

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 Tieko. IV. Alves, Teresa Cristina.

CDD (21. ed.) 551.68 2

Vera Viana dos Santos Brandão (CRBV8/7283)

© 2025 Embrapa

Editores técnicos e autores

Patricia Perondi Anchão Oliveira

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciência/Energia Nuclear na Agricultura e no Ambiente, pesquisadora da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

André Luiz Monteiro Novo

Engenheiro-agrônomo, doutor em Sistemas de Produção, pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Alexandre Berndt

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ecologia dos Agro-ecossistemas, pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Teresa Cristina Alves

Médica-veterinária, doutora em Qualidade e Produtividade Animal, pesquisadora da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Renata Tieko Nassu

Engenheira de alimentos, doutora em Tecnologia dos Alimentos, pesquisadora da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Jaqueline Fernandes Bruno

Médica-veterinária, estudante de mestrado da Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da USP, bolsista (mestrado - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) na Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Sophia Aparecida Morro Chamilete

Médica-veterinária, mestre da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, bolsista (mestrado - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) na Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Althieres Jose Furtado

Médico Veterinário, estudante de mestrado da FZEA, bolsista (doutorado – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) na Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Henrique Bauab Brunetti

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência Animal e Pastagens, bolsista (pós-doutorado – Fundação Arthur Bernardes) na Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Thaís Alves de Carvalho

Química, estudante de doutorado da Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da USP, bolsista (doutorado – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) na Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Ademir Fontana

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia-Ciência do Solo, Embrapa Gado de Corte, Campo Grande, MS



Apresentação

A cadeia de produção de leite tem assumido compromissos importantes para a descarbonização do setor, aderindo aos novos requisitos de sustentabilidade. Empresas de laticínios estão empenhadas em neutralizar o impacto ambiental de suas operações como contribuição ao planeta e têm unido esforços com as entidades de representação e as instituições de pesquisa para alcançar esse objetivo. Essas ações são também muito importantes para a Embrapa, visto que sua missão é viabilizar soluções de pesquisa, desenvolvimento e inovação para a sustentabilidade da agricultura, em benefício da sociedade brasileira.

Este livro tem como objetivo apresentar e divulgar boas práticas de produção para redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE) e aumento do sequestro de C em condições tropicais, por meio de protocolos que descrevem as boas práticas de produção, seu modo de ação e a eficácia de adoção dessas práticas. São apresentados três protocolos abordando as diferentes técnicas para a redução da emissão do metano entérico, da emissão de óxido nitroso e amônia do sistema solo-planta e para o aumento do sequestro de carbono. No início de cada capítulo, há um resumo que destaca as principais práticas de redução da emissão de gases do efeito estufa e do aumento do sequestro de carbono nos sistemas produtivos.

Os protocolos apresentados compõem os títulos: Boas práticas para a mitigação da emissão de metano entérico em bovinos leiteiros; Boas práticas para a redução da emissão de amônia e óxido nitroso no solo; e Boas práticas de manejo de solos para acúmulo de carbono. Os resultados vêm do esforço da parceria de inovação aberta entre a Embrapa e a empresa Nestlé. Espera-se que a divulgação e adoção das práticas recomendadas nessa obra contribuam para os objetivos de descarbonização da cadeia de produção leiteira e para o atendimento do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 13, que pretende combater a mudança climática e seus impactos.

Alexandre Berndt

Chefe-Geral da Embrapa Pecuária Sudeste



Prefácio

Este livro apresenta um compilado sobre as boas práticas de produção que visam reduzir a emissão dos gases de efeito estufa e aumentar o sequestro de carbono nos sistemas de produção de bovinos leiteiros. A redução da emissão dos gases de efeito estufa nos sistemas produtivos é importante tanto no âmbito das mudanças climáticas, como para o aumento da eficiência dos sistemas produtivos e para o uso mais racional dos recursos naturais, atendendo aos critérios de produção mais sustentável.

A publicação é dividida em três principais protocolos que abordam as diferentes técnicas para a redução da emissão do metano entérico, da emissão de óxido nitroso e amônia do sistema solo-planta e para o aumento do sequestro de carbono e apresenta a descrição, o modo de ação e a eficácia de cada técnica recomendada, embasados em ampla base de revisão de literatura. Os protocolos apresentados compõem os títulos: Boas práticas para a mitigação da emissão de metano entérico em bovinos leiteiros; Boas práticas para a redução da emissão de amônia e óxido nitroso no solo; e Boas práticas de manejo de solos para acúmulo de carbono.

Os protocolos se destinam tanto à comunidade científica, à medida que apresentam o estado da arte em cada assunto abordado, quanto ao público técnico, que necessita de informações sobre as técnicas disponíveis e passíveis de serem adotadas nos sistemas produtivos de produção de leite para a diminuição das emissões dos gases de efeito estufa e aumento do sequestro de carbono.

Espera-se que essa obra contribua para os objetivos de descarbonização da cadeia de produção leiteira e para o atendimento da meta 13 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, que pretende combater a mudança climática e seus impactos. O cumprimento exigirá investimentos em conscientização, sensibilização, formação e educação, meios que estão disponíveis nos protocolos de boas práticas de produção apresentados nessa obra e que estão em consonância com a descarbonização da produção da cadeia de produção de leite.

Os autores agradecem à Nestlé pela parceria nessa obra, à FAPESP pelo financiamento dos projetos 2017/20084-5 e 2023/02444-5 e à CAPES pelas bolsas de estudo.

Os Autores



Sumário

Capítulo 1

Protocolo “Boas práticas para a mitigação da emissão de metano entérico em bovinos leiteiros” 11

Patrícia Perondi Anchão Oliveira, Jaqueline Fernandes Bruno, Sophia Aparecida Morro Chamilete, Althieres José Furtado, Henrique Bauab Brunetti, André Luiz Monteiro Novo, Teresa Cristina Alves, Renata Tieko Nassu e Alexandre Berndt

Capítulo 2

Protocolo “Boas práticas para a redução da emissão de amônia e óxido nitroso no solo” 38

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

Capítulo 3

Protocolo “Boas práticas de manejo de solos para acúmulo de carbono” 71

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



A series of overlapping light blue and teal triangles and polygons in the top left corner.

Capítulo 1

Protocolo “Boas práticas para a mitigação da emissão de metano entérico em bovinos leiteiros”

Patrícia Perondi Anchão Oliveira, Jaqueline Fernandes Bruno, Sophia Aparecida Morro Chamilete, Althieres José Furtado, Henrique Bauab Brunetti, André Luiz Monteiro Novo, Teresa Cristina Alves, Renata Tieko Nassu e Alexandre Berndt

A series of overlapping teal and dark blue triangles and polygons in the bottom right corner.

Introdução

O crescimento acelerado da população humana resultou em uma demanda por produtos de origem animal que supera sua capacidade de produção. Assim, é de extrema importância aprimorar os sistemas de produção animal para atender a essa crescente necessidade. Em busca do equilíbrio entre a oferta e a demanda, diversos métodos foram desenvolvidos com foco em aspectos como meio ambiente, bem-estar animal, manejos nutricional e reprodutivo, promoção da saúde, melhoramento genético e sustentabilidade. Isso evidencia que, apesar dessas considerações, a produtividade continua sendo o principal objetivo que orienta a produção animal.

Os ruminantes, em especial, são capazes de utilizar fibras em grande quantidade e convertê-las em produtos de elevado valor nutricional para o homem. A melhoria da eficiência de conversão dos alimentos fibrosos em produtos como o leite, envolve a competência e a interação de variáveis biológicas como o genótipo, e o metabolismo, dentre outras, estando a nutrição dos animais intimamente relacionada às respostas que são esperadas.

Para se produzir leite de forma mais sustentável, é necessário atentar-se a três aspectos: 1) ser socialmente justo, produzir alimento de alta qualidade e gerar empregos; 2) ser ambientalmente correto, sem agredir o meio ambiente; e 3) ser economicamente viável, gerando renda aos produtores e a toda cadeia envolvida.

No entanto, os bovinos e os demais ruminantes liberam o gás metano (CH_4) via eructação, sendo este um dos principais gases de efeito estufa (GEE) oriundo das atividades pecuárias. A sua liberação é o principal alvo de críticas de agentes especializados e da população em geral. O CH_4 é produzido de maneira natural dentro do retículo-rúmen dos ruminantes, o que representa uma perda energética durante a digestão do alimento, além de impactar negativamente o ambiente. Neste contexto, várias instituições vêm desenvolvendo campanhas e políticas voltadas à mitigação da emissão de metano entérico. Nesse sentido, muito destaque tem sido dado ao manejo nutricional. Entretanto, as ações de melhoria dos índices zootécnicos da fazenda relacionadas à produção e reprodução também causam grande impacto sobre as emissões de CH_4 , consistindo em importantes estratégias para a mitigação da emissão de GEE.

Os **índices zootécnicos**, como idade ao primeiro parto, intervalo entre partos, ganho de peso médio diário e, em geral, a precocidade animal, contribuem para a redução da emissão de GEE pela redução do tempo necessário para que os animais entrem nos estágios reprodutivos e produtivos. Isto ocorre porque os animais mantidos por períodos mais curtos no sistema de produção emitem menos CH_4 por kg de produto (carne, leite, lã), do que animais mantidos por períodos mais longos.

Já em termos de manejo nutricional e manipulação ruminal, diversas estratégias também podem ser adotadas, como:

- Manejo do pastejo;
- Suplementação lipídica;
- Óleos essenciais;
- Ionóforos;
- Algas marinhas;
- Receptores de elétrons alternativos;
- Compostos secundários de plantas;
- Leveduras;
- Inibidores químicos da metanogênese.

O **manejo do pastejo** é a forma com que se regula o acesso dos animais à pastagem. A emissão de CH_4 varia de acordo com a quantidade e a qualidade do alimento digerido e, de maneira geral, esta

emissão    maior quando os animais consomem alimentos de pior qualidade e de menor densidade energética.

A **suplementa  o lipídica**, como a suplementa  o com óleos de sementes de girassol, algodão, linhaça, canola, colza e cártamo na dieta de bovinos, promove efeito de mitiga  o de CH_4 através da toxicidade contra microrganismos metanogênicos e mudanças na fermenta  o ruminal, resultando em menor produ  o e emissão de CH_4 .

Os **  leos essenciais** são misturas complexas de metabólitos secundários encontrados em todos os tecidos vivos de plantas, que podem possuir componentes como eugenol, presente no broto de cravo, ou timol e carvacrol, presentes no orégano. Quando estes compostos são extraídos e concentrados, ou produzidos quimicamente, os óleos essenciais adicionados na dieta de bovinos podem exercer atividades antimicrobianas contra bactérias e fungos.

Os **ionóforos**, como a monensina, a lasalocida e a salinomicina, são uma classe de aditivos que deprimem ou inibem seletivamente o crescimento de microrganismos do rúmen, reduzindo a produ  o de CH_4 de forma indireta.

Já as **algas marinhas** são macroalgas, organismos complexos e diversos que podem crescer em ambientes marinhos e de água doce. Quando utilizadas na alimenta  o de bovinos, as algas marinhas, que produzem e armazenam uma substância chamada bromofórmio, têm esse potente inibidor da enzima metiltransferase, que    uma peça-chave para a produ  o de CH_4 .

Os **receptores de elétrons alternativos** são compostos orgânicos, como o fumarato e malato, e inorgânicos, como o nitrato e sulfato. Em especial, o nitrato capta hidr  g  nios no rúmen, competindo com a forma  o de CH_4 , auxiliando consequentemente na diminui  o da produ  o de CH_4 . Vale lembrar que o nitrato    potencialmente tóxico, havendo necessidade de adapta  o ou readapta  o da dieta se seu uso for descontinuado.

Os **compostos secundários de plantas**, como os taninos e saponinas encontrados em diversas plantas leguminosas e não leguminosas, possuem o potencial de reduzir a emissão de CH_4 por meio da inibi  o direta ou indireta de microrganismos metanogênicos e algumas bactérias fibrolíticas especializadas prejudicando a digestão da fibra.

As **leveduras** são fungos, principalmente do g  nero *Saccharomyces*, que atuam modificando a fermenta  o ruminal de duas maneiras: fornecendo fatores estimulantes para as bactérias ruminais e absorvendo o oxigênio que entra no ambiente ruminal, aumentando assim a eficiência fermentativa, onde o maior volume de propionato proporcionado está diretamente relacionado    redu  o das emissões de CH_4 .

J   os **inibidores químicos sintéticos da metanogênese**, como o 3-nitrooxipropanol (3-NOP), uma molécula de baixo peso molecular que, quando incluída em pequenas doses na alimenta  o de ruminantes, inibe a produ  o de CH_4 através do bloqueio da etapa final da produ  o de CH_4 no rúmen.

A figura 1.1. a seguir apresenta um resumo das principais práticas de manejo e seus potenciais de redu  o de emissão de CH_4 entérico em bovinos leiteiros quando são adotadas e executadas da maneira correta:

A produ  o leiteira    desafiadora para o produtor. A redu  o das emissões de CH_4    mais um fator de preocupa  o que técnicos e pecuaristas devem considerar nas tomadas de decisões dentro das propriedades, a fim de garantir a segurança alimentar para as próximas gera  es, reduzir o impacto ambiental causado pelas mudanças climáticas e atender ao mercado consumidor, cada vez mais exigente.

No decorrer das páginas deste documento, são discutidas as versões mais completas da figura e do texto.

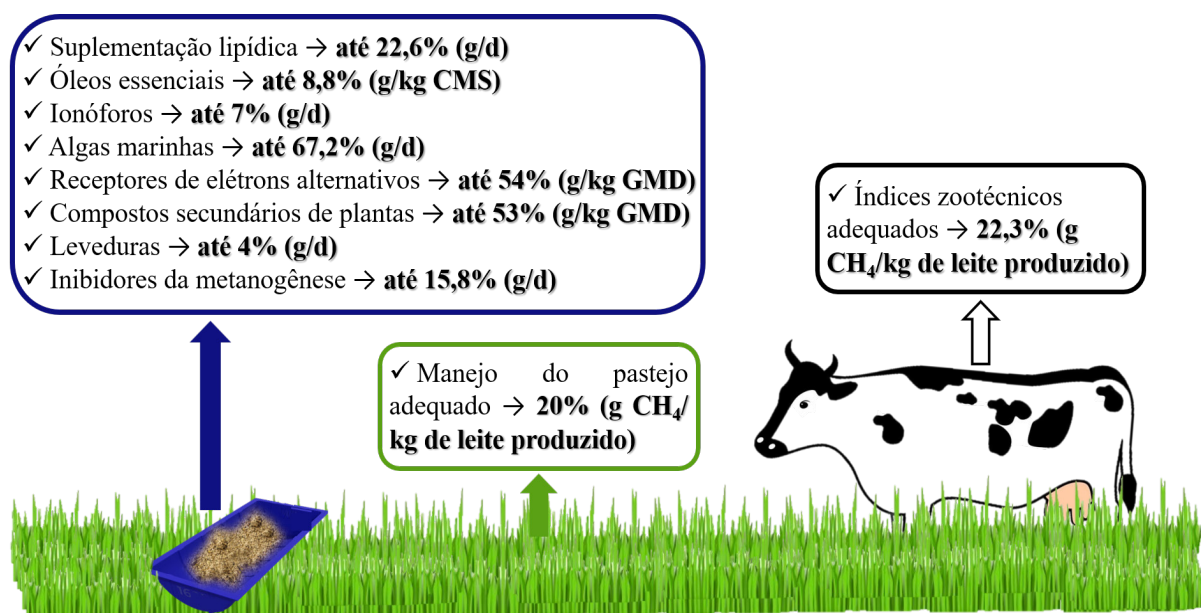


Figura 1.1. Fatores de expressão da redução de metano entérico: g/kg CMS = gramas de CH_4 por kg de massa seca ingerida; g/kg GMD = gramas de CH_4 por kg de ganho de peso médio diário; g/d = gramas de CH_4 por animal por dia; g CH_4 /kg de leite produzido = gramas de CH_4 por litro de leite produzido.

Estado da arte

A cadeia produtiva do leite e derivados é um setor de grande importância econômica e social para o Brasil, que é o terceiro maior produtor mundial de leite, com mais de 34 bilhões de litros por ano sendo produzidos em 98% dos municípios brasileiros. Os sistemas de produção de leite são, em sua maioria, de pequenas e médias propriedades, empregando cerca de quatro milhões de pessoas. O país conta com mais de 1 milhão de propriedades produtoras de leite e as projeções do agronegócio da Secretaria de Política Agrícola estimam que, para 2030, irão permanecer os produtores mais eficientes que se adaptarem à nova realidade de adoção de tecnologia, às melhorias na gestão e a maior eficiência técnica e econômica (Brasil, 2025).

Além das questões sociais e de eficiência técnica e econômica, o atendimento das questões ambientais complementa a obtenção da sustentabilidade da pecuária leiteira. O mercado consumidor tem solicitado maior atenção quanto à qualidade do produto, ao bem-estar animal e ao impacto ambiental da produção de leite, especialmente no que concerne à pegada de carbono (C) e às questões ambientais (Oliveira et al., 2022). O setor agropecuário é responsável por 33,6% das emissões de gases de efeito estufa (GEE) do Brasil, e dessas emissões, a maioria, 19% são de CH_4 e 14,6% dos outros GEE. Das emissões de CH_4 , 97% são provenientes dos bovinos e, desse montante, 86% são do rebanho de corte e 11% do rebanho leiteiro (Brasil, 2022).

No Brasil, tanto o setor governamental quanto o privado têm investido em ações com potencial de redução coletiva das emissões globais de GEE. Fazem parte das ações governamentais o Plano Setorial de Adaptação e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária ABC+ (Brasil, 2021), o Programa RenovAgro (Brasil, 2023) e a comunicação dos inventários nacionais de emissões e remoções de GEE. Mais recentemente, o Brasil também aderiu ao Global Methane Pledge, acordo cujo objetivo principal é realizar ações voluntárias para reduzir coletivamente as emissões globais de CH_4 em pelo menos 30% até 2030 em relação aos níveis de 2020, com potencial de redução de 0,2°C no aquecimento global até 2050 (Global Methane Pledge, 2025).

No setor empresarial, existem importantes ações sendo conduzidas com o objetivo de descarbonização das cadeias produtivas, o que tem impulsionado o mercado voluntário de C nas mais diferentes frentes de trabalho, como a confecção de inventários de emissão, o planejamento de descarbonização de plantas industriais e cadeias produtivas, o financiamento de projetos de pesquisa e organização de banco de dados, plataformas de cálculo de emissões e remoções de GEE, e o desenvolvimento de selos de baixa emissão de C. Certamente, o esforço das ações voluntárias para a descarbonização das cadeias de produção agropecuária poderá contribuir para o êxito das ações nacionais relacionadas às mudanças climáticas, como os compromissos do Brasil perante a Convenção do Clima.

Produção de CH_4 entérico em bovinos leiteiros

O CH_4 , cuja produção é proveniente da fermentação ruminal, que está intimamente relacionada às características do animal, como por exemplo, categoria animal, sexo, peso e raça e ao consumo e digestibilidade do alimento, é liberado pelos bovinos principalmente pela eructação (Ollé et al., 2017). O CH_4 de origem entérica possui relação direta com a eficiência da fermentação ruminal em virtude da perda de energia, influenciando o desempenho animal (Carega; Dantas, 2017).

O conhecimento dos mecanismos de síntese de CH_4 e os fatores que afetam sua produção são importantes, pois, atualmente, um dos maiores desafios no sistema de produção de ruminantes é o desenvolvimento de estratégias de manejo que minimizem a produção de CH_4 , possibilitando maior eficiência produtiva e redução da contribuição negativa da pecuária para o aquecimento global (Knapp et al., 2014).

De forma geral, o CH_4 é sintetizado em condições anaeróbicas por microrganismos metanogênicos presentes no ambiente ruminal, sendo influenciado pela idade e estágio produtivo dos animais. O CH_4 produzido está, em grande parte, na dependência da dieta ingerida pelo ruminante, sendo que aquelas de menor qualidade nutricional, principalmente as ricas em fibra e com menores teores de carboidratos não-fibrosos, são as que resultam em maiores quantidades de gases, como o dióxido de carbono (CO_2) e o CH_4 (Hassanat; Benchaar, 2013).

O rúmen é caracterizado como uma câmara de fermentação que contém uma quantidade variável de digesta, sendo os movimentos do rúmen e retículo os responsáveis pela eructação de gases de fermentação (Klein, 2014). A ruminação consiste na regurgitação de partes da ingesta e sua remastigação, o que possibilita a redução do tamanho das partículas dos alimentos, favorecendo a função microbiana, que tem como produtos finais os ácidos graxos de cadeia curta (AGCC), amônia, células microbianas e CH_4 (Zotti; Paulino, 2009). Portanto, a produção de CH_4 (metanogênese) é parte da atividade digestiva normal dos herbívoros ruminantes que ocorre no rúmen.

No entanto, os AGCC formados durante a fermentação ruminal, tais como os ácidos acético, propiônico e butírico, não são equivalentes em termos de liberação de hidrogênio (H_2). A produção de acetato e butirato, predominante durante a fermentação de carboidratos fibrosos, resulta em liberação líquida de H_2 e favorece a metanogênese. Já a formação de propionato é uma via competitiva de utilização de H_2 no rúmen, reduzindo a disponibilidade de substrato para a metanogênese. Assim, a produção de CH_4 depende do balanço de H_2 no rúmen, sendo influenciada pelas taxas de produção de acetato e propionato (McCallister; Newbold, 2008).

Boas práticas para a mitigação das emissões de CH₄ entérico em bovinos leiteiros

Segundo Berndt e Tomkins (2013), as principais estratégias para reduzir as emissões de GEE incluem:

- Melhoria dos índices produtivos e reprodutivos (redução da idade ao primeiro parto e do intervalo entre partos);
- Redução da quantidade de animais de reposição;
- Aumento da longevidade das matrizes;
- Aumento do mérito genético dos animais e das forragens;
- Seleção de animais com melhor CAR (consumo alimentar residual);
- Otimização da formulação de dietas, uso de aditivos e suplementos;
- Melhoria da eficiência de conversão alimentar;
- Oferta de água de qualidade;
- Melhoria do manejo dos animais e das pastagens;
- Aprimoramento da sanidade animal (controle de parasitas, doenças e melhoria na aplicação de vacinas);
- Busca do bem-estar animal.

Itens básicos da produção de bovinos leiteiros como bem-estar animal, fornecimento adequado de água e manutenção da sanidade dos animais também interferem na produção de CH₄ entérico. Qualquer animal que, por questões de estresse ou sanitárias, venha a paralisar a produção de leite, irá onerar as emissões por litro de leite produzido na propriedade, uma vez que o animal continua emitindo CH₄ entérico mesmo que esteja com sua produção afetada, por ser um processo intrínseco e natural dos ruminantes. Desta forma, esses são itens importantes a serem observados nos protocolos de redução de emissão de CH₄ entérico das propriedades leiteiras, como pré-requisitos para que os demais ajustes específicos possam ser realizados.

Assegurar a sanidade animal é outro aspecto importante na mitigação de CH₄ entérico, uma vez que esse tipo de ação eleva a produção animal (Hand et al., 2012) e aumenta a eficiência alimentar (Potter et al., 2018). A exposição às doenças aumenta a quantidade de energia e nutrientes despendidos para o sistema imune a fim de combater o patógeno, o que diminui a quantidade de energia e nutrientes disponíveis para produção. Segundou Ballou (2012), vacas com mastite redirecionam os carboidratos ingeridos para combater a infecção, mas sem mobilização de gordura corporal para substituir esses carboidratos, diminuindo a produção de leite. Adicionalmente, segundo o autor, um dos efeitos possíveis da mastite é a diminuição do consumo voluntário de matéria seca (MS), o que também contribui para reduzir a produção. Nesse contexto, a manutenção de animais saudáveis reduz a intensidade de CH₄ emitido, isto é, a quantidade de CH₄ produzido por unidade de produto (Potter et al., 2018).

O mérito genético dos animais também é muito importante como forma de reduzir a emissão de CH₄ entérico. Quanto mais especializado o animal em produção e maior a produção de leite, maior a tendência de reduzir a emissão de CH₄ por litro de leite produzido. Primavesi et al. (2004a), trabalhando em sistemas com pastagens de alta qualidade nutricional, verificaram diferença na produção de CH₄ em função de diferentes raças de vacas leiteiras, que foi de 18,4 e 25,3 g/L de leite em vacas holandesas puras e mestiças, respectivamente, e atribuíram essa resposta ao fato das vacas holandesas, com maior potencial de produção, conseguirem distribuir melhor a carga de CH₄ pelo leite produzido.

Por outro lado, em uma metanálise com foco em estratégias para a mitiga  o das emissões de CH₄ entérico, Congio et al. (2021) encontraram que, apesar das vacas F1 HPB    Gir aumentarem a produ  o de CH₄, o consumo de matéria seca (CMS) e a produ  o de leite em 33,8, 41,0, e 98,5%, respectivamente, esse cruzamento foi capaz de reduzir a emissão de CH₄ por kg de leite em 37,6%, e atribuir  m esse fato a menor qualidade da dieta da região da América Latina e Caribe em rela  o às dietas norte-americanas, que podem ter restringido o potencial das vacas holandesas puras e privilegiado as vacas cruzadas localmente adaptadas. Esse resultado nos faz inferir que a adequa  o do tipo da dieta ao rebanho, obviamente sempre com a melhor qualidade possível dentro do seu agrupamento, pode ser uma estratégia de mitiga  o importante.

Quando se trata da mitiga  o das emissões de CH₄ entérico, muita ênfase tem sido dada às questões nutricionais. Entretanto, o impacto das a  o  es de melhoria dos índices zootécnicos relacionados    produ  o e reprodu  o também causam grande impacto sobre as emissões de CH₄ entérico, consistindo em uma importante estratégia para a mitiga  o das emissões de GEE.

A seguir serão apresentadas para cada boa prática indicada    redu  o da emissão de metano entérico sua descri  o, seu modo de a  o e a eficácia da ado  o de tais práticas, subsidiando a realiza  o de medidas estratégicas em cada situa  o específica, quer seja uma propriedade rural, uma associa  o ou cooperativa de produtores rurais ou ainda uma região do país.

  ndices zootécnicos

Descri  o: o aprimoramento dos índices zootécnicos, alcançáveis por meio de aperfeiçoamentos nos sistemas de produ  o, em especial aqueles vinculados    utiliza  o eficaz das pastagens, juntamente com a implementa  o de boas práticas nos   mbitos nutricional, sanitário e reprodutivo, constituem estratégias cruciais para fortalecer a posi  o do Brasil como um produtor global de alimentos. Essas abordagens são fundamentais para atender às demandas relacionadas ao uso responsável da terra e da água,    preserva  o da biodiversidade e    redu  o das emissões de GEE (Machado et al., 2011).

A produ  o de leite depende do número de vacas ordenhadas e de sua produ  o individual. No entanto,    necessário que essas vacas tenham parido para desencadear a lacta  o (Moraes; Souza, 2020). Von Keyserlingk et al. (2013) observaram que na bacia leiteira da Califórnia (USA), entre 1950 e 2010, houve um aumento na produ  o total de leite, na produ  o individual por vaca, na estabiliza  o no número de vacas ordenhadas e uma redu  o no número de propriedades e na emissão de CH₄ por kg de leite produzido. Tal fato demonstra a importância da eficiência reprodutiva nos sistemas de produ  o de leite, pois os animais s  dios e mais produtivos em rebanhos que apresentam alta fertilidade contribuem para a redu  o do impacto do setor leiteiro sobre as mudanças climáticas (FAO, 2019).

Segundo Camargo e Haddade (2014), um rebanho equilibrado    composto por 70% de vacas adultas e 30% de fêmeas jovens em recria (bezerras e novilhas). De 70% de vacas adultas no rebanho, em média, 83,3% devem estar em lacta  o, considerando um período de lacta  o de 10 meses, dividido pelo intervalo de partos de 12 meses, e multiplicando-se o resultado por 100.

Os principais índices reprodutivos que alteram a estrutura do rebanho e influenciam, conseqüentemente, na emissão de CH₄ do sistema de produ  o incluem: idade ao primeiro parto ao redor de 24 meses, primeira insemina  o inferior a 80 dias pós-parto, intervalo entre partos de 12 a 13 meses, taxa de prenhez superiores a 80% e taxa de mortalidade e abortos inferiores a 2%.

Modo de a  o: a precocidade animal pode contribuir para a redu  o da emissão de GEE por meio da redu  o do tempo necessário para que os animais entrem no estágio reprodutivo. A redu  o

da idade ao primeiro parto diminui o tempo de permanência do animal no rebanho e, portanto, o consumo alimentar e as emissões de GEE associadas ao animal e à produção de alimentos (Llonch et al., 2017).

Ademais, um rebanho estabilizado composto por um maior número de vacas em lactação em relação ao rebanho, apresenta uma maior produtividade total (em litros de leite por ano), resultando, por conseguinte, em maior eficiência produtiva e menor intensidade de emissão, isto é, menor produção de CH_4 por kg de leite produzido e corrigido para gordura e proteína.

Eficácia: com o objetivo de exemplificar a importância dos índices zootécnicos sobre a emissão de GEE por kg de leite corrigido para gordura e proteína, foi realizada uma simulação usando uma calculadora que está sendo desenvolvida pela Embrapa para rebanhos em condições brasileiras em duas situações distintas:

Situação 1.) rebanho com 12 meses de intervalo entre partos, com idade ao primeiro parto de 24 meses, 10 meses de período de lactação e dois meses de período de descanso no pré-parto, e

Situação 2.) rebanho com 18 meses de intervalo entre partos, com idade ao primeiro parto de 30 meses, 15 meses de período de lactação e três meses de período de descanso no pré-parto.

Observou-se que a emissão de CH_4 entérico aumentou de 0,906 para 1,108 kg $\text{CO}_2\text{eq.}/\text{kg}$ de leite corrigido, quando se passou da situação descrita em 1.) para a situação 2.). A adoção de índices zootécnicos inadequados levou a um aumento na emissão de CH_4 entérico de 22,3%, o que enfatiza a necessidade de se manter índices zootécnicos adequados como forma de mitigar a emissão de CH_4 entérico nas propriedades leiteiras.

A alimentação como estratégia para a redução da emissão de CH_4 entérico por bovinos leiteiros

A intensificação da produção animal por meio da alimentação e manejo aprimorados é reconhecida como o meio mais imediato e universalmente aplicável de reduzir a intensidade das emissões de CH_4 entérico em ruminantes (Arndt et al., 2022). As estratégias antimetanogênicas avaliadas na produção animal incluem a redução da produção diária de CH_4 por animal (g/d), da produção de CH_4 pelo alimento consumido pelo animal (g/kg de MS), a intensidade de emissão de CH_4 pelo leite produzido (g/kg de leite) e da redução da emissão de CH_4 pelo ganho médio diário do animal (g/kg de GMD). A mitigação de CH_4 também pode ser avaliada em termos de perda de energia de CH_4 como proporção da ingestão de energia bruta, uma variável conhecida como Y_m (Congio et al., 2021; Beauchemin et al., 2022).

Estratégias econômicas são necessárias a fim de diminuir as perdas de energia alimentar como CH_4 entérico, melhorando a eficiência da produção de ruminantes (Yu et al., 2021). Em termos de manejo nutricional e manipulação ruminal, três estratégias específicas podem ser consideradas: 1.) Redução da produção de hidrogênio livre (H_2), 2.) Busca por drenos alternativos para o H_2 já produzido na fermentação entérica, e 3.) Redução das populações de microrganismos metanogênicos, como as arqueias metanogênicas (Joblin, 1999).

Grainger e Beauchemin (2011) elaboraram uma revisão sobre estratégias nutricionais e de manejo para reduzir o CH_4 entérico e avaliar os potenciais efeitos sobre a produção animal. Estas estratégias incluem o manejo intensivo de pastagens, o uso de leguminosas explorando a presença de taninos, saponinas, compostos secundários de plantas e óleos essenciais, além do uso de aditivos como os ionóforos, as algas marinhas, os receptores de elétrons alternativos, as leveduras,

os inibidores químicos da metanogênese, assim como mudanças na dieta envolvendo o uso de alimentos concentrados ou lipídios (Beauchemin et al., 2022).

Por sua relevância, estes itens serão discutidos separadamente, de forma a individualizar os resultados obtidos com cada estratégia proposta, e fornecendo informações para que seja possível avaliar a viabilidade técnica e econômica do uso delas nas mais diferentes situações.

Manejo do pastejo e qualidade do pasto

Descrição: o manejo do pastejo é a manipulação do processo de remoção da forragem pelo animal num ecossistema de pastagens. Suas três características são a intensidade, a frequência e a seletividade. De maneira geral, o manejo do pastejo é a maneira com que se permite aos animais terem acesso à pastagem, devendo-se adequar a quantidade de animais, o período de ocupação e o período de descanso do piquete. O manejo do pastejo é determinante na quantidade e qualidade de forragem ingerida pelo animal que, por sua vez, determinam a quantidade e intensidade de emissão de CH_4 entérico (Primavesi et al., 2004b).

Pastagens degradadas resultam em ineficiência no processo produtivo e, consequentemente, em maiores emissões de CH_4 por unidade de produto de origem animal. Em contrapartida, pastagens produtivas e manejadas adequadamente não apenas criam condições propícias para significativos aumentos no desempenho animal e índices zootécnicos, mas também têm a capacidade de absorver uma considerável quantidade do C emitido pela atividade pecuária (Monteiro et al., 2018).

Em um cenário em que a busca crescente por alimentos precisa ser atendida por meio de abordagens mais sustentáveis, a implementação de estratégias adequadas de manejo de pastagens emerge como uma oportunidade ecologicamente favorável. Isso visa aprimorar a produção de forragem através da otimização da eficiência dos recursos já disponíveis, ao invés de depender do aumento de recursos externos adicionais (Congio et al., 2018).

Modo de ação: uma vez que a emissão de CH_4 varia de acordo com a quantidade e a qualidade do alimento digerido, as várias modalidades de sistemas de criação de ruminantes resultam em diferentes níveis de emissão de CH_4 . Em princípio, a emissão de CH_4 por unidade de matéria seca ingerida é maior com alimentos de pior qualidade e de menor densidade energética (Primavesi et al., 2004b).

A indicação para a redução das emissões de CH_4 por quilograma de leite está ligada à melhoria da dieta (alimentos com maior conteúdo de energia digerível e de proteína e menos fibrosa), à melhoria de pastagens (com maior oferta de forragem, mais digerível e sem interrupções ao longo do ano), às melhores práticas de manejo (menor exposição dos animais ao calor, com pastejo no período noturno e ruminação diurna debaixo de sombra, proximidade de fontes de água e de alimento) e a outras medidas que resultam em melhor eficiência produtiva, o que, num todo, reduz o impacto ambiental dos sistemas de produção, tornando-os mais rentáveis (Primavesi et al., 2004b).

Eficácia: Congio et al. (2018), trabalhando com metas pré-pastejo de 95% e máxima interceptação luminosa (IL) pelo dossel forrageiro de capim-elefante, correspondentes a 100 e 135 cm de altura, respectivamente, relataram redução na intensidade de emissão de CH_4 de 20% (g/kg de leite produzido) quando compararam a meta de 95% com a de 100% de IL. O valor de redução é o dobro do registrado para pastagens temperadas (Wims et al., 2010; Muñoz et al., 2016).

Os autores atribuíram a redução na intensidade de emissão de CH_4 às mudanças na cinética ruminal, que resultaram em menor produção de H_2 por kg de MS ingerida nos pastos com meta pré-pastejo de 95% de IL. Vale ressaltar que essa meta de entrada dos animais no pasto também foi relacionada a maiores taxas de lotação e de produtividade (kg de leite/ha) (Congio et al., 2018).

Suplementação lipídica

Descrição: a suplementação da dieta com lipídeos pode ser utilizada como alternativa para melhorar a eficiência energética pela redução na emissão de CH_4 e no incremento calórico, considerando que grande parte dos lipídios suplementares não é metabolizada no rúmen (Pedroso; Macedo, 2011). Os níveis máximos de inclusão de lipídios nas dietas de ruminantes dependem do estágio fisiológico do animal, da composição lipídica e de outros nutrientes da dieta basal, além do perfil de ácidos graxos do lipídio complementar (Arndt et al., 2022).

A suplementação lipídica com óleos refinados é pouco usada por representar um risco para a segurança alimentar de animais. Além de cara, muitas vezes não se encaixa nas formulações de ração de menor custo, embora esteja prontamente disponível e possa ser facilmente implementada em sistemas de alimentação intensiva ou confinada. Alternativamente, as oleaginosas processadas podem ser mais baratas e podem estimular a adoção de suplementos lipídicos na dieta de ruminantes (Beauchemin et al., 2022).

Modo de ação: os lipídios dietéticos provocam seu efeito de mitigação de CH_4 através de vários mecanismos, entre eles mudanças na fermentação ruminal que desfavorece as arqueias metanogênicas e protozoários e a maior produção de propionato, resultando em menor produção de CH_4 (Newbold et al., 2015). Como são em grande parte não fermentáveis, a substituição de carboidratos por lipídios também contribui para a diminuição das emissões entéricas de CH_4 . O efeito inibitório dos lipídios nas emissões de CH_4 foi maior com dietas à base de concentrado do que à base de forragem (Patra, 2013), possivelmente devido ao pH ruminal mais baixo associado a dietas à base de concentrado, o que aumenta o efeito inibitório dos ácidos graxos nos microrganismos metanogênicos (Zhou et al., 2015).

Eficácia: os efeitos antimetanogênicos dos lipídios dietéticos variam consideravelmente em uma ampla gama de condições, reduzindo a produção de CH_4 por kg de matéria seca ingerida entre 3,8 e 4,3% por 10 g/kg de MS de gordura suplementar dependendo da fonte (Patra, 2013) até 5,6% (Beauchemin et al., 2008). Ácidos graxos de cadeia média, como ácido mirístico e ácidos graxos poli-insaturados (PUFA) em óleos de peixe, girassol, linhaça e canola, são os mais eficazes para reduzir as emissões de CH_4 (Grainger et al., 2010).

Na metanálise de Congio et al. (2021) avaliando bovinos leiteiros confinados e em pastejo, o óleo de linhaça reduziu a produção diária de CH_4 por animal, o Y_m , a produção de CH_4 por kg de matéria seca ingerida e a intensidade de CH_4 por ganho de peso em 47,9%, 50,9%, 46,6% e 47,5%, respectivamente, enquanto não comprometeu o consumo de matéria seca ou o ganho de peso médio diário por animal, sugerindo um aumento da eficiência alimentar. Além disso, o óleo de palma diminuiu a produção diária de CH_4 por animal, a produção de CH_4 por kg de matéria seca ingerida e o Y_m em 17,6, 11,2 e 10,6%, respectivamente, sem afetar a intensidade de CH_4 por ganho de peso e o desempenho animal.

Já na metanálise de Arndt et al. (2022) avaliando bovinos de corte, leiteiros e ovinos em sistemas confinados, a alimentação com óleos ou gorduras versus sementes oleaginosas apresentaram efeitos de mitigação comparáveis na produção total de CH_4 (-20 e -20%), produção de CH_4 por kg de massa seca ingerida (-15 e -14%) e intensidade de CH_4 para produção de leite (-12 e -12%). No entanto, a alimentação com sementes oleaginosas não apresentou efeito na intensidade de CH_4 para ganho de peso médio diário, enquanto óleos e gorduras suplementares reduziram a intensidade de CH_4 do ganho de peso médio diário em 22%. Além disso, esta metanálise também mostrou que a alimentação com óleos e gorduras diminuiu o consumo de matéria-seca em 6% e a digestibilidade

da fibra em 4%, embora nenhum efeito na produ  o de leite ou ganho de peso médio diário tenha sido encontrado, em rela  o a alimenta  o sem suplementa  o lipídica.

Embora alguns autores afirmem que suplementar a dieta com quatro a seis por cento de lipídeos na MS possa melhorar a produ  o de leite, o fornecimento de altas concentra  es pode ter efeitos prejudiciais sobre a fermenta  o ruminal, digestão alimentar e desempenho animal (Patra, 2013).

  leos essenciais

Descri  o: os óleos essenciais são misturas complexas de metabólitos secundários lipofílicos voláteis responsáveis pelo sabor e aroma característicos de uma planta (Benchaar; Greathead, 2011). Os   leos essenciais podem ser encontrados em todos os tecidos vivos de plantas, sendo geralmente concentrados na casca, flores, folhas, rizomas e sementes (Ferro et al., 2016).

Os   leos essenciais são obtidos por meio de destila  o por arraste de vapor d’água ou extra  o utilizando solventes. Também conhecidos como óleos voláteis ou et  reos, sua denomina  o não se refere    sua natureza “essencial”, mas sim ao seu aroma característico. Uma distin  o notável em rela  o às substâncias lipídicas    a volatilidade e a varia  o na composi  o observadas entre diferentes partes da mesma planta. A título de exemplo, o óleo essencial extraído das sementes de coentro (*Coriandrum sativum* L.) apresenta uma composi  o distinta daquele obtido das folhas imaturas da mesma planta (Delaquis et al., 2002).

Estima-se que três mil tipos de óleos essenciais sejam conhecidos pela ciência, e 300 deles possuem aplica  es comerciais muito utilizadas para aromatiza  o de alimentos, produ  o de antimicrobianos e anti-inflamatórios. Componentes fenólicos como o eugenol, presente no broto de cravo, ou timol e carvacrol, presente no orégano, são responsáveis pelas propriedades antibacterianas de muitos óleos essenciais (Ferro et al., 2016).

Modo de a  o: quando extraídos e concentrados, ou sintetizados quimicamente, os óleos essenciais podem exercer atividades antimicrobianas contra bactérias e fungos (Chao et al., 2000). A maioria dos óleos essenciais exerce suas atividades antimicrobianas interagindo com processos associados    membrana celular bacteriana, incluindo transporte de elétrons, gradiente de íons, transloca  o de proteínas, fosforila  o e outras rea  es dependentes de enzimas (Dorman; Deans, 2000). As bactérias gram-positivas parecem ser mais suscetíveis às propriedades antibacterianas dos óleos essenciais do que as gram-negativas. Entretanto, compostos fenólicos, como timol e carvacrol contidos em óleos essenciais como o tomilho e orégano, podem inibir o crescimento de bactérias gram-negativas ao promover uma a  o disruptiva na membrana citoplasmática (Helander et al., 1998). Bactérias gram-positivas do rúmen estão envolvidas em processos de fermenta  o acoplados    produ  o de CH₄ através da libera  o de H₂ (Owens; Goetsch, 1988).

Eficácia: produtos comerciais contendo vários óleos essenciais demonstraram reduzir a produ  o de CH₄ em estudos *in vivo*. Um produto comercial de óleo de orégano e extrato de chá verde, e sua mistura, quando fornecido a vacas leiteiras em lacta  o, não afetou a produ  o total de CH₄ ou a intensidade de CH₄, mas reduziu o rendimento de CH₄ entre 16 e 22% (Kolling et al., 2018).

Já na met  lise de Belanche et al. (2020), uma redu  o de 8,8 % na produ  o diária de CH₄ por animal, 12,9 % por kg de m  teria seca ingerida e 9,9 % para a produ  o de leite (corrigido por gordura e prote  ina) foi relatada para uma mistura de coentro, eugenol, acetato de geranila e geraniol quando fornecida a vacas leiteiras na quantidade de 1 g/d em estudos de longo prazo (períodos superiores a quatro semanas).

Ionóforos

Descrição: os ionóforos são moléculas solúveis em lipídios que transportam íons através da membrana celular. Com o objetivo de reduzir a formação de CH_4 , os ionóforos mais utilizados são a monensina, a lasalocida e a salinomomicina. A monensina, o ionóforo mais utilizado na pecuária brasileira, é produzida por *Streptomyces cinnamomensis*, enquanto a lasalocida é produzida pelo *S. lasaliensis*, e a salinomomicina, por *S. albus* (Salman et al., 2006). A adoção de ionóforos é favorecida em sistemas intensivos onde os animais são alimentados ou suplementados diariamente, mas formas de liberação lenta, adequadas para uso em pastejo, estão comercialmente disponíveis (Almeida et al., 2021; Beauchemin et al., 2022).

Entretanto, tem sido questionado se o uso generalizado de monensina pode contribuir para a resistência a antibióticos, embora estes antimicrobianos não sejam usados na medicina humana, atualmente. No geral, os ionóforos podem ajudar a reduzir a produção e intensidade da emissão entérica de CH_4 origem animal, além de promoverem efeitos favoráveis na produtividade. O uso de ionóforos em dietas de ruminantes é aprovado em muitas regiões do mundo, mas com a crescente preocupação com a resistência antimicrobiana, seu uso pode se tornar mais limitado no futuro (Beauchemin et al., 2022).

Modo de ação: os ionóforos reduzem a produção de CH_4 no rúmen de forma indireta. Estes compostos modificam a produção de ácidos graxos voláteis (AGV) no rúmen, através da diminuição da proporção molar de acetato:butirato, da redução na produção de CH_4 e do aumento da produção de propionato (Rangel et al., 2008). A monensina, em especial, é reconhecida por aumentar a eficiência alimentar pela inibição de bactérias gram-positivas sobre gram-negativas, levando a uma maior produção de propionato no rúmen. O aumento da proporção de propionato em relação ao acetato e um número reduzido de protozoários ruminais gerando menos hidrogênio extra no rúmen próximo à atividade bacteriana, contribuem para reduzir a emissão entérica de CH_4 (Beauchemin et al., 2008).

Eficácia: na metanálise de Appuhamy et al. (2013), reduções no CMS de vacas leiteiras suplementadas com monensina foram relatadas. A produção de leite e a produção de sólidos no leite não foram afetadas, enquanto o efeito da monensina foi marginal na produção total de CH_4 (-6 g/d), com reduções médias de 3,6% (g/d) em vacas leiteiras em lactação.

Algas marinhas

Descrição: outra estratégia inibidora de CH_4 é a suplementação da dieta com algas marinhas específicas. A redução persistente de CH_4 pela suplementação de *Asparagopsis taxiformis*, por exemplo, sugere que este é um aditivo alimentar viável para diminuir significativamente a pegada de C em ruminantes e potencialmente elevar a eficiência produtiva (Roque et al., 2021). As algas marinhas são macroalgas, organismos multicelulares complexos e diversos, que podem crescer em ambientes marinhos e de água doce. Elas possuem composição química altamente variável dependendo da espécie, época de coleta e ambiente de crescimento, digestibilidade da matéria-seca variando de 15 a 94% e contém compostos bioativos que inibem a metanogênese (Almeida et al., 2021; Beauchemin et al., 2022).

Modo de ação: com base no pigmento envolvido em seu processo fotossintético, as algas marinhas podem ser categorizadas em algas vermelhas (Rhodophyceae), algas marrons (Phaeophyceae) e algas verdes (Chlorophyceae) (Almeida et al., 2021). As algas vermelhas, em especial, como a *A. taxiformis*

e *A. armata*, acumulam compostos halogenados dos quais o bromofórmio    o mais abundante. Os análogos halogenados do CH₄ reagem com a vitamina B12, a fim de bloquear a última etapa da metanogênese em arqueias metanogênicas (Wood et al., 1968).

Eficácia: estudos com ovelhas, novilhos e vacas leiteiras relataram reduções na produção de CH₄ entre nove e 98% com o uso da suplementação da dieta com *Asparagopsis* spp., essa variação na redução foi dependente da dose de suplementação utilizada e do tipo da dieta usada (Roque et al., 2019, 2021; Stefenoni et al., 2021). A eficácia de *Asparagopsis* spp. na mitigação de CH₄ depende de sua concentração de bromofórmio, que varia de três a 51 mg/kg de MS. Além disso, *Asparagopsis* spp.    mais eficaz em diminuir a produção de CH₄ com dietas de alto concentrado do que com dietas de alta forragem (Roque et al., 2021).

Existem preocupações preliminares com a perda de efeito da *Asparagopsis* spp. no decorrer do tempo. A suplementação dietética com essa alga reduziu o CMS de maneira dose-dependente na maioria, mas não em todos os experimentos estudados por Beauchemin et al. (2022). A exposição oral prolongada de animais a altas concentrações de bromofórmio pode causar tumores hepáticos e intestinais. Nas concentrações dietéticas utilizadas (<0,5% de algas/MS), não foram detectados resíduos de bromofórmio no leite, carne, gordura, órgãos ou fezes de ovinos e bovinos de corte ou leite alimentados com esta alga (Roque et al., 2019, 2021). No entanto, mais estudos de resíduos e segurança são necessários, incluindo efeitos na histologia de órgãos de animais tratados. Para outras algas, a toxicidade potencial e os resíduos na carne e no leite dependerão do conteúdo de minerais tóxicos e do nível de inclusão de algas na dieta (Beauchemin et al., 2022).

O uso de macroalgas como estratégia antimetanog  nica pode ser viável em sistemas confinados e mistos, mas    provável que seja um desafio implementá-lo em sistemas extensivos (Beauchemin et al., 2022). Todavia, mais pesquisas são necessárias acerca dos níveis de inclusão na dieta, os efeitos na ingestão e produção de ração animal, as implicações e a segurança da alimentação com bromofórmio, o teor extremamente alto de iodo das espécies de *Asparagopsis* spp., bem como os efeitos ambientais do cultivo de algas marinhas antes que possam ser recomendadas como uma estratégia de mitigação (Arndt et al., 2022). Conforme alerta Hristov (2024), após compilar os trabalhos de Stefenoni et al. (2021); Thorsteinsson et al. (2023) e Krook et al. (2024), precauções com a qualidade do leite de vacas alimentadas com macroalgas precisam ser abordadas. Normalmente, as macroalgas têm altas concentrações de iodo, ars  nio e outros metais pesados ou elementos tóxicos que podem impedir sua aprovação para alimentação de vacas leiteiras devido a problemas de toxicidade e qualidade do leite, embora tecnologias estejam sendo desenvolvidas para reduzir alguns dos elementos regulamentados, como o iodo.

Receptores de elétrons alternativos

Descrição: os receptores de elétrons alternativos são compostos orgânicos (fumarato, malato) e inorgânicos (nitrato, sulfato) que extraem elétrons da metanogênese e os incorporam em vias alternativas (Beauchemin et al., 2022). Especialmente o nitrato, aditivo eficaz na redução das emiss   es de CH₄ em ruminantes, incluindo seu efeito persistente para bovinos de corte e leite (Van Zijderveld et al., 2011; Feng et al., 2020).

Modo de ação: o nitrato atua como um inibidor da metanogênese ruminal por meio da competição com as arqueias metanogênicas pelo H₂ disponível no ecossistema ruminal, auxiliando, portanto, na diminuição da produção de CH₄ (Borges, 2018). De forma simplificada, a redução de nitrato (NO₃  ) para amônia (NH₃) no rúmen    uma via energeticamente mais favorável do que a

redução de CO_2 a CH_4 . Logo, o hidrogênio é parcialmente utilizado para reduzir o nitrato em vez de ser usado na metanogênese (Lee; Beauchemin, 2014).

Um aspecto importante em relação ao uso do nitrato é a adaptação gradual dos animais e aclimação do ecossistema ruminal, sendo fundamental para evitar intoxicações por acúmulo de nitrito (NO_2) e formação de metahemoglobina no sangue. O nível de nitrato na dieta basal deve ser considerado quando o nitrato suplementar é fornecido, especialmente quando as fontes de forragem vêm de campos com altos aportes de nitrogênio (N) (Congio et al., 2021; Arndt et al., 2022). Aumento das emissões ruminais de N_2O são observadas quando vacas leiteiras foram alimentadas com altos níveis de nitrato (14 e 21 g/kg de MS), em relação à dose de 5 g/kg de MS, além disso o aumento para as maiores doses de nitrato não estimulou proporcionalmente a mitigação da emissão de CH_4 entérico (Petersen et al., 2015). Além disso, o potencial de mitigação do nitrato deve aumentar em dietas com baixo teor de proteína, onde o microbioma do rúmen pode se beneficiar do nitrato como fonte de nitrogênio não proteico (NNP) (Hristov et al., 2013). Esta abordagem pode ser de particular interesse em países em desenvolvimento onde o ruminante é alimentado com forragens com baixo teor de nitrato e proteína bruta (PB), especialmente durante a estação seca (Congio et al., 2021).

Eficácia: em geral, a redução média na produção de CH_4 na metanálise de Feng et al. (2020) foi estimada em 13,9% na dose média de nitrato, com maior eficácia em gado leiteiro do que em gado de corte, em 56 tratamentos de 24 estudos nos quais o nitrato foi usado na suplementação. O mesmo resultado foi encontrado na metanálise de Arndt et al. (2022), onde o nitrato foi mais eficaz em reduzir as emissões diárias e o rendimento de CH_4 em bovinos leiteiros do que em bovinos de corte, de caráter dose-dependente, sem perda de eficiência produtiva, além de reduzir efetivamente as emissões diárias de CH_4 a longo prazo.

A metanálise de Arndt et al. (2022) também apontou que a inclusão de fumarato e nitrato como receptores de elétrons alternativos diminuíram a produção total de CH_4 em 16 e 17%, respectivamente. A suplementação com nitrato reduziu a intensidade de CH_4 para crescimento e produção de leite em 12 e 15%, respectivamente, além de acarretar uma leve diminuição no CMS de 3% sem afetar a produção ou o crescimento animal.

Por outro lado, a suplementação de nitrato pode aumentar as emissões de N_2O do animal e possivelmente dos dejetos (Arndt et al., 2022). Como o N_2O é um GEE muito potente, a suplementação com nitrato para mitigar as emissões de CH_4 pode ter efeitos sobre as emissões de outros GEE. Atualmente, a adoção do nitrato como estratégia antimetanogênica pode ser viável em alguns casos, mas depende, principalmente, da precificação do mercado de C, mitigação das emissões de amônia e N_2O dos dejetos, e da adoção de procedimentos seguros de fornecimento dessa suplementação na dieta ao animal (Beauchemin et al., 2022) para evitar intoxicações por acúmulo de nitrito (NO_2) e formação de metahemoglobina no sangue.

Compostos secundários de plantas

Descrição: compostos secundários de plantas como os taninos e as saponinas também possuem grande potencial para reduzir as emissões de CH_4 em ruminantes. Os taninos são compostos polifenólicos de plantas com afinidade para se ligar às proteínas e outros compostos, podendo ser classificados em taninos condensados (TC) ou hidrolisáveis (TH) (Beauchemin et al., 2022). As plantas taníferas são amplamente difundidas e incluem vários arbustos, árvores e espécies de plantas leguminosas e não leguminosas (Arndt et al., 2022).

Já as saponinas são glicosídeos de alto peso molecular encontrados em uma grande variedade de arbustos e árvores tropicais, sendo as principais fontes de saponinas incluídas na dieta de ruminantes

a *Yucca schidigera*, *Quillaja saponaria*, *Camellia sinensis* e *Medicago sativa* (Congio et al., 2021; Beauchemin et al., 2022).

Modo de ação: o mecanismo pelo qual os taninos afetam a metanogênese ruminal ainda não é totalmente compreendido, mas é aceito que o efeito dos TH está mais associado a uma inibição direta de arqueias metanogênicas, enquanto o efeito dos TC está associado a um efeito inibitório em algumas bactérias fibrolíticas especializadas prejudicando, conseqüentemente, a digestão da fibra. Uma parte da diminuição do CH_4 deve-se a um declínio no CMS e na digestibilidade dos nutrientes, podendo afetar indesejavelmente a produção animal (Congio et al., 2021; Beauchemin et al., 2022). Pesquisas recentes se concentraram em fontes de TC devido ao potencial efeito tóxico dos TH, embora os TH de baixo peso molecular pareçam ser mais eficazes do que os TC de alto peso molecular na redução das emissões de CH_4 entérico sem afetar adversamente a digestibilidade (Aboagye; Beauchemin, 2019).

De modo geral, as forragens taníferas são associadas à diminuição da palatabilidade e do CMS por ruminantes. Além disso, os taninos podem se ligar à proteína da dieta e, assim, diminuir a digestão de proteínas e a produção animal, especialmente quando a proteína da dieta é limitante (Zhang et al., 2019).

Entretanto, em certas ocasiões o uso de tanino pode representar importante benefício ambiental por sua capacidade de melhorar a utilização de N em ruminantes em situações em que a proteína dietética é excessiva ou altamente degradável, como pode ocorrer em pastagens temperadas e nas tropicais manejadas intensivamente. Os taninos ligam-se às proteínas da dieta no trato gastrointestinal, podendo melhorar a utilização de N, diminuir as perdas urinárias de N e reduzir as emissões de amônia e N_2O nas fezes e urina (Zhang et al., 2019; Beauchemin et al., 2022; Hristov et al., 2022).

Já o efeito antimetanogênico das saponinas é frequentemente atribuído à sua ação nas membranas celulares de protozoários ruminais, afetando assim as arqueias metanogênicas que estão simbioticamente associadas a eles, com a conseqüente promoção da produção de propionato. Este efeito é altamente variável de acordo com a fonte, estrutura química, dose de saponina, composição da dieta e probabilidade dos microrganismos ruminais de adaptarem-se para degradar as saponinas (Congio et al., 2021; Beauchemin et al., 2022).

Eficácia: a metanálise de Arndt et al. (2022) mostrou que a inclusão de forragens taníferas na dieta de ruminantes reduziu a intensidade de emissão de CH_4 para produção de leite em 18%. No entanto, a digestibilidade da fibra diminuiu em 7%, o que poderia potencialmente aumentar as emissões de CH_4 nas excretas. As emissões diárias de CH_4 também diminuíram (12%) ao passo que o consumo de ração e a produção animal não foram afetados.

A maioria das leguminosas que contém tanino e que são cultivadas em locais temperados, como sanfeno (*Onobrychis viciifolia*), cornichão (*Lotus corniculatus*) e ervilhaca-de-leite (*Astragalus cicer*) possuem concentrações relativamente baixas (<20 a 50 g/kg de MS) de TC. Assim, as reduções de CH_4 são relativamente pequenas em contraste com as leguminosas e arbustos tropicais que contêm maiores concentrações de taninos (Congio et al., 2021; Beauchemin et al., 2022).

Outra leguminosa tanífera é a *Leucaena* spp., uma leguminosa arbustiva nativa amplamente distribuída na região tropical da América Latina e Caribe, em que a espécie mais estudada é a *Leucaena leucocephala*, uma leguminosa arbórea de ampla versatilidade para uso em sistemas de produção animal como planta forrageira, tendo em vista sua excelente composição química e suas características agrônômicas, bem como sua alta aceitabilidade pelos animais (Possenti et al., 2008; Congio et al., 2021). A metanálise de Congio et al. (2021) mostrou que a inclusão de 27% (base da MS) de *Leucaena* spp. em dietas predominantemente à base de gramíneas diminuiu o rendimento

de CH_4 e Ym em 27,4 e 29,6%, respectivamente, e aumentou o CMS em 50,9% sem afetar a produção diária de CH_4 , intensidade de emissão para o leite e produção de leite.

Montoya-Flores et al. (2020) avaliando novilhas leiteiras confinadas com dieta à base de folhas secas de *L. leucocephala* com inclusão de 120, 240 e 360 g/kg de MS, observaram reduções na produção de CH_4 (g/d) de 6,2, 11 e 19,6%, respectivamente.

Já espécies de árvores leguminosas como *Enterolobium cyclocarpum* e *Gliricidia sepium*, contêm taninos e saponinas em suas vagens e folhas em concentrações substanciais (Molina-botero et al., 2019a, 2019b). A metanálise de Congio et al. (2021) mostrou que *E. cyclocarpum* incluída em 32% (base da MS) em dietas à base de capim diminuiu a produção e o rendimento de CH_4 . O uso de fontes vegetais eficazes de mitigação de CH_4 entérico contendo taninos e/ou saponinas como *Leucaena* spp., *E. cyclocarpum* e *G. sepium* é particularmente importante para sistemas de pastejo, especialmente durante a estação seca, quando a qualidade geral da pastagem é ruim (Congio et al., 2021).

Leveduras

Descrição: as leveduras são fungos unicelulares especialmente do gênero *Saccharomyces*, sendo de grande importância na nutrição de ruminantes, pois demonstram efeitos na modificação dos padrões de fermentação ruminal, com consequentes resultados positivos na produtividade animal e potencial benefício para o meio ambiente através da redução da produção de CH_4 no rúmen (Possenti et al., 2008; Ollé et al., 2017).

Modo de ação: as leveduras promovem o aumento da competição entre bactérias acetogênicas e metanogênicas (Possenti et al., 2008). De forma geral, as culturas de leveduras podem atuar modificando a fermentação ruminal de duas maneiras: fornecendo fatores estimulantes para as bactérias ruminais e absorvendo o oxigênio que entra no ambiente ruminal, aumentando assim a eficiência fermentativa (Ollé et al., 2017).

Segundo Calsamiglia et al. (2002), as leveduras estão aliadas ao aumento da produção de propionato no rúmen quando utilizadas como aditivo alimentar. Esse aumento na proporção de propionato pode ter relação com o aumento de grupos específicos de bactérias celulolíticas (*Fibrobacter succinogenes* e *Ruminococcus albus*) e com o estímulo à utilização de lactato pela *Megasphaera elsdenii*. Além do aumento da digestibilidade da fibra, do fluxo de proteína microbiana para o intestino delgado, da melhor conversão alimentar e, portanto, da otimização da fermentação entérica, a maior produção de propionato proporcionado está diretamente relacionado à redução das emissões de CH_4 .

Eficácia: resultados de experimentos in vivo sobre os efeitos de *S. cerevisiae* na produção de CH_4 em bovinos leiteiros e de corte mostraram que a suplementação com levedura não afetou significativamente a produção de CH_4 e/ou produção de CH_4 por kg de massa seca ingerida (Palangi; Lackner, 2022).

Em uma metanálise na qual os autores avaliaram o efeito da levedura *S. cerevisiae* na redução da produção de CH_4 em bovinos de corte e leite, não foram observados efeitos significativos na produção diária ou na produção CH_4 por kg de massa seca ingerida (Darabighane et al., 2019).

Entretanto, em outras situações, o efeito benéfico na redução da emissão de CH_4 entérico foi observado, como demonstrado por Tristant e Moran (2015) avaliando vacas holandesas confinadas em lactação recebendo *S. cerevisiae* na dieta na dose de 5×10^7 UFC/kg de MS, os autores observaram reduções na produção de CH_4 de 4% (g/d).

Desta forma, mais estudos são necessários para estabelecer os efeitos da levedura na redu  o da produ  o de CH₄ em bovinos de leite, pois as respostas podem variar dependendo do tipo de substrato e dos componentes do meio de cultivo das leveduras, da dosagem de levedura, das dietas basais e da rela  o volumoso:concentrado na dieta (Possenti et al., 2008; Darabighane et al., 2019; Palangi; Lackner, 2022).

Inibidores químicos da metanogênese

Descri  o: o inibidor da metanogênese quimicamente sintetizado 3-nitrooxipropanol (3-NOP)    uma das abordagens mais eficazes para a redu  o da emissão de CH₄ entérico segundo Yu et al. (2021). O aditivo alimentar 3-NOP    uma molécula de baixo peso molecular (121,09 g/mol), altamente solúvel e rapidamente metabolizado no rúmen em concentra  es muito baixas de nitrato, nitrito e 1,3-propanodiol, sendo uma molécula pequena com grupos funcionais químicos duplos: um álcool primário e um éster de nitrato orgânico (Yu et al., 2021). Inibidores químicos da metanogênese precisam da aprova  o de órgãos governamentais, o que foi recentemente concedido para o 3-NOP no Brasil, Chile e União Europeia (Beauchemin et al., 2022).

Em sua forma atual, o 3-NOP geralmente    utilizado em sistemas intensivos pois    mais eficaz quando fornecido continuamente durante o ciclo de alimenta  o, mas pesquisas em andamento estão sendo desenvolvidas para sua aplica  o em condi  es de pastejo (Arndt et al., 2022), visto que globalmente 37% das emissões entéricas de CH₄ da produ  o pecuária de ruminantes são baseadas em pastagens, e pouco se sabe sobre a eficácia deste aditivo para ruminantes criados sob sistemas extensivos de produ  o (Yu et al., 2021).

Modo de a  o: o 3-NOP    uma molécula que, quando incluída em pequenas doses (60 a 200 mg/kg de MS) na dieta de ruminantes, inibe a produ  o de CH₄ no rúmen (Beauchemin et al., 2022). Seu mecanismo de a  o está estabelecido, assim como os produtos resultantes de seu metabolismo (Duin et al., 2016).

Existem várias maneiras pelas quais o 3-NOP afeta a fermenta  o ruminal e a metanogênese. O 3-NOP atua como um inibidor competitivo que se liga seletivamente e tem como alvo o sítio ativo da enzima metil-coenzima M redutase (MCR), da qual    um análogo estrutural, resultando na inibi  o da forma  o de CH₄, ao bloquear esta etapa catalítica final da metanogênese ruminal e deslocar a fermenta  o por vias alternativas de H₂, como a produ  o de ácido propi  nico (Yu et al., 2021).

Os inibidores químicos podem ser facilmente combinados com outras estratégias de mitiga  o (Beauchemin et al., 2022). No animal, o C do 3-NOP    amplamente metabolizado em CO₂, carboidratos, ácidos graxos e aminoácidos, com menos de 5% do composto original excretado na urina (Thiel et al., 2019).

Eficácia: de acordo com Dijkstra et al. (2018), o 3-NOP possui efeitos antimetanog  nicos mais pronunciados no gado leiteiro do que no gado de corte quando comparado com a mesma dose, reduzindo as emissões entéricas de CH₄ de maneira dose-dependente, sem efeitos negativos na produ  o animal (Yu et al., 2021; Arndt et al., 2022). Além disso, no mesmo tipo de gado, o efeito de mitiga  o do 3-NOP    maior em dietas com alto teor de concentrado e menor em dietas com alto teor de fibra (Yu et al., 2021).

Em média e em níveis t  picos de inclu  s  o em dietas de alto concentrado para bovinos leiteiros e de corte, o 3-NOP reduziu a produ  o de CH₄ em 30% (Beauchemin et al., 2022). A incorpora  o

de 3-NOP na ração leva a uma presença mais contínua do composto no rúmen, já que os animais consomem a ração ao longo do dia. Estudos mostram que, uma vez que o 3-NOP é removido da dieta, seu efeito sobre o CH_4 é anulado em alguns dias (Yu et al., 2021).

Em estudos recentes, o 3-NOP não mostrou efeitos adversos na digestibilidade da fibra em vacas leiteiras no início da lactação e diminuiu as emissões diárias de CH_4 em 35% ao longo de um experimento de 15 semanas com bovinos leiteiros (Arndt et al., 2022). Em experimentos mais longos, com períodos de 10 até 34 semanas, a revisão de Yu et al. (2021) mostrou que a produção de CH_4 por kg de matéria seca ingerida foi reduzida linearmente em função do aumento do nível de adição de 3-NOP na dieta.

Hristov et al. (2015) também relataram redução média de 30% na produção diária de CH_4 (g/d) em vacas leiteiras em lactação alimentadas com 40 a 80 mg de 3-NOP/kg de MS durante 12 semanas. Quando expressa como uma porcentagem da ingestão de energia bruta (Y_m), a energia perdida como CH_4 foi cerca de 28% menor para os tratamentos 3-NOP em comparação ao tratamento controle. Ao final do experimento, a diferença no rendimento de CH_4 entre os tratamentos 3-NOP e controle foi em média de 25%.

Outro método de se utilizar o 3-NOP é administrá-lo a animais recém-nascidos, um conceito conhecido como programação inicial da vida. A ideia central é que a comunidade microbiana em desenvolvimento do ruminante recém-nascido é mais flexível do que a do ruminante adulto e que sua manipulação pode ter efeitos duradouros. Em um estudo de Meale et al. (2021), o aditivo alimentar 3-NOP foi administrado diariamente (3 mg 3-NOP/kg de PV) a bezerros leiteiros desde o nascimento até 14 semanas de vida. No pós-desmame imediato, as emissões diárias de CH_4 dos bezerros tratamento foram 10,4% menores em comparação aos bezerros controle, e uma redução de 12% nas emissões de CH_4 (g/d) foi observada por nove semanas após a descontinuação da administração de 3-NOP. Ademais, uma redução de 8,7% de CH_4 em g/kg de peso corporal foi observada quando mensurada quase um ano depois da suspensão do fornecimento do 3-NOP, indicando um forte sinal da intervenção do desenvolvimento do rúmen no início da vida.

Embora a intervenção no início da vida a fim de reduzir as emissões de CH_4 ainda esteja em estágio inicial, continua sendo uma possibilidade para aplicação futura e pode ter potencial especialmente para ruminantes em pastejo, onde os mecanismos de funcionamento de 3-NOP são limitados (Yu et al., 2021).

Tabela 1.1. Estratégias de mitiga  o de CH₄ entérico.

Estratégias de mitigação de CH ₄ entérico								
Estratégias mitigadoras		Referência	Potencial de redução de CH ₄	Categoria animal	Sistema de produção	Inclusão na dieta	Raça	Observações
Manejo do pastejo	Pasto de capim elefante (<i>Pennisetum purpureum</i> Schum. cv. Cameroon) – comparação da entrada dos animais no pasto com 95% vs. máxima interceptação luminosa	Congio et al. (2018)	20% (g CH ₄ / kg de leite produzido)	Vacas em lactação	Pasto submetido à lotação rotativa	-	Holandês x Jersey	
	Sementes de girassol, linhaça e canola trituradas	Beauchemin et al. (2009)	13% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	3,1 a 4,2% MS	Holandês	
Suplementação lipídica	Óleo de linhaça	Guyader et al. (2015)	17% (g/d)	Vacas multiparas não lactantes	Confinado	4% MS	Holandês	
	Óleos de colza, cártamo e linhaça	Bayat et al. (2018)	22,6; 20,5; 21,2% (g/d)	Vacas no início da lactação	Confinado	50 g/kg MS	Nordic Red	
	Óleo de semente de algodão	Willians et al. (2020)	7% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	800 g/d	Holandês	
	Óleos essenciais	Óleos de semente de coentro, acetato de geranila e eugenol	Hart et al. (2019)	6% (animal/d)	Vacas no início da lactação	Confinado	1 g/animal/d	Holandês
Ionóforos	Óleos de coentro, acetato de geranila e eugenol	Bach et al. (2023)	8,8% (g/kg CMS)	Vacas em lactação	Confinado	1 g/d	Holandês	
	Monensina	Odongo et al. (2007)	7% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	24 mg/kg MS	Holandês	
	Monensina	Appuhamy et al. (2013)	3,6% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado e pastejo	21 mg/kg MS	-	
Algas marinhas	<i>Asparagopsis taxiformis</i>	Ramin et al. (2023)	61% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	0,5% MO	Nordic Red	Redução do CMS em 3,7 kg/d.
	<i>Asparagopsis armata</i>	Roque et al. (2019)	26,4% (g/d) 67,2% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	0,5% MS 1% MS	Holandês	
	<i>Asparagopsis taxiformis</i>	Stefenoni et al. (2021)	34,4% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	0,5% MS	Holandês	Nesta taxa de inclusão, <i>A. taxiformis</i> pode diminuir o CMS, resultando na diminuição da produção de leite; aumento nas concentrações de iodo e brometo no leite de vacas foram encontrados, embora não tenha afetado as características organolépticas do leite.
	Nitrato	Van Zijderveld et al. (2011)	16% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	21 g/kg MS	Holandês	
Receptores de elétrons alternativos	Nitrato	Guyader et al. (2015)	22% (g/kg CMS) 32% (g/kg CMS) quando combinado com óleo de linhaça a 4%	Vacas multiparas não lactantes	Confinado	3% MS	Holandês	
	Nitrato	Olijhoek et al. (2016)	6; 13; 23% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	5,3; 13,6; 21,1 g/kg MS	Holandês	
	Nitrato de amônio e cálcio	Meller et al. (2019)	16,6% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	1,5% MS	Jersey	Redução de 7,5% no CMS.
	Nitrato de amônio	Gerdes et al. (2022)	54% (g/kg GMD)	Novilhas	Pastejo	<i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandu com 30% de NH ₄ NO ₃ na suplementação proteica	Jersey	Ingredientes da suplementação: 45% de milho moído, 15% de núcleo de crescimento, 10% de NaCl e 30% de NH ₄ NO ₃ .

Tabela 1.1. continuação...

Estratégias de mitigação de CH ₄ entérico								
Estratégias mitigadoras		Referência	Potencial de redução de CH ₄	Categoria animal	Sistema de produção	Inclusão na dieta	Raça	Observações
Compostos secundários de plantas	Extrato de tanino de <i>Acacia mearnsii</i>	Grainger et al. (2009)	14% (g/d)	Vacas em lactação	Pastagem de azevém com suplementação	0,9% TC/d	Holandês	
	Folhas secas de <i>Leucaena leucocephala</i>	Montoya-Flores et al. (2020)	29% (g/d)	Novilhas	Confinado	1,5% TC/d		
			6,2; 11; 19,6% (g/d)			120; 240; 360 g/kg MS	(<i>Bos indicus</i> x <i>Bos taurus</i>)	
	Extrato de tanino de <i>Acacia mearnsii</i>	Williams et al. (2020)	6% (g/d) e 10% (g/d) quando combinado com óleo de caroço de algodão a 800 g/d	Vacas em lactação	Confinado	400 g/d	Holandês	
	Extrato de tanino de castanheiro e quebracho	Duval et al. (2016)	33% (g/kg de leite produzido)	Vacas em lactação	Confinado	1,8%	Holandês	
	Macrotyloma axillare	Gerdes et al. (2022)	53% (g/kg GMD)	Novilhas	Pastejo	Consortiado com <i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandu	Jersey	
Leveduras	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Tristant e Moran (2015)	4% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	5 x 10 ⁷ UFC/kg MS	Holandês	
Inibidores químicos da metanogênese	3-NOP	Reynolds et al. (2014)	6,6% (g/d)	Vacas em lactação	Confinado	1.000 mg/d	Holandês	
			9,8% (g/d)			5.000 mg/d		
	3-NOP	Hristov e Melgar (2020)	45% (g/d) imediatamente após o fornecimento; 32 a 39% (g/d) dentro de 10h após o fornecimento; 13% (g/d) 4h antes do fornecimento do alimento	Vacas em lactação	Confinado	60 mg/kg MS	Holandês	
	3-NOP	Van Gastelen et al. (2020)	15,8% (g/d)	Vacas no início da lactação	Confinado	51 mg/kg MS	Holandês	
	3-NOP	Meale et al. (2021)	12% (g/d)	Bezerras leiteiras	Confinado	3 mg/kg PV	Holandês, Montbéliarde e Holandês x Montbéliarde	

Referências

ABOAGYE, I. A.; BEAUCHEMIN, K. A. Potential of molecular weight and structure of tannins to reduce methane emissions from ruminants: a review. **Animals**, v. 9, n. 11, article 856, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ani9110856>. Acesso em: 4 ago. 2025.

ALMEIDA, A. K.; HEGARTY, R. S.; COWIE, A. Meta-analysis quantifying the potential of dietary additives and rumen modifiers for methane mitigation in ruminant production systems. **Animal Nutrition**, v. 7, n. 4, p. 1219-1230, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aninu.2021.09.005>. Acesso em: 30 jul. 2025.

APPUHAMY, J. A. D. R. N.; STRATHE, A. B.; JAYASUNDARA, S.; WAGNER-RIDDLE, C.; DIJKSTRA, J.; FRANCE, J.; KEBREAB, E. Anti-methanogenic effects of monensin in dairy and beef cattle: a meta-analysis. **Journal of Dairy Science**, v. 96, n. 8, p. 5161-5173, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2012-5923>. Acesso em: 31 jul. 2025.

ARNDT, C.; HRISTOV, A. N.; PRICE, W. J.; McCLELLAND, S. C.; PELAEZ, A. M.; CUEVA, S. F.; OH, J.; DIJKSTRA, J.; BANNINK, A.; BAYAT, A. R.; CROMPTON, L. A.; EUGÈNE, M. A.; ENAHORO, D.; KEBREAB, E.; KREUZER, M.; McGEE, M.; MARTIN, C.; NEWBOLD, C. J.; REYNOLDS, C. K.; SCHWARM, A.; SHINGFIELD, K. J.; VENEMANN, J. B.; YÁÑEZ-RUIZ, D. R.; YU, Z. Full adoption of the most effective strategies to mitigate methane emissions by ruminants can help meet the 1.5°C target by 2030 but not 2050. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 20, e2111294119, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.2111294119>. Acesso em: 28 jul. 2025.

BACH, A.; ELCOSO, G.; ESCARTÍN, M.; SPENGLER, K.; JOUVE, A. Modulation of milking performance, methane emissions, and rumen microbiome on dairy cows by dietary supplementation of a blend of essential oils. **Animal**, v. 17, n. 6, article 100825, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.animal.2023.100825>. Acesso em: 4 ago. 2025.

- BALLOU, M. A. Growth and development symposium: inflammation: role in the etiology and pathophysiology of clinical mastitis in dairy cows. **Journal of Animal Science**, v. 90, n. 5, p. 1466-1478, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.2527/jas.2011-4663>. Acesso em: 28 jul. 2025.
- BAYAT, A. R.; TAPIO, I.; VILKKI, J.; SHINGFIELD, K. J.; LESKINEN, H. Plant oil supplements reduce methane emissions and improve milk fatty acid composition in dairy cows fed grass silage-based diets without affecting milk yield. **Journal of Dairy Science**, v. 101, n. 2, p. 1136-1151, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13545>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- BEAUCHEMIN, K. A.; KREUZER, M.; O'MARA, F.; MCALLISTER, T. A. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 48, n. 2, p. 21-27, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/EA07199>. Acesso em: 30 jul. 2025.
- BEAUCHEMIN, K. A.; MCGINN, S. M.; BENCHAAAR, C.; HOLTSHAUSEN, L. Crushed sunflower, flax, or canola seeds in lactating dairy cow diets: Effects on methane production, rumen fermentation, and milk production. **Journal of Dairy Science**, v. 92, n. 5, p. 2118-2127, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2008-1903>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- BEAUCHEMIN, K. A.; UNGERFELD, E. M.; ABDALLA, A. L.; ALVAREZ, C.; ARNDT, C.; BECQUET, P.; BENCHAAAR, C.; BERNDT, A.; MAURICIO, R. M.; MCALLISTER, T. A.; OYHANTÇABAL, W.; SALAMI S. A.; SHALLOO, L.; SUN, Y.; TRICARICO, J.; UWIZEYE, A.; CAMILLIS, C. De; BERNOUX, M.; ROBINSON, T.; KEBREAB, E. Invited review: current enteric methane mitigation options. **Journal of Dairy Science**, v. 105, n. 12, p. 9297-9326, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22091>. Acesso em: 28 jul. 2025.
- BELANCHE, A.; NEWBOLD, C. J.; MORGAVI, D. P.; BACH, A.; ZWEIFEL, B.; YÁÑEZ-RUIZ, D. R. A meta-analysis describing the effects of the essential oils blend Agolin on ruminant on performance, rumen fermentation and methane emissions in dairy cows. **Animals**, v. 10, n. 4, article 620, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ani10040620>. Acesso em: 30 jul. 2025.
- BENCHAAAR, C.; GREATHEAD, H. Essential oils and opportunities to mitigate enteric methane emissions from ruminants. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 338-355, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.024>. Acesso em: 30 jul. 2025.
- BERNDT, A.; TOMKINS, N. W. Measurement and mitigation of methane emissions from beef cattle in tropical grazing systems: a perspective from Australia and Brazil. **Animal**, v. 7, supl. 2, p. 363-372, 2013. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/960752/1/PROCI-2013.00031.pdf>. Acesso em: 28 jul. 2025.
- BORGES, I. E. **Uso combinado de monensina e nitrato como manipuladores da cinética e da fermentação ruminal para mitigação da produção de metano em bovinos**. 2018. 56 f. Dissertação (Mestrado em Qualidade e Produtividade Animal) – Universidade de São Paulo, Pirassununga. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.74.2018.tde-20062018-142234>. Acesso em: 29 jul. 2025.
- BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Mapa do Leite: políticas públicas e privadas para o leite**. 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/producao-animal/mapa-do-leite>. Acesso em: 25 jul. 2025.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária (MAPA). **Plano safra 2023/2024 incentiva sustentabilidade e conta com 13 programas para investimentos**. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/plano-safra-2023-2024-incentiva-sustentabilidade-e-conta-com-13-programas-para-custeio-comercializacao-e-investimentos>. Acesso em: 20 jul. 2025.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Plano setorial para adaptação à mudança do clima e baixa emissão de carbono na agropecuária com vistas ao desenvolvimento sustentável (2020-2030)**: visão estratégica para um novo ciclo. Brasília, DF: MAPA, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/planoabc-abcmais/publicacoes/abc-portugues.pdf/view>. Acesso em: 25 maio 2025.
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTI). **Estimativas anuais de emissões de gases do efeito estufa no Brasil**. 6. ed. Brasília: DF, 2022. Disponível em: https://repositorio.mcti.gov.br/bitstream/mctic/4966/1/2022_estimativas_anuais_emissoes_gases_efeito_estufa_brasil.pdf. Acesso em: 28 jul. 2025.
- CALSAMIGLIA, S.; FERRET, A.; DEVANT, M. Effects of pH and pH fluctuations on microbial fermentation and nutrient flow from a dual-flow continuous culture system. **Journal of Dairy Science**, v. 85, n. 3, p. 574-579, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(02\)74111-8](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(02)74111-8). Acesso em: 4 ago. 2025.
- CAMARGO, A. C. de; HADDADE, I. R. Viabilização da produção de leite na pequena propriedade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOTECNIA, 24., 2014, Vitória. **A zootecnia fazendo o Brasil crescer**: anais. Vitória: Associação Brasileira de Zootecnia, 2014. Zootec. Não paginado.

- CAREGA, M. F. C. da S.; DANTAS, A. Metano ruminal e o uso de taninos condensados como estratégia de mitigação. **Nucleus Animalium**, v. 9, n. 1, p. 51-64, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3738/21751463.1831>. Acesso em: 28 jul. 2025.
- CHAO, S. C.; YOUNG, D. G.; OBERG, C. J. Screening for inhibitory activity of essential oils on selected bacteria, fungi and viruses. **Journal of Essential Oil Research**, v. 12, n. 5, p. 639-649, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10412905.2000.0.9712177>. Acesso em: 30 jul. 2025.
- CONGIO, G. F. DE. S.; BANNINK, A.; MAYORGA MOGOLLÓN, O. L.; JAURENA, G.; GONDA, H.; GERE, J. I.; CERÓN-CUCCHI, M. E.; ORTIZ-CHURA, A.; TIERI, M. P.; HERNÁNDEZ, O.; RICCI, P.; JULIARENA, M. P.; LOMBARDI, B.; ABDALLA, A. L.; ABDALLA-FILHO, A. L.; BERNDT, A.; OLIVEIRA, P. P. A.; HENRIQUE, F. L.; MONTEIRO, A. L. G.; BORGES, L. I.; RIBEIRO-FILHO, H. M. N.; PEREIRA, L. G. R.; TOMICH, T. R.; CAMPOS, M. M.; MACHADO, F. S.; MARCONDES, M. I.; MERCADANTE, M. E. Z.; SAKAMOTO, L. S.; ALBUQUERQUE, L. G.; CARVALHO, P. C. DE. F.; ROSSETTO, J.; SAVIAN, J. V.; RODRIGUES, P. H. M.; PERNA JÚNIOR, F.; MOREIRA, T. S.; MAURÍCIO, R. M.; RODRIGUES, J. P. P.; BORGES, A. L. DA C. C.; SILVA, R. R. E.; LAGE, H. F.; REIS, R. A.; RUGGIERI, A. C.; CARDOSO, A. DA. S.; SILVA, S. C. DA; CHIAVEGATO, M. B.; VALADARES-FILHO, S. DE. C.; SILVA, F. A. DE. S.; ZANETTI, D.; BERCHIELLI, T. T.; MESSANA, J. D.; MUÑOZ, C.; ARIZA-NIETO, C. J.; SIERRA-ALARCÓN, A. M.; GUALDRÓN-DUARTE, L. B.; MESTRA-VARGAS, L. I.; MOLINA-BOTERO, I. C.; BARAHONA-ROSALES, R.; ARANGO, J.; GAVIRIA-URIBE, X.; VALDERRAMA, L. A. G.; ROSERO-NOGUERA, J. R.; POSADA-OCHOA, S. L.; ABARCA-MONGE, S.; SOTO-BLANCO, R.; KU-VERA, J. C.; JIMÉNEZ-OCAMPO, R.; FLORES-SANTIAGO, E. DEL. J.; CASTELÁN-ORTEGA, O. A.; VÁZQUEZ-CARRILLO, M. F.; BENAOUA, M.; GÓMEZ-BRAVO, C. A.; BOLOVICH, V. I. A.; CÉSPEDES, M. A. D.; ASTIGARRAGA, L.; HRISTOV, A. N. Enteric methane mitigation strategies for ruminant livestock systems in the Latin America and Caribbean region: a meta-analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 312, 127693, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127693>. Acesso em: 28 jul. 2025.
- CONGIO, G. F. S.; BATALHA, C. D. A.; CHIAVEGATO, M. B.; BERNDT, A.; OLIVEIRA, P. P. A.; FRIGHETTO, R. T. S.; MAXWELL, T. M. R.; GREGORINI, P.; SILVA, S. C. da. Strategic grazing management towards sustainable intensification at tropical pasture-based dairy systems. **Science of the total environment**, v. 636, p. 872-880, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.301>. Acesso em: 29 jul. 2025.
- DARABIGHANE, B.; SALEM, A. Z. M.; MIRZAEI AGHJEGHESHLAGH, F.; MAHDAVI, A.; ZAREI, A.; ELGHANDOUR, M. M. M. Y.; LÓPEZ, S. Environmental efficiency of *Saccharomyces cerevisiae* on methane production in dairy and beef cattle via a meta-analysis. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 3651-3658, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3878-x>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- DELAQUIS, P. J.; STANICH, K.; GIRARD, B.; MAZZA, G. Antimicrobial activity of individual and mixed fractions of dill, cilantro, coriander and eucalyptus essential oils. **International Journal of Food Microbiology**, v. 74, n. 1-2, p. 101-109, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0168-1605\(01\)00734-6](https://doi.org/10.1016/S0168-1605(01)00734-6). Acesso em: 30 jul. 2025.
- DIJKSTRA, J.; BANNINK, A.; FRANCE, J.; KEBREAB, E.; VAN GASTELEN, S. Antimethanogenic effects of 3-nitrooxypropanol depend on supplementation dose, dietary fiber content, and cattle type. **Journal of Dairy Science**, v. 101, n. 10, p. 9041-9047, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2018-14456>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- DORMAN, H. J.; DEANS, S. G. Antimicrobial agents from plants: antibacterial activity of plant volatile oils. **Journal of Applied Microbiology**, v. 88, n. 2, p. 308-316, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2000.00969.x>. Acesso em: 30 jul. 2025.
- DUIN, E. C.; WAGNER, T.; SHIMA, S.; PRAKASH, D.; CRONIN, B.; YÁÑEZ-RUIZ, D. R.; DUVAL, S.; RÜMBELI, R.; STEMMLER, R. T.; THAUER, R. K.; KINDERMANN, M. Mode of action uncovered for the specific reduction of methane emissions from ruminants by the small molecule 3-nitrooxypropanol. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 22, p. 6172-6177, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1600298113>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- DUVAL, B. D.; AGUERRE, M.; WATTIAUX, M.; VADAS, P. A.; POWELL, J. M. Potential for reducing on-farm greenhouse gas and ammonia emissions from dairy cows with prolonged dietary tannin additions. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, article 329, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2997-6>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- FENG, X. Y.; DIJKSTRA, J.; BANNINK, A.; VAN GASTELEN, S.; FRANCE, J.; KEBREAB, E. Antimethanogenic effects of nitrate supplementation in cattle: a meta-analysis. **Journal of Dairy Science**, v. 103, n. 12, p. 11375-11385, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2020-18541>. Acesso em: 1 ago. 2025.
- FERRO, M. M.; MOURA, D. C. de; GERON, L. J. V. Óleos essenciais em dietas para bovinos. **Revista de Ciências Agroambientais**, v. 14, n. 2, p. 47-57, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.5327/rcaa.v14i2.1602>. Acesso em: 30 jul. 2025.

FAO. **Climate change and the global dairy cattle sector:** the role of the dairy sector in a low-carbon future. Roma: FAO, 2019. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/8749a956-0725-414f-8c35-58a5db0c2b5c/content>. Acesso em: 28 jul. 2025.

GERDES, L.; UZAN, B. Z.; OLIVEIRA, G. B.; BARBOSA, C. M. P.; GIACOMINI, A. A.; BERNDT, A. Influence of mixed grass-legume pasture or supplementation with ammonium nitrate in cattle enteric methane emission. In: REUNIÃO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 57., 2022, Campinas. **Tropical animal science and practice to feed the planet:** proceedings. Brasília, DF: SBZ; São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2022. p. 40.

GLOBAL METHANE PLEDGE (GMP) **About the Global Methane Pledge.** 2025. Disponível em: <https://www.globalmethanepledge.org/#about>. Acesso em: 25 maio 2025.

GRAINGER, C.; BEAUCHEMIN, K. A. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 308-320, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.021>. Acesso em: 29 jul. 2025.

GRAINGER, C.; CLARKE, T.; AULDIST, M. J.; BEAUCHEMIN, K. A.; MCGINN, S. M.; WAGHORN, G. C.; ECKARD, R. J. Potential use of *Acacia mearnsii* condensed tannins to reduce methane emissions and nitrogen excretion from grazing dairy cows. **Canadian Journal of Animal Science**, v. 89, n. 2, p. 241-251, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.4141/CJAS08110>. Acesso em: 4 ago. 2025.

GRAINGER, C.; WILLIAMS, R.; CLARKE, T.; WRIGHT, A. D. G.; ECKARD, R. J. Supplementation with whole cottonseed causes long-term reduction of methane emissions from lactating dairy cows offered a forage and cereal grain diet. **Journal of Dairy Science**, v. 93, n. 6, p. 2612-2619, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2009-2888>. Acesso em: 30 jul. 2025.

GUYADER, J.; EUGÈNE, M.; MEUNIER, B.; DOREAU, M.; MORGAVI, D. P.; SILBERBERG, M.; ROCHETTE, Y.; GERARD, C.; LONCKE, C.; MARTIN, C. Additive methane-mitigating effect between linseed oil and nitrate fed to cattle. **Journal of Animal Science**, v. 93, n. 7, p. 3564-3577, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.2527/jas.2014-8196>. Acesso em: 4 ago. 2025.

HAND, K. J.; GODKIN, A.; KELTON, D. F. Milk production and somatic cell counts: a cow-level analysis. **Journal of Dairy Science**, v. 95, n. 3, p. 1358-1362, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2011-4927>. Acesso em: 28 jul. 2025.

HART, K. J.; JONES, H. G.; WADDAMS, K. E.; WORGAN, H. J.; ZWEIFEL, B.; NEWBOLD, C. J. An essential oil blend decreases methane emissions and increases milk yield in dairy cows. **Open Journal of Animal Sciences**, v.9, n.3, p. 259-267, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/ojas.2019.93022>. Acesso em: 4 ago. 2025.

HASSANAT, F.; BENCHAAAR, C. Assessment of the effect of condensed (acacia and quebracho) and hydrolysable (chestnut and valonea) tannins on rumen fermentation and methane production in vitro. **Journal of the science of food and agriculture**, v. 93, n. 2, p. 332-339, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jsfa.5763>. Acesso em: 28 jul. 2025.

HELANDER, I. M.; ALAKOMI, H.-L.; LATVA-KALA, K.; MATTILA-SANDHOLM, T.; POL, I.; SMID, E. J.; GORRIS, L. G. M.; VON WRIGHT, A. Characterization of the action of selected essential oil components on Gram-negative bacteria. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, v. 46, n. 9, p. 3590-3595, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/jf980154m>. Acesso em: 30 jul. 2025.

HRISTOV, A. N. Invited review: advances in nutrition and feed additives to mitigate enteric methane emissions. **Journal of Dairy Science**, v. 107, n. 7, p. 4129-4146, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2023-24440>. Acesso em: 31 jul. 2025.

HRISTOV, A. N.; MELGAR, A. Relationship of dry matter intake with enteric methane emission measured with the GreenFeed system in dairy cows receiving a diet without or with 3-nitrooxypropanol. **Animal**, v. 14, n. suppl. 3, p. s484-s490, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S1751731120001731>. Acesso em: 4 ago. 2025.

HRISTOV, A. N.; MELGAR, A.; WASSON, D.; ARNDT, C. Symposium review: effective nutritional strategies to mitigate enteric methane in dairy cattle. **Journal of Dairy Science**, v. 105, n. 10, p. 8543-8557, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2021-21398>. Acesso em: 4 ago. 2025.

HRISTOV, A. N.; OH, J.; GIALLONGO, F.; FREDERICK, T. W.; HARPER, M. T.; WEEKS, H. L.; BRANCO, A. F.; MOATE, P. J.; DEIGHTON, M. H.; WILLIAMS, S. R. O.; KINDERMANN, M.; DUVAL, S. An inhibitor persistently decreased enteric methane emission from dairy cows with no negative effect on milk production. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 34, p. 10663-10668, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1504124112>. Acesso em: 4 ago. 2025.

HRISTOV, A. N.; OH, J.; LEE, C.; MEINEN, R.; MONTES, F.; OTT, T.; FIRKINS, J.; ROTZ, A.; DELL, C.; ADESOGAN, A.; YANG, W.; TRICARICO, J.; KEBREAB, E.; WAGHORN, G.; DIJKSTRA, J.; OOSTING, S. **Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production: a review of technical options for non-CO₂ emissions**. Roma: FAO, 2013. (FAO animal production and health paper, 177). Disponível em: <http://www.fao.org/3/i3288e/i3288e.pdf>. Acesso em: 31 jul. 2025.

JOBLIN, K. N. Ruminant acetogens and their potential to lower ruminant methane emissions. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 50, n. 8, p. 1307-1314, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/AR99004>. Acesso em: 29 jul. 2025.

KLEIN, B. G. **Cunningham tratado de fisiologia veterinária**. 5. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014.

KNAPP, J. R.; LAUR, G. L.; VADAS, P. A.; WEISS, W. P.; TRICARICO, J. M. Invited review: enteric methane in dairy cattle production: quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. **Journal of Dairy Science**, v. 97, n. 6, p. 3231-3261, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2013-7234>. Acesso em: 28 jul. 2025.

KOLLING, G. J.; STIVANIN, S. C. B.; GABBI, A. M.; MACHADO, F. S.; FERREIRA, A. L.; CAMPOS, M. M.; TOMICH, T. R.; CUNHA, C. S.; DILL, S. W.; PEREIRA, L. G. R.; FISCHER, V. Performance and methane emissions in dairy cows fed oregano and green tea extracts as feed additives. **Journal of Dairy Science**, v. 101, n. 5, p. 4221-4234, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13841>. Acesso em: 30 jul. 2025.

KROOK, J. L.; DUINKER, A.; LARSEN, W. E.; BIRKELAND, I. M.; SKEIE, S.; HORN, S. J.; STÉVANT, P. Approaches for reducing the iodine content of the brown seaweed *Saccharina latissimi* - effects on sensory properties. **Journal of Applied Phycology**, v. 36, p. 783-796, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10811-023-02974-5>. Acesso em: 5 ago. 2025.

LEE, C.; BEAUCHEMIN, K. A. A review of feeding supplementary nitrate to ruminant animals: nitrate toxicity, methane emissions, and production performance. **Canadian Journal of Animal Science**, v. 94, n. 4, p. 557-570, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4141/cjas-2014-069>. Acesso em: 1 ago. 2025.

LLONCH, P.; HASKELL, M. J.; DEWHURST, R. J.; TURNER, S. P. Current available strategies to mitigate greenhouse gas emissions in livestock systems: an animal welfare perspective. **Animal**, v. 11, n. 2, p. 274-284, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S1751731116001440>. Acesso em: 28 jul. 2025.

MACHADO, F. S.; PEREIRA, L. G. R.; GUIMARAES JUNIOR, R.; LOPES, F. C. F.; CHAVES, A. V.; CAMPOS, M. M.; MORENZ, M. J. F. **Emissões de metano na pecuária: conceitos, métodos de avaliação e estratégias de mitigação**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2011. (Embrapa Gado de Leite. Documentos, 147). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/895247/1/Doc147Emissoesmetano.pdf>. Acesso em: 28 jul. 2025.

McALLISTER, T. A.; NEWBOLD, C. J. Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 48, n. 2, p. 7-13, 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1071/EA07218>. Acesso em: 285 jul. 2025.

MEALE, S. J.; POPOVA, M.; SARO, C.; MARTIN, C.; BERNARD, A.; LAGREE, M.; YÁÑEZ-RUIZ, D. R.; BOUDRA, H.; DUVAL, S.; MORGAVI, D. P. Early life dietary intervention in dairy calves results in a long-term reduction in methane emissions. **Scientific Reports**, v. 11, article 3003, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82084-9>. Acesso em: 4 ago. 2025.

MELLER, R. A.; WENNER, B. A.; ASHWORTH, J.; GEHMAN, A. M.; LAKRITZ, J.; FIRKINS, J. L. Potential roles of nitrate and live yeast culture in suppressing methane emission and influencing ruminal fermentation, digestibility, and milk production in lactating Jersey cows. **Journal of Dairy Science**, v. 102, n. 7, p. 6144-6156, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2018-16008>. Acesso em: 4 ago. 2025.

MOLINA-BOTERO, I. C.; ARROYAVE-JARAMILLO, J.; VALENCIA-SALAZAR, S.; BARAHONA-ROSALES, R.; AGUILAR-PÉREZ, C. F.; BURGOS, A. A.; ARANGO, J.; KU-VERA, J. C. Effects of tannins and saponins contained in foliage of *Gliricidia sepium* and pods of *Enterolobium cyclocarpum* on fermentation, methane emissions and rumen microbial population in crossbred heifers. **Animal Feed Science and Technology**, v. 251, p. 1-11, 2019a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2019.01.011>. Acesso em: 4 ago. 2025.

MOLINA-BOTERO, I. C.; MONTOYA-FLORES, M. D.; ZAVALA-ESCALANTE, L. M.; BARAHONA-ROSALES, R.; ARANGO, J.; KU-VERA, J. C. Effects of long-term diet supplementation with *Gliricidia sepium* foliage mixed with *Enterolobium cyclocarpum* pods on enteric methane, apparent digestibility, and rumen microbial population in crossbred heifers. **Journal of Animal Science**, v. 97, n. 4, p. 1619-1633, 2019b. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jas/skz067>. Acesso em: 4 ago. 2025.

MONTEIRO, A. L. G.; FARO, A. M. C. D. da F.; PERES, M. T. P.; BATISTA, R.; POLI, C. H. E. C.; VILLALBA, J. J. The role of small ruminants on global climate change. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 40, e43124, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actascianimsci.v40i1.43124>. Acesso em: 29 jul. 2025.

MONTOYA-FLORES, M. D.; MOLINA-BOTERO, I. C.; ARANGO, J.; ROMANO-MUÑOZ, J. L.; SOLORIO-SÁNCHEZ, F. J.; AGUILAR-PÉREZ, C. F.; KU-VERA, J. C. Effect of dried leaves of *Leucaena leucocephala* on rumen fermentation, rumen microbial population, and enteric methane production in crossbred heifers. **Animals**, v. 10, n. 2, article 300, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ani10020300>. Acesso em: 4 ago. 2025.

MORAES, J. C. F.; SOUZA, C. J. H. de. **O controle da reprodução em vacas leiteiras**. Bagé: Embrapa Pecuária Sul, 2020. (Embrapa Pecuária Sul. Documentos, 164). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1125155/1/DOC-164-online.pdf>. Acesso em: 28 jul. 2025.

MUÑOZ, C.; LETELIER, P. A.; UNGERFELD, E. M.; MORALES, J. M.; HUBE, S.; PÉREZ-PRIETO, L. A. Effects of pre grazing herbage mass in late spring on enteric methane emissions, dry matter intake, and milk production of dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 99, n. 10, p. 7945-7955, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2016-10919>. Acesso em: 29 jul. 2025.

NEWBOLD, C. J.; DE LA FUENTE G.; BELANCHE, A.; RAMOS-MORALES, E.; MCEWAN, N. R. The role of ciliate protozoa in the rumen. **Frontiers in Microbiology**, v. 6, article 1313, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01313>. Acesso em: 29 jul. 2025.

ODONGO, N. E.; BAGG, R.; VESSIE, G.; DICK, P.; OR-RASHID, M. M.; HOOK, S. E.; GRAY, J. T.; KEBREAB, E.; FRANCE, J.; MCBRIDE, B. W. Long-term effects of feeding monensin on methane production in lactating dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 90, n. 4, p. 1781-1788, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2006-708>. Acesso em: 4 ago. 2025.

OLIJHOEK, D. W.; HELLWING, A. L. F.; BRASK, M.; WEISBJERG, M. R.; HOJBERG, O.; LARSEN, M. K.; DIJKSTRA, J.; ERLANDSEN, E. J.; LUND, P. Effect of dietary nitrate level on enteric methane production, hydrogen emission, rumen fermentation, and nutrient digestibility in dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 99, n. 8, p. 6191-6205, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2015-10691>. Acesso em: 4 ago. 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, article 958751, 2022. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1147546/1/GreenhouseGasBalance.pdf>. Acesso em: 4 ago. 2025.

OLLÉ, M. de A.; FLUCK, A. C.; PAVEGLIO, P.; COSTA, P. T.; MOREIRA, S. M.; BRAUNER, C. C. Suplementação com leveduras na alimentação de bovinos. *Redvet. Revista Eletrônica de Veterinária*, v. 18, n. 12, p.1-16, 2017. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63654640002>. Acesso em: 20 jul. 2025.

OWENS, F. N.; GOETSCH, A. L. Ruminal fermentation. In: CHURCH, D. C. **The ruminant animal: digestive physiology and nutrition**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1988. p.145-171.

PALANGI, V.; LACKNER, M. Management of enteric methane emissions in ruminants using feed additives: a review. **Animals**, v. 12, n. 24, article 3452, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ani12243452>. Acesso em: 4 ago. 2025.

PATRA, A. K. The effect of dietary fats on methane emissions, and its other effects on digestibility, rumen fermentation and lactation performance in cattle: a meta-analysis. **Livestock Science**, v.155, n. 2-3, p. 244-254, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2013.05.023>. Acesso em: 29 jul. 2025.

PEDROSO, A. M.; MACEDO, F. L. Suplementação lipídica para vacas leiteiras. In: SIMPÓSIO SOBRE NUTRIÇÃO DE BOVINOS, 9., 2011, Piracicaba. **Manejo alimentar de bovinos: anais**. Piracicaba: ESALQ, 2011. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/909629/1/PROCI2011.00247.pdf>. Acesso em: 29 jul. 2025.

PETERSEN, S. O.; HELLWING, A. L.; BRASK, M.; HØJBERG, O.; POULSEN, M.; ZHU, Z.; BARAL, K. R.; LUND, P. Dietary nitrate for methane mitigation leads to nitrous oxide emissions from dairy cows. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, n. 4, p. 1063-1070, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0107>. Acesso em: 4 ago. 2025.

POSSENTI, R. A.; FRANZOLIN, R.; SCHAMMAS, E. A.; DEMARCHI, J. J. A. de A.; FRIGHETTO, R. T. S.; LIMA, M. A. de. Efeitos de dietas contendo *Leucaena leucocephala* e *Saccharomyces cerevisiae* sobre a fermentação ruminal e a emissão de gás metano em bovinos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 8, p. 1509-1516, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1516-35982008000800025>. Acesso em: 4 ago. 2025.

POTTER, T. L.; ARNDT, C.; HRISTOV, A. N. Short communication: Increased somatic cell count is associated with milk loss and reduced feed efficiency in lactating dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 101, n. 10, p. 9510-9515, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2017-14062>. Acesso em: 28 jul. 2025.

- PRIMAVESI, O. M. A. S. P. R.; PEDREIRA, M. dos S.; FRIGHETTO, R. T. S.; LIMA, M. A. de; BERCHIELLI, T. T.; OLIVEIRA, S. G.; RODRIGUES, A. de A.; BARBOSA, P. F. **Manejo alimentar de bovinos leiteiros e sua relação com produção de metano ruminal**. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2004b. (Embrapa Pecuária Sudeste. Circular técnica, 39). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/47010/1/Circular39.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2025.
- PRIMAVESI, O.; 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, 2004a. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/46073/1/PROCIOP2004.00038.PDF>. Acesso em: 28 jul. 2025.
- RAMIN, M.; CHAGAS, J. C. C.; PAL, Y.; DANIELSSON, R.; FANT, P.; KRIZSAN, S. J. Reducing methane production from stored feces of dairy cows by *Asparagopsis taxiformis*. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 7, article 1187838, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1187838>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- RANGEL, A. H. do N.; LEONEL, F. de P.; SIMPLÍCIO, A. A.; MENDONÇA JÚNIOR, A. F. de. Utilização de ionóforos na produção de ruminantes. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 8, n. 1, p. 264-273, 2008. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=50080129>. Acesso em: 02 jul. 2025.
- REYNOLDS, C. K.; HUMPHRIES, D. J.; KIRTON, P.; KINDERMANN, M.; DUVAL, S.; STEINBER, W. Effects of 3-nitrooxypropanol on methane emission, digestion, and energy and nitrogen balance of lactating dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 97, n. 6, p. 3777-3789, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2013-7397>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- ROQUE, B. M.; SALWEN, J. K.; KINLEY, R.; KEBREAB, E. Inclusion of *Asparagopsis armata* in lactating dairy cows' diet reduces enteric methane emission by over 50 percent. **Journal of Cleaner Production**, v. 234, p.132-138, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.193>. Acesso em: 31 jul. 2025.
- ROQUE, B. M.; VENEGAS, M.; KINLEY, R. D.; DE NYS, R. de; DUARTE, T. L.; YANG, X.; KEBREAB, E. Red seaweed (*Asparagopsis taxiformis*) supplementation reduces enteric methane by over 80 percent in beef steers. **PLoS ONE**, v. 16, n. 3, e0247820, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247820>. Acesso em: 31 jul. 2025.
- SALMAN, A. K. D.; PAZIANI, S. de F.; SOARES, J. P. G. **Utilização de ionóforos para bovinos de corte**. Porto Velho: Embrapa Rondônia, 2006. (Embrapa Rondônia. Documentos, 101). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/708265/1/doc101ionoforos.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2025.
- STEFENONI, H. A.; RÄISÄNEN, S. E.; CUEVA, S. F.; WASSON, D. E.; LAGE, C. F. A.; MELGAR, A.; FETTER, M. E.; SMITH, P.; HENNESSY, M.; VECCHIARELLI, B.; BENDER, J.; PITTA, D.; CANTRELL, C. L.; YARISH, C.; HRISTOV, A. N. Effects of the macroalga *Asparagopsis taxiformis* and oregano leaves on methane emission, rumen fermentation, and lactational performance of dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 104, n. 4, p. 4157-4173, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2020-19686>. Acesso em: 31 jul. 2025.
- THIEL, A.; RÜMBELI, R.; MAIR, P.; YEMAN, H.; BEILSTEIN, P. 3-NOP: ADME studies in rats and ruminating animals. **Food and Chemical Toxicology**, v. 125, p. 528-539, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.02.002>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- THORSTEINSSON, M.; WEISBJERG, M. R.; LUND, P.; BRUHN, A.; HELLWING, A. L. F.; NIELSEN, M. O. Effects of dietary inclusion of 3 Nordic brown macroalgae on enteric methane emission and productivity of dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 106, n. 10, p. 6921-6937, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2023-23437>. Acesso em: 5 ago. 2025.
- TRISTANT, D.; MORAN, C. A. The efficacy of feeding a live probiotic yeast, Yea-Sacc®, on the performance of lactating dairy cows. **Journal of Applied Animal Nutrition**, v.3, e12, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/jan.2015.10>. Acesso em: 4 ago. 2025.
- VAN GASTELN, S.; DIJKSTRA, J.; BINNENDIJK, G.; DUVAL, S. M.; HECK, J. M. L.; KINDERMANN, M.; ZANDSTRA, T.; BANNINK, A. 3-Nitrooxypropanol decreases methane emissions and increases hydrogen emissions of early lactation dairy cows, with associated changes in nutrient digestibility and energy metabolism. **Journal of Dairy Science**, v. 103, n. 9, p. 8074-8093, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17936>. Acesso em: 1 ago. 2025.
- VAN ZIJDERVELD, S. M.; GERRITS, W. J. J.; DIJKSTRA, J.; NEWBOLD, J. R.; HULSHOF, R. B. A.; PERDOK, H. B. Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 94, n. 8, p. 4028-4038, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2011-4236>. Acesso em: 1 ago. 2025.

VON KEYSERLINGK, M. A. G.; MARTIN, N. P.; KEBREAB, E.; KNOWLTON, K. F.; GRANT, R. J.; STEPHENSON, M.; SNIFFEN, C. J.; HARNER, J. P.; WRIGHT, A. D.; SMITH, S. I. Invited review: Sustainability of the US dairy industry. **Journal of Dairy Science**, v. 96, n. 9, p. 5405-5425, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2012-6354>. Acesso em: 28 jul. 2025.

WILLIAMS, S. R. O.; HANNAH, M. C.; ECKARD, R. J.; WALES, W. J.; MOATE, P. J. Supplementing the diet of dairy cows with fat or tannin reduces methane yield, and additively when fed in combination. **Animal**, v. 14, supl. 3, p. s464-s472, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S1751731120001032>. Acesso em: 4 ago. 2025.

WIMS, C. M.; DEIGHTON, M. H.; LEWIS, E.; O'LOUGHLIN, B.; DELABY, L.; BOLAND, T. M.; O'DONOVAN, M. Effect of pregrazing herbage mass on methane production, dry matter intake, and milk production of grazing dairy cows during the mid-season period. **Journal of Dairy Science**, v. 93, n. 10, p. 4976-4985, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.3168/jds.2010-3245>. Acesso em: 29 jul. 2025.

WOOD, J. M.; KENNEDY, F. S.; WOLFE, R. S. The reaction of multihalogenated hydrocarbons with free and bound reduced vitamin B12. **Biochemistry**, v. 7, n. 5, p. 1707-1713, 1968. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/bi00845a013>. Acesso em: 31 jul. 2025.

YU, G.; BEAUCHEMIN, K. A.; DONG, R. A review of 3-nitrooxypropanol for enteric methane mitigation from ruminant livestock. **Animals**, v. 11, n. 12, p. 3540, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ani11123540>. Acesso em: 28 jul. 2025.

ZHANG, J.; XU, X.; CAO, Z.; WANG, Y. J.; YANG, H.; AZARFAR, A.; LI, S. Effect of different tannin sources on nutrient intake, digestibility, performance, nitrogen utilization, and blood parameters in dairy cows. **Animals**, v. 9, n. 8, article 507, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ani9080507>. Acesso em: 4 ago. 2025.

ZHOU, X.; ZEITZ, J. O.; MEILE, L.; KREUZER, M.; SCHWARM, A. Influence of pH and the degree of protonation on the inhibitory effect of fatty acids in the ruminal methanogen *Methanobrevibacter ruminantium* strain M1. **Journal of Applied Microbiology**, v. 119, n. 6, p. 1482-1493, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jam.12955>. Acesso em: 30 jul. 2025.

ZOTTI, C. A.; PAULINO, V. T. **Metano na produção animal: emissão e minimização de seu impacto**. Pubvet, v. 3, n. 28, art. 641, 2009. Disponível em: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/pdf/10.5555/20113097972>. Acesso em: 28 jul. 2025.

The top-left corner of the page features several overlapping, semi-transparent geometric shapes in shades of light blue and green, including triangles and polygons.

Capítulo 2

Protocolo “Boas práticas para a redução da emissão de amônia e óxido nitroso no solo”

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

The bottom-right corner of the page is decorated with a cluster of overlapping, semi-transparent geometric shapes in various shades of blue and green, including large triangles and smaller polygons.

Introdu  o

O nitrogênio (N) desempenha papel essencial na agropecuária e    um dos nutrientes mais importantes para o desenvolvimento e crescimento de plantas e animais. Por fazer parte das moléculas de proteína, enzimas e clorofila, além de ser essencial na divisão celular, o N    essencial para o crescimento das plantas. O teor de N presente no solo, dependente da matéria orgânica e da taxa de mineraliza  o, normalmente    insuficiente para as culturas agrícolas e pastagens desenvolverem-se de forma adequada. Nesse contexto,    necessária a adi  o de fontes externas de N, como fertilizantes sintéticos e orgânicos ou o uso de plantas fixadoras de N, como exemplo o plantio em consórcio com leguminosas (estilosantes, feijão-guandu, arachis, entre outras).

O   xido nitroso (N_2O)    um gás de efeito estufa (GEE) que apresenta potencial de aquecimento global 298 vezes superior ao dióxido de carbono (CO_2), podendo permanecer na atmosfera por até 114 anos. Em solos agrícolas, a emissão de N_2O    oriunda basicamente da aplica  o de fertilizantes nitrogenados, dejetos animais e queima de combustíveis fósseis. Esse gás pode ser emitido diretamente pelo solo ou de maneira indireta, uma vez que parte da amônia (NH_3) emitida    transformada em N_2O na atmosfera.

A NH_3    um composto volátil que se forma no solo, principalmente após a aplica  o de fertilizantes, em especial a ureia [$CO(NH_2)_2$]. Quando aplicada ao solo, a ureia    hidrolisada pela enzima urease, resultando na forma  o de amônio (NH_4^+) e bicarbonato (HCO_3^-). O HCO_3^- causa eleva  o do valor de pH próximo aos grânulos de ureia, favorecendo a forma  o da amônia, que    volatilizada para a atmosfera. Altas temperaturas e solos úmidos favorecem a a  o da enzima urease e aumentam a emissão de NH_3 . A emissão direta de N_2O ocorre quando o nitrato (NO_3^-) do solo    reduzido. O NO_3^- pode ser reduzido completamente    N_2 , mas também pode ser perdido como N_2O ou NO , principalmente em solos com alta umidade. Além da emissão de GEE, as emissões de NH_3 e N_2O representam desperdícios dos fertilizantes aplicados, gerando prejuízos aos produtores e baixa eficiência agrônômica.

Diversos fatores interferem na emissão de NH_3 e N_2O , tais como: tipos de solo, umidade e temperatura do ar, pH do solo, presença de oxigênio no solo, teores disponíveis de carbono (C) orgânico e de N e a rela  o entre C:N do solo, quantidade e forma da aduba  o (incorpora  o no solo ou em superfície, parcelada ou em dose única) e teores de matéria orgânica em decomposi  o. Dentre esses fatores, alguns podem ser manejados pelo produtor para diminuir as emissões e o desperdício.

Dentre as atividades inerentes aos produtores estão as boas práticas de manejo, as quais devem ser empregadas para minimizar as perdas de N, os efeitos nocivos ao meio ambiente e as ineficiências produtivas. Como exemplos de boas práticas temos:

Uso de leguminosas

O consórcio de gramíneas com leguminosas tem como benefício a fixa  o biológica de N no solo devido    simbiose com bactérias que vivem em nódulos nas raízes das leguminosas, como trevos, feijão-guandu, amendoim-forrageiro e estilosantes, que conseguem converter o N atmosférico em formas de N que as plantas podem utilizar para o seu crescimento. Pode-se afirmar que o uso de leguminosas contribui para reduzir a emissão de GEE, por proporcionar uma diminui  o no uso de fertilizantes nitrogenados que emitem GEE em suas sínteses, processamento e transporte. A eficácia de redu  o tem rela  o com o fato de se evitar a emissão de 5,42 kg de CO_2 para cada 1 kg de fertilizante nitrogenado N sint  tico produzido, segundo a base de dados Ecoinvent (2021).

Distribuição mais uniforme dos dejetos animais via práticas no manejo do pastejo

A distribuição heterogênea das excretas de animais resulta em locais de alta deposição de excreta e com quantidades excessivas de N (e outros nutrientes), ocasionando baixo aproveitamento do N pelas plantas e altas emissões de NH_3 e N_2O , além de locais sem deposição, com baixa disponibilidade de nutrientes para a pastagem. Alguns dos seguintes fatores contribuem para a distribuição heterogênea ou homogênea das excretas:

a) A distribuição das excretas, fezes e urina ocorre em função da organização dos animais no espaço ao longo do tempo: caso permaneçam por um período extenso em sombras e próximos a bebedouros, ordenha e locais de manejo ou sítios específicos de pastejo, as excretas serão concentradas nesses locais.

b) O manejo do pastejo afeta a distribuição dos animais na pastagem: de maneira geral, um maior número de subdivisões no pasto, como por exemplo, a lotação rotativa quando comparada à contínua, aumentará a densidade de lotação (taxa de lotação instantânea), aumentando a competição por alimento, diminuindo os locais de rejeição do pasto e aumentando a homogeneidade de distribuição dos animais e das excretas. Além disso, o manejo sob lotação rotativa tem maior quantidade de cochos, bebedouros e, por vezes, sombra, contribuindo para a melhoria da distribuição das excretas.

Uso de fertilizantes de eficiência aumentada

Os fertilizantes de eficiência aumentada disponibilizam o N gradualmente para o solo, planta e microrganismos, contribuindo para que a planta aproveite melhor o N aplicado e, consequentemente, haja menores perdas por emissões de GEE. Exemplos incluem a ureia-formaldeído (UF) e o isobutileno diureia (IBDU), fertilizantes com barreira física composta de polímeros orgânicos, como termoplásticos e resinas, ou materiais inorgânicos, como enxofre e zeólitas (grupo com mais de 50 tipos de minerais de ocorrência natural ou sintetizadas), e compostos inorgânicos de baixa solubilidade, como fosfatos metálicos de NH_4^+ e rochas fosfáticas parcialmente aciduladas. Embora alguns estudos indiquem aumento na emissão de NH_3 , provavelmente devido às condições climáticas no decorrer do tempo, a grande maioria indica uma redução que pode variar de 2,4 a 98,2% na redução da volatilização de ureia, enquanto a redução da emissão de N_2O varia de 39,4% a 94,6%.

Uso de fertilizantes com inibidores de reação química

Os fertilizantes com inibidores de reações químicas visam reduzir reações químicas-chaves para a formação de NH_3 e N_2O e suas emissões. Os inibidores da urease têm efeito principal na redução da emissão de NH_3 . Como exemplos podem ser citados os inibidores da urease tiofosfato de N-(n-butil), triamida (NBPT), fenilfosforodiamidato (PPD/PPDA) e hidroquinona. Os inibidores de nitrificação têm efeito na redução da emissão de N_2O , podendo ser citados como exemplo o 2-cloro-6-triclorometil piridina (nitrapirina), o 2-amino-4-clorometil (pirimidina), a dicianodiamida (DCD) e o fosfato de 3,4-dimetilpirazila (DMPP). A redução dos inibidores de reação química varia de 2,6 até 99% para o NH_3 e de 2,6 até 100% para o N_2O .

Uso de fontes de N alternativas à ureia

O uso de fontes alternativas à ureia pode diminuir a emissão dos GEE. Em função de suas composições químicas e físicas, são menos susceptíveis à emissão desses gases. As fontes alternativas podem ser minerais, como o sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, sulfato de amônio + ureia, nitrato de amônio (NH_4NO_3) , nitrato de amônio + ureia (uran); orgânicas, como esterco suíno, cama de frango e esterco bovino; e até fontes organominerais, que podem ser obtidas a partir de fontes minerais misturadas com fontes orgânicas (por exemplo dejetos de galinha + NPK). A eficácia dessa prática

de manejo traz resultados variáveis, dependendo da fonte escolhida: para a emissão de amônia, foram registrados aumentos de 43% na emissão, com utilização de fertilizante organomineral, diminuição de até 99%, com o uso de NO_3NH_4 . De uma maneira geral, os fertilizantes orgânicos e organominerais têm resultados variáveis, enquanto os fertilizantes sintéticos alternativos à ureia têm apresentado resultados consistentes em relação à diminuição da emissão de amônia. Para o N_2O , podem ocorrer aumentos expressivos com o uso de microalgas e biofilmes, mas também reduções de até 41% com o uso de outras fontes.

Práticas de manejo para redução da volatilização de NH_3 decorrentes da aplicação de ureia: aplicação incorporada no solo, parcelamento da aplicação, irrigação ou chuva após aplicação do fertilizante

A incorporação da ureia no solo faz com que o aumento do pH do solo ao redor do grânulo de ureia, o qual favorece a formação de NH_3 , ocorra longe da interface solo-atmosfera, diminuindo a volatilização. A aplicação de lâminas da água via precipitação ou irrigação incorpora a ureia em camadas mais profundas do solo, também diminuindo a volatilização. Finalmente, o parcelamento da adubação evita que doses altas de uma só vez sejam disponibilizadas no solo para as plantas e microrganismos, aumentando o aproveitamento das plantas e diminuindo as perdas por NH_3 e N_2O . A diminuição da emissão de NH_3 varia de 16,7 a 100%, com menores perdas observadas com o aumento da profundidade em que a ureia é incorporada, da lâmina de água aplicada e do número de parcelas da adubação. Por outro lado, os resultados em relação ao N_2O são variáveis, ocorrendo desde aumentos na emissão de 75,4% até diminuições de 33,1%.

Ao final deste capítulo são apresentados resultados recentes com diferentes alternativas de mitigação das perdas de N em sistemas de produção de bovinos leiteiros.

Estado da Arte

O nitrogênio (N) é essencial para culturas, por desempenhar funções importantes nas plantas mediante componentes constituídos de aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos, além de contribuir para a regulação do metabolismo e do crescimento e desenvolvimento das plantas. O N pode ser perdido do solo via volatilização na forma gasosa de amônia (NH_3), lixiviação, quando os íons nitrato (NO_3^-) no solo são levados para camadas mais profundas do solo, podendo atingir o lençol freático, e emissão de N_2O , que ocorre quando os microrganismos convertem os íons NO_3^- presentes no solo em nitrogênio gasoso (N_2) ou óxido nitroso (N_2O) ou óxido nítrico (NO) via desnitrificação, sendo liberados para a atmosfera. O processo contrário, que é a fixação do nitrogênio da atmosfera no solo, pode ocorrer de forma natural, quando microrganismos convertem o N_2 em amônia NH_3 , amônio (NH_4^+) e outros componentes nitrogenados que são utilizados pelas plantas, processo conhecido como fixação biológica de nitrogênio (FBN), ou via fixação física do nitrogênio, em que descargas elétricas, correntes contínuas e componentes M dos relâmpagos (fenômenos que ocorrem durante a fase de corrente contínua de um relâmpago e caracterizam-se por um aumento momentâneo na corrente elétrica, resultando em um aumento na luminosidade do canal do relâmpago por cerca de um milissegundo) promovem a reação entre átomos de nitrogênio e átomos de oxigênio, formando compostos tais como NO e NO_2 , denominados genericamente de NO_x (Brasil, 2024). Essas moléculas, ainda usando a energia do raio, são hidratadas com vapor d'água e transformam-se em nitrito (NO_2^-), posteriormente convertido em nitrato (NO_3^-) que é assimilável pelas plantas (Fausto, 2013). Outra forma de incorporação é a adição de N no solo via fertilização orgânica ou mineral.

O nitrogênio (N) é essencial para culturas, por desempenhar funções importantes nas plantas mediante componentes constituídos de aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos, além de contribuir para a regulação do metabolismo e do crescimento e desenvolvimento das plantas. O N pode ser perdido do solo via volatilização na forma gasosa de amônia (NH_3), lixiviação, quando os íons nitrato (NO_3^-) no solo são levados para camadas mais profundas do solo, podendo atingir o lençol freático, e emissão de N_2O , que ocorre quando os microrganismos convertem os íons NO_3^- presentes no solo em nitrogênio gasoso (N_2) ou óxido nitroso (N_2O) ou óxido nítrico (NO) via desnitrificação, sendo liberados para a atmosfera. O processo contrário, que é a fixação do nitrogênio da atmosfera no solo, pode ocorrer de forma natural, quando microrganismos convertem o N_2 em amônia NH_3 , amônio (NH_4^+) e outros componentes nitrogenados que são utilizados pelas plantas, processo conhecido como fixação biológica de nitrogênio (FBN), ou via fixação física do nitrogênio, em que descargas elétricas, correntes contínuas e componentes M dos relâmpagos (fenômenos que ocorrem durante a fase de corrente contínua de um relâmpago e caracterizam-se por um aumento momentâneo na corrente elétrica, resultando em um aumento na luminosidade do canal do relâmpago por cerca de um milissegundo) promovem a reação entre átomos de nitrogênio e átomos de oxigênio, formando compostos tais como NO e NO_2 , denominados genericamente de NO_x (Brasil, 2024). Essas moléculas, ainda usando a energia do raio, são hidratadas com vapor d'água e transformam-se em nitrito (NO_2^-), posteriormente convertido em nitrato (NO_3^-) que é assimilável pelas plantas (Fausto, 2013). Outra forma de incorporação é a adição de N no solo via fertilização orgânica ou mineral.

O N perdido causa impactos ambientais como poluição da água e aumento da emissão dos gases do efeito estufa (GEE) e amônia. A ureia [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] é um dos principais fertilizantes nitrogenados utilizados na agricultura devido à alta concentração de nitrogênio (45%) (Oliveira et al., 2007). Geralmente, sua produção é mais barata do que as outras fontes de fertilizantes nitrogenados assim como o frete, devido à alta concentração de N (Oliveira et al., 2007). Seu armazenamento, manuseio e aplicação são fáceis. Ao ser aplicada no solo, a ureia passa por hidrólise, liberando NH_3 e dióxido de carbono (CO_2) por ação da enzima urease presente na matéria orgânica do solo. Apesar da hidrólise ser necessária para a disponibilização do N-ureia para as plantas, a NH_3 formada pode ser volatilizada dependendo das condições do meio em que a ureia é aplicada (Oliveira et al., 2007). A volatilização é um fator crítico, especialmente quando o fertilizante é aplicado em superfície.

Emissões de N_2O e NH_3 e suas relações com o N no solo e os fertilizantes

O óxido nitroso (N_2O) é uma molécula encontrada em formato gasoso na atmosfera, com potencial de aquecimento global (GWP100) cerca de 273 vezes maior do que o dióxido de carbono (CO_2), podendo permanecer na atmosfera por até 114 anos (Forster et al., 2021). Segundo o Tsai et al. (2023), o manejo de solos representa cerca de 29% das emissões de gases do efeito estufa (GEE) do setor agropecuário, composto, em sua maioria, por emissões de N_2O . Em solos agrícolas, a emissão de N_2O é oriunda basicamente da aplicação de fertilizantes nitrogenados, dejetos animais, queima de combustíveis fósseis e fertilização. Adicionalmente, aproximadamente 1% do nitrogênio (N) volatilizado como amônia (NH_3) é oxidado a N_2O na atmosfera, sendo considerado como emissão indireta de N_2O (Follett; Hatfield, 2001). A Tabela 2.1. apresenta diversos fatores de emissão de N_2O e NH_3 de atividades agropecuárias.

Tabela 2.1. Fatores de emissão de GEE produzidos por diferentes processos e atividades do setor agropecuário, de acordo com o IPCC, 2019*.

Origem da emissão	Fator de emissão (IPCC, 2019)
Bovinos (leite, corte e bubalinos), aves e suínos (kg N ₂ O/ kg N)	0,006 clima úmido 0,002 clima seco
Ovelhas e outros animais (kg N ₂ O/kg N)	0,003
Adi��o de N por fertilizantes minerais, corretivos orgânicos e resíduos de culturas e de N mineralizado do solo mineral resultante da perda de carbono do solo (kg N ₂ O/kg N)	0,01
N por volatiliza��o e re-deposi��o (kg N ₂ O / (kg NH ₃ + NO _x volatilizado))	0,014
Lixivia��o/escoamento (kg N ₂ O/ kg N Lixivia��o/escoamento)	0,011
Volatiliza��o dos fertilizantes s��nticos, ((kg NH ₃ + NO _x)/(kg N aplicado))	0,11
Volatiliza��o de todos os fertilizantes nitrogenados orgânicos aplicados e esterco e urina depositados por animais em pastoreio ((kg NH ₃ + NO _x)/(kg N aplicado ou depositado))	0,21
N perdido por lixivia��o/escoamento superficial para regiões de clima úmido, kg N (kg N/kg N adicionado ou depositado por animais em pastoreio)	0,24

*Fonte: Hergoualc’h et al. (2019)

O nitrogênio molecular (N₂), gasoso, representa 78% da composi  o do ar atmosférico e    uma molécula inerte e estável, composta por dois átomos de N ligados por uma forte liga  o tripla (Signor; Cerri, 2013). A quebra dessa liga  o exige uso significativo de energia e o processo de quebra seguido da transforma  o de N₂ em outros compostos nitrogenados    chamado de fixa  o de N. Esta ocorre naturalmente via descargas elétricas (relâmpagos) em pequenas quantidades, ou por processos biológicos, que envolvem microrganismos de vida livre (diazotróficos) ou microrganismos simbiossantes associados às plantas (principalmente as leguminosas). As plantas fornecem carboidratos para os microrganismos, enquanto esses transformam o N₂ em NH₃ com auxílio da enzima nitrogenase (Einsle; Rees, 2020). A fixa  o do N₂ em NH₃ ainda pode ocorrer com interferência antropog  nica por meio do processo de Haber-Bosch, obrigatório para síntese de fertilizantes nitrogenados minerais s  nticos, que ocorre em altas temperaturas e pressão, com o emprego de ferro como catalisador (Signor; Cerri, 2013).

A NH₃ produzida industrialmente, por sua vez, pode ser utilizada na produ  o dos principais fertilizantes nitrogenados, sendo eles (i) o nitrato de amônio (NH₄NO₃), ao reagir com ácido nítrico (HNO₃); (ii) o sulfato de amônio (NH₄)₂SO₄, ao reagir com ácido sulfúrico (H₂SO₄); (iii) o nitrato de cálcio (Ca(NO₃)₂), ao reagir com HNO₃ e calcário (CaCO₃); e (iv) a ureia (NH₂CONH₂), ao reagir com gás carb  nico (CO₂) (Das; Mandal, 2015). As plantas absorvem o N preferencialmente nas formas de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺), fornecidos diretamente em ao menos uma das formas ou ambas, pelos fertilizantes nitrato de amônio, sulfato de amônio e nitrato de cálcio ou indiretamente, por outras fontes nitrogenadas como a ureia (Sigurdarson et al., 2018). No solo, o NH₄⁺ pode se transformar em NO₃⁻ e vice-versa, em processos de oxida  o e redu  o denominados nitrifica  o e desnitrifica  o, respectivamente.

A ureia é o principal fertilizante nitrogenado usado no Brasil devido ao seu custo de produção e transporte, este último favorecido pela alta concentração de N no fertilizante (cerca de 45%). A ureia aplicada no solo necessita ser hidrolisada a NH_3 e CO_2 , processo catalisado pela enzima urease, presente nos microrganismos da matéria orgânica do solo (MOS) e, após hidrolisada, pode se transformar em NH_{4+} e ficar disponível para a planta. O NH_{4+} também pode ser transformado em NH_3 e, no solo, a transformação de NH_{4+} em NH_3 e vice-versa permanece em equilíbrio dinâmico, dependente do pH, de maneira que $\text{pH} > 7,0$ (meio alcalino), favorece a formação de NH_3 , e $\text{pH} < 7,0$ (meio ácido) favorece a formação de NH_{4+} (Sommer et al., 2004; Rochette et al., 2013). Vale destacar que o processo de amonificação (transformação de ureia em NH_{4+}) também produz OH^- , alcalinizando o meio próximo aos grânulos de ureia e favorecendo a produção de NH_3 (Moreau et al., 2019).

O principal problema inerente a esses processos é que a NH_3 é um composto volátil. Caso a NH_3 produzida não seja incorporada à solução do solo ou adsorvida nos colóides do solo sob a forma de NH_{4+} , o N aplicado via ureia pode sofrer perdas por evaporação de NH_3 (Errebhi et al., 1998), processo denominado volatilização da amônia. Em condições tropicais sem limitações de umidade e temperatura, as perdas por volatilização de N- NH_3 podem facilmente chegar a mais de 50%, especialmente quando este fertilizante é aplicado superficialmente (Cantarella; Marcelino, 2007). Além disso, altos teores de MOS têm alta quantidade de urease, também favorecendo altas taxas de volatilização (Rochette et al., 2009 a). Por outro lado, altos teores de MOS e solos argilosos possuem maior capacidade de troca de cátions (CTC), aumentando a chance de adsorção do NH_{4+} , o que pode diminuir a volatilização de NH_3 (Saggar et al., 2004).

Temperaturas e umidades elevadas aumentam a taxa de volatilização devido ao aumento na atividade da urease (Bouwmeester et al., 1985). Vale ressaltar, no entanto, que a aplicação de lâminas de água suficientes para que a NH_3 seja incorporada na solução do solo, principalmente em camadas mais profundas por percolamento, são favoráveis e necessárias para a ureia ser aproveitada. Assim, a aplicação de lâminas de água via precipitação ou irrigação logo após a adubação, que favorece a solubilização e a infiltração do fertilizante no solo, são práticas recomendadas. Whitehead (1995) citando os estudos de Van Burg et al. (1982), menciona uma quantidade de precipitação de 5 mm para aumento da eficiência na aplicação de ureia. Em condições de clima subtropical, Alves (2009) observou que, no verão, a aplicação de 3,2 mm de água reduziu as perdas de N- NH_3 para menos de 3,1% do N aplicado, enquanto na ausência de irrigação ocorreram perdas de 30,5%, uma redução de 89,8% na emissão de N- NH_3 . Vale ressaltar, ainda, que as plantas absorvem parte da amônia volatilizada em suas folhas, com valores que variam cerca de cinco a 30% (Taiz; Zeiger, 2010; Marschner, 2011; Malavolta, 2006), insuficientes para garantir o aproveitamento satisfatório do N aplicado.

A volatilização de NH_3 também depende da sua pressão parcial (concentração relativa de moléculas de NH_3) na atmosfera, principalmente na interface solo-atmosfera próximo aos grânulos de ureia. Ventos em altas velocidades carregam as moléculas gasosas de NH_3 para longe, diminuindo a pressão parcial de NH_3 na interface solo-atmosfera e favorecem a volatilização de NH_3 (Saggar et al., 2004). Adicionalmente, devido ao equilíbrio dinâmico existente no solo entre NH_{4+} e NH_3 , outras fontes de N, tais como as que fornecem N amoniacal (na forma de NH_{4+}), podem ser causadoras de volatilização de NH_3 , porém em quantidades consideravelmente menores do que a ureia. Segundo Cantarella et al. (1998), nitrato de amônio, nitrato de cálcio e sulfato de amônio não estão sujeitos às perdas por volatilização de N- NH_3 em solos ácidos. Estudos realizados por Freney et al. (1992) observaram perdas de apenas 1,8% do N aplicado utilizando sulfato de amônio.

Além da emissão indireta de N_2O via volatilização de NH_3 , os solos também emitem N_2O diretamente. No solo, o NO_3^- pode sofrer redução completa a N_2 por bactérias anaeróbicas facultativas, em processo denominado desnitrificação, sendo liberado na atmosfera. Além disso,

os compostos N_2O e NO são intermediários dessa redu  o e podem ser volatilizados na atmosfera antes da completa redu  o   N_2 (Zaman; Blennerhassett, 2010). O processo de desnitrifica  o   o principal responsável pela emissão de N_2O e   favorecido por solos com poros preenchidos por água em até 80%, valor que, se superado, resulta em diminui  o da emissão de N_2O via desnitrifica  o (Denmead et al., 2010). Assim, deve-se esperar maior emissão de N_2O após chuvas, porém emissões mais baixas em solos supersaturados com   gua.

Algumas condições são, no geral, favoráveis a maiores emissões de N_2O e requerem aten  o especial. Vale destacar, no entanto, que parte dessas condições também   favorável para altas produções ou são inerentes ao ecossistema pastagem e às lavouras, e não devem ser necessariamente evitadas, mas sim manejadas com o devido cuidado. Solos argilosos cont  m menor quantidade de macroporos, favorecendo a presença de locais anaeróbicos e facilitando a emissão de N_2O (Brentrup et al., 2000). Nesse cenário, solos compactados também favorecem a emissão de N_2O (Bhandral et al., 2007), assim como solos com umidade alta. Solos muito ácidos ($pH < 4$) inibem a a  o da redutase (enzima que reduz N_2O a N_2), impedindo que o N_2O seja reduzido para N_2 (Chapuis-Lardy et al., 2007). Ademais, essa enzima usa o cobre (Cu) como co-fator. Portanto, em solos pobres em Cu há maior chance de a desnitrifica  o não ser completa, gerando maiores emissões de N_2O (Zumft, 1997).

Altos teores de MOS servem como fonte de carbono (C) e energia para os microrganismos, e podem facilitar a emissão de N_2O , principalmente quando o resíduo tem rela  o C:N menor que 30, favorecendo a disponibiliza  o de N para as plantas, mas também para os microrganismos responsáveis pela emissão de N_2O (Signor; Cerri, 2013). Além disso, de uma maneira geral, altas quantidades de fertilizantes nitrogenados aplicados em dose única favorecem altas taxas de emissão de N_2O (Signor; Cerri, 2013) e fertilizantes com NO_3^- como fonte de N em vez de NH_4^+ , geralmente resultam em maior emissão de N_2O (Thomsom et al., 2012; Signor; Cerri, 2013).

Excretas animais nas pastagens e as emissões de N_2O e NH_3

No ecossistema pastagem, as deposições de excretas (urina e fezes) podem resultar em emissão de N_2O e NH_3 , sendo a urina a principal responsável (Saggar et al., 2004). A decomposi  o da excreta animal resulta em forma  o contínua de NH_4^+ , que a depender das condições de pH, podem se dissociar para NH_3 e volatilizar para a atmosfera. O N da excreta também pode passar pelos processos de oxirredu  o no solo, sendo perdido como N_2O . Aproximadamente 70 a 90% do N excretado pela urina está na forma de ureia (Haynes; Williams, 1993).

As excretas bovinas podem causar a perda de NH_3 da urina, além de emitirem CO_2 , devido   decomposi  o da m  teria orgânica presente nas fezes. Durante a decomposi  o anaeróbica da m  teria orgânica, o N presente pode ser transformado em formas que, posteriormente, podem ser convertidas em N_2O por processos microbianos no solo. De acordo com estudos levantados pelo Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006), o fator de emissão padrão de N_2O para excretas bovinas   de 2%.

Brasil (2015) reforça que no Brasil o fator de emissão padrão da urina a ser usado de acordo com o IPCC   de 2%, enquanto o fator de emissão das fezes seria de 1%. Porém, a maioria dos estudos avaliados no levantamento realizado pelo IPCC são caracterizados por condições edafoclimáticas de climas temperados, diferindo das condições em pastagens tropicais e subtropicais, pois os solos brasileiros possuem uma boa taxa de infiltra  o de água, limitando a atividade microbiana responsável pela produ  o de N_2O . Apesar da necessidade de enriquecimento das bases de dados científicas para agregar aos valores do IPCC, alguns estudos em pastagens subtropicais, como o

estudo realizado por SORDI et al. (2014) mostraram que o fator de emissão de N_2O das fezes é de cerca de 0,15% e da urina de 0,26%, reforçando que o padrão de 2% do IPCC para excrementos bovinos está superestimado.

Segundo Sherlock e Goh (1984), a hidrólise da ureia proveniente da urina é mais rápida do que aquela adicionada pura (via fertilizantes) ao solo, devido ao ácido hipúrico (Whitehead et al., 1989), presente na urina dos animais, que estimula a urease, e o pH levemente alto da urina (entre 5,8 e 6,8). Na urina, as perdas de NH_3 podem variar de quatro a 46% do N-urina. De forma geral, o tempo quente e seco favorece as perdas por volatilização. Vale ressaltar que os bovinos alimentados com dietas muito ricas em N têm maior perda de N via urina (Prados et al., 2023), aumentando a volatilização do NH_3 . Porém, a dieta ingerida pelo animal em pastagens é de difícil controle e manipulação. Além disso, não se deve diminuir a ingestão de N pelos animais de maneira indiscriminada, uma vez que isso pode reduzir os índices zootécnicos e o seu desempenho. Alternativamente, podem ser adotadas práticas de manejo que resultem na boa eficiência do N ingerido.

As perdas por volatilização de NH_3 , emissão de N_2O e lixiviação de NO_3^- são favorecidas pelas altas concentrações de N e C presentes nos locais de deposição das excretas, denominados hotspots (Saggar et al., 2004). Caso a deposição de excretas seja mal distribuída, isto é, com excretas ocorrendo muito próximas entre si ou até sobrepostas, em vez de homogeneamente distribuídas e com determinada distância entre si, as perdas são maiores. Em pastagens, a distribuição da excreta é função do comportamento animal, que determina seus locais de preferência, onde passam a maior parte do tempo. O comportamento animal, por sua vez, é determinado pelas condições do pasto, clima, relevo, localização dos bebedouros e sombras, além das interações sociais (Leme et al., 2005; Gontijo Neto et al., 2006; Navarini et al., 2009).

Boas práticas de manejo para reduzir a emissão de N_2O e NH_3

Algumas práticas de manejo da correção e fertilização dos solos têm potencial de melhorar a sustentabilidade dos sistemas de produção por meio do aumento da eficiência de uso e diminuição das perdas de nutrientes, especialmente o N por volatilização de NH_3 e emissão de N_2O . A lista de práticas de manejo a seguir foi elaborada baseada em listas anteriores elaboradas por Signor e Cerri (2013), que se basearam nas recomendações de Thomsom et al. (2012), e por Oliveira et al. (2014a):

1. Utilização de doses de corretivos e fertilizantes segundo orientação técnica, embasada em análise de solo. O teor de MOS e a taxa de lotação animal devem ser considerados para o cálculo da dose dos fertilizantes nitrogenados. O uso dos corretivos de solo é um importante aliado na eficiência de uso dos nutrientes dos fertilizantes e evita perdas e desperdícios de fertilizantes (depleção de recursos naturais e prejuízos econômicos). Vale ressaltar que os corretivos diminuem a acidez do solo e, conseqüentemente, aumentam a ação da enzima N_2O -redutase, fazendo com que o N_2O seja reduzido à N_2 antes de ser emitido na atmosfera. Práticas de agricultura/zootecnia de precisão auxiliam na aplicação de doses corretas, conforme a variabilidade espacial da fertilidade do solo.

2. Evitar o uso excessivo de fertilizantes nitrogenados. Nesse caso, o uso de análise foliar pode auxiliar na tomada de decisão: quando o teor de N estiver acima de 2% na parte aérea da forragem, os fertilizantes nitrogenados são ineficazes em aumentar a produção. Nessa condição haverá elevação apenas das perdas de N.

3. Optar pelo uso de fontes de N que evitem as perdas nitrogenadas, especialmente por volatiliza  o de amônia, a perda mais expressiva. Quando for necessário o uso da ureia, atuar para promover sua incorpora  o mecanicamente ou pelo manejo da   gua. Se não for possível, especialmente em pastagens de hábito de crescimento cespitoso, utilizar fontes com inibidores de urease, caso sejam viáveis economicamente. Em adi  o, o uso de fontes amoniacaais (NH_4) tendem a emitir menor quantidade de N_2O do que fontes com NO_3 .

4. Para os fertilizantes nitrogenados,    importante dividir a dose em diversas aplica  es após o pastejo, uma vez que doses muito altas em poucas aplica  es agravam as perdas por lixivia  o, emissão de N_2O para a atmosfera e volatiliza  o de NH_3 .

5. Quanto    época da fertiliza  o nitrogenada, deve-se atentar que as plantas necessitam de água para o uso e metabolismo do N. No caso dos sistemas pastoris, as gramíneas tropicais também necessitam de temperatura adequada e acima da temperatura basal (variável entre as espécies, e ao redor de 15  C). Então, somente utilizar fertilizante nitrogenado em épocas quando houver temperatura e umidade capazes de garantir eficiência de uso de N.

6. O uso de leguminosas tem o potencial de fixa  o de NH_3 em camadas profundas do solo, principalmente quando comparado com a aplica  o superficial de fertilizantes, tornando as perdas por NH_3 e N_2O menores.

Descri  o, modo de a  o e eficácia das principais práticas para diminuir a emissão de N_2O e NH_3

Uso de leguminosas

Descri  o: o uso de consórcios de gramíneas com leguminosas traz aporte de N ao sistema pela fixa  o biológica do N. A fixa  o    realizada, principalmente, por bactérias dos g  neros *Rhizobium* e *Bradyrhizobium*, que vivem em rela  o mutualística com a leguminosa, fornecendo ATP às bactérias em troca de N.

Modo de a  o: o uso de leguminosas pode modificar o ambiente de maneira bastante complexa, sendo diversos os fatores que podem favorecer ou até mesmo desfavorecer a mitiga  o de GEE. Nesse sentido, faltam estudos que associem as variáveis envolvidas de maneira quantitativa e meçam as diferenças em emissão de N_2O oriundas da reciclagem de N nos consórcios (isto   , decomposi  o de material vegetal da parte   erea ou raiz e excretas animais) em compara  o ao N oriundo de fertilizantes (Boddey et al., 2023), de maneira a explorar os efeitos da ado  o desta prática de manejo. No entanto, pode-se afirmar que, uma vez que em consórcios de gramíneas e leguminosas a aduba  o nitrogenada não    utilizada, a emissão de GEE relacionadas    síntese, processamento e transporte de fertilizantes    nula.

Eficácia: Existem poucos estudos sobre a emissão de NH_3 e N_2O do N fixado por leguminosas e em compara  o com emissões de N oriundo de fertilizantes. No entanto, segundo a base de dados Ecoinvent (2021), evita-se a emissão de 5,42 kg de CO_2 por kg de fertilizante nitrogenado sintetizado, processado e transportado.

Distribuição mais uniforme dos dejetos animais via práticas de manejo do pastejo

Descrição: a melhor distribuição da excreta resume-se, basicamente, em práticas de manejo que façam com que os animais se distribuam homogeneamente no espaço ao longo do tempo, para que as excretas também sejam mais distribuídas, pois a quantidade depositada em determinado local é diretamente proporcional ao tempo de permanência dos animais naquela área (White, 2001).

O padrão no qual os nutrientes voltam para a pastagem na forma de fezes e urina não é uniforme e é fortemente influenciado pelo comportamento do rebanho (como descanso, ingestão de água, alimentação, ruminação, interações sociais, período de ordenha), o qual, por sua vez, é influenciado pelo manejo do sistema (uso de lotação rotativa ou contínua, taxa e densidade de lotação adotada, localização de bebedouros e da ordenha, suplementação, presença e distribuição de sombras, homogeneidade do lote, etc.). Frequentemente, os animais ingerem o pasto e excretam os nutrientes em locais não produtivos da fazenda, como currais e sala de ordenha (Auerswald, 2010), além dos locais em que eles se congregam, como debaixo de árvores, próximos a porteiras e bebedouros, áreas longe de rodovias, cumes e colinas (Gillingham; During, 1973).

Modo de ação: as perdas por volatilização de NH_3 , emissão de N_2O e lixiviação de NO_3^- são favorecidas pelas altas concentrações de N e C localizadas nos locais de deposição das excretas (Saggar et al., 2004). O aumento das perdas de N em locais de agrupamento dos animais é devido não só à concentração espacial das excretas, mas também ao fato do capim crescer pouco nesse local por ser muito pastejado e pisoteado. O baixo crescimento do pasto reduz a demanda por absorção de N e o baixo crescimento radicular diminui a capacidade de absorção de N (Soussana; Lemaire, 2014; Guiyao et al., 2017), havendo pouco aproveitamento das excretas como fertilizante e sobra de excretas para serem perdidas ao meio ambiente. Adicionalmente, nas áreas de descanso nas pastagens há alto pisoteio com pouca proteção à compactação (isto é, material vegetal vivo ou morto) (Flores et al., 2007; Balbinot Junior et al., 2009), causando compactação do solo (Tollner et al., 1990), levando a maior desnitrificação e emissão de N_2O (Saggar et al., 2004). Assim, adotar práticas de manejo das pastagens que visem a melhor distribuição das excretas evita a existência de ambientes com alta deposição e concentração de excretas em locais não produtivos, como bebedouros e áreas de descanso, propícios ao baixo aproveitamento dos nutrientes das excretas por serem susceptíveis a vários processos de perdas de nutrientes.

De forma geral, o aumento na taxa de lotação (ou seja, número de animais dividido pela área total) irá aumentar a proporção de forragem consumida pelos animais, diminuindo a reciclagem por senescência e ampliando a reciclagem por excreta (Thomas, 1988; Thomas et al., 1992). Entretanto, a relação entre densidade de lotação e a concentração de nutrientes não é direta e nem simples e depende do tipo de lotação (contínua ou rotativa). Na lotação rotativa, a densidade de lotação, diferentemente da taxa de lotação, representa o número de animais dividido pela área ocupada pelos animais no momento, ou seja, a relação entre a somatória de peso dos animais pela área do piquete onde os animais encontram-se naquele momento. No caso de lotação contínua, o valor será o mesmo da taxa de lotação. Dessa forma, períodos curtos de pastejo com altas densidades de lotação, característicos da lotação rotativa, promovem distribuição de excreta mais uniforme que outros manejos de pastejo (Peterson; Gerrish, 1996; Gusmão et al., 2015).

Nesse cenário, a subdivisão de pastos (passar da lotação contínua para a rotativa, ou aumentar o número de piquetes na lotação rotativa) deve resultar em melhor distribuição de excretas, com maior magnitude quanto maior for o número de piquetes adotados, até o limite tolerado pelo sistema. Maiores densidades de lotação, com subdivisões do pasto, aumentam a competição por forragem, diminuindo a oportunidade de seleção de forragem pelos animais, reduzindo o tempo

gasto debaixo de sombra e próximo de fontes de   gua (Mathews et al., 1999), além de diminuir a rejei  o de consumo de forragem em locais defecados.

Além disso, o tempo de pastejo pode aumentar com a densidade de lota  o, pois os animais tendem a passar mais tempo pastejando quando a oferta de forragem (rela  o entre massa seca de forragem e peso vivo animal)    menor (Sollenberger; Burns, 2001). Vale ressaltar, no entanto, que ofertas de forragem abaixo de um certo limite, característico de cada espécie forrageira, reduzem o desempenho animal, razão pela qual essa medida de manejo deve ser considerada com cautela.

Deve-se atentar com a interpreta  o e significância da rela  o entre densidade de lota  o e distribui  o da excreta. Analisando um contexto mais amplo e relacionando-se a taxa de lota  o, a densidade de lota  o, a distribui  o das excretas e as emissões de NH_3 e N_2O , destaca-se que a intensidade do pastejo (ou seja, a porão do pasto produzida consumida pelo animal)    proporcional    quantidade de nutrientes do pasto que será reciclado via excreta. Dessa maneira, pastejos mais severos (com maiores taxas de lota  o) levam a maior propor  o de forragem ingerida e reciclada via excreta, enquanto pastejos mais lenientes levam a maior reciclagem do pasto via senescência (Soussana; Lemaire, 2014). Nesse contexto, maiores taxas de lota  o podem levar a maiores quantidades absolutas de perdas por volatiliza  o de NH_3 e N_2O , mas não necessariamente maiores emissões por produto animal produzido. Por outro lado, maiores densidades de lota  o (que podem ser obtidas com aumento no número de piquetes - subdivisões da área - ou com aumentos na taxa de lota  o) levam a melhor distribui  o da excreta e, conseqüentemente, a menores emissões de GEE, principalmente se as emissões forem analisadas em rela  o    quantidade de produto animal produzido.

Embora o efeito do manejo do pastejo possa ter papel preponderante na distribui  o da excreta, em algumas condi  es climáticas esse efeito pode ser menor ou até nulo. Em climas tropicais e subtropicais,    comum que os animais se agrupem embaixo de sombras e próximos a bebedouros nas horas mais quentes do dia, independentemente do manejo do pastejo utilizado (Mathews et al., 1994; White et al., 2001), de maneira que a localiza  o das sombras e bebedouros possuem maior influência na distribui  o de excretas do que o manejo do pastejo nesses locais. Mathews et al. (1999) registraram que no Havaí, a localiza  o da sombra tem maior efeito na distribui  o dos animais no espaço ao longo do tempo do que a localiza  o do bebedouro.

Em estudo realizado por Dubeaux et al. (2009) na Flórida (clima quente e úmido) foi observado que a umidade, a temperatura e a velocidade do vento explicaram 49% do comportamento animal. Devido ao efeito predominante da localiza  o de sombras e bebedouros quando comparado ao método de pastejo (portanto, oportunidade de sele  o da forragem a ser ingerida) em climas muito quentes, Sollenberger et al. (2001) sugeriram que, se há existência de vantagens na distribui  o de nutrientes em sistemas rotativos quando comparados a sistemas de lota  o contínua, essa vantagem    consequência do fato dos animais usarem um ponto de sombra/bebedouro para cada piquete, aumentando a homogeneidade de distribui  o de excreta na área total.

Vale destacar, no entanto, que nos estudos realizados na Flórida (Dubeux Junior et al., 2009) e no Havaí (Mathews et al., 1999) não houve registros de comportamento animal no período noturno, os quais, devido    amplitude térmica diária, poderiam apresentar altera  es, resultando em padrões diferenciados de distribui  o de excreta. O estudo de Gusmão et al. (2015) mostrou maior homogeneidade na distribui  o de excretas em sistemas com maior densidade de lota  o, mesmo no verão quente do clima subtropical úmido brasileiro (Figura 2). Não está claro se esse fato    explicado exclusivamente pelo maior número de cochos de sal e bebedouros em sistemas sob lota  o rotativa, ou por esta característica estar aliada a maior competi  o para obten  o de forragem pelos animais.

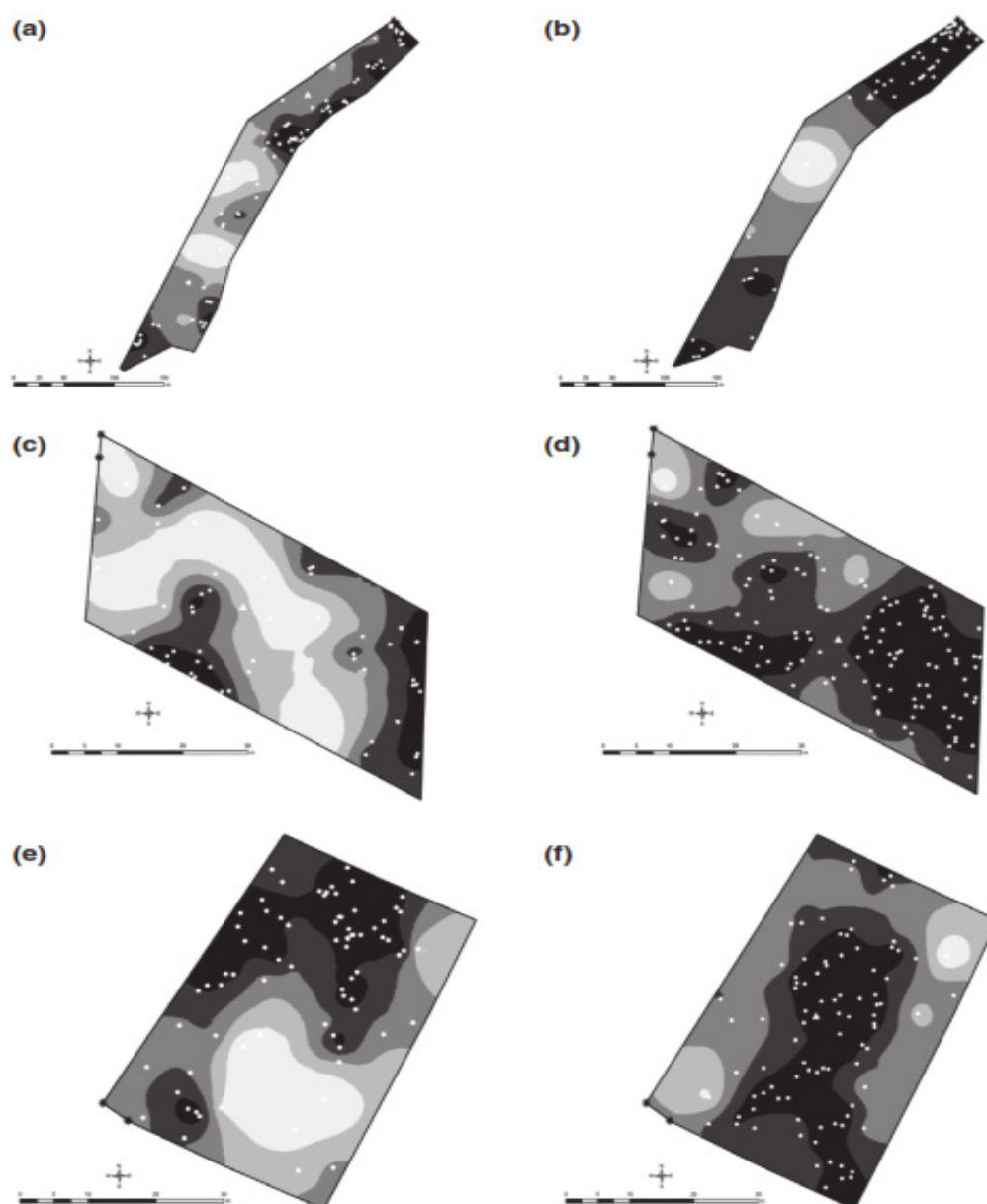


Figura 2.1. Distribuição de manchas de urina em pastagens degradadas (a, b), pastagens de sequeiro com alta lotação (c, d) e pastagens irrigadas com alta lotação (e, f), durante as estações chuvosa (a, c, e) e seca (b, d, f) em São Carlos, SP.

▲ Estação total GPS; - cerca; ● adesivo de urina; + comedouro mineral coberto | comedouro de sal; ♦ bebedouro; * porteira.

Fonte: Gusmão et al. (2015).

Eficácia: apesar do manejo do pastejo ser citado na literatura para melhorar a distribuição da excreta e esta ser citada como uma forma efetiva de reduzir as perdas por volatilização de NH_3 e emissão de N_2O , há insuficiência de dados que quantifiquem o efeito causado pela melhor distribuição da excreta (como consequência da alteração do manejo do pastejo) na diminuição da emissão de NH_3 e N_2O , uma vez que quantidades muito altas de N retornando ao mesmo local do solo em período curto de tempo têm menor aproveitamento pelas plantas e maiores chances de perdas.

Uso de fertilizantes de eficiência aumentada

Descri  o: os fertilizantes de eficiência aumentada disponibilizam o N gradualmente para o solo, planta e microrganismos. Estes podem ser divididos em três grupos: (i) compostos nitrogenados orgânicos que necessitam de decomposi  o biológica e química dos produtos para serem solubilizados, como por exemplo, ureia-formaldeído (UF) e isobutileno diureia (IBDU); (ii) fertilizantes com barreira física, podendo essas serem compostas de polímeros orgânicos, como termoplásticos e resinas ou materiais inorgânicos, como enxofre e zeólitas (grupo com mais de 50 tipos de minerais de ocorrência natural ou sintetizadas), podendo ser hidrofóbicas ou hidrofílicas; e, (iii) compostos inorgânicos de baixa solubilidade, como fosfatos metálicos de NH_4^+ e rochas fosfáticas parcialmente aciduladas (Campana, 2008; Hadi et al., 2008; Machado, 2015; Lam et al., 2019; Zhang et al., 2019).

Modo de a  o: os fertilizantes nitrogenados de eficiência aumentada fornecem N ao solo, plantas e microrganismos paulatinamente ao invés de altas doses únicas, o que torna o N menos susceptível    perdas via NH_3 e N_2O e mais disponível para a absor  o pelas plantas.

Eficácia: embora alguns estudos indiquem aumento na emissão de N-NH_3 , provavelmente devido    condi  o   climáticas no decorrer do tempo, a grande maioria indica redu  o que pode variar de 2,4 a 98,2%. Efeito dos fertilizantes de eficiência aumentada também pode ser observado sobre a emissão de N_2O , mesmo que esta tecnologia vise reduzir a emissão de NH_3 ; em dois estudos com fertilizantes de eficiência aumentada foram relatadas diminui  o   de 39,4% (Zhang et al., 2019) e 94,6% (Hadi et al., 2008) da emissão de N_2O (Tabela 2.2).

Uso de fertilizantes com inibidores de rea  o química

Descri  o: os fertilizantes com inibidores de rea  o  s químicas visam reduzir rea  o  s químicas chave para os processos de forma  o da NH_3 e N_2O e podem ser divididos em dois grupos: (i) inibidores da urease, que inibem ou atrasam a hidrólise da ureia para NH_3 limitando a a  o da enzima urease. Como exemplos, podem ser citados o tiofosfato de N-(n-butil) triamida (NBPT), fenilfosforodiamidato (PPD/PPDA), e hidroquinona; e, (ii) inibidores de nitrifica  o, que inibem a oxida  o biológica do N amoniacal (na forma de NH_4^+) em N nítrico (na forma de NO_3^-). Como exemplos, podem ser citados o 2-cloro-6-triclorometil piridina (nitrapirina), o 2-cloro-6-triclorometil-piridina (pirimidina), o dicianodiamida (DCD) e o fosfato de 3,4- dimetilpirazila (DMPP) (Trenkel, 2010).

Modo de a  o: no caso dos inibidores da urease ocorre a diminui  o da volatiliza  o de NH_3 , pois os inibidores causam a limita  o da hidrólise da ureia, atrasando essa rea  o de sete a 14 dias (Trenkel, 2010), o que aumenta a chance para a incorpora  o do N no solo devido    chuvas, antes que haja hidrólise e volatiliza  o de NH_3 . Além disso, pode ocorrer redu  o na emissão de N_2O , pois a libera  o paulatina de N distribui a disponibilidade do N no tempo, diminuindo sua disponibilidade nos diversos momentos, inclusive nos de anaerobiose decorrentes do excesso de umidade e condi  o  s favoráveis    desnitrifica  o (Almeida et al., 2015).

A a  o dos fertilizantes com inibidores da nitrifica  o na redu  o da emissão do N_2O baseia-se no fato de que, de maneira geral, o N deve estar na forma de NO_3^- para haver desnitrifica  o e emissão de N_2O , enquanto esses fertilizantes mant  m o N na forma de NH_4^+ .

Eficácia: estudos indicam variação de 2,6 até 99 % na redução de emissão de NH_3 . O mesmo ocorre para o N_2O , com reduções entre 2,55 até 100% (Al-Kanani et al., 1994; Campana, 2008; Massey et al., 2011; Abalos et al., 2012; Machado, 2015; Silva et al., 2017; Lam et al., 2019).

Uso de fontes de N alternativas à ureia

Descrição: uso de fontes alternativas à ureia podem ser fontes minerais, como o sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, nitrato de amônio (NH_4NO_3) , ou misturas, como sulfato de amônio + ureia, nitrato de amônio + ureia (uran); fontes orgânicas, como esterco suíno, bovino, cama de frango, biochar (material proveniente da pirólise - decomposição em altas temperaturas - de material vegetal, também conhecido como biocarvão), Ajifer (resíduo líquido da fermentação); e fontes organominerais (mistura física de fertilizantes orgânicos e minerais), que podem ser obtidas de diferentes resíduos orgânicos (como resíduos de criação de aves, suínos ou torta de filtro de cana-de-açúcar), tratados e misturados com macro e micronutrientes, dentre eles o N.

Modo de ação: os modos de ação são diversos, dependendo de quais fontes de N são adotadas. O $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e o NH_4NO_3 são acidificantes, favorecendo a permanência do N na forma de NH_4^+ em vez de NH_3 , de maneira que a mistura desses fertilizantes com ureia pode reduzir a volatilização de NH_3 . Adicionalmente, o NH_4NO_3 possui parte do N na forma nítrica em vez de amídica, diminuindo a porcentagem de perdas por volatilização.

Os esterco têm composição bastante variável, o que torna difícil a predição de aumento ou redução da volatilização de NH_3 em relação à ureia. A volatilização pode ser alta, já que o pH é geralmente alcalino (Van Horn et al., 1994). Apesar de não haver garantia na diminuição da volatilização de NH_3 com o uso de esterco em vez de ureia, a aplicação de esterco não deve ser negligenciada, uma vez que é uma prática que visa o reaproveitamento do N perdido no sistema. A adição de biochar à ureia aumenta a adsorção do NH_4^+ por possuir elevada capacidade de troca de cátions, além de alto poder tampão do solo (Chan et al., 2008). O Ajifer provavelmente apresenta perdas baixas de N por volatilização em relação à ureia devido ao seu baixo pH (Costa et al., 2003). Os fertilizantes organominerais possuem menor reatividade química do que os minerais, liberando o N gradativamente para o solo.

Eficácia: os resultados são variáveis para ambos os gases, devido ao grande número de opções para fertilização nitrogenada. Para a NH_3 foram registrados desde aumentos de 42,9% na emissão com utilização de fertilizante organomineral até diminuição de 99% com o uso de NH_4NO_3 (Massey et al., 2011; Fries e Zanetti, 2021). De uma maneira geral, os fertilizantes orgânicos e organominerais têm resultados variáveis, enquanto os fertilizantes sintéticos alternativos à ureia têm resultados consistentes em diminuir a emissão de NH_3 (Andreucci, 2007). Para o N_2O , podem ocorrer aumentos expressivos com o uso de microalgas e biofilmes, até reduções de 41,1% quando outras fontes são utilizadas (Castro, 2016; Adekun et al., 2021).

Práticas de manejo para redu  o da volatiliza  o de NH_3 decorrentes da aplica  o de ureia: aplica  o incorporada no solo, parcelamento da aplica  o, irriga  o ou chuva após aplica  o

Descri  o: ado  o de práticas de manejo que diminuam a volatiliza  o de NH_3 na utiliza  o de ureia não protegida, como aplica  o mecanizada ou manual de ureia incorporada no solo, durante o estabelecimento ou renova  o do pasto, ou aplica  o em sulcos sobre o pasto estabelecido (apenas para pastos passíveis de mecaniza  o); aplica  o de lâminas de irriga  o logo após a aplica  o de ureia em sistemas irrigados ou ocorrência de chuvas posteriores    aplica  o de ureia em sistemas de sequeiro, de forma que a lâmina da água seja maior que 3,2 mm (Alves, 2009); e haja parcelamento da dose total de N, aplicando-se mais vezes, porém em quantidades menores, seja por aplica  o manual ou mecanizada.

Modo de a  o: a incorpora  o de ureia aumenta o contato do fertilizante com o solo, aumentando a adsor  o de NH_4^+ . Além disso, conforme a amônia difunde-se para a superfície do solo e distancia-se dos grânulos de ureia, este encontra pH mais baixo, favorecendo a forma  o de NH_4^+ em vez de permanecer na forma de NH_3 (Rodrigues; Kiehl, 1986). A precipita  o pluviométrica ou aplica  o de lâminas de irriga  o, se suficientes, incorporam o fertilizante no solo, promovendo condi  o  es semelhantes    da ureia aplicada em profundidade. O parcelamento da dose total de N garante a disponibilidade paulatina do N no solo, disponibilizando o N em maior conformidade com a necessidade da planta e, portanto, aumentando a eficiência de absor  o pelas plantas e diminuindo as perdas por emissão de NH_3 e N_2O , além das perdas por lixivia  o de NO_3^- .

Eficácia: diminui  o  es de 16,7 até 100% na emissão de NH_3 , com tendência de aumento de acordo com o aumento da profundidade em que a ureia    incorporada, com a lâmina de água aplicada e com o número de parcelas da aduba  o (Ernst; Massey, 1960; Fenn; Miyamoto, 1981; Rao; Batra, 1983; Al-Kanani et al., 1994; Fontoura; Bayer, 2010; Rochette et al., 2014). Os resultados para N_2O são variáveis, ocorrendo desde aumentos na emissão de N_2O de 75,4% até diminui  o  es de 33,1% (Tabela 2.2). Vale destacar que    provável que o aumento na emissão via N_2O seja decorrente da diminui  o da emissão de NH_3 , garantindo que maior quantidade de N permaneça no solo e possa ser emitido via N_2O caso as condi  o  es sejam favoráveis para isso.

Tabela 2.2. Efeito das práticas de manejo para redução da volatilização de amônia (NH₃) e emissão de óxido nitroso (N₂O) no solo.

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
NH₃							
Piracicaba, São Paulo, Brasil	Ajifer (A), cama de frango (CDF), esterco bovino (E), nitrato de amônio (NA), ureia (U) dose aplicada foi de 100 kg ha ⁻¹ de N	Ciclo 1: A= 3,15%; CDF= 23,97%; E=26,42%; NA=9,68%; U=22,2% Ciclo 2: A=0,66%; CDF=15,88%; E=6,01%; NA=0,48%; U=22,50% Ciclo 3: A=2,70%; CDF=11,93%; E=2,71%; NA=0,51%; U=40,12%	Ciclo 1: A= diminuição de 85,81%; CDF= aumento de 7,97%; E= aumento de 19,00%; NA= diminuição de 9,68% Ciclo 2: A= diminuição de 97,06%; CDF= diminuição de 29,42%; E= diminuição de 73,29%; NA= diminuição de 97,87% Ciclo 3: A= diminuição de 93,27%; CDF= diminuição de 70,26%; E= diminuição de 93,25%; NA= diminuição de 98,73%	Nitossolo Vermelho Eutrófico (baixo gradiente textural, profundo, bem estruturado, textura argilosa a muito, argilosa) pH 0-20 cm de profundidade do solo: 5,4 pH 20-40 cm de profundidade do solo: 5,3 pH 40-60 cm de profundidade do solo: 5,2	Subtropical úmido	Andreucci (2007)	Estudo de campo Foram avaliados pastos de capim elefante (<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.) Perdas por volatilização de NH₃ acumuladas após 84 horas em três ciclos Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Piracicaba, São Paulo, Brasil	Uréia (T1), uran (T2), uréia + sulfato de amônio (T3) e Ajifer (T4). Dose de N de 100 kg ha ⁻¹	T1 = 36%; T2 = 15%; T3 = 35%; T4 = 9%	T2 = diminuição de 58,33%; T3= diminuição de 2,78%; T4= diminuição de 75%	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (gradiente textural, superfície arenosa, baixo V%). pH 0-10 cm de profundidade do solo: 4,3 pH 10-20 cm de profundidade do solo: 4,7 pH 20-40 cm de profundidade do solo: 4,3	Subtropical úmido	Costa (2003)	Estudo de campo Cana de açúcar de terceira soca, cultivar SP 80-1842 Perdas por volatilização de NH₃ acumuladas por 40 dias. Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Embrapa Pecuária Sudeste, em São Carlos, São Paulo, Brasil	Ureia (U), Super N (ureia + NBPT; SN), Ureia + Zeólita 12,5% (U+Z12,5), Ureia + Zeólita 25% (U+Z25), Ureia + Zeólita 50% (U+Z50), Ureia-adubação foliar (U-foliar), ureia + sulfato de amônio 25% (U+SA25), nitrato de amônio (NA) Dose aplicada de 50 e 100 kg/ha de N. No verão/07 e inverno/07 utilizou-se dose de 50 kg/ha de N para adubos sólidos e 15 kg/ha de N para pulverização foliar e para o verão/08 as doses foram duplicadas	Verão de 2007: U= 39,6% SN= 7,8% U+Z12,5= 8,4% U+Z25= 6% U+Z50= 4,6% U-Foliar= 2% U+SA25= 11,6% NA= 5,2% Inverno de 2007: U= 6,2% SN= 3,8% U+Z12,5= 5,4% U+Z25= 8,8% U+Z50= 4% U-Foliar= 3,3% U+SA25= 5,6% NA= 0,8% Verão de 2008: U= 11,1% SN= 10,1% U+Z12,5= 12,5% U+Z25= 12,2% U+Z50= 14,6% U-Foliar= 1,7% U+SA25= 9,9% NA= 4,3%	Verão de 2007: SN= diminuição de 80,30% U+Z12,5= diminuição de 78,78% U+Z25= diminuição de 84,84% U+Z50= diminuição de 88,38% U-Foliar= diminuição de 94,94% U+SA25= diminuição de 70,70% NA= diminuição de 86,86% Inverno de 2007: SN= diminuição de 38,70% U+Z12,5= diminuição de 12,90% U+Z25= Aumento de 41,94% U+Z50= diminuição de 35,48% U-Foliar= diminuição de 46,23% U+SA25= diminuição de 9,68% NA= diminuição de 87,09% Verão de 2008: SN= diminuição de 9,01% U+Z12,5= aumento de 12,61% U+Z25= aumento de 9,91% U+Z50= aumento de 31,53% U-Foliar= diminuição de 84,98% U+SA25= diminuição de 10,81% NA= diminuição de 61,26%	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (profundo, textura média, baixa CTC e baixa V%) pH do solo: 4,9	Subtropical úmido	Campana (2008)	Dois experimentos de campo <i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia Emissões acumuladas de NH₃ em 22 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Alcalá de Henares, Madrid, Espanha	Ureia (U), Ureia + inibidor urease [NBPT] (U+inibidor) Dose de N de 120 kg ha ⁻¹	Emissões de NH₃: U= 6,75% U+Inibidor= 2,85%	Emissões de NH ₃ : U+Inibidor= diminuição de 57,78%	Cambissolo (pouco profundo, textura média, altos teores de C e Mg, alta CTC e V%) pH início: 7,6	Clima mediterrânico de verão quente	Abalos et al. (2012)	Estudo de campo Cultivo de cevada Emissões de NH₃ de 30 dias acumulados Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
NH ₃							
Estudos em várias partes do mundo	Ureia (U), Ureia + inibidor urease (U+NBPT) Os estudos continham doses de 30 a 900 kg N ha ⁻¹ .	U= 31% U+NBPT= 14,8%	U+NBPT= diminuição de 52,26%	Textura arenosa a média pH varia de 4,5 a 8,5	Variando de temperado, tropical, árido ou frio	Silva et al. (2017)	Metanálise Incluindo estudos com pastagens de gramíneas e trevo, lavouras de milho, arroz, cana, trigo, cevada e algodão Os estudos incluíram a volatilização e capacidade produtiva Modelo com ensaio de volatilização de NH ₃ acumulada de até 42 dias
Metanálise com 120 estudos distribuídos entre EUA (20), Canadá (4), Brasil (8) e China (83).	Ureia, ureia protegida (revestimento de CRU) Doses variáveis		CRU gerou diminuição emissão de amônia (NH ₃) 23,8%	Vários tipos de solos pH do solo: variável	Variável	Zhang et al. (2019)	Cultura do milho Contendo apenas dados de experimentos de campo Com tratamentos replicados e o número de replicações indicadas Os fertilizantes eram restritos a CRU (materiais de revestimento incluídos resina, polímero, poliolefina e materiais termoplásticos) ureia, e a taxa total de aplicação de N para tratamento (CRU) e controle (ureia) foi igual A emissão de NH ₃ foi avaliada por métodos comumente usados
Universidade Agrícola de Shandong, província de Shandong, China	fertilizante composto comum (CCF), fertilizante de liberação controlada revestido com resina (CRFIII), fertilizante de liberação controlada revestido com enxofre (SCFIII), além de CCF e 75% CRF (CRFII) e SCF (SCFII), 50% CRF (CRFI) e SCF (SCFI) e sem fertilizante doses de cada fertilizante aplicado: CCF, CRFIII e SCFIII: 300kg N ha ⁻¹ CRFI e SCFI: 150 kg N ha ⁻¹ CRFII e SCFII: 225kg N ha ⁻¹	CCF= 3,52% CRFI= 1,49% CRFII= 1,40% CRFIII= 1,88% SCFI= 2,53% SCFII = 1,80% SCFIII= 1,96%	CRFI= diminuição de 57,77% CRFII= diminuição de 60,10% CRFIII= diminuição de 46,50% SCFI= diminuição de 28,22% SCFII = diminuição de 48,74% SCFIII= diminuição de 44,32%	Textura média pH do solo: 6,1	Continental úmido de verão quente	Zhao et al. (2013)	Experimento de campo Cultura do milho As perdas acumuladas de NH ₃ por 53 dias. Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Centro de Pesquisa e Extensão Agrícola de Arkansas localizado em Fayetteville, Arkansas, EUA	Ureia (U), Esterco de frango peletizado (PPL), Nitrato de amônio (NA), ureia tratada com NBPT (U+NBPT) Dose de 133 kg N ha ⁻¹	U + NPBT= 3,13 NA= 0,6 Ureia= 15,6 PPL= 1,13	U+NPBT= diminuição de 79,94% NA= diminuição de 96,15% PPL= diminuição de 92,76%	Argissolo (gradiente textural) pH do solo em 2006: 5,3 pH do solo em 2007: 5,3 pH do solo em 2008: 5,5	Subtropical úmido	Massey et al. (2011)	Experimento de campo Gramma-bermuda <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. Produção de feno e pastagem. As perdas acumuladas de NH ₃ após 15 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Wye, Sul da Austrália, Austrália	Ureia (U), Ureia com inibidor de urease (U+NBPT) e ureia revestida com polímero de liberação controlada (U+DMPP) Dose de 50 kg N ha ⁻¹	U= 11,4 U+NBPT= 5,7% U+DMPP= 2,2%	U+NBPT= diminuição de 50% U+DMPP= diminuição de 80,70%	Cambissolo (pouco profundo) pH do solo: 4,9	Clima oceânico temperado	Lam et al. (2019)	Experimentos de campo Pastagens temperadas dominadas por azevém perene (<i>Lolium perenne</i>) Emissão acumulada de NH ₃ durante 20 dias
Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento em Agroambiente, Quebec City, Canada	Aplicação de Ureia em faixas espaçadas de 0,75m. Nas profundidades de 0, 2,5, 5,0 e 7,5 cm em trincheiras estreitas Dose de 164 kg de N ha ⁻¹	Ureia= 50% Ureia 2,5= 32,5% Ureia 5= 15% Ureia 7,5= 0%	Ureia 2,5= diminuição de 35% Ureia 5= diminuição de 70% Ureia 7,5= diminuição de 100%	Cambissolo (pouco profundo, textura média) pH do solo: 6	Continental úmido de verão fresco	Rochette et al. (2014)	Experimento de campo Sem cultura instalada e sem plantas daninhas (solo cultivado anteriormente com cevada) Emissões de NH ₃ volatilizada durante 25 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Fazenda experimental da EPAMIG, Patos de Minas, Minas Gerais, Brasil	Nitrato de Amônio (NA), ureia convencional (U), ureia polimerizada (U Pol 1 e U Pol 2), Fertilizante Produco ^{te} ® (U Cu+B), ureia NBPT e organomineral (OM) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	U= 3,86% U Pol 1= 8,12% U+NBPT= 3,38% U Cu+B= 5,25% NA= 5,41% U Pol 2= 0,55% OM= 1,63%	U Pol 1= aumento de 110,43% U+NBPT= diminuição de 12,48% U Cu+B= aumento de 36,02% NA= aumento de 40,13% U Pol 2= diminuição de 85,78% OM= diminuição de 57,82%	Latossolo Vermelho Eutroférrico (profundo e bem estruturado, textura argilosa, baixa CTC e alta retenção de P) pH do solo: 5,94	Clima de savana	Experimento 2 - Machado, (2015)	Experimento de campo Os fertilizantes foram aplicados a lanço sobre a cultura do milho sequeiro Volatilização NH ₃ no período de 24 dias

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Wageningen, Holanda	Murohoni: Ureia superfície (MUS), Murohoni: Ureia misturada nos primeiros 5 cm de solo (M5), Karaba: Ureia superfície (KUS), Karaba: Ureia misturada nos primeiros 5 cm de solo (K5) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	MUS= 11,56% M5= 4,29% KUS= 52,16% K5= 20,52%	M5= diminuição de 62,93% K5= diminuição de 60,67%	Vertissolo (textura argilosa, altos teores de Ca e Mg, alta CTC e V%, expande e contrai – fendas) pH do solo de 6 a 7,6	Condições ambientais controladas 20°C por 6 a 11 dias	Sigunda et al. (2002)	Experimento de laboratório Efeito na Volatilização NH ₃ no período de 8 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Não identificado	Ureia superfície (US), Ureia misturada nos primeiros 0,64 cm de solo (U064), Ureia misturada nos primeiros 1,3 cm de solo (U13), Ureia misturada nos primeiros 3,8 cm de solo (U38) Dose de 112 kg de N por ha ⁻¹	US= 16,07% U064= 13,39% U13= 11,16% U38= 4,46%	U064= diminuição de 16,67% U13= diminuição de 30,56% U38= diminuição de 72,22%	Textura média pH do solo de: 5 a 7,5	Condições ambientais controladas	Ernst e Massey (1960)	Experimento de laboratório Volatilização de NH ₃ em 10 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Não identificado	Ureia superfície (US), Ureia colocado nos primeiros 1,25 cm de solo (U125), Ureia colocado nos primeiros 2,5 cm de solo (U25), Ureia colocado nos primeiros 3,75 cm de solo (U375), Ureia colocado nos primeiros 5,0 cm de solo (U50), Ureia colocado nos primeiros 6,25 cm de solo (U625), Ureia colocado nos primeiros 7,5 cm de solo (U75) Dose de 40 kg de N por ha ⁻¹	US= 60% U125= 51% U25= 47% U375= 32% U50= 16% U625= 15% U75= 4%	U125= diminuição de 15% U25= diminuição de 21,67% U375= diminuição de 46,67% U50= diminuição de 73,33% U625= diminuição de 75% U75= diminuição de 93,33%	Planossolo Nátrico (gradiente textural expressivo, altos teores de Na - salino e sódico) pH do solo de: 7,8 a 10,6	Condições ambientais controladas	Rao e Batra (1983)	Experimento de laboratório Volatilização de NH ₃ em 16 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Não identificado	Formas de aplicação como mistura seca, tablets e solução em água amônio lignossulfonato (LS), triamida tiofosfórica (NBPT) e fenilfosforodiamida (PPD) em NH ₃ , perda do fertilizante ureia. Avaliação das perdas de NH ₃ da ureia aplicada na superfície e da ureia em faixas (2 cm abaixo da superfície do solo) Dose de 387 kg N ha ⁻¹	Mistura seca: Ureia = 5,32% Ureia + LS= 2,89% Ureia + NBPT= 1,03% Ureia + PPD= 1,16% Ureia + NBPT + LS= 3,05% Ureia + PPD + LS= 3,20% Tablet: Ureia + LS= 0,62% Ureia + NBPT= 0,51% Ureia + PPD= 0,59% Ureia + NBPT + LS= 0,80% Ureia + PPD + LS= 0,90% Solução: Ureia = 4,11% Ureia + LS= 0,54% Ureia + NBPT= 0,10% Ureia + PPD= 0,13% Ureia + NBPT + LS= 0,70% Ureia + PPD + LS= 0,67%	Mistura seca: Ureia + LS= diminuição de 45,63% Ureia + NBPT= diminuição de 80,58% Ureia + PPD= diminuição de 78,16% Ureia + NBPT + LS= diminuição de 42,72% Ureia + PPD + LS= diminuição de 39,81% Tablet: Ureia + LS= diminuição de 88,35% Ureia + NBPT= diminuição de 90,29% Ureia + PPD= diminuição de 88,83% Ureia + NBPT + LS= diminuição de 84,95% Ureia + PPD + LS= diminuição de 83,01% Solução: Ureia = diminuição de 22,82% Ureia + LS= diminuição de 89,81% Ureia + NBPT= diminuição de 98,06% Ureia + PPD= diminuição de 97,57% Ureia + NBPT + LS= diminuição de 86,89% Ureia + PPD + LS=	Textura argilosa pH do solo de: 5,2	Condições ambientais controladas	Al-Kanani et al. (1994)	Experimento realizado em laboratório Volatilização de NH ₃ em 15 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Não identificado	Ureia superfície (US), ureia em faixas nos primeiros 2,5 cm de solo (U25), Ureia Faixas nos primeiros 5 cm de solo (U5) Dose de 550 kg N ha ⁻¹	US= 66% U25= 45% U5= 0%	U25= diminuição de 31,82% U5= diminuição de 100%	Neossolo Flúvico (pouco profundo, textura siltoosa, altos teores de Ca e Mg, pH básico) e Cambissolo (alta CTC, textura argilosa, pH básico) pH do solo de: 7,8 a 8	Condições ambientais controladas	Fenn e Miyamoto (1981)	Experimento realizado em laboratório Volatilização acumulada de NH ₃ em 14 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)

Tabela 2.2. continua  o...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em rela��o ureia (%)	Classifica��o/pH	Clima (K��ppen)	Referência	Observa��es
Texas, Estados Unidos	Ureia superfície (US), Ureia aplicada nos primeiros 2,5 cm de solo (U25) Dose de 50 kg N ha ⁻¹	US= 25% U25= 3%	U25= diminui��o de 88%	Chernossolo Rêndzico (pH básico, textura siltosa, alto teor de Ca e Mg, alta CTC e V%, superfície com muita matéria orgânica e cor escura) pH do solo: 7,4	Condi��es ambientais controladas	Bouwmeester et al. (1985)	Experimento de laboratório Volatiliza��o acumulada de NH ₃ em 42 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Paraná, Brasil	Ureia superfície (US), Ureia aplicada nos primeiros 6 cm de solo (U6) Dose de N 150 kg ha ⁻¹	US= 12,5% U6= 1,1%	U6= diminui��o de 91,2%	Latossolo Vermelho Distrófico (profundo, textura argilosa, altos teores de Al) pH do solo variando de 4,5 a 5,2	subtropical ��mido	Fontoura e Bayer (2010)	Experimento de campo Avalia��o até o est��dio V5 de milho cultivado em SPD Volatiliza��o acumulada de NH ₃ em 20 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
South Johnstone, Queensland, Austrália	Ureia superfície (US), Ureia aplicada nos primeiros 4cm de solo (U4) Dose de N 160 kg ha ⁻¹	US= 37% U4= 6%	U4= diminui��o de 83,78%	Chernossolo (altos teores de Ca e Mg, textura argilosa, alta CTC e V%) e Latossolo (profundo, textura muito argilosa) pH do solo de: 5,6	Semi-��rido quente	Prasertsak et al. (2002)	Experimento de campo Cana de a��car (<i>Saccharum officinarum</i> L. cv Q138) Volatiliza��o acumulada de NH ₃ em 168 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Buenos Aires, Argentina	Ureia superfície (PD), Ureia banded nos primeiros 5 cm de solo sob plantio-direto (PD5), Ureia superfície sob plantio convencional (PC), Ureia banded nos primeiros 5 cm de solo sob plantio convencional (PC5) Dose de N 60 kg ha ⁻¹	PD= 11,5% PD5= 6,2% PC= 8,6% PC5= 6,4%	PD5= diminui��o de 46,09% PC5= diminui��o de 25,58%	Chernossolo (altos teores de Ca e Mg, textura argilosa, alta CTC e V%)	Clima subtropical ��mido	Palma et al. (1998)	Experimento de campo Cultura do milho Volatiliza��o acumulada de NH ₃ em 18 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil	Ureia Cu+B-1 Pastilhada (UCB1), Ureia Cu+B-2 Pastilhada (UCB2), UreiaCu+B-3 Pastilhada (UCB3), Ureia + Sulfato de Cálcio Pastilhada (USCa), Ureia Pastilhada (UP), Ureia Granulada (UG), Ureia + NBPT Revestida (UNBPT), Sulfato de Amônio Perolada (SAP) Dose de N 200 kg ha ⁻¹	UCB1= 21,8% UCB2= 36,5% UCB3= 31,9% USCa= 56% UP= 45,7% UG= 46,83% UNBPT= 7,4% SAP= 3,6% = 0%	UCB1= diminui��o de 53,45% UCB2= diminui��o de 22,06% UCB3= diminui��o de 31,88% USCa= aumento de 19,58% UP= diminui��o de 2,41% UNBPT= diminui��o de 84,20% SAP= diminui��o de 92,31%	Planossolo Háplico (gradiente textural expressivo, superfície textura arenosa, baixa CTC e V%) pH do solo de 6,5	Tropical subúmido	Stafanato et al.(2013)	Experimento de laboratório Volatiliza��o acumulada de NH ₃ em 18 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil	Ureia Compactada/(NH ₄) ₂ SO ₄ (USH), Ureia Compactada/Selementar (Uso), Ureia compactada (NH ₄) ₂ SO ₄ /Selementar/bentonita (USHoB), Ureia Compactada/Selementar/bentonita (USoB), Ureia pastilhada (UP), Ureia	USH= 32% Uso= 34% USHoB= 36% USoB= 40% UP= 42,9% UG= 44,9% UNBPT= 41,4% UPSo= 35% URSo= 45,1% SA= 5%	USH= diminui��o de 28,73% Uso= diminui��o de 24,28% USHoB= diminui��o de 19,82% USoB= diminui��o de 10,91% UP= diminui��o de 4,45% UNBPT= diminui��o de 7,80%	Planossolo Háplico (gradiente textural expressivo, superfície textura arenosa, baixa CTC e V%) pH do solo: 6,5	Tropical subúmido	Oliveira et al. (2014b)	Experimento de laboratório Volatiliza��o acumulada de NH ₃ em 21 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Uberlândia, Minas Gerais, Brasil	Aplica��o superficial de ureia (USUP), ureia incorporada de 5 a 7 cm de profundidade (U57) Dose de N 45 kg ha ⁻¹	USUP= 50% U57= 34%	U57= diminui��o de 32%	Latossolo Vermelho-Amarelo (textura média, profundo, baixa CTC e V%) pH do solo: 5,8	Clima de savana	Silva (2002)	Experimento de campo área de pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu Volatiliza��o acumulada de NH ₃ em 30 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Uberlândia, Minas Gerais, Brasil	Ureia comum (UC) com doses de N de 90 kg N ha ⁻¹ (UC-90N), 67,5 kg N ha ⁻¹ (UC-67,5N) e 45 kg N ha ⁻¹ (UC-45N), ureia revestida com polímeros (UP) com doses de N de 90 kg N ha ⁻¹ (UP-90N), 67,5 kg N ha ⁻¹ (UP-67,5N) e 45 kg N ha ⁻¹ (UP-45N) Doses de N de 90, 67,5 e 45 kg N ha ⁻¹	UC-90N= 18,23% UC-67,5N= 16,81% UC-45N= 17,38% UP-90N= 15,31% UP-67,5N= 14,86% UP-45N= 22,67%	UP-90N= diminuição de 16,03% UP-67,5N= diminuição de 11,63% UP-45N= aumento de 30,43%	Latossolo Vermelho-Amarelo (textura argilosa, profundo, baixa CTC e V%) pH do solo de 0-10 cm: 5,7 pH do solo de 10-20 cm: 5,2	Clima de savana	Zavaschi (2010)	Experimento de campo Cultura do milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 29 dias
Cassilândia, Mato grosso do Sul, Brasil	ureia convencional (UC), ureia protegida com polímero (UP), ureia com inibidor de uréase (U+NBPT) e nitrato de amônio (NA), Doses de N de 100 kg N ha ⁻¹	UC= 28% NBPT= 19% UP= 20% NA= 3%	NBPT= diminuição de 32,14% UP= diminuição de 28,57% NA= diminuição de 89,29%	Neossolo Quartzarênico (profundo, textura arenosa) pH do solo: 4,8	Clima de savana	Chagas et al. (2017)	Experimento de campo Pastagem com <i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandu Volatilização acumulada de NH ₃ em 21 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Chapadão do Sul e Selvíria, Mato Grosso do Sul, Brasil	Os fertilizantes nitrogenados foram aplicados como ureia convencional (U) e ureia revestida com polímero (UP) Doses de N de 135 kg N ha ⁻¹	Primeira safra de milho em Chapadão do Sul U= 22,32% UP= 16,64% Primeira safra de milho em Selvíria U= 41,80% UP= 28,93% Segunda safra de milho em Chapadão do Sul U= 35,73% UP= 39,87% Segunda safra de milho em Selvíria U= 20,08% UP= 20,13%	Primeira safra de milho em Chapadão do Sul UP= diminuição de 25,46% Primeira safra de milho em Selvíria UP= diminuição de 30,79% Segunda safra de milho em Chapadão do Sul UP= aumento de 11,57% Segunda safra de milho em Selvíria UP= aumento de 0,22%	Latossolo (profundo, bem estruturado) pH do solo de 4,7 a 5,2	Clima de savana	Kaneko et al. (2019)	Experimento de campo Safrinha de milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 15 dias
Informação não disponível	Ureia (PU), Ureia com 3% de polímero (PCU3), Ureia com 6% de polímero (PCU6), Ureia com gesso (Ureia-G), Nem-cake coated urea (NCU), Ureia protegida com pyrita (PYU) Doses de N de 400 kg N ha ⁻¹	PU = 27,5% PCU3 = 17,1% PCU6 = 14,7% Urea-G= 26,5% NCU = 23,3% PYU = 8,6%	PCU3 = diminuição de 37,82% PCU6 = diminuição de 46,55% Urea-G= diminuição de 3,64% NCU = diminuição de 15,27% PYU = diminuição de 68,73%	Cambissolo (pouco profundo, textura média) pH do solo: 8,1	Informação não disponível	Blaise e Prasad (1995)	Experimento de laboratório Volatilização acumulada de NH ₃ em 8 dias
Piracicaba, São Paulo, Brasil	Ureia (U), nitrato de amônio (NA), ureia revestida com ácido bórico e sulfato de cobre (UBS), ureia elemental revestida com enxofre (US) Doses de N de 120 kg N ha ⁻¹	U= 9,08% NA= 0,17% UBS= 8% US= 11,08%	NA= diminuição de 98,17% UBS= diminuição de 11,93% US= aumento de 22,02%	Latossolo Vermelho-Amarelo (profundo, textura média) pH do solo: 4,9	Subtropical úmido	Faria et al. (2014)	Experimento de campo Cultura da cana de açúcar Volatilização acumulada de NH ₃ em 20 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Viçosa, Minas Gerais, Brasil	biofilme de microalgas (Biofilm), ureia comercial (U) Doses de N de 120 kg N ha ⁻¹	Ureia = 18,1% Biofilm = 3,81%	Biofilm = diminuição de 78,96%	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (profundo, bem estruturado, camada superficial escura e espessa, baixo V%) pH do solo: 6,48	Clima de savana	Castro et al. (2016)	Experimento de campo Cultura do milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 41 dias
Sergipe, Brasil	Ureia sulfurada (SU), ureia revestida com organominerais (OMU) e sulfato de amônio (AS), Ureia (U) Doses de N de 150 kg N ha ⁻¹	2015: OMU= 10,2% SU= 18,87% AS= 2,07% UREA= 40,13% 2016: OMU= 4,33% SU= 18,87% AS= 0,67% UREA= 13%	2015: OMU= diminuição de 74,58% SU= diminuição de 52,99% AS= diminuição de 94,85% 2016: OMU= diminuição de 66,67% SU= aumento de 45,13% AS= diminuição de 94,87%	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (gradiente textural, baixo V%) pH do solo de 0-20 cm: 5,9	Semiárido quente	Santos et al. (2020)	Experimento de campo Cultura do milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 18 dias

Tabela 2.2. continuação...

Localidade*	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Fazenda experimental da EPAMIG, Patos de Minas, Minas Gerais, Brasil	Nitrato de Amônio (NA), ureia convencional (U), ureia polimerizada (U Pol 1 e U Pol 2), Fertilizante Producode® (U Cu+B), ureia NBPT e organomineral (OM) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	Ureia= 58,62% U. Pol 1= 13,46% U + NBPT= 24,05% U + Cu+B= 8,76% Nitro= 9,01% U. Pol 2= 1,05% OM= 2,81%	U. Pol 1= diminuição de 77,04% U + NBPT= diminuição de 58,97% U + Cu+B= diminuição de 85,06% NA= diminuição de 84,62% U. Pol 2= diminuição de 98,21% OM= diminuição de 95,20%	Latossolo Vermelho Eutroférrico (profundo e bem estruturado, textura argilosa, baixa CTC e alta retenção de P) pH do solo: 5,94	Clima de savana	Experimento 1 - Machado, (2015)	Experimento de campo Os fertilizantes foram aplicados a lanço sobre a cultura do milho sequeiro Volatilização NH ₃ no período de 24 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Rio Verde, Goiás, Brasil	dejetos líquidos de suínos (SLI) na dose de 180 kg N ha ⁻¹ , cama de frango (ECM) na dose de 149 kg N ha ⁻¹ e uréia (U) na dose de 70 kg N ha ⁻¹	U= 6,3% SLI= 3,83% ECM= 1,62%	SLI= diminuição de 39,24% ECM= diminuição de 74,33%	Latossolo Vermelho (profundo, bem estruturado, textura argilosa) pH do Solo: 5,28	Clima de savana	Vanin et al. (2013)	Experimento de campo Brachiaria Marandu Volatilização NH ₃ no período de 6 dias
Quebec City, Canada	Dejetos suínos incorporados (DS5), Dejetos suínos em superfície (DS), Ureia incorporada (U5), Ureia em superfície (U) Dose de 140 kg de N ha ⁻¹	DS5= 15,81% DS= 28,52% U5= 31,56% U= 63,94%	DS5= diminuição de 75,28% DS= diminuição de 55,40% U5= diminuição de 50,64%	Cambissolo Húmico (textura média, superfície espessa, escura, alto teor de carbono) pH do solo 0-5 cm: 5,7 pH do solo 5-10cm: 5,8	Continental úmido	Rochette et al. (2009b)	Experimento de campo Áreas cultivadas <i>Triticum aestivum</i> L. Volatilização NH ₃ no período de 29 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Santiago, Chile	Ureia (U), Chorume de vacas leiteiras (CVL) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	U= 25% CVL= 8,7% Outono de 2010: U= 25,7% CVL= 7,3% Inverno de 2010: U= 1,8% CVL= 3,1% Verão de 2012: U= 15,9% CVL= 20,5%	Primavera de 2009: CVL= diminuição de 65,61% Outono de 2010: CVL= diminuição de 71,60% Inverno de 2010: CVL= aumento de 72,22% Verão de 2012: CVL= aumento de 28,93%	Neossolo (raso, alta CTC) pH do solo: 5,7 a 6,5	Clima mediterrânico	Experimento 1 – Salazar et al. (2014)	Experimento de campo Pastagens perenes de azevém (<i>Lolium perenne</i> L.) Volatilização NH ₃ no período de 21 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Santiago, Chile	Ureia (U), Ureia + NBPT (U+NBPT) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	Primavera de 2010: U= 23,4% U+NBPT= 6,1% Outono de 2011: U= 26% U+NBPT= 7,8% Inverno de 2011: U= 16,2% U+NBPT= 3,5% Verão de 2012: U= 15,9% U+NBPT= 6,3%	Primavera de 2010: U+NBPT= diminuição de 73,93% Outono de 2011: U+NBPT= diminuição de 70% Inverno de 2011: U+NBPT= diminuição de 78,40% Verão de 2012: U+NBPT= diminuição de 60,38%	Neossolo (raso, alta CTC) pH do solo: 5,7 a 6,5	Clima mediterrânico	Experimento 2 – Salazar et al. 2014	Experimento de campo Pastagens perenes de azevém (<i>Lolium perenne</i> L.) Volatilização NH ₃ no período de 21 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Santa Maria, Rio Grande do Sul	Adubo mineral aplicado na superfície do solo + cobertura de uréia (NPK + U); Dejetos líquido bovino (DLB) na superfície do solo + uréia em cobertura (DLBs + U); DLB com DCD na superfície do solo + cobertura de uréia (DLBs + DCD + U); DLB injetado no solo + cobertura de uréia (DLBi + U) e DLB com DCD injetado no solo + cobertura de uréia (DLBi + DCD + U) Dose de 330 kg de N ha ⁻¹ para NPK+U e dose de 305,3 kg de N ha ⁻¹ para os demais	NPK+U= 15,2% DLBs+U= 11,7% DLBi+U= 10,3%	DLBs+U= diminuição de 23,03% DLBi+U= diminuição de 32,24%	Argissolo Vermelho Distrófico (gradiente textural, baixo V%, superfície arenosa) pH do solo: 5,3	Subtropical úmido	Toneto (2016)	Experimento de campo Culturas de trigo e milho Volatilização NH ₃ no período de 21 dias

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Chapadinha, maranhão, Brasil	As fontes de nitrogênio aplicadas foram dejetos líquidos de suínos (DS), cama de frango (CF), uréia (URE), uréia revestida (URE R) e tratamento controle (CON) onde não houve aplicação de fertilizantes. Dose de 120 kg de N ha ⁻¹	URE= 80,87% URER= 66,7% DS= 1,53% CF= 4,03%	URER= diminuição de 17,52% DS= diminuição de 98,10% CF= diminuição de 95,01%	Latossolo Amarelo (profundo, bem estruturado, baixa CTC) pH do solo: 5,09	Clima de savana	Alves et al. (2020)	Experimento de campo Cultura da cana de açúcar Volatilização NH ₃ no período de 364 horas
São Miguel do Oeste, Santa Catarina, Brasil	cama de aves 210 kg ha-1 de N (CA 210), cama de aves 420 kg ha-1 de N (CA 420), cama de aves 630 kg ha-1 de N (CA 630), cama de aves 840 kg ha-1 de N (CA 840), ureia 420 kg ha-1 de N (MI 420) e organomineral 420 kg ha-1 de N (OM 420)	MI 420= 7% CA 210= 1,5% CA 420= 2% CA 630= 2% CA 840= 2% OM 420= 10%	CA 210= diminuição de 78,57% CA 420= diminuição de 71,43% CA 630= diminuição de 71,43% CA 840= diminuição de 71,43% OM 420= aumento de 42,86%	Nitossolo Vermelho (profundo, bem estruturado, baixo gradiente textural, textura argilosa) pH do solo não informado	Subtropical úmido	Fries e Zanetti, (2021)	Experimento de campo Pastagens de Tifton 85, Volatilização NH ₃ no período de 26 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Chapadinha, Maranhão, Brasil	Ureia (U), cama de frango (CF), dejetos suíno (DS) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	U= 48,1% DS= 0,82% CF= 26,11%	DS= diminuição de 98,30% CF= diminuição de 45,72%	Latossolo Amarelo (profundo, baixa CTC) pH do solo: 4,82	Clima de savana	Silva (2018)	Experimento de campo Cultura da cana de açúcar Volatilização NH ₃ no período de 15 dias
N₂O							
Alcalá de Henares, Madrid, Espanha	Ureia (U), Ureia + inibidor urease [NBPT] (U+inibidor) Dose de N de 120 kg ha ⁻¹	Emissões de N ₂ O: U= 0,8% U+Inibidor= 0,11%	Emissões de N ₂ O: U+Inibidor= diminuição de 86,45%	Cambissolo (pouco profundo, textura média, altos teores de C e Mg, alta CTC e V%) pH início: 7,6	Clima mediterrânico de verão quente	Abalos et al. (2012)	Estudo de campo Cultivo de cevada Emissões de N ₂ O de 30 dias acumulados
Metanálise com 120 estudos distribuídos entre EUA (20), Canadá (4), Brasil (8) e China (83).	Ureia, ureia protegida (revestimento de CRU) Doses variáveis		CRU gerou diminuição emissão de óxido nitroso (N ₂ O) em 39,4%	Vários tipos de solos pH do solo: variável	Variável	Zhang et al. (2019)	Cultura do milho Contendo apenas dados de experimentos de campo Com tratamentos replicados e o número de replicações indicadas Os fertilizantes eram restritos a CRU (materiais de revestimento incluídos resina, polímero, poliolefina e materiais termoplásticos) ureia, e a taxa total de aplicação de N para tratamento (CRU) e controle (ureia) foi igual A emissão de N ₂ O foi avaliada por métodos comumente usados
Kalimantan do Sul, Indonésia	Ureia (U), Ureia + ditiocarbamida inibidor de nitrificação (U+DCD) e uréia revestida com Poliolefina termoplástica (LP-30) Dose de 90 kg N ha ⁻¹	U= 7,45% U+DCD= 0% LP-30= 0,40%	U+DCD= diminuição de 100,0% LP-30= diminuição de 94,62%	Argissolo (gradiente textural) pH do solo de: 4,6	Clima de monção	Hadi et al. (2008)	Experimento de campo Cultura do milho Solo foi arado e realizada a aplicação de 2 toneladas de calcário e 4 de esterco bovino 3 semanas antes do plantio Emissões de N ₂ O acumuladas de 92 dias.

Tabela 2.2. continua  o...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em rela��o ureia (%)	Classifica��o/pH	Clima (K��ppen)	Referência	Observa��es
Sinop, Mato Grosso, Brasil	tratamentos: controle (não fertilizado); fertilizado com 40 kg N/ha como ure��a (U40); fertilizado com 80 kg N/ha na forma de ure��a (U80); fertilizado com 40 kg N/ha como sulfato amônio (AS40); fertilizado com 80 kg N/ha como sulfato de amônio (AS80)	U40= 0,13% U80= 0,32% AS 40= 0,11% AS 80= 0,19%	AS 40= diminui��o de 14,29% AS 80= diminui��o de 41,12%	Latossolo Vermelho-Amarelo (profundo, bem estruturado, textura média, baixa CTC) pH do solo variando de: 5,5 a 6,5	Clima de mon��es	Nascimento et al. (2021)	Experimento de campo capim-marandu (<i>Brachiaria brizantha</i> [Hochst. Ex A.Rich.] Stapf) Emissão de N ₂ O no solo acumulado durante dois ciclos de 28 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
El Enc��n, leste de Madrid, Espanha	U��ria (U), U��ria com inibidor de urease (U+NBPT) e, U��ria com inibidor de urease com dicianodiamida inibidor de nitrifica��o (U+NBPT+DCD) Dose de 250 kg N ha ⁻¹	U+NBPT+DCD = 0,68% U+NBPT= 0,61% U= 0,63%	U+NBPT+DCD = aumento de 8,28% U+NBPT= diminui��o de 2,55%	Cambissolo (pouco profundo, textura média, altos teores de Ca e Mg, alta CTC e V%) pH do solo: 7,9	Clima mediterrânico de verão quente	Sanz-Cobena et al. (2012)	Experimento de campo Cultura de milho irrigado (<i>Zea mays</i>) Perdas por volatiliza��o de N ₂ O acumulados de abril a outubro dos anos de 2009 e 2010
Viçosa, Minas Gerais, Brasil	biofilme de microalgas (Biofilm), ure��a comercial (U) Doses de N de 120 kg N ha ⁻¹	Urea = 0,00004% Biofilm = 0,003%	Biofilm = aumento de 8580%	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (profundo, bem estruturado, camada superficial escura e espessa, baixo V%) pH do solo: 6,48	Clima de savana	Castro et al. (2016)	Experimento de campo Cultura do milho Volatiliza��o acumulada de N ₂ O em 41 dias
Alabama, Estados Unidos	cama de frango compostada (CPL), cama de frango fresca (FPL) e ure��a (URE). Dose de 336 kg de N ha ⁻¹	FPL= 1% URE= 0,73% CPL= 0,34%	FPL= aumento de 37,14% CPL= diminui��o de 53,88%	Argissolo Vermelho (gradiente textural, profundo) pH do solo: 5,5	Subtropical ��mido	Thornton et al. (1998)	Experimento de campo Grama bermuda, utilizada para produ��o de feno Volatiliza��o N ₂ O no período de 30 dias
Sudeste da Escócia	Pellets de lodo de esgoto (PLE), esterco de aves (ECF), chorume de gado (ELB), U��ria (U) e niotrato de amônio (NA) Dose de 300 kg de N ha ⁻¹	2002: U= 0,4% PLE= 4,3% NA= 1,4% ELB= 0,5% ECF= 2,6% 2003: U= 0,1% PLE= 1,3% NA= 0,1% ELB= 0,2% ECF= 0,5%	2002: PLE= aumento de 975% NA= aumento de 250% ELB= aumento de 25% ECF= aumento de 550% 2003: PLE= aumento de 1200% NA= 0% ELB= aumento de 100% ECF= aumento de 400%	Gleissolo (imperfeitamente drenado, textura média, raso) pH do solo: 6,8	Clima temperado	Jones et al. (2007)	Experimento de campo Pastagens de azevém italiano (<i>Lolium perenne</i>) Volatiliza��o N ₂ O no período de 20 dias
Carberry, Manitoba, Canada	Esterco líquido de suínos (LPM) e ure��a (U) Dose de N para os anos de 2011 e 2014 80 kg de N ha ⁻¹ e para 2013 180 kg de N ha ⁻¹	2011: U= 1,7% LPM= 0,55% 2013: U= 0,45% LPM= 0,53% 2014: U= 1,13% LPM= 0,57%	2011: LPM= diminui��o de 67,65% 2013: LPM= aumento de 17,78% 2014: LPM= diminui��o de 49,56%	Chernossolo (textura média, alto teor de Ca e Mg, superfície escura e espessa, alta CTC e V%) pH do solo: 6,4	Clima continental ��mido	Adelekun et al. (2021)	Experimento de campo áreas cultivadas com cevada (<i>Hordeum vulgare</i> L.) ou trigo (<i>Triticum aestivum</i> L.) Volatiliza��o N ₂ O no período de maio a outubro de cada ano Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil	Ureia superficial 230 kg de N ha ⁻¹ (U), Ureia a lanço superficial (DSs), ureia a lanço superficial com dicianodiamida (DSs+DCD), ureia em faixas na profundidade de 8 a 11 cm (DSi), ureia com dicianodiamida em faixas na profundidade de 8 a 11 cm (DSi+DCD) Dose de 301 kg de N ha ⁻¹ com exceção do U que recebeu a dose de 230 kg de N ha ⁻¹	U= 0,73% DSs= 0,82% DSs + DCD= 0,67% DSi= 1,29% DSi + DCD= 0,49%	DSs= aumento de 11,23% DSs + DCD= diminuição de 8,22% DSi= aumento de 75,43% DSi + DCD= diminuição de 33,08%	Argissolo Vermelho Distrófico (gradiente textural, superfície arenosa, baixo V%) pH do solo: 5,3	subtropical úmido	Aita et al. (2018)	Experimento de campo Áreas cultivadas com sistema de plantio direto de trigo e milho Volatilização N ₂ O no período de 365 dias
Galicia, Espanha	125 kg N ha ⁻¹ de NPK na semeadura e 75 kg de ureia granulada na cobertura (MN); 200 kgN ha ⁻¹ de dejetos bovino injetado (CS) e 200 kg N ha ⁻¹ de dejetos líquido de suínos (PS), com ambos os tratamentos de dejetos aplicados na semeadura.	2008: CS= 2,15% PS= 1,8% MN= 1,8% 2009: CS= 1,4% PS= 1,35% MN= 1,8%	2008: PS= diminuição de 16,28% MN= diminuição de 16,28% 2009: PS= diminuição de 3,57% MN= aumento de 28,57%	Cambissolo Húmico (textura média, superfície - espessa e escuro, alto teor de carbono) pH do solo em 2008: 5,35 pH do solo em 2009: 5,30	Clima mediterrânico	Louro et al. (2015)	Experimento de campo Áreas cultivadas com milho (<i>Zea mays</i> L.) Volatilização N ₂ O no período de 148 dias em 2008 e 127 dias em 2009
Várias partes do mundo	sulfato de amônio (AS), ureia (U), nitrato de amônio (NA), nitrato de amônio e cálcio (NAC), aplicação direta de amônio (A), soluções nitrogenadas (SAN), outras fontes de N direto (95 % dessas fontes é bicarbonato de amônio e o restante é principalmente cloreto de amônio) (NOUT), fosfatos de amônio (FA), outras fontes de N e P (NP), fertilizante NK (NK), fertilizante NPK (NPK), esterco de animais (EST) Doses variadas	AS= 1% U= 1,1% NA= 0,8% NAC= 0,7% A= 0,9% SAN= 1% NOUT= 1,2% FA= 0,9% NP= 0,9% NK= 0,9% NPK= 0,8% EST= 0,8%	AS= diminuição de 9,09% NA= diminuição de 27,27% NAC= diminuição de 36,36% A= diminuição de 18,18% SAN= diminuição de 9,09% NOUT= aumento de 9,09% FA= diminuição de 18,18% NP= diminuição de 18,18% NK= diminuição de 18,18% NPK= diminuição de 27,27% EST= diminuição de 27,27%	Não informado pH inicial: variável	Vários tipos de clima	Bouwman e Boumans (2002)	Revisão de literatura (metanálise) várias culturas Volatilização N ₂ O no período de 365 dias
Várias partes do mundo	sulfato de amônio (AS), ureia (U), nitrato de amônio (NA), nitrato de amônio e cálcio (NAC), aplicação direta de amônio (A), soluções nitrogenadas (SAN), outras fontes de N direto (95 % dessas fontes é bicarbonato de amônio e o restante é principalmente cloreto de amônio) (NOUT), fosfatos de amônio (FA), outras fontes de N e P (NP), fertilizante NK (NK), fertilizante NPK (NPK), esterco de animais (EST) Doses variadas	AS= 0,7% U= 0,7% NA= 0,6% NAC= 0,6% A= 0,5% SAN= 0,7% NOUT= 1% FA= 0,7% NP= 0,6% NK= 0,8% NPK= 0,6% EST= 0,5%	AS= diminuição de 0% NA= diminuição de 14,28% NAC= diminuição de 14,29% A= diminuição de 28,57% SAN= diminuição de 0% NOUT= aumento de 42,86% FA= diminuição de 0% NP= diminuição de 14,29% NK= aumento de 14,29% NPK= diminuição de 14,29% EST= diminuição de 28,57%	Não informado pH inicial: variável	Vários tipos de clima	Bouwman e Boumans (2002)	Revisão de literatura (metanálise) várias culturas Volatilização NO no período de 365 dias
Santa Maria, Rio Grande do Sul	Adubo mineral (NPK) aplicado na superfície do solo + cobertura de uréia (NPK + U); dejetos líquido bovino (DLB) na superfície do solo + uréia em cobertura (DLBs + U); DLB com DCD na superfície do solo + cobertura de uréia (DLBs + DCD + U); DLB injetado no solo + cobertura de uréia (DLBi + U) e DLB com DCD injetado no solo + cobertura de uréia (DLBi + DCD + U) Dose de 330 kg de N ha ⁻¹ para NPK+U e dose de 305,3 kg de N ha ⁻¹ para os demais	NPK+U= 0,73% DLBs+U= 0,81% DLBs+DCD+U= 0,67% DLBi+U= 1,27% DLBi+DCD+U= 0,49%	DLBs+U= aumento de 10,96% DLBs+DCD+U= diminuição de 8,22% DLBi+U= aumento de 73,97% DLBi+DCD+U= diminuição de 32,88%	Argissolo Vermelho Distrófico (gradiente textural, baixo V%, superfície arenosa) pH do solo: 5,3	subtropical úmido	Toneto (2016)	Experimento de campo Culturas de trigo e milho Volatilização N ₂ O no período de 21 dias

Referências

- ABALOS, D.; SANZ-COBENA, A.; MISSELBROOK, T.; VALLEJO, A. Effectiveness of urease inhibition on the abatement of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. **Chemosphere**, v. 89, n. 3, p. 310-318, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.043>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ADELEKUN, M.; AKINREMI, O.; NIKIÈMA, P.; SPARLING, B.; TENUTA, M. Nitrous oxide fluxes from liquid pig manure and urea fertilizer applied to annual crops. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 313, article 107393, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107393>. Acesso em: 15 set. 2025.
- AITA, C.; TONETTO, F.; GONZATTO, R.; PUJOL, S. B.; SCHIRMANN, J.; DEPOI, J. dos S.; MEZZALIRA, A. P.; HOCHSCHEID, M.; ZIRBES, E.; GIACOMINI, S. J. Nitrous oxide emissions in a wheat/corn succession combining dairy slurry and urea as nitrogen sources. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, e0170138, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170138>. Acesso em: 12 set. 2025.
- AL-KANANI, T.; MACKENZIE, A. F.; FYLES, J. W.; O'HALLORAN, I. P.; GHAZALA S. Ammonia Volatilization from Urea Amended with Lignosulfonate and Phosphoroamide. **Soil Science Society of American Journal**, v. 58, n. 1, p. 244-248, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010037x>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ALMEIDA, R. F. de; NAVES, E. R.; SILVEIRA, C. H.; WENDLING, B. Emissão de óxido nitroso em solos com diferentes usos e manejos: uma revisão. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 8, n. 2, p. 441-461, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2015v8n2p441-461>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ALVES, A. C. **Perdas de amônia por volatilização e emissão foliar em pastagem adubada com fontes de nitrogênio**. 2009. 70 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade de São Paulo: Pirassununga, SP. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/74/74131/tde-08092009-113400/publico/DO3184099.pdf>. Acesso em: 4 set. 2025.
- ALVES, A. da S. **Adubação orgânica e manutenção da palhada na cana-de-açúcar: efeitos na volatilização de amônia, parâmetros químicos e físicos do solo e produtividade**. 2017. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal do Maranhão, Chapadinha, MA. Disponível em: <https://tede.ufma.br/jspui/handle/tede/3273>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ANDREUCCI, M. P. **Perdas nitrogenadas e recuperação aparente de nitrogênio em fontes de adubação de capim elefante**. 2007. 102 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo: Piracicaba, SP. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11139/tde-20022008-165101/en.php>. Acesso em: 15 set. 2025.
- AUERSWALD, K.; MAYER, F.; SCHNYDER H. Coupling of spatial and temporal pattern of cattle excreta patches on a low intensity pasture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 88, n. 2, p. 275-288, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10705-009-9321-4>. Acesso em: 10 set. 2025.
- BALBINOT JUNIOR, A. A.; MORAES, A. de; VEIGA, M. da; PELISSARI, A.; DIECKOW, J. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, v. 39, n. 6, p. 1925-1933, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009005000107>. Acesso em: 10 set. 2025.
- BHANDRAL, R.; SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; HEDLEY, M. J. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 2, p. 482-492, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.10.006>. Acesso em: 8 set. 2025.
- BLAISE, D.; PRASAD, R. Effect of blending urea with pyrite or coating urea with polymer on ammonia volatilization loss from surface-applied prilled urea. **Biology and Fertility of Soils**, v. 20, n. 1, p. 77-80, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00307846>. Acesso em: 17 set. 2025.
- BODDEY, R. M.; REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; SANTOS, C. A. dos; MONTEIRO, R. C.; RAMALHO, I. O.; MACEDO, R. M.; HOMEM, B. C. G.; CASAGRANDE, D. R.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Stoloniferous forage legumes for sustainable mixed pastures in the tropics. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 25., 2023, Covington, KY. **Grassland for soil, animal, & human health: proceedings**. Covington, KY: IGC, 2023. p. 1478-1481. Disponível em: <https://doi.org/10.52202/071171-0360>. Acesso em: 10 set. 2025.

- BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 16, n. 4, 1080, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2001GB001812>. Acesso em: 17 set. 2025.
- BOUWMEESTER, R. J. B.; VLEK, P. L. G.; STUMPE, J. M. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from a urea- fertilized soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, n. 2, p. 376-381, 1985. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900020021x>. Acesso em: 4 set. 2025.
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI). **Terceiro inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**. Brasília, DF: MCTI, 2015. Relatório de referência. Setor agropecuária: emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejos de dejetos. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5288>. Acesso em: 9 set. 2025.
- BRASIL. Ministério de Ciência Tecnologia e Inovação. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Grupo de Eletricidade Atmosférica (Elat). **Química da baixa atmosfera**. 2024. Disponível em: <http://www.inpe.br/webelat/homepage/menu/infor/relampagos.e.efeitos/quimica.da.baixa.atmosfera.php>. Acesso em: 1 set. 2025.
- BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 6, p. 349-357, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02978670>. Acesso em: 8 set. 2025.
- CAMPANA, M. **Coletores de amônia, fontes e formas de aplicação de nitrogênio em *Panicum Maximum* cv. Tanzânia submetido a manejo intensivo**. 2008. 77 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP. Disponível: <http://hdl.handle.net/11449/95286>. Acesso em: 12 set. 2025.
- CANTARELLA, H., MARCELINO, R. O uso de inibidor de urease para aumentar a eficiência da ureia. In: SIMPOSIO SOBRE INFORMAÇÕES RECENTES PARA OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA, Piracicaba, SP, 2007. **Anais...** Piracicaba, SP: International Plant Nutrition Institute, 2007. p. 2-19.
- CANTARELLA, H.; VAN RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A. Soil and plant analyses for lime and fertilizer recommendations in Brazil. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 29, n. 11-14, p. 1691-1706, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103629809370060>. Acesso em: 8 set. 2025.
- CASTRO, J. de S. **Biofilme de microalgas no solo: emissão de gases de efeito estufa, volatilização de amônia e crescimento de *Pennisetum glaucum***. 2016. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Disponível em: <http://www.locus.ufv.br/handle/123456789/7750>. Acesso em: 15 set. 2025.
- CHAGAS, P. H. M. das; GOUVEIA, G. C. C.; COSTA, G. G. S. da; BARBOSA, W. F. S.; ALVES, A. C. Volatilização de amônia em pastagem adubada com fontes nitrogenadas. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 4, n. 2, p. 76-80, 2017. Disponível em: <https://periodicosonline.uems.br/index.php/agrineo/article/view/1301>. Acesso em: 17 set. 2025.
- CHAN, K. Y.; VAN ZWIETEN, L.; MESZAROS, I.; DOWNIE, A.; JOSEPH, S. Using poultry litter biochars as soil amendments. **Soil Research**, v. 46, n. 5, p. 437-444, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/SR08036>. Acesso em: 12 set. 2025.
- CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J. L.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? a review. **Global Change Biology**, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x>. Acesso em: 8 set. 2025.
- COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 631-637, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400007>. Acesso em: 12 set. 2025.
- DAS, D. K.; MANDAL, M. Advanced technology of fertilizer uses for crop production. In: SINHA, S.; PANT, K. K.; BAJPAI, S. (ed.). **Fertilizer technology I: synthesis**. Houston, TX: Studium Press LLC, 2015. v. 1. p. 101-150.
- DENMEAD, O. T.; MACDONALD, B. C. T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D. W. T.; WANG, W. J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P. W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and forest meteorology**, v. 150, n. 6, p. 748-756, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.06.018>. Acesso em: 8 set. 2025.

- DUBEUX JUNIOR, J. C. B.; SOLLENBERGER, L. E.; GASTÓN, L. A.; VENDRAMINI, J. M. B.; INTERRANTE, S. M.; STEWART JUNIOR, R. L. Animal behavior and soil nutrient redistribution in continuously stocked Pensacola bahiagrass pastures managed at different intensities. **Crop Science**, v. 49, n. 4, p. 1503-1510, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.2135/cropsci2008.08.0509>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ECOINVENT. **Database**. 2021. version 3.8, LCI. Disponível em: <https://ecoinvent.org/>. Acesso em: 15 set. 2025.
- EINSLE, O.; REES, D. C. Structural enzymology of nitrogenase enzymes. **Chemical reviews**, v. 120, n. 12, p. 4969-5004, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.0c00067>. Acesso em: 3 set. 2025.
- ERNST, J. W.; MASSEY, H. F. The Effects of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 24, n. 2, p. 87-90, 1960. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1960.03615995002400020007x>. Acesso em: 15 set. 2025.
- ERREBHI, M.; ROSEN, C. J.; GUPTA, S. C.; BIRONG, D. E. Potato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management. **Agronomy Journal**, v. 90, n. 1, p. 10-15, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/agronj1998.00021962009000010003x>. Acesso em: 3 set. 2025.
- FARIA, L. de A.; NASCIMENTO, C. A. C. do; VENTURA, B. P.; FLORIM, G. P.; LUZ, P. H. de C.; VITTI, C. G.. Hygroscopicity and ammonia volatilization losses from nitrogen sources in coated urea. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 3, p. 942-948, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000300020>. Acesso em: 17 set. 2025.
- FAUSTO, M. L. **Você sabia que os relâmpagos ajudam a nutrir o solo?** 2013. Disponível em: <https://expedicaovida.com.br/voce-sabia-que-os-relampagos-ajudam-a-nutrir-o-solo/>. Acesso em: 1 set. 2025.
- FENN, L. B.; MIYAMOTO, S. Ammonia loss and associated reactions of urea in calcareous soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 3, p. 537-540, 1981. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030020x>. Acesso em: 15 set. 2025.
- FLORES, J. P. C.; ANGHINONI, I.; CASSOL, L. C.; CARVALHO, P. C. de F.; LEITE, J. G. dal B.; FRAGA, T. I. Atributos físicos do solo e rendimento de soja em sistema plantio direto em integração lavoura-pecuária com diferentes pressões de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 771-780, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000400017>. Acesso em: 10 set. 2025.
- FOLLETT, R. F.; HATFIELD, J. L. Nitrogen in the environment: sources, problems, and management. **The scientific world journal**, v. 1, n. 2, p. 920-926, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.269>. Acesso em: 1 set. 2025.
- FONTOURA, S. M. V.; BAYER, C. Ammonia volatilization in no-till system in the South-central region of the state of Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1677-1684, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500020>. Acesso em: 15 set. 2025.
- FORSTER, P.; STORELMO, T.; ARMOUR, K.; COLLINS, W.; DUFRESNE, J.-L.; FRAME, D.; LUNT, D. J.; MAURITSEN, T.; PALMER, M. D.; WATANABE, M.; WILD, M.; ZHANG, H. The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks and Climate Sensitivity. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: working group I contribution to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2023. p. 923-1054. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>. Acesso em: 1 set. 2025.
- FRENEY, J. R.; DENMEAD, O. T.; WOOD, A. W.; SAFFIGNA, P. G.; CHAPMAN, L. S.; HAM, G. J.; HURNEY, A. P.; STEWART, R. L. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane fields fertilized with urea. **Fertilizer Research**, v. 31, n. 3, p. 341-349, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01051285>. Acesso em: 8 set. 2025.
- FRIES, E. G.; ZANETTI, M. L. de. **Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia em função da aplicação de cama de aves e uréia em Tifton 85**. 2021. 23f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Agronomia) – Instituto Federal de Santa Catarina, São Miguel do Oeste, SC. Disponível em: <https://repositorio.ifsc.edu.br/handle/123456789/2138>. Acesso em: 12 set. 2025.
- GILLINGHAM, A. G.; DURING, C. Pasture production and transfer of fertility within a long-established hill pasture. **New zealand journal of experimental Agriculture**, v.1, n. 3, p. 227-232, 1973. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03015521.1973.10427647>. Acesso em: 10 set. 2025.

GONTIJO NETO, M. M.; EUCLIDES, V. P. B.; NASCIMENTO JÚNIOR, D. do; MIRANDA, L. F.; FONSECA, D. M. da; OLIVEIRA, M. P. de. Consumo e tempo de pastejo por novilhos Nelore em pastagem de capim - tanzânia sob diferentes ofertas de forragem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 1, p. 60-66, jan./fev. 2006. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/490607/1/Consumotempo.pdf>. Acesso em: 10 set. 2025.

GUSMÃO, M. R.; ALVES, T. C.; LEMES, A. P.; BETTIOL, G. M.; PEDROSO, A. de F.; BARIONI JUNIOR, W.; OLIVEIRA, P. P. A.; GREGO, C. R. Sodium fluorescein as an internal tracer on the location of bovine urine patches in pastures. **Grass and Forage Science**, v. 71, n. 2, p. 305-314, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gfs.12182>. Acesso em: 10 set. 2025.

HADI, A.; JUMADI, O.; INUBUSHI, K.; YAGI, K. Mitigation options for N₂O emission from a corn field in Kalimantan, Indonesia. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 54, n. 4, p. 644-649, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2008.00280.x>. Acesso em: 12 set. 2025.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, v. 49, p. 119-199, 1993. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4). Acesso em: 8 set. 2025.

HERGOUALC'H, K.; AKIYAMA, H.; BERNOUX, M.; CHIRINDA, N.; DEL PRADO, A.; KASIMIR, A.; MACDONALD, J. D.; OGLE, S. M.; REGINA, K.; VAN DER WEERDEN, T. J. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In: **2019 Refinement to the 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use**. Geneve: IPCC, 2019. v. 4, chapter 11, p. 11.1-11.48. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch11_Soils_N2O_CO2.pdf. Acesso em: 3 set. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Kanagawa: iGES, 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>. Acesso em: 8 set. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2019 Refinement to the 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use**. Geneve: IPCC, 2019.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Influence of organic and mineral N fertiliser on N₂O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 121, n. 1, p. 74-83, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.006>. Acesso em: 11 set. 2025.

KANEKO, F. H.; FERREIRA, J. P.; LEAL, A. J. F.; BUZETTI, S.; DOS REIS, A. R.; ARF, O. Ammonia volatilization in response to coated and conventional urea in maize crop field. **Bioscience Journal**, v. 35, n. 3, p. 713-722, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/BJ-v35n3a2019-41772>. Acesso em: 17 set. 2025.

LAM, S. K.; SUTER, H.; BAI, M.; WALKER, C.; MOSIER, A. R.; VAN GRINSVEN, H.; CHEN, D. Decreasing ammonia loss from an Australian pasture with the use of enhanced efficiency fertilizers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 283, article 106553, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.05.012>. Acesso em: 12 set. 2025.

LEME, T. M. S. P.; PIRES, M. de F. A.; VERNEQUE, R. da S.; ALVIM, M. J.; AROEIRA, L. J. M. Comportamento de vacas mestiças holandês x zebu em pastagem de *Brachiaria decumbens* em sistema silvipastoril. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n. 3, p. 668-675, 2005. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/595009/1/Comportamento-de-vacas-mestica-holandes-x-zebu-em-pastagem.pdf>. Acesso em: 10 set. 2025.

LOURO, A.; BÁEZ, D.; GARCÍA, M. I.; CÁRDENAS, L. Nitrous oxide emissions from forage maize production on a Humic Cambisol fertilized with mineral fertilizer or slurries in Galicia, Spain. **Geoderma Regional**, v. 5, n. 5, p. 54-63, ago. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.03.004>. Acesso em: 15 set. 2025.

MACHADO, V. J. **Aplicação de fertilizantes com diferentes tecnologias: volatilização de NH₃**. 2015. 74 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/12087>. Acesso em: 12 set. 2025.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.

MARSCHNER, H. **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. 3rd. ed., Amsterdam: Academic Press, 2011.

MASSEY, C. G.; SLATON, N. A.; NORMAN, R. J.; GBUR JUNIOR, E. E.; DELONG, R. E.; GOLDEN, B. R. Bermudagrass forage yield and ammonia volatilization as affected by nitrogen fertilization. **Soil science society of america journal**, v. 75, n. 2, p. 638-648, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0254>. Acesso em: 12 set. 2025.

MATHEWS, B. W.; SOLLENBERGER, L. E.; NKEDI-KIZZA, P.; GASTON, L. A.; HORNSBY, H. D. Soil sampling procedures for monitoring potassium distribution in grazed pastures. **Agronomy Journal**, v. 86, n. 1, p. 121-126, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600010023x>. Acesso em: 10 set. 2025.

MATHEWS, B. W.; TRITSCHLER, J. P.; CARPENTER, J. R.; SOLLENBERGER, L. E. Soil macronutrient distribution in rotationally stocked kikuyugrass paddocks with short and long grazing periods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 30, n. 3-4, p. 557-571, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103629909370226>. Acesso em: 10 set. 2025.

MOREAU, D.; BARDGETT, R. D.; FINLAY, R. D.; JONES, D. L.; PHILIPPOT, L. A plant perspective on nitrogen cycling in the rhizosphere. **Functional Ecology**, v. 33, n. 4, p. 540-552, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13303>. Acesso em: 3 set. 2025.

NASCIMENTO, A. F. do; OLIVEIRA, C. M. de; PEDREIRA, B. C. e; PEREIRA, D. H.; RODRIGUES, R. de A. R. Nitrous oxide emissions and forage accumulation in the Brazilian Amazon forage-livestock systems submitted to N input strategies. **Grassland Science**, v. 67, n. 1, p. 63-72, 2021. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1129729/1/2021-cpamt-bcp-nitroux-oxide-emissions-forage-accumulation-brazilian-amazon-forage-livestock-systems-input-strategies.pdf>. Acesso em: 15 set. 2025.

NAVARINI, F. C.; KLOSOWSKI, E. S.; CAMPOS, A. T.; TEIXEIRA, R. D. A.; ALMEIDA, C. P. Conforto térmico de bovinos da raça nelore a pasto sob diferentes condições de sombreamento e a pleno sol. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 4, p. 508-517, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000400001>. Acesso em: 10 set. 2025.

OLIVEIRA, J. A. de; STAFANATO, J. B.; GOULART, R. de S.; ZONTA, E.; LIMA, E.; MAZUR, N.; PEREIRA, C. G.; SOUZA, H. N. de; COSTA, F. G. M. Volatilização de Amônia Proveniente de Ureia Compactada com Enxofre e Bentonita, em Ambiente Controlado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1475-1481, 2014b. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500021>. Acesso em: 17 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; BERNARDI, A. C. de C.; ALVES, T. C.; PEDROSO, A. de F. Evolução na recomendação de fertilização de solos sob pastagens: eficiência e sustentabilidade na produção pecuária. In: SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 9.; INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF BEFF CATTLE PRODUCTION, 5., 2014a. **Anais...** Viçosa: UFV, 2014. p. 289-344. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/992955/1/EvolucaoRecomendacaoFertilizacao.pdf>. Acesso em: 10 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; TRIVELIN, P. C. O.; OLIVEIRA, W. S. de. Balanço do nitrogênio (15N) da úreia nos componentes de uma pastagem de capim-marandu sob recuperação em diferentes épocas de calagem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. 6, (supl.), p. 1982-1989, 2007. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/48211/1/PROCIPPAO2007.00311.pdf>. Acesso em: 1 set. 2025.

PALMA, R. M.; SAUBIDET, M. I.; RIMOLO, M.; UTSUMI, J. Nitrogen losses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampa. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, n. 19-20, p. 2865-2879, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103629809370161>. Acesso em: 17 set. 2025.

PETERSON, P. R.; GERRISH, J. R. Grazing systems and spatial distribution of nutrients in pastures: livestock management considerations. In: SYMPOSIUM NUTRIENT CYCLING IN FORAGE SYSTEMS, 1996, Columbia, MO. **Proceesings...** Manhattan, KS: Potash and Phosphate Institute (PPI): Foundation for Agronomic Research, 1996. p. 203-212.

PRADOS, L. F.; CHIZZOTTI, F. H. M.; CARDOSO, A. da S.; RUGGIERI, A. C.; CHIZZOTTI, M. L.; BRETAS, I. L.; SILVA, B. de C.; ROTA, P. P.; SILVA, L. F. C. e; VALADARES FILHO, S. de C. Predição da excreção de nitrogênio e fósforo para bovinos de corte. In: VALADARES FILHO, S. de C.; SARAIVA, D. T.; BENEDETI, P. del B.; SILVA, F. A. de S.; CHIZZOTTI, M. L. **BR-Corte: exigências nutricionais de zebuínos puros e cruzados**. 4. ed. Visconde de Rio Branco, MG: Suprema, 2023. cap. 13, p. 329-346. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.26626/978-85-8179-192-0.2023.C013.p.329-346>. Acesso em: 10 set. 2025.

- PRASERTSAK, P.; FRENEY, J. R.; DENMEAD, O. T.; SAFFIGNA, P. G.; PROVE, B. G.; REGHENZANI, J. R. Effect of fertilizer placement on nitrogen loss from sugarcane in tropical Queensland. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 62, n. 3, p. 229-239, 2002. DOI: 10.1023/A:1021279309222. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1021279309222>. Acesso em: 22 set. 2025.
- RAO, D. L. N.; BATRA, L. Ammonia volatilization from applied nitrogen in alkali soils. **Plant and Soil**, v. 70, n. 2, p. 219-228, 1983. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02374782>. Acesso em: 15 set. 2025.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; GASSER, M.-O.; MACDONALD, J. D.; PELSTER, D. E.; BERTRAND, N. NH_3 volatilization, soil NH_4^- concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 93, n. 2, p. 261-268, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4141/cjss2012-095>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; GASSER, M.-O.; MACDONALD, J. D.; PELSTER, D. E.; BERTRAND, N. Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? **Journal of environmental quality**, v. 42, n. 6, p. 1635-1642, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2013.05.0192>. Acesso em: 15 set. 2025.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; MACDONALD, J. D.; BISSONNETTE, N.; BERTRAND, N. Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: a laboratory comparison. **Soil and Tillage Research**, v. 103, n. 2, p. 310-315, 2009a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.10.028>. Acesso em: 4 set. 2025.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; MACDONALD, J. D.; GASSER, M.-O.; BERTRAND, N. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 84, n. 1, p. 71-80, 2009b. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9227-6>. Acesso em: 15 set. 2025.
- RODRIGUES, M. B.; KIEHL, J. C. Volatilização de amônia após emprego de ureia em diferentes doses e modos de aplicação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 10, n. 1, p. 37-43, 1986.
- SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; BHANDRAL, R.; HEDLEY, C. B.; LUO, J. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 47, n. 4, p. 513-544, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/0288233.2004.9513618>. Acesso em: 4 set. 2025.
- SALAZAR, F.; MARTÍNEZ-LAGOS, J.; ALFARO, M.; MISSELBROOK, T. Ammonia emission from a permanent grassland on volcanic soil after the treatment with dairy slurry and urea. **Atmospheric Environment**, v. 95, p. 591-597, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.057>. Acesso em: 17 set. 2025.
- SANTOS, W. de M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; PACHECO, E. P.; BARROS, I. de; FERNANDES, M. F.; BATISTA, J. N.; BENDER, E. P.; SOUZA, H. N. de; JANTALIA, C. P. Ammonia volatilization and yield of corn fertilized with different nitrogen sources in the Brazilian semiarid. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 55, e01036, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2020.v55.01036>. Acesso em: 17 set. 2025.
- SANZ-COBENA, A.; SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; GARCÍA-TORRES, L.; VALLEJO, A. Gaseous emissions of N_2O and NO and NO_3^- leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 149, p. 64-73, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.016>. Acesso em: 15 set. 2025.
- SHERLOCK, R. R.; GOH, K. M. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture I. **Field experiments. Fertilizer Research**, v. 5, p. n. 2, 181-195, 1984. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01052715>. Acesso em: 9 set. 2025.
- SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/968075/1/Diana2013.pdf>. Acesso em: 3 set. 2025.
- SIGUNGA, D. O.; JANSSEN, B. H.; OENEMA, O. Ammonia volatilization from Vertisols. **European Journal of Soil Science**, v. 53, n. 2, p. 195-202, 2002. Disponível em: [10.1046/j.1351-0754.2002.00454.x](https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2002.00454.x). Acesso em: 15 set. 2025.
- SIGURDARSON, J. J.; SVANE, S.; KARRING, H. The molecular processes of urea hydrolysis in relation to ammonia emissions from agriculture. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 17, n. 2, p. 241-258, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9466-1>. Acesso em: 3 set. 2025.

SILVA, A. G.; SEQUEIRA, C. H.; SERMARINI, R. A.; OTTO, R. Urease inhibitor NBPT on ammonia volatilization and crop productivity: a meta-analysis. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 1, p. 1-13, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/agronj2016.04.0200>. Acesso em: 12 set. 2025.

SILVA, C. de C. B. da. **Efeito da aplicação superficial e aplicada da uréia na volatilização de amônia e produção de matéria seca da pastagem de *brachiaria brizantha* cv. Marandu**. 2002. 27 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG.

SILVA, T. B. F. **Potencial forrageiro e perdas de N na cultura cana-de-açúcar em função da adubação orgânica e mineral**. 2018. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Universidade Federal do Maranhão, Chapadinha, MA. Disponível em: <https://tedebc.ufma.br/jspui/handle/tede/2174>. Acesso em: 17 set. 2025.

SOLLENBERGER, L. E.; BURNS, J. C. Canopy characteristics, ingestive behavior and herbage intake in cultivated tropical grasslands. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 19., 2001, SÃO PAULO, SP. **Proceedings...** São Paulo, SP: IGC, 2001. Disponível em: <https://uknowledge.uky.edu/igc/19/8/16/>. Acesso em: 10 set. 2025.

SOMMER, S. G.; SCHJOERRING, J. K.; DENMEAD, O. T. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. **Advances in agronomy**, v. 82, p. 557-622, 2004. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)82008-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82008-4). Acesso em: 3 set. 2025.

SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, M. A.; PIVA, J. T.; ZANATTA, J. A.; TOMAZI, M.; ROSA, C. M. da; MORAES, A. de. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 94-103, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.004>. Acesso em: 10 set. 2025.

SOUSSANA, J.-F.; LEMAIRE, G. Coupling carbon and nitrogen for cycles for 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: 10 set. 2025.

STAFANATO, J. B.; GOULART, R. S.; ZONTA, E.; LIMA, E.; MAZUR, N.; PEREIRA, C. G.; SOUZA, H. N. Volatilização de amônia oriunda de ureia pastilhada com micronutrientes em ambiente controlado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 726-732, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300019>. Acesso em: 17 set. 2025.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. 5th. Massachusetts: Sinauer Associates, 2010.

THOMAS, R. J. The role of the legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. **Grass and Forage Science**, v. 47, n. 2, p. 133-142, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1992.tb02256.x>. Acesso em: 10 set. 2025.

THOMAS, R. J.; LOGAN, K. A. B.; IRONSIDE, A. D.; COTTON, G. R. Transformations and fate of sheep urine-N applied to an upland UK pasture at different times during the growing season. **Plant and soil**, v. 107, n. 2, p. 173-181, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02370544>. Acesso em: 10 set. 2025.

THOMSON, A. J.; GIANNPOULOS, G.; PRETTY, J.; BAGGS, E. M.; RICHARDSON, D. J. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical Transactions of the royal society B: biological sciences**, v. 367, n. 1593, p. 1157-1168, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0415>. Acesso em: 8 set. 2025.

THORNTON, F. C.; SHURPALI, N. J.; BOCK, B. R.; REDDY, K. C. N₂O and NO emissions from poultry litter and urea applications to Bermuda grass. **Atmospheric environment**, v. 32, n. 9, p. 1623-1630, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00390-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00390-7). Acesso em: 15 set. 2025.

TOLLNER, E. W.; CALVERT, G. V.; LANGDALE, G. Animal trampling effects on soil physical properties of two Southeastern US ultisols. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 33, n. 1, p. 75-87, 1990. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(90\)90145-4](https://doi.org/10.1016/0167-8809(90)90145-4). Acesso em: 10 set. 2025.

TONETTO, F. **Emissões de amônia e óxido nitroso após aplicação de dejetos de bovinos na semeadura e ureia em cobertura na sucessão trigo/milho em plantio direto**. 2016. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/11679>. Acesso em: 17 set. 2025.

TRENKEL, M. E. **Slow- and Controlled-release and Stabilized Fertilizers**: an option for enhancing nutrient use efficiency in agriculture. Paris: International Fertilizer Industry Association, 2010. Disponível em: https://www.fertilizer.org/wp-content/uploads/2023/01/2010_Trenkel_slow-release-book.pdf. Acesso em: 12 set. 2025.

TSAL, D.; POTENZA, R.; QUINTANA, G.; CARDOSO, A. M.; SILVA, F. B.; GRACES, I.; COLUNA, I.; CARVALHO, K.; ZIMBRES, B.; SILVA, C. H. L.-J.; SOUZA, E.; SHIMBO, J.; ALENCAR, A.; ANGELO, C.; HERSCHMANN, S.; ARAÚJO, S. **Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil**: 1970-2022. [Piracicaba, SP: Observatório do Clima], 2023. Disponível em: https://oc.eco.br/wp-content/uploads/2023/11/Relatorio-SEEG_gases-estufa_2023FINAL.pdf. Acesso em: 1 set. 2025.

VAN BURG, P. F. J.; DILZ, K.; PRINS, W. H. **Agricultural value of various nitrogen fertilizers**: results of research in the netherlands and elsewhere in Europe. Netherlands: Netherlands Nitrogen Technical Bulletin, 982. (Netherlands Nitrogen Technical Bulletin, n. 13)

VAN HORN, H. H.; WILKIE, A. C.; POWERS, W. J.; NORDSTEDT, R. A. Components of dairy manure management systems. **Journal of Dairy Science**, v. 77, n. 7, p. 2008-2030, 1994. Disponível em: [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(94\)77147-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(94)77147-2). Acesso em: 12 set. 2025.

VANIN, A.; MENEZES, J. F. S.; BENITES, V. de M.; SIMON, G. A. Ammonia volatilization from surface application of organic residues and urea on Marandu palisadegrass. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 42, n. 4, p. 301-304, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1516-35982013000400010>. Acesso em: 17 set. 2025.

WHITE, S. L.; SHEFFIELD, R. E.; WASHBURN, S. P.; KING, L. D.; GREEN JUNIOR, J. T. Spatial and time distribution of dairy cattle excreta in an intensive pasture system. **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 6, p. 2180-2187, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2001.2180>. Acesso em: 10 set. 2025.

WHITEHEAD, D. C. **Grassland nitrogen**. Wallingford: CAB International, 1995.

WHITEHEAD, D. C.; LOCKYER, D. R.; RAISTRICK, N. Volatilization of ammonia from urea applied to soil: Influence of hippuric acid and other constituents of livestock urine. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 21, n. 6, p. 803-808, 1989. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90174-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90174-0). Acesso em: 10 set. 2025.

ZAMAN, M.; BLENNERHASSETT, J. D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 136, n. 3-4, p. 236-246, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.010>. Acesso em: 8 set. 2025.

ZAVASCHI, E. **Volatilização de amônia e produtividade do milho em função da aplicação de uréia revestida por polímero e da uréia convencional em cobertura**. 2010. 92f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.11.2010.tde-17092010-172528>. Acesso em: 17 set. 2025.

ZHANG, W.; LIANG, Z.; HE, X.; WANG, X.; SHI, X.; ZOU, C.; CHEN, X. The effects of controlled release urea on maize productivity and reactive nitrogen losses: a meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 559-565, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.059>. Acesso em: 12 set. 2025.

ZHAO, B.; DONG, S.; ZHANG, J.; LIU, P. Effects of controlled-release fertiliser on nitrogen use efficiency in summer maize. **PloS One**, v. 8, n. 8, e70569, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070569>. Acesso em: 15 set. 2025.

ZHOU, G.; ZHOU, X.; HE, Y.; SHAO, J.; HU, Z.; LIU, R.; ZHOU, H.; HOSSEINIBAI, S. Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. **Global change biology**, v. 23, n. 3, p. 1167-1179, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13431>. Acesso em: 10 set. 2025.

ZUMFT, W. G. Cell biology and molecular basis of denitrification. **Microbiology and molecular biology reviews**, v. 61, n. 4, p. 533-616, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/mmb.61.4.533-616.1997>. Acesso em: 8 set. 2025.

The top-left corner of the page features several overlapping geometric shapes, primarily triangles and quadrilaterals, in shades of light blue and green.

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 cluster of overlapping geometric shapes, including triangles and quadrilaterals, in various shades of green and blue.

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 disponibilização de nutrientes, além de protegerem os agregados do solo, já que também preconizam o revolvimento mínimo como no PD. Os melhores índices produtivos diminuem a pressão por expansão de novas áreas em locais com vegetação 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 árvores. 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 **recuperação de pastagens degradadas e a intensificação do manejo da pastagem** são processos interligados que possuem ações interdependentes no sequestro de C no solo. A recuperação de pastagens degradadas é o ato de tornar pastagens com baixa produtividade vegetal e animal e solos expostos à erosão em pastagens produtivas, por meio da implementação de boas práticas de manejo. A intensificação do manejo da pastagem, por sua vez, constitui-se de práticas que garantem boa produção animal e vegetal de maneira sustentável, com responsabilidade socioeconômica e ambiental. Esse conjunto de práticas, quando associado à implantação de nova espécie forrageira, é denominado renovação 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 intensificação do manejo de pastagens e recuperação 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 área. A conversão de áreas de vegetação 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 vegetações nativas. A recuperação de pastagens degradadas, intensificação 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 **irrigação**, consiste na aplicação de lâminas de água no solo para suprir o déficit hídrico da planta. Esta prática pode resultar em aumento no sequestro de C pela vegetação devido ao maior acúmulo de biomassa vegetal e, conseqüentemente, aumentar o C no solo. No entanto, a alta umidade do solo pode incrementar a mineralização da MOS em sistemas irrigados, fato agravado quando se incorre em erros de manejo com lotação animal acima da capacidade de suporte da pastagem, onde a taxa de consumo dos animais suplanta a taxa de acúmulo de forragem, ocasionando depleção do resíduo pós pastejo, menores perdas de pastejo e prejuízos ao sistema radicular, prejudicando o sequestro de C, ou em erros de correção e fertilização 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 aplicação artificial de inoculantes em gramíneas ou leguminosas nas sementes ou via pulverização em sulco e/ou foliar, contendo microrganismos que promovam aumento da fixação 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 condições 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.

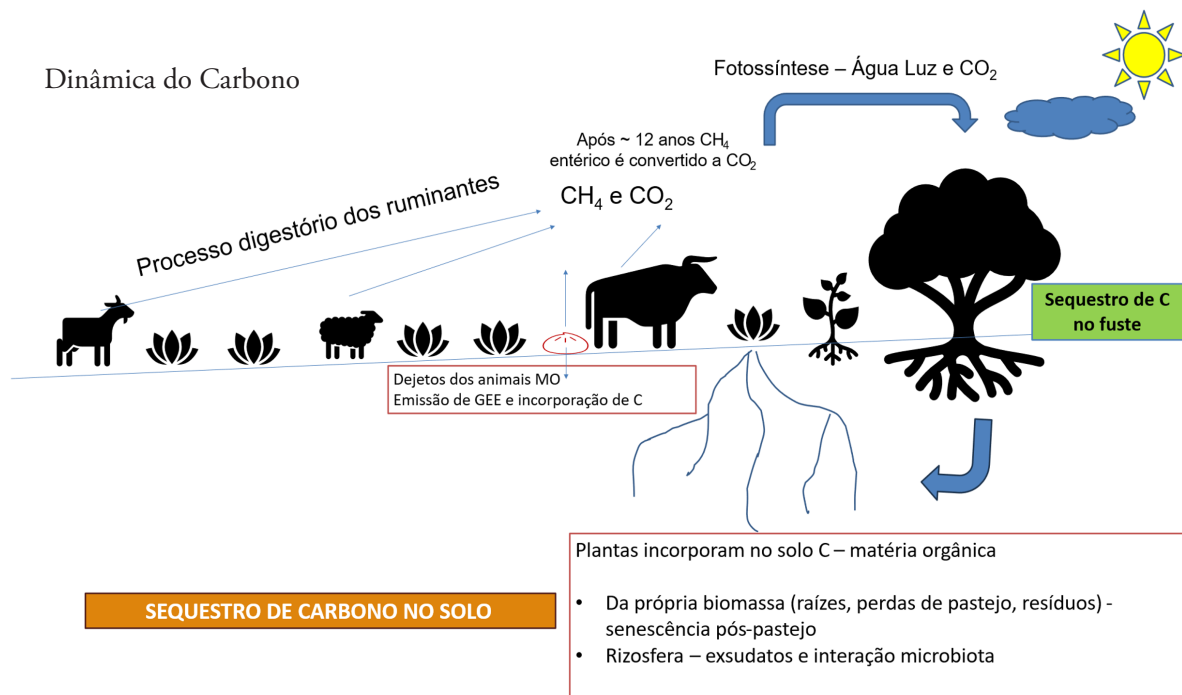


Figura 3.2.1. Dinâmica do C no solo em sistemas de produ  o de ruminantes.

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 decomposição da MOS.

Esse tipo de proteção é de maior importância em ambientes tropicais, no qual se encontra a maior parte do território brasileiro, uma vez que a MOS exposta é mais rapidamente decomposta nesses ambientes de alta temperatura e umidade que aceleram a decomposição, 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 (Pötker, 1977; Silva et al., 1994). Ademais, o impacto do PD é maior em solos de textura arenosa que têm menos mecanismos estabilizadores da MOS quando comparado a solos com maior teor de argila.

Sendo a interação organomineral um dos principais mecanismos de estabilização da MOS, é correto considerar que a capacidade do solo em estabilizar C diminui na medida em que as superfícies minerais vão sendo ocupadas, isto é, 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 adoção da técnica, sendo que após alguns anos, ocorre certa saturação e estabilização da quantidade de C.

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

Adubação verde (uso de leguminosas)

Descrição: 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 fixação 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 adubação 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 lotação. Ademais, existe a possibilidade do uso de leguminosas para a recuperação 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 ação: o mecanismo pelo qual o uso de leguminosas, em vez de outras famílias de uso agrônomo, aumenta o sequestro de C no solo, ainda não é completamente elucidado, embora sua eficácia tenha sido comprovada e alguns fatores já tenham sido explicados. Sabe-se que resíduos vegetais de baixa relação C/N e conteúdo de lignina, com altos teores de celulose, hemicelulose e conteúdo celular, como é 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).

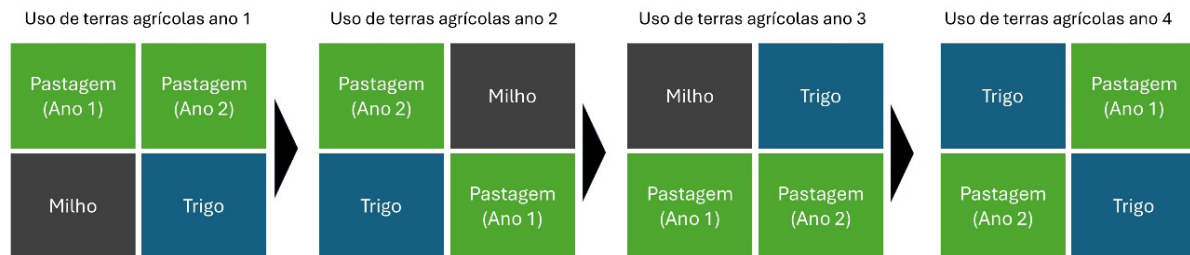


Figura 3.2. Exemplos de sistemas agropastoris - ILP.
Fonte: (Adaptado de IDF, 2022).

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 produção, do controle de pragas e doenças também devem ser considerados (Oliveira; Corsi, 2005).

Já a renovação ou reforma de pastagens degradadas consiste na transformação de áreas degradadas em áreas produtivas utilizando-se boas práticas de manejo da pastagem, envolvendo operações 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 variação temporal no uso de determinada área, tendo como exemplos 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. Tais mudanças ocorrem por meio de diversos processos, como desmatamentos e queimadas para o estabelecimento de culturas agrícolas ou pastagens a partir de vegetações 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 adoção da nova atividade do território. Nessas situações, para fins de contabilização 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 ação: pastagens produtivas, ao contrário das pouco produtivas e, principalmente, das degradadas, possuem alta conversão de CO₂ atmosférico em tecido vegetal por unidade de área. 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 aérea 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 transformações que favorecem ou não sua manutenção no ambiente por períodos longos. Complementarmente, a manutenção da produtividade do pasto e, portanto, da cobertura vegetal, garante menor erosão e degradação do solo, processos que têm potencial de reduzir o sequestro de C no solo, tanto devido a perda física da MOS, quanto pela diminuição da massa microbiana graças a maior compactação do solo descoberto (Fonte et al., 2014). Assim, a manutenção ou intensificação 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 é muito baixo devido ao manejo inadequado que desfavorece o acúmulo de C pela vegetação e, além disso, a vegetação cresce utilizando-se dos nutrientes mineralizados devido à falta de aplicação/reposição de fertilizantes (principalmente os nitrogenados), favorecendo a decomposição 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 à saturação, o que diminui as taxas de sequestro de C. Nesse cenário, a recuperação de pastagens degradadas consiste em prática de altíssimo potencial para aumentar o sequestro de C no solo (Stockmann et al., 2013; Sá et al., 2014). Vale ressaltar que a conversão de pastagens degradadas em áreas de pastagens produtivas é um dos métodos mais promissores para o sequestro de C (Stockmann et al., 2013).

Além disso, a recuperação 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 CO₂ 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 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 podem emitir em torno de -0,25 Mg C ha⁻¹ 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

desse 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  o forrageira devido    irriga  o. No bioma Caatinga, por exemplo, onde a demanda evapotranspirativa    alta devido    elevadas temperaturas e radia  o (Nascimento; Novais, 2020), mas a pluviosidade    baixa e mal distribuída, a ado  o de irriga  o 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  o: Aplica  o artificial de inoculantes em gramíneas ou leguminosas nas sementes ou em 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.

Modo de a  o: Recentemente a comunidade científica tem relatado a importância do sistema radicular, seus exsudatos e a microbiota associada a eles para a forma  o da necromassa microbiana de forma a contribuir com o sequestro de C (Bai; Cotrufo, 2022). Na forma  o 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  o da MOS (Umali-Garcia et al., 1980; Hawkins et al., 2023; Maillard et al., 2023). Naturalmente, por incrementar a fixa  o biológica de nitrogênio e conseqüentemente a quantidade de N disponível no solo para promover o sequestro de C, a inocula  o com bactérias do g  nero *Rhizobium* em leguminosas, a inocula  o em gramíneas ou a co-inocula  o 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  o importante para aumento da explora  o 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  o de reguladores da estabiliza  o da MOS pela deposi  o 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 condi  o  es 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. continuação....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classificação de Köppen)	Referência	Observações
Plantio Direto						
Sidney, leste de Montana, EUA	Sob a atual produção agrícola, condições climáticas e taxas médias 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 úmido	Nash et al. (2018c)	Utilização do modelo CQESTR para identificar os melhores sistemas de cultivo em terras áridas para aumentar a MOS sob as alterações climáticas projetadas em Montana. As simulações 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 comparação 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 úmido	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 úmido	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 úmido	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	Sá 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 úmido	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 úmido	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. continuação....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classificação de Köppen)	Referência	Observações
Instituto Agrônomo 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 à 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 úmido	Gregorich et al. (2001)	Os tratamentos foram: milho em monocultivo e milho-aveia (<i>Avena sativa</i> L.) - alfafa - rotação alfafa
Sistemas Integrados						
Transição Cerrado-Amazônia, Brasil	Acúmulo de 1,83 Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Latossolo Vermelho-Amarelo (profundo, textura muito argilosa)	30 cm	Tropical chuvoso	Conceição 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 árvores. Uma área sob mata nativa foi utilizada como referência
Transição 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: renovação de 1/3 da área a cada ano com plantio de milho em pastagens de capim piatã ILPF: renovação de 1/3 da área a cada ano com plantio de milho em pastagens de capim piatã sombreadas por eucalipto
Fazenda Juliana, Chupinguiá, 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 úmido	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 vegetação nativa, pastagens, sucessão de culturas e ILP. A avaliação de vegetação nativa como a Floresta Amazônica, Cerradão (savana com inúmeras árvores) e Cerrado. Áreas em sucessão de culturas tendo a soja como principal cultura sob PD foram avaliadas por representarem o principal modelo de cultivo, a rotação de culturas foi realizada com Soja/ <i>Brachiaria ruziziensis</i> . Fazenda Juliana com rotação 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. continuação....

Localidade	Efeito no sequestro de C	Tipo de solo	Profundidade avaliada	Clima (Classificação de Köppen)	Referência	Observações
Mudança do uso da terra, intensificação do uso de pastagens e recuperação 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 lotação rotativa ao invés de lotação contínua: aumento de 25% no C do solo (estoque)	Não informado	0-10 cm	Variável	Byrnes et al. (2018)	Metanálise de 64 estudos
Grandes Planícies 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 rotações 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	Comparação do C do solo (estoque) da pastagem com a vegetação 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 vegetação 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 Tocantins, Brasil	A pastagem apresentou estoques de C de 44,8, 53, 47,8 e 45 Mg C ha ⁻¹ , enquanto a vegetação 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)	Comparação do C do solo da pastagem com a vegetação 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; manejado 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 cronosequência 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 & Environment**, 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 diversificação das pastagens e conservação 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.

A cadeia de produção de leite tem assumido compromissos importantes para a descarbonização do setor, aderindo aos novos requisitos de sustentabilidade. Empresas de laticínios estão empenhadas em neutralizar o impacto ambiental de suas operações como contribuição ao planeta e tem unido esforços com as entidades de representação e as instituições de pesquisa para alcançar esse objetivo.

Este livro tem como objetivo a apresentação e divulgação de boas práticas de produção para redução da emissão de gases de efeito estufa e aumento do sequestro de C em condições tropicais, por meio de protocolos que descrevem as boas práticas de produção, seu modo de ação e a eficácia de adoção dessas práticas. São apresentados três protocolos abordando as diferentes técnicas para a redução da emissão do metano entérico, da emissão de óxido nitroso e da amônia do sistema solo-planta e para o aumento do sequestro de carbono. No início de cada capítulo, é apresentado um resumo que destaca as principais práticas de redução da emissão de gases do efeito estufa e do aumento do sequestro de carbono nos sistemas produtivos.

Os protocolos apresentados compõem os títulos: Boas práticas para a mitigação da emissão de metano entérico em bovinos leiteiros; Boas práticas para a redução da emissão de amônia e óxido nitroso no solo; e Boas práticas de manejo de solos para acúmulo de carbono; e são um resultado do esforço de parceria de inovação aberta entre a Embrapa e a Nestlé.

Parceria



978-65-5467-131-6

CGPE 19274