiste em 3 safras de milho seguidas por 1 safra de soja seguida por 4 safras de alfafa (<i>Medicago sativa</i> L.), que foi comparada com o cultivo contínuo (8 anos) de switchgrass (<i>Panicum virgatum</i> L.) e junco capim-canário (<i>Phalaris arundinacea</i> L.)
GRACEnet, 15 km a nordeste de Pendleton, Oregon, EUA	Apenas o sistema trigo-trigo/plantio direto sequestraram C com taxa de 0,06 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ sob a atual produtividade das culturas e clima. Nos cenários futuros de alterações climáticas e de produtividade, o sistema trigo-trigo/plantio direto sequestrou de 0,018 a 0,029 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Chernossolo Háplico (alto teor de Ca e Mg, cor escura, eutrófico, pouco profundo)	0-100 cm	Temperado continental mediterrâneo	Gollany e Polumsky (2018)	Utilização do modelo CQESTR para prever o manejo que melhor aumentou a MOS sob mudança climática em trigo contínuo sob plantio direto (trigo-trigo/PD), trigo e sorgo [<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench] com capim-sudão (<i>Sorgho sudanês</i> L.) sob plantio direto, trigo-pousio (trigo-pousio) sob cultivo por varredura e trigo-pousio sob sistemas de cultivo com arado de aiveca (trigo-descanso/plantio convencional)
Aragon, nordeste da Espanha	Plantio direto aumentaria a taxa de sequestro de C orgânico do solo em 0,47 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Textura arenosa, argilosa e siltosa (López Arias and Grau Corbí, 2005)	0-30 cm	Semiárido mediterrâneo	Jebari et al. (2018)	Mudanças na MOS sob condições de alterações climáticas utilizando o modelo RothC utilizando cenários do IPCC para simular mudanças da MOS de 2010 a 2100. Oitenta por cento da área cultivada é composta por árvores e o restante por culturas anuais. As principais culturas nas áreas de sequeiro são a cevada (<i>Hordeum vulgare</i> L., 65%) e o trigo (<i>Triticum aestivum</i> L., 31%). Quanto às culturas irrigadas, o milho (<i>Zea mays</i> L., 47%) e a cevada (22%) são as culturas mais abundantes, com menores proporções de trigo e alfafa (<i>Medicago sativa</i> L.). Dentre as culturas lenhosas, as principais são as amêndoas (<i>Prunus dulcis</i> L.), azeitonas (<i>Olea europaea</i> L.) e uvas (<i>Vitis vinifera</i> L.)
Fazenda Cooperativa de Pesquisa dos Distritos de Conservação do Solo da Área IV, Mandan, Dakota do Norte, EUA	A conversão da rotação trigo-pousio para rotação contínua de trigo na primavera sob plantio direto aumentou a taxa de sequestro de C em 0,220 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Chernossolo Háplico (alto teor de Ca e Mg, cor escura, eutrófico, horizonte superficial > 40 cm, pouco profundo)	0-30 cm	Continental úmido	Nash et al. (2018a)	Utilização do modelo CQESTR para prever o impacto de sistemas de cultivo para manter ou aumentar os estoques de SOC sob mudanças climáticas projetadas na Dakota do Norte
Centro de Pesquisa e Educação Pee Dee, Florence, Carolina do Sul, EUA	Preveu-se que o plantio direto aumentaria a taxa de sequestro de C em uma faixa de 0,005 a 0,032 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ até 2033	Textura média	0-15 cm	Subtropical úmido	Nash et al. (2018b)	Utilização do modelo CQESTR para prever o impacto de sistemas de cultivo para manter ou aumentar os estoques de SOC sob mudanças climáticas projetadas na Carolina do Sul. Rotação de culturas foi milho/trigo, inverno-soja (<i>Glycine max</i> L.) em 2002, rotação milho-soja com cultura de cobertura utilizando centeio. Em 2003 a 2007, milho-soja em 2008 a 2010 e milho-algodão em 2011 a 2013

Tabela 3.1. continua  o....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classifica��o de K��ppen)	Referência	Observa��es
Plantio Direto						
Sidney, leste de Montana, EUA	Sob a atual produ��o agrícola, condi��es climáticas e taxas m��dias de N, prevê-se que a taxa de sequestro de C aumente em uma faixa de 0,058 a 0,060 em sistemas sob plantio convencional e 0,099 a 0,152 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ em sistemas sob plantio direto até 2045	Chernossolo Háplico (alto teor de Ca e Mg, cor escura, eutrófico, pouco profundo)	0-10 cm	Subtropical ��mido	Nash et al. (2018c)	Utiliza��o do modelo CQESTR para identificar os melhores sistemas de cultivo em terras áridas para aumentar a MOS sob as altera��es climáticas projetadas em Montana. As simula��es incluíram cevada (<i>Hordeum vulgare</i> L.) -pousio, NT cevada-pousio, NT cevada contínua e NT cevada-ervilha (<i>Pisum sativum</i> L.)
Cerrado Goiás, Brasil	Acréscimo no sequestro de C entre 0,201 e 0,185 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ em compara��o ao plantio convencional	Latossolo Vermelho-Amarelo (profundo, baixa CTC, textura argilosa)	0-40 cm	Tropical chuvoso	Corbeels et al. (2016)	Soja e milho produzidos no estado de Goiás
Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil	Considerando todo o perfil do solo de 0-100 cm, a conversão para sistema sob plantio direto elevou as taxas de sequestro de C para valores que variam de 0,80 a 1,15 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Argissolo (gradiente textural, baixa CTC e V%)	0-100 cm	Subtropical (Cfa)	Veloso et al. (2018)	Campo de pastagem natural (principalmente <i>Paspalum</i> spp. e <i>Andropogon</i> spp.), convertida em terra agrícola e cultivada por 16 anos sob plantio convencional. Em seguida, iniciou-se o plantio direto de 1985 a 2015 em três sistemas de cultivo em subparcelas de 5��20m: aveia preta (<i>Avena Strigosa</i> Schreb)/ milho (<i>Zea mays</i> L.) (O/M), ervilhaca (<i>Vicia sativa</i> L.)/milho (V/M) e aveia + ervilhaca/milho + feijão-caupi (<i>Vigna unguiculata</i> (L.) Wald)
Luziânia, GO e Costa Rica, Mato Grosso do Sul, Brasil	Aumento de 0,30 (Luziânia) e 0,60 (Costa Rica) Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ quando se compara o PD ao sistema convencional	Latossolo (profundo, baixa CTC, textura argilosa) e Latossolo (profundo, baixa CTC, textura muito argilosa)	0-20 cm	Subtropical ��mido	Bayer et al. (2006)	Milho ou soja no verão e pousio no inverno durante 8 (Luziânia) ou 5 (Costa Rica) anos
Coimbra, Minas Gerais, Brasil	Aumento de 0,49 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ se comparado o PD ao sistema convencional	Argissolo Vermelho-Amarelo (gradiente textural, baixa CTC e V%)	0-20 cm	Subtropical ��mido	Leite et al. (2004)	Milho ou soja no verão e pousio no inverno durante 15 anos
Campinas, São Paulo, Brasil	Aumento de 0,23 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ se comparado o PD ao sistema convencional	Latossolo Vermelho (profundo, baixa CTC, textura muito argilosa)	0-20 cm	Subtropical ��mido	DeMaria, et al. (1999)	Milho ou soja no verão e aveia no inverno durante 12 anos
Ponta Grossa, Paraná, Brasil	Aumento de 0,81 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ se comparado o PD ao sistema convencional	Latossolo (profundo, baixa CTC, textura argilosa)	0-20 cm	Oceânico temperado	S�� et al. (2001)	Soja, milho ou feijão no verão, e aveia, trigo, tremoceiro ou azevém no inverno durante 22 anos
Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil	Aumento de 0,37 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ se comparado o PD ao sistema convencional	Argissolo (gradiente textural, baixa CTC e V%)	0-20 cm	Subtropical ��mido	Bayer et al. (2000)	Milho no verão e aveia no inverno durante 9 anos
Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil	Aumento de 0,52 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ se comparado o PD ao sistema convencional	Argissolo (gradiente textural)	0-20 cm	Subtropical ��mido	Lovato et al. (2004)	Milho no verão e aveia no inverno durante 13 anos

Tabela 3.1. continuação....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classificação de Köppen)	Referência	Observações
Uso de Leguminosas (Adubação Verde)						
Estação de Zootecnia do Extremo Sul da Bahia - ESSULCEPLA C), região da Mata Atlântica, Sul da Bahia, Brasil	Uso de <i>Desmodium ovalifolium</i> em pasto de <i>Brachiaria humidicola</i> : aumento no sequestro de C de 0,66 para 1,17 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Argissolo (gradiente textural, distrófico, baixa CTC)	0-25 cm	Tropical de floresta	Tarré et al. (2001)	3 tipos de pastagens: 1. <i>Brachiaria humidicola</i> em monocultura, 2. <i>Desmodium ovalifolium</i> /B. <i>humidicola</i> e 3. <i>Pueraria phaseoloides</i> (kudzu)/B. <i>humidicola</i>)
Passo Fundo, Cruz Alta e Santo Ângelo, Rio Grande do Sul, Brasil	Três sistemas de rotação com leguminosas: sequestro de C de 0,48 a 1,53 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Latossolo Vermelho (profundo, textura muito argilosa)	0-100 cm	Subtropical	Boddey et al. (2010)	Três experimentos de longo prazo (15-26 anos). O cultivo foi realizado em rotação de 3 anos com aveia preta (Ano 1) (<i>Avena strigosa</i>) no inverno e soja no verão, (Ano 2) cevada (<i>Hordeum vulgare</i>)/soja seguida de (Ano 3) ervilhaca/milho
Sergipe e Alagoas, Brasil	Estoque de MOS de 8,72, 12,04 e 20,81 g kg ⁻¹ nos tratamentos degradados, consorciado e adensado, respectivamente.	Não informado	0-30 cm	Variável	Delfino et al. (2018)	Gliricídia como ferramenta para recuperação de áreas degradadas/banco de proteína para consumo animal e adubação verde para plantio de grãos, cactáceas e raízes
Austrália, Brasil e Colômbia	Introdução de leguminosa aumentou, em média, a taxa de sequestro de C em 0,75 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Não informado	Varia de 0-8 a 0-100 cm	Variável	Conant et al. (2001)	Metanálise de 3 estudos e 6 locais avaliados
Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil	Introdução de leguminosa aumentou a taxa de sequestro em relação à pastagem natural de 0,2 para 0,66 Mg de C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Latossolo Vermelho Distroférrico (profundo, baixo V%, textura muito argilosa, alta retenção de P); Latossolo Vermelho (profundo, textura argilosa)	0-15 cm	Tropical úmido	Salton et al. (2011)	Comparação de pastagens de <i>B. brizantha</i> e <i>B. decumbens</i> com <i>B. decumbens</i> + leguminosas (<i>Stylosanthes guianensis</i> , <i>S. macrocarpa</i> , <i>S. macrocephala</i> e <i>Calopogonium</i> spp.), submetida à pastejo contínuo por 11 anos
Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil	Sob plantio direto e sem adubação nitrogenada, os dois sistemas com leguminosa tiveram taxa média de sequestro de 0,825 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ quando comparado a 0,66 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ do sistema sem leguminosas. Sob plantio direto com aplicação de 180 kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹ , os sistemas com leguminosas tiveram taxa média de sequestro de 1,015 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ , comparado a 0,88 do sistema sem leguminosas Sob plantio convencional e sem adubação nitrogenada, os dois sistemas com leguminosa tiveram taxa média de sequestro de 0,61 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ quando comparado a 0 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ do sistema sem leguminosas Sob plantio convencional com aplicação de 180 kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹ , os sistemas com leguminosas tiveram taxa média de sequestro de 0,685 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ , comparado a 0,38 do sistema sem leguminosas	Argissolo (gradiente textural, baixa CTC e baixa V%)	0-100 cm	Subtropical	Veloso et al. (2018)	O experimento utilizou um campo de pastagem natural (principalmente <i>Paspalum</i> spp. e <i>Andropogon</i> spp.), convertida em terra agrícola e cultivada por 16 anos sob plantio convencional. Em seguida, iniciou-se o plantio direto de 1985 a 2015. Foram avaliados três sistemas de cultivo: 1. Aveia preta (<i>Avena strigosa</i> Schreb)/milho (<i>Zea mays</i> L.), 1. Ervilhaca (<i>Vicia sativa</i> L.)/milho e 3. Aveia+ervilhaca/milho+feijão-caupi (<i>Vigna unguiculata</i> (L.) Wald)

Tabela 3.1. continua  o....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classifica��o de K��ppen)	Referência	Observa��es
Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA) em Itambé, Pernambuco, Brasil	A gliricídia e o sabiá aumentaram o estoque de C em 8 e 9 Mg C ha ⁻¹ , respectivamente, quando comparados � B. decumbens em monocultivo	Argissolo (gradiente textura, distrófico)	0-20 cm	Savana	Lira Junior et al. (2020)	Os tratamentos foram: leguminosas arbustivas (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) e gliricídia (<i>Gliricidia sepium</i> Jacq.) plantadas em fileiras duplas de 15m x 1m x 0,5m consorciadas com <i>Brachiaria</i>
Woodslee, Ontario, Canadá	Aumento no estoque de C de 115,5 para 129,6 Mg C ha ⁻¹ quando fertilizado com 16,8 kg N ha ⁻¹ e de 109,2 para 133,8 com 0 N	Gleissolo Melânico (camada superficial espessa e altos teores de C, imperfeitamente drenado, textura média)	0-70 cm	Continental �mido	Gregorich et al. (2001)	Os tratamentos foram: milho em monocultivo e milho-aveia (<i>Avena sativa</i> L.) - alfafa - rota��o alfafa
Sistemas Integrados						
Transi��o Cerrado-Amazônia, Brasil	Acúmulo de 1,83 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Latossolo Vermelho-Amarelo (profundo, textura muito argilosa)	30 cm	Tropical chuvoso	Concei��o et al. (2017)	O experimento compreendeu os seguintes tratamentos: 1. plantio de eucalipto (<i>Eucalyptus urograndis</i> , clone H13); 2. sistema plantio direto com soja "BRSGO 8560RR" seguido de milho (<i>Z. mays</i>) consorciado com <i>Urochloa brizantha</i> ; 3. pastagem de <i>U. brizantha</i> "Marandu"; e 4. sistema ILPF, composto por três fileiras de eucalipto (<i>E. urograndis</i>), soja seguida de milho (<i>Z. mays</i>) consorciado com <i>U. brizantha</i> cultivado nas entrelinhas das �rvores. Uma �rea sob mata nativa foi utilizada como referência
Transi��o Cerrado-Mata Atlântica, Brasil	Acúmulo de 1,96 (ILPF) e 1,74 (ILP) Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ em área anteriormente utilizada como pastagem extensiva	Latossolo Vermelho-Amarelo (textura média, profundo)	40 cm	Tropical	Bieluczyk et al. (2020)	ILP: renova��o de 1/3 da área a cada ano com plantio de milho em pastagens de capim piat�� ILPF: renova��o de 1/3 da área a cada ano com plantio de milho em pastagens de capim piat�� sombreadas por eucalipto
Fazenda Juliana, Chupingui��, Sul do Estado de Rondônia, Brasil	Taxa de acúmulo de C de 2,85 Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ (ILP)	Nitossolo Vermelho (baixo gradiente textural, profundo, bem estruturado, textura muito argilosa)	30 cm	Tropical �mido	Carvalho et al. (2010)	Neste estudo, foram avaliadas áreas de 3 locais de pesquisa com foco nos processos de mudanças no uso da terra nos biomas Amazônia e Cerrado. Em cada um dos locais de pesquisa foram avaliadas as áreas sob vegeta��o nativa, pastagens, sucessão de culturas e ILP. A avalia��o de vegeta��o nativa como a Floresta Amazônica, Cerrad��o (savana com inúmeras árvores) e Cerrado. �reas em sucessão de culturas tendo a soja como principal cultura sob PD foram avaliadas por representarem o principal modelo de cultivo, a rota��o de culturas foi realizada com Soja/ <i>Brachiaria ruziziensis</i> . Fazenda Juliana com rota��o de Soja/ <i>Brachiaria ruziziensis</i>

Tabela 3.1. continuação....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classificação de Köppen)	Referência	Observações
Faz. Dona Isabina, Santa Carmem, Norte do Estado de Mato Grosso, Mato Grosso, Brasil	Taxa de acúmulo de C de 1,35 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ (ILP)	Latossolo (profundo, textura muito argilosa)	30 cm	Tropical úmido	Carvalho et al. (2010)	Fazenda Dona Isabina área 1 (Soja/Sorgo + <i>Brachiaria ruziziensis</i> , Soja/Milho + <i>Brachiaria ruziziensis</i> , Soja/Milho + <i>Brachiaria ruziziensis</i>); área 2 (Soja/Sorgo + <i>Brachiaria brizantha</i> , <i>Brachiaria brizantha</i> , <i>Brachiaria brizantha</i> , Soja/Milho + <i>Brachiaria ruziziensis</i>)
Rancho Peeters, Montividiu, Sudoeste do Estado de Goiás, Goiás, Brasil	Taxa de acúmulo de C de 0,82 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ (ILP)	Latossolo (profundo, textura muito argilosa)	30 cm	Tropical úmido	Carvalho et al. (2010)	Rancho Peeters, Soja/Milho + <i>Brachiaria ruziziensis</i> , Algodão/Pousio, Soja/Milho + <i>Brachiaria ruziziensis</i> , Algodão/Pousio, Soja/Milho + <i>Brachiaria ruziziensis</i> , Algodão/Pousio, Soja/Milho + <i>Brachiaria ruziziensis</i> , Algodão/Pousio
Fazenda de Pesquisa Capivara da Embrapa Arroz e Feijão, bioma Cerrado, Santo Antônio de Goiás, Goiás, Brasil	Taxa de acúmulo de C de 0,82 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ (ILP)	Latossolo Vermelho Acriférico Típico (textura argilosa, profundo, muito baixa CTC, retenção de P)	30 cm	Tropical de savana	Oliveira et al. (2022b)	O artigo utilizou duas metodologias: 1. avaliar o desempenho preditivo do modelo CQESTR para uma savana tropical; e 2. examinar o efeito de sistemas de manejo integrado, incluindo cenários de sistema ILP sobre os estoques de C. Utilizou-se em uma área a rotação de milho (<i>Zea mays</i> L.) e pastagem de 3,5/4,5 anos (<i>Urochloa ruziziensis</i>), enquanto que em outra área a rotação incluiu 2,5 anos de soja (<i>Glycine max</i> L.), arroz de sequeiro (<i>Oryza sativa</i> L.) e milho seguidos de 2,5/3,5 anos de pastagem (<i>U. brizantha</i>)
Fazenda Gamada, Nova Canaã do Norte, Mato Grosso, Brasil	Taxa de acúmulo de C de 1,47 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ (ILPF 3 linhas de eucalipto)	Latossolo (profundo)	100 cm	Tropical úmido	Oliveira et al. (2018)	Fazenda originalmente coberta por Mata Atlântica Foram estudados três locais: uma área de pastagem contínua e duas áreas de ILPF. Os sítios ILPF apresentaram <i>E. urograndis</i> como componente arbóreo. Nas ILPF, as árvores foram dispostas em filas dentro dos sítios. Em um dos sítios, cada linha de árvore era composta por uma linha de árvore e, no outro, por três fileiras de árvores
Fazenda Canchim, Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo, Brasil	Taxa de acúmulo de 5,7 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ no fuste das árvores	Latossolo Vermelho Distrófico (profundo)	-	Subtropical úmido	Oliveira et al. (2022a)	SSP de capim piatã com eucalipto durante 8 anos implantado no sentido leste-oeste e espaçamento de 15m × 2m (15m entre fileiras e 2m entre árvores nas fileiras), o que resultou em densidade populacional de 333 árvores/ha. Em julho de 2016, essas áreas foram desbastadas, o que consistiu no corte de 50% das árvores em cada linha. O espaçamento foi alterado para 15m × 4m, totalizando 165 árvores ha ⁻¹
Embrapa Agrossilvipastori I, Sinop, Mato Grosso, Brasil	Taxa de acúmulo de 10,25 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ no fuste das árvores	Não informado	-	Tropical chuvoso	Monteiro et al. (2024)	As áreas experimentais foram acompanhadas por 4 anos, sendo divididas em: monocultivo de capim-marandu (<i>Brachiaria brizantha</i> ; Hochst. ex A. Rich.); pecuária-silvicultura com <i>Brachiaria</i> consorciado com três fileiras de eucalipto a 128 árvores/ha; ILP com soja e depois milho + capim paliçada, rodado com o gado a cada 2 anos; e ILPF com pastagem + uma fileira de eucalipto a 72 árvores/ha

Tabela 3.1. continua  o....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classifica��o de K��ppen)	Referência	Observa��es
Mudança do uso da terra, intensifica��o do uso de pastagens e recupera��o de áreas degradadas						
Estudo abrangeu 16 países, mas a maioria dos estudos foram conduzidos na Austrália, Brasil, Nova Zelândia ou EUA	Mudanças de uso da terra para pastagem: aumento, em média, de estoque de C de 8 e 19%, quando o uso original eram florestas nativas e áreas agrícolas, respectivamente	Não informado	Variável	Tropical, subtropical e temperado	Guo e Gifford (2002)	Metanálise de 74 estudos
Austrália, Reino Unido, Nova Zelândia, Canadá, Brasil, EUA, Costa Rica, México e Zimbábue	Melhoria no manejo do pastejo resultou, em média, sequestro de C de 0,35 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Não informado	0-2 cm a 0-80 cm, com média de 32,5 cm	Variável	Conant, et al. (2001)	Metanálise de 115 estudos
Global	Uso de lota��o rotativa ao invés de lota��o contínua: aumento de 25% no C do solo (estoque)	Não informado	0-10 cm	Variável	Byrnes et al. (2018)	Metanálise de 64 estudos
Grandes Plan��cias do Norte, centro da América do Norte	Melhoria do manejo do pastejo: acúmulo de 1,60 Mg C ha ⁻¹ (estoque) desde a metade do século XX	Não informado	0-15 cm	Clima continental semiárido a subúmido com invernos longos e frios e verões curtos e quentes	Wang et al. (2016)	Metanálise de 46 estudos
Hemisfério Sul, África Subsaariana	Melhorias no manejo da pastagem: aumento de 0,28 Mg C ano ⁻¹ na taxa de sequestro de C	Não informado	Diversos	Diversos	Conant et al. (2017)	Metanálise de 126 estudos
Liverpool, Austrália	Uso de pastagem apresentou 0,35 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ comparado a 0 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ resultado dos sistemas de culturas agrícolas	Vertissolo (textura argilosa, altos teores de Ca e Mg, alta CTC e V%, expande e contrai – fendas)	0-40 cm	Oceânico temperado	Young et al. (2009)	Os estoques de C orgânico do solo permaneceram inalterados nas rota��es trigo-sorgo plantio direto e plantio direto do cereal de inverno contínuo e 3 pastagens
Continente Australiano	Mudança de cultura agrícola para pastagem: sequestro de 0,30 a 0,60 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Não informado	0-10, 0-15 e 0-30 cm	Variável	Sanderman, et al. (2010)	Livro/revisão da Austrália envolvendo cultivo de vários cereais e pastagens
Região nordeste do Brasil e norte de Minas Gerais	Compara��o do C do solo (estoque) da pastagem com a vegeta��o nativa: 9 e 1% maior do que na Amazônia e Mata Atlântica, respectivamente, e 8 e 13% menor do que Cerrado e Caatinga, respectivamente	Não informado	0-90 cm	Semiárido	Medeiros et al. (2021)	A pesquisa contou com áreas de vegeta��o nativa conhecida como Caatinga e com campos nativos e plantados (<i>Brachiaria decumbens</i>) no semiárido alagoano
Região nordeste do Brasil e norte de Minas Gerais, Mato Grosso e Tocant��ns, Brasil	A pastagem apresentou estoques de C de 44,8, 53, 47,8 e 45 Mg C ha ⁻¹ , enquanto a vegeta��o nativa apresentou estoques de C de 41,1, 57,6, 47,3 e 52 Mg C ha ⁻¹ nos biomas Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, respectivamente	Não informado e Latossolo Vermelho Distrófico (profundo)	0-30 cm	Semiárido	Adaptado de Medeiros et al. (2021) e Oliveira et al. (2022c) por Bettiol et al. (2023)	Compara��o do C do solo da pastagem com a vegeta��o nativa de Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga

Tabela 3.1. continuação....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classificação de Köppen)	Referência	Observações
Mato Grosso e Tocantins, Brasil	Pastagens degradadas emitem -0,25 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ , enquanto as pastagens bem manejadas ou recuperadas podem sequestrar o C em taxas de 0,25 a 0,54 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Latossolos, Argissolos, Alfissolos e Entissolos	0-30 cm	Tropical úmido	Oliveira et al. (2022c)	Pastagens degradadas convertidas e bem manejadas ou recuperadas
Global	Mudança de uso da terra de vegetação nativa para pastagem: aumento de 8% no C do solo (estoque)	Não informado	Variável	Diversos	Stockmann et al. (2013)	Metanálise de 11 estudos focados no sequestro de C
Fazendas dos estados de Mato Grosso do Sul, São Paulo e Minas Gerais, Brasil	Mudança de uso da terra de vegetação nativa para pastagem produtiva aumentaram o estoque de C de 7,7 a 47,6 Mg C ha ⁻¹ , com maiores valores nos solos argilosos e no caso de pastagens degradadas os valores variaram de uma redução de 1,6 para um aumento de 21,0 Mg C ha ⁻¹	Latossolos (profundo, textura de média a muito argilosa)	0-100 cm	Tropical chuvoso	Braz et al. (2013)	Áreas de <i>Brachiaria brizantha</i> aparentemente produtivas e degradadas (pastagens e uma área de vegetação nativa)
Global	Conversão de vegetação nativa para pastagens resultou em taxa de sequestro de 0,35 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Não informado	Variável	Variável	Conant et al. (2001)	42 pontos
Global	Conversão de cultivo agrícola para pastagens resulta em taxa de sequestro de 1,01 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Não informado	Variável	Variável	Conant et al. (2001)	23 pontos
Toda região da Mata Atlântica, Brasil	Recuperação de pastagens degradadas resulta em taxa de sequestro de 2,71 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Não informado	0-20 cm	Variável	Mello et al. (2006)	Estimativa baseada nos estudos de Manfrinato (2002) e Campos (1998)
Diversas regiões de Rondônia e Mato Grosso, Brasil	Pastagem degradada emitia -0,28 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹ , enquanto pastagens bem manejadas sequestravam 0,61 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Não informado	0-30 cm	Variável	Maia et al. (2009)	Vários tipos de pastagens em 22 municípios
Uso de irrigação						
Uberaba, Minas Gerais, Brasil	Irrigação aumentou o estoque de C orgânico no solo de 80,4 para 93,5 g kg ⁻¹	Latossolo Vermelho Distrófico (profundo, textura média)	0-40 cm	Tropical quente	Loss et al. (2013)	Tifton 85 submetido à irrigação por aspersão. A irrigação foi feita por microaspersores, sendo o volume de água = 40mm por parcela ano ⁻¹
São Carlos, São Paulo, Brasil	Diminuição na taxa de acúmulo de C de 0,45 para 0,02 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Latossolo Vermelho e Latossolo Amarelo (profundos)	0-100cm	Subtropical úmido	Oliveira et al. (2020)	Os tratamentos consistiram de diferentes níveis de intensificação da pastagem: 1. Pastagem de <i>Megathyrus</i> (<i>Panicum</i>) <i>maximum</i> Jacques (cv. Tanzânia), manejada intensivamente e irrigada; manejo intensivamente em pastagem de sequeiro <i>Megathyrus</i> (<i>Panicum</i>) <i>maximum</i> Jacques (cv. Tanzânia); 2. Pastagem de sequeiro com mistura de gramíneas <i>Urochloa</i> (<i>Brachiaria</i>) <i>decumbens</i> Stapf (cv. Basilisk) e <i>Urochloa</i> (<i>Brachiaria</i>) <i>brizantha</i> (Hochst ex A. Rich) Stapf (cv. Marandu); 3. Pastagem degradada de <i>Urochloa</i> (<i>Brachiaria</i>) <i>decumbens</i> sob manejo extensivo. As pastagens (<i>Panicum</i> spp.) que eram irrigadas foram sobresemeadas com aveia (<i>Avena byzantina</i> Koch, cv. São Carlos - 60 kg/ha de sementes viáveis) e azevém anual (<i>Lolium multiflorum</i> Lam., cv. BRS Ponteio - 30 kg/ha de sementes viáveis) no outono

Referências

- ANDRADE, C. M. S. de; SALES, M. F. L.; VALENTIM, J. F.; ASSIS, G. M. L. de; AMARAL, E. F. do; COSTA, F. de S. **Sistema Guaxupé**: modelo de intensificação sustentável da pecuária de corte baseado em pastagens permanentes de alta performance, ricas em leguminosas. Brasília, DF: Embrapa, 2023. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1154467/1/27460.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.
- ARAÚJO, E. A.; LANI, J. L.; AMARAL, E. F.; GUERRA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo distrófico na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 307-315, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000200009>. Acesso em: 29 set. 2025.
- AZEVEDO, R. L.; RIBEIRO, G. T.; AZEVEDO, C. L. L. Feijão Guandu: uma planta multiuso. **Revista da Fapese**, v. 3, n. 2, p. 81-86, 2007. Disponível em: <https://www.yumpu.com/pt/document/view/12587940/feijao-guandu-fapese>. Acesso em: 25 set. 2025.
- BAI, Y.; COTRUFO, M. F. Grassland soil carbon sequestration: current understanding, challenges, and solutions. **Science**, v. 377, n. 6606, p. 603-608, 2022. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abo2380>. Acesso em: 22 set. 2025.
- BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. de O.; STONE, L. F. (ed.). **Marco referencial**: integração lavoura-pecuária-floresta. Brasília, DF: Embrapa, 2011b. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/923530/1/balbino01.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.
- BALBINO, L. C.; CORDEIRO, L. A. M.; PORFIRIO-DA-SILVA, V.; MORAES, A. de; MARTINEZ, G. B.; ALVARENGA, R. C.; KICHEL, A. N.; FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P. dos; FRANCHINI, J. C.; GALERANI, P. R. Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. i-xii, 2011a. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/912074/3/46n10a00Prefacio.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.
- BARCELLOS, A. de O.; VILELA, L. **Restabelecimento da capacidade produtiva de pastagens por meio de introdução de *Stylosanthes guianensis* cv. Mineirão**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. (Embrapa Cerrados. Comunicado Técnico, 65). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2010/22817/1/comtec-64.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.
- BARUCH, Z. Responses to drought and flooding in tropical forage grasses. I. Biomass allocation, leaf growth and mineral nutrients. **Plant and Soil**, v. 164, n. 1, p. 87-96, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/bf00010114>. Acesso em: 29 set. 2029.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two brazilian cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.023>. Acesso em: 29 set. 2025.
- 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 and Tillage Research**, v. 54, n. 1-2, p. 101-109, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00090-8](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00090-8). Acesso em: 30 set. 2025.
- BETTIOL, W.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN NETO, L.; ANDRADE, C. A. de (ed.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2023. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1153147/1/Bettiol-Entendendo-materia-organica-2023.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.
- BIELUCZYK, W.; PICCOLO, M. de C.; PEREIRA, M. G.; MORAES, M. T. de; SOLTANGHEISI, A.; BERNARDI, A. C. de C.; PEZZOPANE, J. R. M.; OLIVEIRA, P. P. A.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B. de; DIAS, C. T. dos S.; BATISTA, I.; CHERUBIN, M. R. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. **Geoderma**, v. 371, n. 15, 114368, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368>. Acesso em: 30 set. 2025.
- BODDEY, R. M.; CASAGRANDE, D. R.; HOMEM, B. G. C.; ALVES, B. J. R. Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: a review. **Grass and Forage Science**, v. 75, n. 4, p. 357-371, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gfs.12498>. Acesso em: 25 set. 2025.

- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P. dos; 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, n. 2, p. 784-795, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x>. Acesso em: 25 set. 2025.
- BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; VEIGA, M. da; REINERT, D. J. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 4, p. 605-614, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000400001>. Acesso em: 29 set. 2025.
- BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; SANTOS, C. A. dos; SANTOS, S. dos; PINHEIRO, E. F. M.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M. Soil carbon stocks under productive and degraded brachiaria pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil & Water Management & Conservation**, v. 77, n. 3, p. 914-928, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0269>. Acesso em: 30 set. 2025.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen-content of soils in Puerto-Rico and Us Virgin Islands. **Plant and Soil**, v. 124, n. 1, p. 53-64, 1990. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00010931>. Acesso em: 29 set. 2025.
- BYRNES, R. C.; EASTBURN, D. J.; TATE, K. W.; ROCHE, L. M. A global meta-analysis of grazing impacts on soil health indicators. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 4, p. 758-765, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313>. Acesso em: 30 set. 2025.
- CAMPOS, D. C. de. **Influência da mudança do uso da terra sobre a matéria orgânica do solo no município de São Pedro**. 1998. 94 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.11.1998.tde-20220207-183913>. Acesso em: 30 set. 2025.
- 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 and Tillage Research**, v. 110, n. 1, p. 175-186, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.07.011>. Acesso em: 30 set. 2025.
- CAVIGELLI, M. A.; NASH, P. R.; GOLLANY, H. T.; RASMANN, C.; POLUMSKY, R. W.; LE, A. N.; CONKLIN, A. E. Simulated soil organic carbon changes in Maryland are affected by tillage, climate change, and crop yield. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 4, p. 588-591, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.07.0291>. Acesso em: 29 set. 2025.
- CHEN, M.; CHEN, B.; MARSCHNER, P. Plant growth and soil microbial community structure of legumes and grasses grown in monoculture or mixture. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, n. 10, p. 1231-1237, 2008. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62214-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62214-7). Acesso em: 25 set. 2025.
- 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. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9781003075561-6>. Acesso em: 25 set. 2025.
- COHN, A. S.; MOSNIER, A.; HAVLÍK, P.; VALIN, H.; HERRERO, M.; SCHMID, E.; O'HARE, M. OBERSTEINER M. Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. **The Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 20, p. 7236-7241, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1307163111>. Acesso em: 25 set. 2025.
- 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, n. 2, p. 662-668, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eap.1473>. Acesso em: 30 set. 2025.
- CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Applications**, v. 11, n. 2, p. 343-355, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:GMACIG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2). Acesso em: 30 set. 2025.
- CONCEIÇÃO, M. C. G. da; MATOS, E. da S.; BIDONE, E. D.; RODRIGUES, R. de A. R.; CORDEIRO, R. C. Changes in soil carbon stocks under Integrated Crop-Livestock-Forest system in the Brazilian Amazon Region. **Agricultural Sciences**, v. 8, n. 9, p. 904-913, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/as.2017.89066>. Acesso em: 30 set. 2025.

- CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil and Tillage Research**, v. 129, p. 40-47, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.01.006>. Acesso em: 25 set. 2025.
- CORBEELS, M.; MARCHAO, R. L.; SIQUEIRA NETO, M.; FERREIRA, E. G.; MADARI, B. E.; SCOPEL, E.; BRITO, O. R. Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. **Scientific Reports**, n. 6, 21450, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/srep21450>. Acesso em: 29 set. 2025.
- CORDEIRO, L. A. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; KLUTHCOUSKI, J.; MARTHA JUNIOR, G. B. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Cadernos de Ciências & Tecnologia**, v. 32, n. 1/2, p. 15-43, 2015. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1039619/1/RobelioIntegracaolavourapecuaria.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.
- COTRUFO, M. F.; SOONG, J. L.; HORTON, A. J.; CAMPBELL, E. E.; HADDIX, M. L.; WALL, D. H.; PARTON, W. J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, v. 8, n. 10, p. 776-779, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ngeo2520>. Acesso em: 25 set. 2025.
- COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEK, K.; PAUL, E. The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988-995, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>. Acesso em: 25 set. 2025.
- DELFINO, G. de O. A.; SOUZA, S. F. de; ANDRADE, B. M. da S.; JESUS, C. W. S. de; SOUZA, E. Y. B.; BRITO, J. S.; RANGEL, J. H. de A.; MUNIZ, E. N. Impacto da gliricídia (*Gliricidia sepium*) sob indicadores de qualidade química do solo para uso em sistemas de ILPF (Integração Lavoura-Pecuária-Floresta). In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E PÓS-GRADUAÇÃO DA EMBRAPA TABULEIROS COSTEIROS, 8., 2018, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2018. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1099618/1/Impacto.pdf>. Acesso em: 30 set. 2025.
- DELL, C. J.; GOLLANY, H. T.; ADLER, P. R.; SKINNER, R. H.; POLUMSKY, R. W. Implications of observed and simulated soil carbon sequestration for management options in corn-based rotations. **Journal of Environmental Quality**, v.47, n.4, p.617-624, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.07.0298>. Acesso em: 29 set. 2025.
- DEMARIA, I. C.; NNADUDE, P. C.; CASTRO, O. M. Long-term tillage and crop rotation effects on soil Chemical properties of a Rhodic Ferralsol in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 51, n. 1-2, p. 71-79, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00025-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00025-2). Acesso em: 30 set. 2025.
- FONTE, S. J.; NESPER, M.; HEGGLIN, D.; VELÁSQUEZ, J. E.; RAMIREZ, B.; RAO, I. M.; BERNASCONI, S. M.; BÜNEMANN, E. K.; FROSSARD, E.; OBERSON, A. Pasture degradation impacts soil phosphorus storage via changes to aggregate-associated soil organic matter in highly weathered tropical soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 150-157, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.025>. Acesso em: 29 set. 2025.
- FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F.; SILVA, E. M. R. da; FARIA, S. M. de. **Revegetação de solos degradados**. Seropédica: EMBRAPA-CNPAB, 1992. (EMBRAPA-CNPAB. Comunicado Técnico, 9). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/623376/1/cot009.pdf>. Acesso em: 29 set. 2025.
- FRANZLUEBBERS, A. J.; STUEDEMANN, J. A.; SCHOMBERG, H. H. Spatial distribution of soil carbon and nitrogen pools under grazed tall fescue. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 2, p. 635-639, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642635x>. Acesso em: 29 set. 2025.
- GOLLANY, H. T.; POLUMSKY, R. W. Simulating soil organic carbon responses to cropping intensity, tillage, and climate change in Pacific Northwest dryland. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 4, p. 625-634, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.09.0374>. Acesso em: 29 set. 2025.
- GRANDY, A. S.; ROBERTSON, G. P. Aggregation and organic matter protection following tillage of a previously uncultivated soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 4, p. 1398-1406, 2006a. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0313>. Acesso em: 25 set. 2025.

GRANDY, A. S.; ROBERTSON, G. P. Initial cultivation of a temperate region soil immediately accelerates aggregate turnover and CO₂ and N₂O fluxes. **Global Change Biology**, v. 12, n. 8, p. 1507-1520, 2006b. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01166.x>. Acesso em: 25 set. 2025.

GRANDY, A. S.; ROBERTSON, G. P. Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. **Ecosystems**, v. 10, n. 1, p. 59-74, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9010-y>. Acesso em: 25 set. 2025.

GREGORICH, E. G.; DRURY, C. F.; BALDOCK, J. A. Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, n. 1, p. 21-31, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.4141/S00-041>. Acesso em: 30 set. 2025.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change. **Global Change Biology**, v. 8, n. 4, p. 345-360, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>. Acesso em: 29 set. 2025.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, v. 191, n. 1, p. 77-87, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/a:1004213929699>. Acesso em: 25 set. 2025.

HAWKINS, H.-J.; CARGILL, R. I. M.; VAN NULAND, M. E.; HAGEN, S. C.; FIELD, K. J.; SHELDRAKE, M.; SOUDZILOVSKAIA, N. A.; KIERS, E. T. Mycorrhizal mycelium as a global carbon pool. **Current Biology**, v. 33, n. 11, p. R560-R573, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.02.027>. Acesso em: 29 set. 2025.

HENDRICKS, T.; FRANKLIN, D.; DAHAL, S.; HANCOCK, D.; STEWART, L.; CABRERA, M.; HAWKINS, G. Soil carbon and bulk density distribution within 10 Southern Piedmont grazing systems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 74, n. 4, p. 323-333, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.2489/jswc.74.4.323>. Acesso em: 29 set. 2025.

HOBBIE, S. E. Effects of plant species on nutrient cycling. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 7, n. 10, p. 336-339, 1992. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(92\)90126-V](https://doi.org/10.1016/0169-5347(92)90126-V). Acesso em: 25 set. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Summary for policymakers. In: INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2014: synthesis report**. Genebra: IPCC, 2014. cap. 1, p. 1-31. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/AR5_SYR_FINAL_SPM.pdf. Acesso em: 25 set. 2025.

INTERNATIONAL DAIRY FEDERATION (IDF). **C-seque Life cycle assessment guidelines for calculating carbon sequestration in cattle production systems**. Brussels: IDF, 2022. (Bulletin of the IDF n° 519/2022) Disponível em: <https://doi.org/10.56169/WMRP7985>. Acesso em: 22 set. 2025.

JEBARI, A.; DEL PRADO, A.; PARDO, G.; MARTÍN, J. A. R.; ÁLVARO-FUENTES, J. Modeling regional effects of climate change on soil organic carbon in Spain. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 4, p. 644-653, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.07.0294>. Acesso em: 29 set. 2025.

LADO, M.; BEN-HUR, M. Soil mineralogy effects on seal formation, runoff and soil loss. **Applied Clay Science**, v. 24, n. 3-4, p. 209-224, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2003.03.002>. Acesso em: 29 set. 2025.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, v. 123, n. 1-2, p. 1-22, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>. Acesso em: 25 set. 2025.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. de S.; MACHADO, P. L. O. de A.; FERNANDES FILHO, E. I.; NEVES, J. C. L. Simulating trends in soil organic carbon of an Acrisol under no-tillage and disc-plow systems using the Century model. **Geoderma**, v. 120, n. 3-4, p. 283-295, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.010>. Acesso em: 29 set. 2025.

LIMA FILHO, O. F. de; AMBROSANO, E. J.; WUTKE, E. B.; ROSSI, F.; CARLOS, J. A. D. (ed.). **Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e prática**. 2. ed. rev. e atual. Brasília, DF: Embrapa, 2023. v. 1. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1153241/1/ADUBACAO-VERDE-VOL-01-ed02-2023.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.

LIRA JUNIOR, M. A.; FRACETTO, F. J. C.; FERREIRA, J. da S.; SILVA, M. B.; FRACETTO, G. G. M. Legume-based silvopastoral systems drive C and N soil stocks in a subhumid tropical environment. **Catena**, v. 189, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104508>. Acesso em: 30 set. 2025.

LOSS, A.; COUTINHO, F. S.; PEREIRA, M. G.; SILVA, R. A. C. e; TORRES, J. L. R.; RAVELLI NETO, A. Fertilidade e carbono total e oxidável de Latossolo de Cerrado sob pastagem irrigada e de sequeiro. **Ciência Rural**, v. 43, n. 3, p. 426-432, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782013000300008>. Acesso em: 30 set. 2025.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, p. 175-187, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000100017>. Acesso em: 30 set. 2025.

LUZ, P. H. de C.; HERLING, V. R.; BRAGA, G. J.; OLIVEIRA, P. P. A. Uso da calagem na recuperação e manutenção da produtividade das pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 21., 2004, Piracicaba. Fertilidade do solo para pastagens produtivas. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2004. p. 63-100. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/45912/1/digitalizar0011.pdf>. Acesso em: 29 set. 2025.

MACEDO, M. C. M. Degradação de pastagens: conceitos e métodos de recuperação. In: SIMPOSIO SUSTENTABILIDADE DA PECUARIA DE LEITE NO BRASIL, [1999, Goiania, GO]. **Anais...** [Juiz de Fora]: Embrapa Gado de Leite/ Goiania: [Serrana], 1999. p.137-150.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, sup. esp., p. 133-146, jul. 2009. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/853299/1/Integracao-lavoura-pecuaria-2009.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.

MACEDO, M. C. M. Pastagens no ecossistema cerrados: pesquisas para o desenvolvimento sustentável. In: SIMPOSIO SOBRE PASTAGENS NOS ECOSISTEMAS BRASILEIROS; REUNIAO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 32., 1995, Brasília, DF. **Pesquisas para o desenvolvimento sustentável**: anais. Brasília, DF: SBZ, 1995. p. 28-62.

MACEDO, M. C. M.; KICHEL, A. N.; ZIMMER, A. H. **Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2000. (Embrapa Gado de Corte. Comunicado técnico, 62). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/324215>. Acesso em: 25 set. 2025.

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, n. 1-2, p. 84-91, 2009. Disponível em: <https://10.1016/j.geoderma.2008.11.023>. Acesso em: 29 set. 2025.

MAIA, S. M. F.; OTUTUMI, A. T.; MENDONÇA, E. de S.; NEVES, J. C. L.; OLIVEIRA, T. S. de. Combined effect of intercropping and minimum tillage on soil carbon sequestration and organic matter pools in the semiarid region of Brazil. **Soil Research**, v. 57, n. 3, p. 266-275, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/SR17336>. Acesso em: 25 set. 2025.

MAILLARD, F.; MICHAUD, T. J.; SEE, C. R.; DELANCEY, L. C.; BLAZEWCZ, S. J.; KIMBREL, J. A.; PETT-RIDGE, J.; KENNEDY P. G. Melanization slows the rapid movement of fungal necromass carbon and nitrogen into both bacterial and fungal decomposer communities and soils. **Environmental Microbiology**, v. 4, n. 8, p. 1-21, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/msystems.00390-23>. Acesso em: 29 set. 2025.

MANFRINATO, W. do A. **Estoques de carbono no solo em uma cronossequência de floresta-pastagem em Guaraqueçaba (PR)**. 2002. 116 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

MARSCHNER, B.; BRODOWSKI, S.; DREVES, A.; GLEIXNER, G.; GUDE, A.; GROOTES, P. M.; HAMER, U.; HEIM, A.; JANDL, G.; JI, R.; KAISER, K.; KALBITZ, K.; KRAMER, C.; LEINWEBER, P.; RETHEMEYER, J.; SCHÄFFER, A.; SCHMIDT, M. W. I.; SCHWARK, L.; WIESENBERG, G. L. B. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 1, p. 91-110, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jpln.200700049>. Acesso em: 25 set. 2025.

MEDEIROS, A. de S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C. dos; GOMES, T. C. de A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. **Scientia Agricola**, v. 78, n. 3, e20190076, 2021. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1129141/1/Losses-and-gains.pdf>. Acesso em: 30 set. 2025.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Potential of soil carbon sequestration for the Brazilian Atlantic Region. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth, 2006. p. 349-368. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9781482298031-25>. Acesso em: 30 set. 2025.

MIELNICZUK, J. M.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; DEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 3, p. 209-248, 2003.

MONTEIRO, A.; MENDES, L. B.; FANCHONE, A.; MORGAVI, D. P.; PEDREIRA, B. C. e; MAGALHÃES, C. A. de S.; ABDALLA, A. L.; EUGÈNE, M. Crop-livestock-forestry systems as a strategy for mitigating greenhouse gas emissions and enhancing the sustainability of forage-based livestock systems in the Amazon biome. **Science of the Total Environment**, v. 906, 167396, 2024. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1161903/1/2023-cpamt-casm-crop-livestock-forestry-system-strategy-mitigating-greenhouse-sustainability-forage-based-amazon-biome.pdf>. Acesso em: 30 set. 2025.

MOREIRA, F. M. de S.; SILVA, K. da; NOBREGA, R. S. A.; CARVALHO, F. de. Bactérias diazotróficas associativas: diversidade, ecologia e potencial de aplicações. **Comunicata Scientiae**, v. 1, n.2, p. 74-99, 2010. Disponível em: <https://www.comunicatascientiae.com.br/comunicata/article/view/45/31>. Acesso em: 29 set. 2025.

MORRISON, O. **The growing appeal of the “grass-fed claim”**. 2022. Disponível em: <https://www.foodnavigator.com/Article/2022/11/01/The-growing-appeal-of-the-grass-fed-claim/>. Acesso em: 22 set. 2025.

MÜLLER, M. M. L.; GUIMARÃES, M. F.; DESJARDINS, T.; MITJA, D. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian Amazon: A case study. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v. 103, n. 2, p. 279-288, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.003>. Acesso em: 29 set. 2025.

NASCIMENTO, D. T. F.; NOVAIS, G. T. Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas. **Élisée - Revista De Geografia Da UEG**, v. 9, n. 2, e922021, 2020. Disponível em: <https://www.revista.ueg.br/index.php/elisee/article/view/10854>. Acesso em: 29 set. 2025.

NASH, P. R.; GOLLANY, H. T.; LIEBIG, M. A.; HALVORSON, J. J.; ARCHER, D. W.; TANAKA, D. L. Simulated soil organic carbon responses to crop rotation, tillage, and climate change in North Dakota. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 4, p. 654-662, 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.04.0161>. Acesso em: 29 set. 2025.

NASH, P. R.; GOLLANY, H. T.; NOVAK, J. M.; BAUER, P. J.; HUNT, P. G.; KARLEN, D. L. Simulated soil organic carbon response to tillage, yield, and climate change in the southeastern Coastal Plains. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 4, p. 663-673, 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.05.0190>. Acesso em: 29 set. 2025.

NASH, P. R.; GOLLANY, H. T.; SAINJU, U. M. CQESTR-simulated response of soil organic carbon to management, yield, and climate change in the Northern Great Plains region. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, n. 4, p. 674-683, 2018c. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.07.0273>. Acesso em: 29 set. 2025.

O'MARA, F. P. The role of grasslands in food security and climate change. **Annals of Botany**, v. 110, n. 6, p. 1263-1270, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/aob/mcs209>. Acesso em: 25 set. 2025.

OLIVEIRA, D. C. de; 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, article 87, 2022c. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>. Acesso em: 30 set. 2025.

OLIVEIRA, J. de M.; MADARI, B. E.; CARVALHO, M. T. de M.; ASSIS, P. C. R.; SILVEIRA, A. L. R.; LIMA, M. de L.; WRUCK, F. J.; MEDEIROS, J. C.; MACHADO, P. L. O. de A. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 105-116, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1146-0>. Acesso em: 30 set. 2025.

OLIVEIRA, J. M.; GOLLANY, H. T.; POLUMSKY, R. W.; MADARI, B. E.; LEITE, L. F. C.; MACHADO, P. L. O. A.; CARVALHO, M. T. M. Predicting soil organic carbon dynamics of integrated crop-livestock system in Brazil using the CQESTR model. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, e826786, 2022b. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1143671/1/fes-2022.pdf>. Acesso em: 30 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A. Recuperação e reforma de pastagens. In: PEDREIRA, C. G. S.; MOURA, J. C. de; SILVA, S. C. da; FARIA, V. P. de. (Ed.). SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGENS, 24., 2007, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2007. p. 39-73. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/34872/1/RecuperacaoReformaPastagens.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. de F.; ALVES, T. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; SAKAMOTO, L. S.; HERNIQUE, F. L.; RODRIGUES, P. H. M. Greenhouse gas balance and carbon footprint of pasture-based beef cattle production systems in the tropical region (Atlantic Forest biome). **Animal**, v. 14, n. S3, p. s427-s437, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S1751731120001822>. Acesso em: 22 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. de F.; ALVES, T. C.; LEMES, A. P.; OLIVEIRA, B. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; RODRIGUES, P. H. M. Greenhouse gas balance and mitigation of pasture-based dairy production systems in the Brazilian Atlantic Forest Biome. **Frontiers in Veterinary Science**, v. 9, 958751, 2022d. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1147546/1/GreenhouseGasBalance.pdf>. Acesso em: 29 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; MATTA, F. de P.; GODOY, R. **Consortiação com guandu na recuperação de pastagens degradadas, uma tecnologia de duplo propósito**: adubação verde e pastejo consorciado diferido. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2017. (Embrapa Pecuária Sudeste, Circular técnica, 75). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1069192/1/Circula75.pdf>. Acesso em: 30 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; PENATI, M. A.; CORSI, M. **Correção do solo e fertilização de pastagens em sistemas intensivos de produção de leite**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2008. (Embrapa Pecuária Sudeste. Documentos, 86). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/49219/1/Documentos86.pdf>. Acesso em: 30 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARD, A. C. de C.; GARCIA, A. R.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. de F.; LELIS, A. L. J.; MEDEIROS, S. R. de. **Potencial de produção de carne carbono neutro por bovinos machos da raça Nelore em sistema silvipastoril com capim-Piatã e eucalipto**: Embrapa Pecuária Sudeste - São Carlos-SP. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2022a. (Embrapa Pecuária Sudeste. Documentos, 142). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1142219>. Acesso em: 22 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; RODRIGUES, P. H. M.; PRAES, M. F. F. M.; PEDROSO, A. de F.; OLIVEIRA, B. A.; SPERANÇA, M. A.; BOSI, C.; FERNANDES, F. A. Soil carbon dynamics in Brazilian Atlantic forest converted into pasture-based dairy production systems. **Agronomy Journal**, v. 113, n. 2, p. 1136-1149, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/agj2.20578>. Acesso em: 25 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; CORSI, M. **Recuperação de pastagens degradadas para sistemas intensivos de produção de bovinos**. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2005. (Embrapa Pecuária Sudeste. Circular Técnica, 38). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/42610/1/Circular38.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.

PARSONS, A. J.; JOHNSON, I. R.; HARVEY, A. Use of a model to optimize the interaction between frequency and severity of intermittent defoliation and to provide a fundamental comparison of the continuous and intermittent defoliation of grass. **Grass and Forage Science**, v. 43, n. 1, p. 49-59, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1988.tb02140.x>. Acesso em: 29 set. 2025.

PEZZOPANE, C. de G.; LIMA, A. G.; CRUZ, P. G. da; BELONI, T.; FAVERO, A. P.; SANTOS, P. M. Evaluation and strategies of tolerance to water stress in Paspalum germplasm. **Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales**, v. 5, n. 3, p. 153-162, 2017. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1080224/1/35210921PB.pdf>. Acesso em: 29 set. 2025.

POST, W. M.; KWON, K. C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. **Global Change Biology**, v. 6, n. 3, p. 317-327, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>. Acesso em: 29 set. 2025.

PÖTTKER, D. **Efeito do tipo de solo, tempo de cultivo e da calagem sobre a mineralização da matéria orgânica em solos do Rio Grande do Sul**. 1977. 137 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/fagro/materiais/197710dt.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.

PRIMAVESI, O. M. A. S. P. R.; FRIGHETTO, R. T. S.; PEDREIRA, M. dos S.; LIMA, M. A. de; BERCHIELLI, T. T.; BARBOSA, P. F. Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 3, p. 277-283, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004000300011>. Acesso em: 22 set. 2025.

- PULIDO, M.; SCHNABEL, S.; CONTADOR, J. F. L.; LOZANO-PARRA, J.; GÓMEZ-GUTIÉRREZ, Á.; BREVIK, E. C.; CERDÀ, A. Reduction of the frequency of herbaceous roots as an effect of soil compaction induced by heavy grazing in rangelands of SW Spain. **Catena**, v. 158, p. 381-389, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.07.019>. Acesso em: 29 set. 2025.
- RILLIG, M. C.; MUMMEY, D. L. Mycorrhizas and soil structure. **New Phytologist**, v. 171, n. 1, p. 41-53, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>. Acesso em: 25 set. 2025.
- SÁ, J. C. de M.; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; VENSKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. E. Organic Matter Dynamics and Carbon Sequestration Rates for a Tillage Chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 5, p. 1486-1499, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551486x>. Acesso em: 30 set. 2025.
- SÁ, J. C. de M.; LAL, R.; CERRI, C. C.; LORENZ, K.; HUNGRIA, M.; CARVALHO, P. C. de F. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. **Environment International**, v. 98, p. 102-112, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>. Acesso em: 25 set. 2025.
- SÁ, J. C. de M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z. dos; SANTOS, J. B. dos. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 136, p. 38-50, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.09.010>. Acesso em: 25 set. 2025.
- SALTON, J. C.; HERNANI, L. C.; FONTES, C. Z. (org.). **Sistema plantio direto: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 1998. (Coleção 500 perguntas 500 respostas). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/98258/1/500perguntassistemaplantiodireto.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.
- SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENCO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 70-79, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023>. Acesso em: 25 set. 2025.
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRICIO, 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, n. 10, p. 1349-1356, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000031>. Acesso em: 30 set. 2025.
- SANDERMAN, J.; FARQUHARSON, R.; BALDOCK, J. **Soil carbon sequestration potential: a review for Australian agriculture**. Urrbrae: CSIRO, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.4225/08/58518c66c3ab1>. Acesso em: 30 set. 2025.
- SEGNINI, A.; XAVIER, A. A. P.; OTAVIANI-JUNIOR, P. L.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. de F.; PRAES, M. F. F. M.; RODRIGUES, P. H. M.; MILORI, D. M. B. P. Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. **Scientia Agrícola**, v. 76, n. 1, p. 33-40, 2019. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1160406/1/SoilCarbonStock.pdf>. Acesso em: 22 set. 2025.
- SILVA, J. E. da; LEMAINSKI, J.; RESCK, D. V. S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de Cerrados do oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, n. 3, p. 541-547, 1994. Disponível em: <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=3452548>. Acesso em: 25 set. 2025.
- SOUSSANA, J.-F.; LEMAIRE, G. Coupling carbon and nitrogen for cycles environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 9-17, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>. Acesso em: 25 set. 2025.
- STOCKMANN, U.; ADAMS, M. A.; CRAWFORD, J. W.; FIELD, D. J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B.; de REMY de COURCELLES, V.; SINGH, K.; WHEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D. A.; BALDOCK, J.; BIRD, M.; BROOKES, P. C.; CHENU, C.; JASTROW, J. D.; LAL, R.; LEHMANN, J.; O'DONNELL, A. G.; PARFITT, R. L.; RAZA, S.; SCHMIDT, M. W. I.; SHANGGUAN, W.; SMYTH, T. J.; SPARLING, G. P.; TSCHAKERT, P.; WANG, W.; WOLF, B.; YOUNG, I. M.; ZIMMERMANN, M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems & Environmental**, v. 164, p. 80-99, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>. Acesso em: 29 set. 2025.

TARRE, R.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; REZENDE, C. D.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**, v. 234, n. 1, p. 15-26, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1010533721740>. Acesso em: 30 set. 2025.

THOMAS, R. J.; FISHER, M. J.; AYARZA, M. A.; SANZ, J. I. The role of forage grasses and legumes in maintaining the productivity of acid soils in Latin America. In: LAL, R.; STEWART, J. B. (eds.) **Soil Management: experimental basis for sustainability and environmental quality**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 61-83. (Advances in Soil Science).

UMALI-GARCIA, M.; HUBBELL, D. H.; GASKINS, M. H.; DAZZO, F. B. Association of *Azospirillum* with Grass Roots. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 39, n. 1, p. 219-226, 1980. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/aem.39.1.219-226.1980>. Acesso em: 29 set. 2025.

VALENTIM, J. F.; CARNEIRO, J. da C.; SALES, M. F. L. **Amendoim forrageiro cv. Belmonte: leguminosa para a diversifica  o das pastagens e conserva  o do solo no Acre**. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2001. (Embrapa Acre. Circular técnica, 43). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/503361/1/cirtec43.pdf>. Acesso em: 22 set. 2025.

VELOSO, M. G.; ANGERS, D. A.; TIECHER, T.; GIACOMINI, S.; DIECKOW, J.; BAYER, C. High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 268, p. 15-23, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.024>. Acesso em: 29 set. 2025.

WANG, X.; MCCONKEY, B. G.; VANDENBYGAART, A. J.; FAN, J.; IWAASA, A.; SCHELLENBERG, M. Grazing improves C and N cycling in the Northern Great Plains: a meta-analysis. **Scientific Reports**, v. 6, 33190, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep33190>. Acesso em: 30 set. 2025.

YOUNG, R. R.; WILSON, B.; HARDEN, S.; BERNARDI, A. Accumulation of soil carbon under zero tillage cropping and perennial vegetation on the Liverpool Plains, eastern Australia. **Australian Journal of Soil Research**, v. 47, n. 3, p. 273-285, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/SR08104>. Acesso em: 30 set. 2025.