



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
DOUTORADO EM SAÚDE E PRODUÇÃO ANIMAL NA AMAZÔNIA

LORENA MAUÉS MORAES

ESTOQUES DE CARBONO, NITROGÊNIO E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO
ESTUFA SOB DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS EM SISTEMAS
AGROPECUÁRIOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

BELÉM
2025

LORENA MAUÉS MORAES

**ESTOQUES DE CARBONO, NITROGÊNIO E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO
ESTUFA SOB DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS EM SISTEMAS
AGROPECUÁRIOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese de doutorado apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Saúde e Produção Animal na Amazônia, para obtenção do título de Doutora.

Área de concentração: Produção Animal

Orientador: Prof. Aníbal Coutinho do Rêgo

Coorientadora: Prof. Ana Cláudia Ruggieri

Coorientador: Dr. Jorge Cardoso de Azevedo

**BELÉM
2025**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M827e Moraes, Lorena Maués

Estoques de carbono, nitrogênio e emissões de gases de efeito estufa sob diferentes condições ambientais em sistemas agropecuários na Amazônia Oriental / Lorena Maués Moraes. - 2025.
161 f. : il. color.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Saúde e Produção Animal na Amazônia (PPGSPAA), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2025.

Orientador: Prof. Dr. Aníbal Coutinho do Rêgo

Coorientador: Prof. Dra. Ana Cláudia Ruggieri | Dr. Jorge Cardoso de Azevedo.

1. Amazônia Oriental. 2. Agropecuária. 3. Carbono do solo. 4. Forragicultura. 5. Gases de Efeito Estufa. I. do Rêgo, Aníbal Coutinho, *orient.* II. Título

CDD 630

LORENA MAUÉS MORAES

ESTOQUES DE CARBONO, NITROGÊNIO E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA SOB DIFERENTES CONDIÇÕES AMBIENTAIS EM SISTEMAS AGROPECUÁRIOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Tese de doutorado apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Saúde e Produção Animal na Amazônia, para obtenção do título de Doutora. Área de concentração: Produção Animal

Data da aprovação: 18/07/2025

Banca Examinadora:

	Orientador/Presidente
Prof. Dr. Aníbal Coutinho do Rêgo Universidade Federal do Ceará - UFC	
	Membro 1
Dr. Abmael da Silva Cardoso Universidade de Wisconsin - UW	
	Membro 2
Prof. Dr. Bruno Carneiro e Pedreira Universidade do Tennessee - UT	
	Membro 3
Prof. Dr. Cristian Faturi Universidade Federal de Santa Maria – UFSM	
	Membro 4
Prof. Dr. Nauara Moura Lage Filho Universidade Federal de Roraima - UFRR	

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

LORENA MAUÉS MORAES, nascida em 26 dezembro de 1995, no município de Belém, Pará, Brasil. Ingressou no curso de graduação em Zootecnia na Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), campus Belém, em março de 2014. Durante a graduação, foi bolsista CNPq e UFRA de iniciação científica e participou do Grupo de Estudos em Ruminantes e Forragicultura da Amazônia (GERFAM), sob a orientação do Prof. Felipe Nogueira Domingues. Em março de 2019 obteve diploma de Zootecnista e em seguida, ingressou no Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Saúde e Produção Animal na Amazônia (PPGSPAA/UFRA), como bolsista da CAPES, desenvolvendo pesquisas em conservação de forragens sob orientação do Prof. Thiago Carvalho da Silva. Em agosto de 2021, iniciou o Doutorado no mesmo programa (PPGSPAA/UFRA), também como bolsista da CAPES, sob orientação do Prof. Aníbal Coutinho do Rêgo, com ênfase nas emissões de gases de efeito estufa do solo sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia. De abril de 2022 a agosto de 2024, realizou intercâmbio acadêmico na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP/FCAV - Jaboticabal) sob supervisão da Prof. Ana Cláudia Ruggieri, onde atuou na análise dos dados experimentais do doutorado e no acompanhamento de projetos relacionados à mitigação de gases de efeito estufa na agropecuária. De setembro de 2024 a janeiro de 2025, foi bolsista de doutorado sanduíche da CAPES no exterior, desenvolvendo pesquisa aplicada à análise de ciclo de vida (ACV) de bactérias promotoras de crescimento vegetal em plantas forrageiras na University of Tennessee (EUA), sob supervisão do Prof. Bruno Pedreira.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a **Deus**, pela força e coragem concedidas ao longo desta longa jornada. Sem Sua presença e auxílio, nada disso teria sido possível.

Aos meus pais, **Iracema e Jorge Moraes**, por todo amor, apoio e sacrifício ao longo da minha trajetória. À minha mãe, por estar sempre presente com palavras de encorajamento e gestos de carinho nos momentos mais difíceis. Ao meu pai, cuja dedicação incansável e crença no poder transformador da educação foram e sempre serão fonte de inspiração. Sua frase “A herança que vou deixar para minhas filhas será a educação” é um legado que carrego com orgulho. Obrigada por acreditarem em mim, mesmo quando eu duvidei.

Às minhas irmãs, **Letícia e Luciana**, pelo apoio constante ao longo da minha formação. Cada uma, com seu jeito único, me ajudou e me incentivou nos momentos em que eu não acreditava em mim. Luciana, obrigada por me dar mais uma motivação nesta caminhada: a Sophia. Ser tia da Sophia me trouxe uma nova alegria e uma razão a mais para continuar.

Ao meu namorado, **Igor**, pelo amor, paciência e incentivo incondicional em todas as etapas desta jornada. Obrigada por acreditar em mim quando eu mesma duvidei, por me escutar com carinho nos dias difíceis e por comemorar cada pequena conquista ao meu lado. Ter você comigo tornou esse caminho mais leve e possível.

Às minhas grandes amigas, **Ana Carolini Queiroz e Luana Aires**, por estarem presentes nos momentos em que pensei em desistir. Carol, amiga de longa data, cuja amizade me acompanha desde a infância, sempre soube me acolher com palavras de conforto e leveza. Luana, minha parceira da graduação, foi presença constante e generosa, compartilhando os desafios e vitórias desta etapa. Mesmo distantes fisicamente, ambas se mantiveram próximas com gestos de apoio e amizade sinceros, e por isso sou imensamente grata.

Aos meus amigos do LABFOR/UNESP, **Natan Lima, Francisco Amaral Jr e Camila Santos**, pela parceria durante o desenvolvimento deste trabalho. Em especial ao Natan, por ser uma verdadeira fonte de ensinamentos durante os experimentos realizados em Jaboticabal. Também sou imensamente grata à **República Toca Fogo**, por me fazer sentir em casa durante essa fase tão importante da minha trajetória.

A todos os membros do **Grupo de Estudos em Ruminantes e Forragicultura da Amazônia (GERFAM)**, com especial carinho ao meu amigo **Nauara Lage Filho**, que me estendeu a mão desde a graduação, apoiando meu ingresso tanto no mestrado quanto no doutorado. Sua ajuda foi fundamental para que eu trilhasse esse caminho.

Aos meus amigos dos **Fofocolátras**, que surgiram no GERFAM e permaneceram comigo muito além dele, **Hélio, Izabela, Rômulo, Pedro, Lucas, Karine, Hugo, Ádria, João**

e **Nauara**, obrigada pela amizade leve, pelas conversas sinceras e pelas risadas que tornaram essa jornada mais suportável e cheia de afeto.

Aos professores **Aníbal, Thiago e Cristian**, pelo acolhimento, orientação e incentivo no GERFAM, grupo que marcou profundamente minha trajetória acadêmica e profissional. Ao **Prof. Aníbal Coutinho**, meu orientador, pela confiança depositada, pela orientação cuidadosa e pela dedicação em todas as etapas desta jornada. Ao **Prof. Thiago Carvalho**, meu orientador no TCC e no mestrado, por seguir acompanhando minha trajetória com palavras de incentivo e apoio. Ao **Prof. Cristian Faturi**, pela disponibilidade e pelas contribuições pontuais ao longo do projeto, que fizeram diferença no meu percurso.

À **Prof. Ana Cláudia Ruggieri**, minha coorientadora, por sua presença constante, apoio generoso e exemplo inspirador ao longo desta jornada. Obrigada pela atenção dedicada, pela confiança depositada em mim e, principalmente, pelo afeto com que sempre me acolheu. Ao **Dr. Jorge Azevedo**, meu coorientador, pelas contribuições fundamentais e pela presença constante em todas as etapas deste trabalho.

Ao **Prof. Bruno Pedreira**, por me receber como doutoranda visitante na University of Tennessee e por proporcionar uma experiência acadêmica transformadora. Muito obrigada por acreditar no meu potencial. To all the staff and students at **UT Beef and Forage Center**, especially my colleagues at the lab coordinated by **David McIntosh** and **Malerie Fancher**, thank you for the support, warm welcome, and companionship during my time in Knoxville. À minha amiga **Stéfanie Moura**, que conheci durante minha estadia em Knoxville e por quem tenho imensa gratidão.

A todos os professores, colegas, amigos e familiares que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, registro minha mais sincera gratidão.

Ao **Programa de Pós-Graduação em Saúde e Produção Animal na Amazônia (PPGSPAA)** e à **Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)**, pelo suporte institucional e pela oportunidade de desenvolvimento da minha trajetória acadêmica.

Ao **Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação (PDPG) na Amazônia Legal – Edital nº 13/2020**, pelo suporte financeiro fundamental à execução desta pesquisa. Ao **Programa Institucional de Doutorado Sanduíche no Exterior (PDSE/CAPES)**, pela oportunidade de realizar parte da minha formação acadêmica no exterior, ampliando minha experiência científica e pessoal.

À **FAPESP** (Processo nº 2019/25234-0, Coordenação: Prof. Ricardo Andrade Reis) e à **FAPESPA** (Processo nº 071/2020, Coordenação: Prof. Cristian Faturi), pelo apoio financeiro durante as análises laboratoriais, no âmbito do **Acordo de Cooperação FAPESP/FAPs** –

Projeto de Pesquisa Regular – Chamada de Propostas 2019, assim como às **Dras. Angélica Santos Rabelo de Souza Bahia e Débora Siniscalchi**.

Por fim, este trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Dedico este trabalho aos meus pais, Jorge e Iracema, pelo apoio incondicional, amor e incentivo e à memória do meu querido avô Maués. Este trabalho é um reflexo da força e valores que vocês me ensinaram.

*“Por pior que a vida pareça, sempre existe
algo que você possa fazer e ser bem-sucedido.
Enquanto há vida, há esperança”*

Stephen Hawking

RESUMO

As mudanças no uso da terra na Amazônia podem afetar os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) do solo e intensificar as emissões de gases de efeito estufa (GEE). Objetivou-se avaliar os efeitos do uso da terra sobre os estoques de C e N e a origem de C, bem como os efeitos do uso da terra, da adubação nitrogenada e da temperatura sobre as emissões de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) em solos da Amazônia Oriental. O estudo foi realizado em três municípios do Pará com diferentes classificações climáticas segundo Köppen: São Miguel do Guamá (Af), Capanema (Am) e Paragominas (Aw). Estoques e origem de C e N foram avaliados nos solos dos climas Af e Aw, enquanto os experimentos para quantificação das emissões de GEE foram conduzidos com solos dos climas Am (uso da terra) e Af (uso da terra, adubação e temperatura), sob quatro usos da terra: floresta, agricultura, pastagem intensiva e nominal. No clima Af, os estoques de C variaram de 27,6 a 42,4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) e de 59,4 a 75,5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm) sem diferenças ($p > 0,05$) entre os usos da terra. Para o N, foram observados maiores ($p < 0,05$) estoques sob pastagem intensiva (3,2 Mg ha⁻¹ até 30 cm e 5,3 Mg ha⁻¹ até 100 cm). No clima Aw, os estoques de C variaram de 63,9 a 77,4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) e de 117,1 a 134,5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), enquanto os estoques de N oscilaram entre 5,2 e 5,8 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) e entre 9,8 e 10,8 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), sem diferenças significativas entre os usos. A análise isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ indicou substituição parcial do carbono florestal por carbono derivado de gramíneas C₄ até 60 cm no clima Af e até 20 cm no clima Aw. No clima Am, as maiores emissões acumuladas de CO₂ (246,0 mg g⁻¹) foram registradas na pastagem nominal, enquanto o maior fluxo de N₂O (64,3 ng g⁻¹) ocorreu na pastagem intensiva. Para o CH₄, todos os usos da terra atuaram como sumidouros, com maior oxidação observada nas pastagens (–199,7 a –249,3 ng g⁻¹) e menor nas florestas (–49,0 ng g⁻¹). No clima Af, os maiores fluxos de CO₂ (248,6 mg g⁻¹), N₂O (175,4 ng g⁻¹) e CH₄ (237,0 ng g⁻¹) também foram observados em solos sob pastagem intensiva. A aplicação de 180 kg N ha⁻¹ elevou CO₂ e N₂O, enquanto o CH₄ mostrou ajuste quadrático, com redução nas doses mais altas. Temperaturas de 30–35 °C intensificaram os fluxos, e 45 °C reduziu todas as emissões. Conclui-se que os estoques de C e N do solo variam conforme tipo de solo, clima e uso da terra, e que o uso intensivo aumenta os fluxos de GEE, com efeitos potencializados por adubação e temperatura. Estratégias sustentáveis, ajustadas ao clima e ao solo, são essenciais para mitigar os impactos ambientais no funcionamento biogeoquímico dos solos amazônicos.

Palavras-chave: Amazônia Oriental. Agropecuária. Carbono do solo. Forragicultura. Gases de efeito estufa. Intensificação sustentável. Pastagem. Uso da terra.

ABSTRACT

Land use changes in the Amazon can affect soil carbon (C) and nitrogen (N) stocks and intensify greenhouse gas (GHG) emissions. This study aimed to evaluate the effects of land use on C and N stocks and C origin, as well as the effects of land use, nitrogen fertilization, and temperature on carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), and nitrous oxide (N₂O) in soils from the Eastern Amazon. The study was conducted in three municipalities in the state of Pará with different Köppen climates classifications: São Miguel do Guamá (Af), Capanema (Am), and Paragominas (Aw). Soil C and N stocks and C origin were evaluated in Af and Aw climates, while GHG emissions were quantified in incubation experiments using soils from the Am climate (land use effect) and Af climate (land use, fertilization, and temperature effects), under four land use types: forest, agriculture, intensive pasture, and nominal pasture. In the Af climate, soil C stocks ranged from 27.6 to 42.4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) and from 59.4 to 75.5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), with no differences ($p > 0.05$) among land uses. For N, significantly higher stocks ($p < 0.05$) were observed under intensive pasture (3.2 Mg ha⁻¹ at 30 cm and 5.3 Mg ha⁻¹ at 100 cm). In the Aw climate, C stocks ranged from 63.9 to 77.4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) and from 117.1 to 134.5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), while N stocks ranged from 5.2 to 5.8 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) and from 9.8 to 10.8 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), with no differences ($p > 0.05$) among land uses. The $\delta^{13}\text{C}$ isotopic analysis indicated substitution of forest-derived C by C₄-C up to 60 cm in Af and up to 20 cm in Aw, reflecting greater incorporation in wetter soils. In the Am climate, the highest cumulative CO₂ emissions (246.0 mg g⁻¹) were recorded in the nominal pasture, while the highest N₂O flux (64.3 ng g⁻¹) occurred in the intensive pasture. For CH₄, all land uses acted as sinks, with greater oxidation observed in pastures (–199.7 to –249.3 ng g⁻¹) and lower oxidation in forests (–49.0 ng g⁻¹). In Af, the highest CO₂ (248.6 mg g⁻¹), N₂O (175.4 ng g⁻¹), and CH₄ (237.0 ng g⁻¹) fluxes were also observed in soils under intensive pasture. Application of 180 kg N ha⁻¹ increased CO₂ and N₂O emissions, while CH₄ showed a quadratic response, decreasing at higher doses. Temperatures of 30–35 °C intensified GHG fluxes, while 45 °C reduced all emissions. It is concluded that soil C and N stocks vary according to soil type, climate, and land use, and that intensive use increases GHG fluxes, with effects amplified by fertilization and temperature. Sustainable strategies, tailored to climate and soil conditions, are essential to mitigate environmental impacts on the biogeochemical functioning of Amazonian soils.

Keywords: Agriculture and livestock. Carbon soil. Eastern Amazon. Forage production. Greenhouse gases. Land use. Pasture. Sustainable intensification.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1

Figura 1 - Linha do tempo dos principais marcos históricos da transformação do uso da terra na Amazônia brasileira entre 1500 e 2024.	30
Figura 2 - Representação das áreas florestadas, não florestadas e desmatadas na Amazônia brasileira até o ano de 2024, caracterizando o “Arco do Desmatamento da Amazônia”.	32
Figura 3 - Influência do clima tropical e das atividades antrópicas na dinâmica do solo na Amazônia.....	36
Figura 4 - Emissões dos principais gases de efeito estufa desde a era pré-industrial até 2022	44
Figura 5 - Distribuição das emissões de GEE por setor (a) e detalhamento das emissões no setor Agropecuário (b), no Brasil em 2022.	45
Figura 6 - Esquema simplificado dos processos de nitrificação (a) e desnitrificação (b) relacionados à produção de óxido nitroso (N ₂ O).....	48

Capítulo 2

Figura 1 - Localização do país do estudo (A) e dos municípios de São Miguel do Guamá e Paragominas, no estado do Pará, Brasil (B). Sistemas de uso da terra avaliados: floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal em São Miguel do Guamá (C) e Paragominas (D).....	69
Figura 2 - Dados meteorológicos mensais para São Miguel do Guamá (A) e Paragominas (B), Pará, Brasil, incluindo precipitação total (mm), temperatura média (°C), temperatura máxima (°C) e temperatura mínima (°C)..	70
Figura 3 - Densidade do solo (g cm ⁻³) no perfil de 0-100 cm de profundidade sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá - Af (A) e Paragominas - Aw (B), Pará, Brasil.....	76
Figura 4 - Concentração de carbono no solo (g C kg ⁻¹ de solo) no perfil de 0–100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra em São Miguel do Guamá (A) e Paragominas (B), Pará, Brasil.	77
Figura 5 - Concentração de nitrogênio no solo (g N kg ⁻¹ de solo) no perfil de 0–100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra em São Miguel do Guamá (A) e Paragominas (B), Pará, Brasil.	78
Figura 6 - Abundância do isótopo de carbono-13 (δ ¹³ C) no perfil de solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá (A) e Paragominas (B), Pará, Brasil.....	81

Figura 7 - Contribuição relativa de carbono de plantas C3 (preto) e C4 (cinza) (%) ao longo do perfil do solo (0–100 cm) sob diferentes sistemas de uso da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal) em São Miguel do Guamá (Af), Pará, Brasil.....	82
Figura 8 - Contribuição relativa de carbono de plantas C3 (preto) e C4 (cinza) (%) ao longo do perfil do solo (0–100 cm) sob diferentes sistemas de uso da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal) em Paragominas (Aw), Pará, Brasil.....	84

Capítulo 3

Figura 1 - Mapa de localização das áreas de coleta de solos. (A) Representação da delimitação da Amazônia Legal. (B) Localização de Capanema, PA. (C) Áreas de coleta de solos em Capanema, PA.	101
Figura 2 - Emissões totais de CO ₂ (mg CO ₂ g ⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.....	106
Figura 3 - Fluxos de CO ₂ (mg CO ₂ g ⁻¹ solo seco dia ⁻¹) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.	106
Figura 4 - Emissões totais de CH ₄ (ng CH ₄ g ⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.....	107
Figura 5 - Fluxos de CH ₄ (ng CH ₄ g ⁻¹ de solo seco dia ⁻¹) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.....	108
Figura 6 - Emissões totais de N ₂ O (ng N ₂ O g ⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.....	108
Figura 7 - Fluxos de N ₂ O (ng N ₂ O g ⁻¹ solo seco dia ⁻¹) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.	109

Capítulo 4

Figura 1- Mapa de localização das áreas de coleta de solos. (A) Representação da Amazônia Legal. (B) Localização de São Miguel do Guamá, PA. (C) Áreas representativas dos tratamentos.	124
Figura 2 - Emissões totais de N ₂ O (ng N ₂ O g ⁻¹ de solo seco) (A) e fluxos de N ₂ O (ng N ₂ O g ⁻¹ solo seco dia ⁻¹) ao longo de 28 dias de incubação em solo submetido a sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira.	128
Figura 3 - Fluxos de N ₂ O (ng N ₂ O g ⁻¹ solo seco dia ⁻¹) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida à adição de nitrogênio.	130

Figura 4 - Fluxos de N_2O ($\text{ng N}_2\text{O g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida a diferentes temperaturas.....	132
Figura 5 - Emissões totais de CH_4 ($\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ de solo seco) (A) e fluxos de CH_4 ($\text{ng de CH}_4 \text{ g}^{-1}$ e solo seco dia^{-1}) ao longo de 28 dias de incubação (B) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira.	133
Figura 6 - Fluxos de CH_4 ($\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida à adição de nitrogênio.	135
Figura 7 - Fluxos de CH_4 ($\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida a diferentes temperaturas.....	137
Figura 8 - Emissões totais de CO_2 ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ de solo seco) (A) e fluxos de CO_2 ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ de solo seco dia^{-1}) ao longo de 28 dias de incubação (B), em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira.	138
Figura 9 - Fluxos de CO_2 ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida à adição de nitrogênio.	140
Figura 10 - Fluxos de CO_2 ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida à diferentes temperaturas.....	142
Figura 11 - Transformações do nitrogênio mineral no solo em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira. A) Mineralização líquida (Mliq); B) Nitrificação líquida (Nliq); C) Razão N/M.....	143
Figura 12 - Transformações do nitrogênio mineral no solo em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a doses de nitrogênio. A) Mineralização líquida (Mliq); B) Nitrificação líquida (Nliq); C) Razão N/M.	145
Figura 13 - Transformações do nitrogênio mineral no solo em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a diferentes temperaturas. A) Mineralização líquida (Mliq); B) Nitrificação líquida (Nliq); C) Razão N/M.	147

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1 - Exemplos de práticas de uso sustentável da terra na Amazônia brasileira e seus benefícios associados.....	33
Tabela 2 - Características climáticas dos climas tropicais no estado do Pará	35
Tabela 3 - Principais fatores físicos, climáticos, ecológicos e de manejo que influenciam os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) no solo da região Amazônica.	38
Tabela 4 - Estoques de carbono e nitrogênio em Mg ha^{-1} na profundidade de 0-30 e 0-100 cm em diferentes usos da terra no Brasil.....	42
Tabela 5 -Soluções sustentáveis e principais desafios para sua implementação na Amazônia.	51

Capítulo 2

Tabela 1 - Caracterização química e física dos locais de estudo (0–20 cm) sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá e Paragominas.....	70
Tabela 2 - Características dos sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá (Af) e Paragominas (Aw).	71
Tabela 3 - Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) no perfil do solo (0–100 cm) sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá (Af) e Paragominas (Aw), Pará, Brasil...	75
Tabela 4 - Relação carbono/nitrogênio (C/N) no perfil do solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá, Pará, Brasil (Af).....	79
Tabela 5 - Relação carbono/nitrogênio (C/N) no perfil do solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em Paragominas, Pará, Brasil (Aw).....	79
Tabela 6 - Estoques médios de C e N no solo (Mg ha^{-1}) nas camadas de 0–30 cm e 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá, Pará (Af).....	80
Tabela 7 - Estoques médios de C e N no solo (Mg ha^{-1}) nas camadas de 0–30 cm e 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em Paragominas, Pará (Aw).....	80
Tabela 8 - Carbono derivado de plantas C3 e C4 (Mg ha^{-1}) no perfil do solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá, Pará, Brasil.....	83
Tabela 9 - Carbono derivado de plantas C3 e C4 (Mg ha^{-1}) no perfil do solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em Paragominas, Pará, Brasil.	86

Capítulo 3

Tabela 1 – Atributos químicos e físicos do solo (0-20 cm) sob diferentes usos da terra em Capanema, Pará	102
--	-----

Tabela 2 - Concentrações de amônio ($\text{mg N-NH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) e nitrato ($\text{mg N-NO}_3 \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) em solos de diferentes usos da terra em Capanema, PA, Brasil	105
---	-----

Capítulo 4

Tabela 1 - Características químicas e físicas do solo (0-20 cm) sob diferentes usos da terra em São Miguel do Guamá, Pará, Brasil	125
Tabela 2 - Emissões totais de N_2O ($\text{ng N}_2\text{O g}^{-1}$ solo seco $^{-1}$) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos à adição de nitrogênio no solo	129
Tabela 3 - Emissões totais de N_2O ($\text{ng N}_2\text{O g}^{-1}$ solo seco $^{-1}$) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a diferentes temperaturas.	131
Tabela 4 - Emissões totais de CH_4 ($\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ solo seco $^{-1}$) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos à adição de nitrogênio no solo.	134
Tabela 5 - Emissões totais de CH_4 ($\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ solo seco $^{-1}$) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a diferentes temperaturas.	136
Tabela 6 - Emissões totais de CO_2 ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos à adição de nitrogênio no solo.....	139
Tabela 7 - Emissões totais de CO_2 ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos à diferentes temperaturas.....	141
Tabela 8 - Teores finais de amônio ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) e nitrato ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira.....	143
Tabela 9 - Teores finais de amônio ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) e nitrato ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a doses de nitrogênio.	144
Tabela 10 - Teores finais de amônio ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) e nitrato ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a diferentes temperaturas.....	146

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABC	Agricultura de Baixa Emissão de Carbono
Af	Clima tropical úmido (classificação de Köppen)
Am	Clima tropical de monção (classificação de Köppen)
Aw	Clima tropical com estação seca (classificação de Köppen)
C	Carbono
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
CO _{2eq}	Dióxido de carbono equivalente
ECS	Estoque de carbono do solo
ENS	Estoque de nitrogênio do solo
GEE	Gases de efeito estufa
ILPF	Integração Lavoura-Pecuária-Floresta
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
MOS	Matéria orgânica do solo
N	Nitrogênio
NH ₄ ⁺	Amônio
NO ₃ ⁻	Nitrato
N ₂ O	Óxido nitroso
PAG	Potencial de Aquecimento Global

SUMÁRIO

CONTEXTUALIZAÇÃO.....	22
REFERÊNCIAS	24
CAPÍTULO 1.....	26
IMPACTO DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E CLIMA DA AMAZÔNIA BRASILEIRA: REVISÃO SOBRE ESTOQUES DE CARBONO E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA.....	26
RESUMO.....	26
1. INTRODUÇÃO	28
2. MUDANÇAS NO USO DA TERRA E IMPACTOS AMBIENTAIS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA	29
2.1. Histórico das transformações na paisagem Amazônica	29
2.2. Potencial econômico e práticas sustentáveis	33
3. CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E DINÂMICA DO SOLO AMAZÔNICO	35
3.1. Classificação climática da Amazônia	35
3.2. Influência do clima tropical no solo	35
4. ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO	37
4.1. Importância dos estoques de carbono e nitrogênio.....	37
4.2. Fatores que influenciam os estoques de carbono e nitrogênio	37
4.3. Impactos do uso da terra nos estoques de carbono e nitrogênio.....	40
5. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA.....	43
5.1. Dinâmica de emissão de GEE e fatores influenciadores	45
5.1.1. Emissões de CO ₂ do solo.....	45
5.1.2. Emissões de CH ₄	46
6. SOLUÇÕES SUSTENTÁVEIS E DESAFIOS FUTUROS	49
7. CONCLUSÃO.....	52
REFERÊNCIAS	54
CAPÍTULO 2.....	65
EFEITOS DO USO DA TERRA NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO E NA ORIGEM DO CARBONO EM SOLOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL SOB DIFERENTES CONTEXTOS EDAFOCLIMÁTICOS	65
RESUMO.....	65
1. INTRODUÇÃO	67
2. MATERIAL E MÉTODOS	68

2.1. Localização e caracterização dos locais de estudo	68
2.2. Caracterização dos tratamentos	71
2.3. Amostragem de solo	72
2.4. Concentração de C e N e análises isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$	72
2.5. Cálculos de estoque de C e N do solo	73
2.6. Proporção de carbono orgânico derivado de plantas C3 e C4.....	73
2.7. Análise estatística	74
3. RESULTADOS	75
3.1. Textura do solo	75
3.2. Densidade do solo.....	76
3.3. Concentração de C e N do solo	76
3.4. Estoque de C e N do solo	80
3.5. Origem e distribuição do carbono no perfil do solo	81
4. DISCUSSÃO	87
4.1. Textura e densidade do solo	87
4.2. Estoques de C e N.....	88
4.3. Origem e distribuição do carbono no perfil do solo	89
4.4. Desafios e lacunas na avaliação do C e N em função do uso da terra e do clima	90
5. CONCLUSÃO.....	91
REFERÊNCIAS	93
CAPÍTULO 3.....	97
EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO SOLO EM DIFERENTES USOS DA TERRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL	97
RESUMO.....	97
1. INTRODUÇÃO	99
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	100
2.1. Localização e caracterização da área de estudo.....	100
2.2. Amostragem de solo	102
2.3. Desenho experimental	102
2.4. Amostragem e quantificação de CO_2 , CH_4 e N_2O	103
2.5. Nitrogênio mineral do solo	104
2.6. Análise estatística	104
3. RESULTADOS	105
3.1. Nitrogênio mineral do solo	105

3.2. Efeitos do uso do solo nas emissões de GEE	105
3.2.1. Emissões de dióxido de carbono (CO ₂).....	105
3.2.2. Emissões de metano (CH ₄).....	107
3.2.3. Emissões de óxido nitroso (N ₂ O)	108
4. DISCUSSÃO	109
4.1. Efeito do uso da terra nas emissões de CO ₂	109
4.2. Efeito do uso da terra nas emissões de CH ₄	111
4.3. Efeito do uso da terra nas emissões de N ₂ O	113
5. CONCLUSÃO.....	114
REFERÊNCIAS	115
CAPÍTULO 4.....	120
EFEITOS DO USO DA TERRA, ADUBAÇÃO NITROGENADA E TEMPERATURA NAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA AMAZÔNIA ORIENTAL..	120
RESUMO.....	120
1. INTRODUÇÃO	122
2. MATERIAL E MÉTODOS	123
2.1. Local do experimento, coleta e caracterização dos solos	123
2.2. Desenho experimental	125
2.3. Preparação do solo e incubação.....	125
2.4. Amostragem e quantificação de N ₂ O, CH ₄ e CO ₂	126
2.5. Nitrogênio mineral do solo	127
2.6. Análise estatística	127
3. RESULTADOS	128
3.1. Emissões de N ₂ O	128
3.1.1. Uso da terra nas emissões de N ₂ O	128
3.1.2. Uso da terra × doses de N nas emissões de N ₂ O	128
3.1.3. Uso da terra × temperatura nas emissões de N ₂ O.....	130
3.2. Emissões de CH ₄	132
3.2.1. Uso da terra nas emissões de CH ₄	132
3.2.2. Uso da terra × doses de N nas emissões de CH ₄	133
3.2.3. Uso da terra × temperatura nas emissões de CH ₄	135
3.3. Emissões de CO ₂	137
3.3.1. Uso da terra nas emissões de CO ₂	137
3.3.2. Uso da terra × doses de N nas emissões de CO ₂	138

3.3.3. Uso da terra × temperatura nas emissões de CO ₂	140
3.4. Nitrogênio mineral do solo	142
3.4.1. Uso da terra.....	142
3.4.2. Uso da terra × doses de N	143
3.4.3. Uso da terra × temperatura	145
4. DISCUSSÃO	148
4.1. Emissões de N ₂ O	148
4.2. Emissões de CH ₄	150
4.3. Emissões de CO ₂	152
4.4. Implicações.....	154
5. CONCLUSÃO.....	155
REFERÊNCIAS	156
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	161

CONTEXTUALIZAÇÃO

As mudanças no uso da terra na região Amazônica, especialmente a conversão de florestas em sistemas agropecuários, têm influenciado a dinâmica do carbono (C) e do nitrogênio (N) no solo, além de intensificar os fluxos de gases de efeito estufa (GEE) como o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) (Albert et al., 2023; Amaral et al., 2019). Esses impactos são particularmente preocupantes em ecossistemas de climas tropicais, como a floresta amazônica, devido ao acúmulo de elevadas quantidades de C na biomassa e no solo e são altamente vulneráveis à degradação (Gries et al., 2019; Winkler et al., 2021).

O desmatamento e a expansão de áreas agrícolas e pastagens na Amazônia têm modificado profundamente os ciclos biogeoquímicos que contribuem para o aumento das emissões de GEE para a atmosfera (Guarengghi et al., 2023; Kroeger et al., 2021). Embora esse cenário comprometa a estabilidade dos estoques de C e N no solo e a capacidade da região de desempenhar seu papel na regulação climática global e na conservação da biodiversidade (Albert et al., 2023), a compreensão da variabilidade desses efeitos é crucial. No “Arco do Desmatamento”, por exemplo, a intensa pressão antrópica tem levado a alterações expressivas nos sistemas edafoclimáticos, evidenciando a urgência de investigações mais detalhadas (Cruz et al., 2021; Domingues et al., 2020).

Essas alterações nos usos da terra e na cobertura vegetal afetam a emissão de GEE de forma diferenciada, dependendo do tipo de sistema produtivo, do manejo adotado e das condições climáticas locais (Abreu et al., 2024; Pereira, 2022). Em regiões de clima tropicais, fatores como temperatura, regime hídrico e umidade do solo modulam processos microbianos, como mineralização, nitrificação e volatilização, influenciando diretamente os estoques de C e N no solo, além de controlar a produção e emissão de GEE (Buscardo et al., 2021; Dai et al., 2020; Flores et al., 2020).

Nesse contexto, o estado do Pará é estratégico para investigar as interações entre clima, uso da terra e emissões de GEE, por abranger três zonas climáticas segundo Köppen: Af (equatorial úmido), Am (tropical de monção) e Aw (tropical com estação seca) (Alvares et al., 2013). Essa diversidade afeta diretamente os processos biogeoquímicos do solo, justificando a realização de experimentos em diferentes contextos edafoclimáticos. A análise em múltiplas condições amplia a representatividade dos resultados e contribui para estratégias de mitigação mais eficazes. Além disso, a avaliação da distribuição de carbono até 100 cm de profundidade

permite entender o acúmulo e a estabilidade do C em camadas menos sujeitas a variações sazonais e mais representativas dos estoques totais.

A adoção de práticas sustentáveis, como adubação com base na análise do solo, manutenção da cobertura vegetal e sistemas integrados, pode reduzir os impactos das mudanças no uso da terra e favorecer o sequestro de carbono no solo (IPCC, 2023; Shah e Wu, 2019). Entretanto, ainda há lacunas no entendimento sobre os efeitos combinados entre uso da terra, adubação nitrogenada e temperatura sobre os estoques de C e N e as emissões de GEE. Avançar nesse conhecimento é essencial para subsidiar políticas públicas e estratégias de adaptação em regiões tropicais.

As hipóteses desta pesquisa são: (i) a conversão de florestas em sistemas agrícolas e pastagens altera os estoques de C e N do solo, com efeitos que variam em função das características edafoclimáticas; (ii) a aplicação de fertilizantes nitrogenados intensifica as emissões de GEE e (iii) o aumento da temperatura modula os processos de emissão de CO₂, CH₄ e N₂O. Diante disso, esta tese teve como objetivo principal avaliar os efeitos do uso da terra sobre os estoques de C e N do solo, bem como investigar os efeitos isolados e combinados do uso da terra, da adubação nitrogenada e da temperatura nas emissões de GEE em solos da Amazônia Oriental, situados no “Arco do Desmatamento”.

A tese está organizada em quatro capítulos. O Capítulo 1 apresenta uma revisão sobre os impactos do uso da terra e do clima nos estoques de C e N e nas emissões de GEE na Amazônia brasileira, abordando também estratégias de mitigação. O Capítulo 2 reúne dois ensaios experimentais conduzidos com solos do estado do Pará, sob climas Af (São Miguel do Guamá) e Aw (Paragominas), analisando os estoques e a origem do C e N em solos sob floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal.

O Capítulo 3 analisa os fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O em solos paraenses sob diferentes usos da terra no clima Am, permitindo avaliar as alterações nos fluxos de GEE decorrentes da conversão florestal para o uso agropecuário. O Capítulo 4 contempla três ensaios com solos do clima Af, abordando: (i) a comparação dos fluxos de GEE entre sistemas de uso da terra; (ii) os efeitos da interação entre uso da terra e doses crescentes de N (0, 90, 180 e 270 kg N ha⁻¹); e (iii) a influência da interação entre uso da terra e temperatura (25, 30, 35 e 45 °C) sobre as emissões. Esses experimentos simulam cenários de intensificação agrícola e aquecimento global, oferecendo uma visão integrada das interações entre uso da terra, fertilização e temperatura na emissão de GEE em solos tropicais do Pará.

REFERÊNCIAS

- ABREU, N. L.; RIBEIRO, E. S. D. C.; SOUSA, C. E. S. D.; MORAES, L. M.; OLIVEIRA, J. V. C. D.; FARIA, L. D. A.; SILVA, T. C. D. Land use change and greenhouse gas emissions: An explanation about the main emission drivers. **Ciência Animal Brasileira**, v. 25, e77646, jan./dez. 2024. <https://doi.org/10.1590/1809-6891v25e-77646E>
- ALBERT, J. S.; CARNAVAL, A. C.; FLANTUA, S. G. A.; et al. Human impacts outpace natural processes in the Amazon. **Science**, v. 379, n. 6630, 27 jan. 2023. <https://doi.org/10.1126/science.abo5003>
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES GONÇALVES, J. L. de; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart**, v. 22, n. 6, p. 711–728, nov./dez. 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- AMARAL, S. S.; COSTA, M. A. M.; SOARES NETO, T. G.; COSTA, M. P.; DIAS, F. F.; ANSELMO, E.; SANTOS, J. C.; CARVALHO JUNIOR, J. A. de. CO₂, CO, hydrocarbon gases and PM_{2.5} emissions on dry season by deforestation fires in the Brazilian Amazonia. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 311–320, jul. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.023>.
- BUSCARDO, E.; SOUZA, R. C.; MEIR, P.; GEML, J.; SCHMIDT, S. K.; COSTA, A. C. L.; NAGY, L. Effects of natural and experimental drought on soil fungi and biogeochemistry in an Amazon rain forest. **Communications Earth & Environment**, v. 2, art. 55, 2021. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00124-8>.
- CRUZ, D. C.; BENAYAS, J. M. R.; FERREIRA, G. C.; SANTOS, S. R.; SCHWARTZ, G. An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. **New Forests**, v. 52, n. 1, p. 1–16, jan. 2021. <https://doi.org/10.1007/s11056-020-09777-3>.
- DAI, Z.; YU, M.; CHEN, H.; ZHAO, H.; HUANG, Y.; SU, W.; XIA, F.; CHANG, S. X.; BROOKES, P. C.; DAHLGREN, R. A.; XU, J. Elevated temperature shifts soil N cycling from microbial immobilization to enhanced mineralization, nitrification and denitrification across global terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, v. 26, n. 9, p. 5267–5276, set. 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.15211>.
- DOMINGUES, S. C. O.; SILVA, I. C. O.; SANTOS, J. S.; YAMASHITA, O. M.; CARVALHO, M. A. C. Agricultural activity: Legal Amazon: ambiental degradation. **Scientific Electronic Archives**, v. 13, n. 8, p. 104, 2020. <https://doi.org/10.36560/13820201035>
- FLORES, B. M.; OLIVEIRA, R. S.; ROWLAND, L.; QUESADA, C. A.; LAMBERS, H. Editorial special issue: plant-soil interactions in the Amazon rainforest. **Plant and Soil**, v. 450, n. 1–2, p. 1–9, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04544-x>.
- GRIES, T.; REDLIN, M.; UGARTE, J. E. Human-induced climate change: the impact of land-use change. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 135, n. 3–4, p. 1031–1044, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2422-8>.
- GUARENGHI, M. M.; GAROFALO, D. F. T.; SEABRA, J. E. A.; et al. Land use change net removals associated with sugarcane in Brazil. **Land**, v. 12, n. 3, p. 584, 2023. <https://doi.org/10.3390/land12030584>

IPCC: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. **IPCC**, Geneva, Switzerland. [s.l: s.n.], 2023

KROEGER, M. E.; MEREDITH, L. K.; MEYER, K. M.; et al. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. **ISME Journal**, v. 15, n. 3, p. 658–672, 1 mar. 2021. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-00804-x>

PEREIRA, A. DOS R. The Struggle for Land in the Eastern Amazon. **Latin American Perspectives**, v. 49, n. 5, p. 132–145, 12 set. 2022. <https://doi.org/10.1177/0094582X2211069>

SHAH, F.; WU, W. Soil and Crop Management Strategies to Ensure Higher Crop Productivity within Sustainable Environments. **Sustainability**, v. 11, n. 5, p. 1485, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11051485>

WINKLER, K.; FUCHS, R.; ROUNSEVELL, M.; HEROLD, M. Global land use changes are four times greater than previously estimated. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 2501, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>

CAPÍTULO 1

IMPACTO DAS MUDANÇAS NO USO DA TERRA E CLIMA DA AMAZÔNIA BRASILEIRA: REVISÃO SOBRE ESTOQUES DE CARBONO E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA¹

RESUMO

Historicamente, as mudanças no uso da terra na Amazônia Brasileira, como a conversão de florestas em pastagens, têm gerado impactos significativos sobre os ciclos de carbono e nitrogênio, contribuindo para emissões de gases de efeito estufa, podendo comprometer a sustentabilidade ambiental. Este artigo de revisão explora os efeitos dessas mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio do solo, enfatizando o papel de práticas sustentáveis e políticas públicas na mitigação dos impactos ambientais. Os resultados apontam que, embora a conversão de florestas para pastagens possa reduzir os estoques de carbono orgânico em até 11,3%, práticas como sistemas agroflorestais, manejo sustentável de pastagens e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) têm potencial para reverter esses impactos, promovendo o sequestro de carbono e a conservação dos solos. Políticas públicas como o Plano de Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC) e o Fundo Amazônia são destacadas como pilares essenciais para o desenvolvimento sustentável da região. Conclui-se que a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, integrada a políticas ambientais robustas e inovação tecnológica, pode transformar a Amazônia em um modelo global de equilíbrio entre desenvolvimento econômico e conservação ambiental. Este estudo reafirma a importância de governança integrada e ampliação de estratégias para mitigar os efeitos das mudanças climáticas. Pesquisas futuras devem priorizar avaliações integradas entre estoques de carbono, emissões de gases e indicadores socioeconômicos, a fim de subsidiar políticas públicas mais eficazes e adaptadas às realidades regionais.

Palavras-chave: Carbono no solo. Governança ambiental. Mudanças climáticas. Práticas sustentáveis. Solos de climas tropicais. Uso da terra.

¹**Nota:** Este capítulo corresponde à versão em português do artigo submetido à revista Scientia Agropecuaria. Algumas figuras e tabelas seguem o padrão editorial da revista, podendo estar em inglês. As legendas foram traduzidas para fins de padronização com a tese.

CHAPTER 1

IMPACT OF LAND USE AND CLIMATE CHANGES IN THE BRAZILIAN AMAZON: A REVIEW ON SOIL CARBON STOCKS AND GREENHOUSE GAS EMISSIONS

ABSTRACT

Historically, land-use changes in the Brazilian Amazon, such as the conversion of forests to pastures, have significantly impacted carbon and nitrogen cycles, contributing to greenhouse gas emissions and potentially compromising environmental sustainability. This review article explores the effects of these changes on soil carbon and nitrogen stocks, emphasizing the role of sustainable practices and public policies in mitigating environmental impacts. Findings indicate that, although forest-to-pasture conversion may reduce soil organic carbon stocks by up to 11.3%, practices such as agroforestry systems, sustainable pasture management, and crop-livestock-forestry integration (CLFI) have the potential to reverse these effects by promoting carbon sequestration and soil conservation. Public policies such as the Low Carbon Agriculture Plan (ABC Plan) and the Amazon Fund are highlighted as essential pillars for sustainable development in the region. It is concluded that the adoption of sustainable agricultural practices, integrated with robust environmental policies and technological innovation, can transform the Amazon into a global model of balance between economic development and environmental conservation. Future studies should prioritize integrated assessments of carbon stocks, gas emissions, and socioeconomic indicators to support more effective and regionally adapted public policies.

Keywords: Agriculture. Environmental governance. Livestock. Soil carbon. Sustainable practices. Tropical soils climate.

1. Introdução

As mudanças no uso da terra são um dos principais motores das alterações climáticas globais. Elas impactam ciclos biogeoquímicos essenciais, como os de carbono e nitrogênio, e intensificam as emissões de gases de efeito estufa (GEE) (IPCC, 2019; Gasser et al., 2020). Essas alterações têm consequências profundas para os ecossistemas tropicais, particularmente na Amazônia Brasileira, que desempenha um papel crítico como regulador climático global e abriga uma das maiores biodiversidades do planeta (Gatti et al., 2021).

O processo de remoção da biomassa área das florestas tropicais do mundo representam um efluxo líquido de $425 \text{ Tg C ano}^{-1}$, sendo 76,4% oriundos de florestas tropicais localizadas na América (Baccini et al., 2017). Essa conversão de florestas em áreas agrícolas e pastagens altera a funcionalidade ecológica da região, resultando em emissões relevantes de GEE e perdas de C e N no solo. Até 2024, estima-se de cerca de 803 mil km^2 da Amazônia tenham sido desmatadas, consolidando o “Arco do Desmatamento”, região já reconhecida por concentrar as maiores pressões antrópicas, estendendo-se do leste do Maranhão ao Acre, passando por Pará, Mato Grosso e Rondônia (SEEG; Domingues et al., 2020, INPE, 2025).

Além das pressões antrópicas, as condições climáticas singulares da Amazônia, caracterizadas por alta umidade, temperaturas elevadas, intensos regimes de precipitação e predominância de carbono orgânico no solo aumentam a vulnerabilidade dos solos da região (Sharififar et al., 2023). Essas condições aceleram a decomposição da matéria orgânica e promovem a lixiviação de nutrientes, ampliando os impactos das mudanças no uso da terra e agravando a degradação ambiental (Albert et al., 2023).

Historicamente, a exploração madeireira esteve entre os principais impulsionadores do desmatamento na Amazônia. Em muitos casos, áreas anteriormente exploradas foram convertidas para outros usos, como a pecuária, por ser uma atividade de menor custo inicial, que permitiu consolidar a posse da terra. No entanto, a atividade pecuária, quando aliada a práticas de manejo sustentável, tem potencial para desempenhar um papel importante na mitigação ambiental (Bogaerts et al., 2017; Silva et al., 2024).

Estratégias como o pastejo rotacionado, a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e o uso de consórcios forrageiros podem minimizar as perdas de carbono orgânico do solo ou até revertê-las, promovendo o sequestro de carbono e contribuindo para a recuperação de áreas degradadas. Essas abordagens permitem alinhar a produtividade pecuária à conservação

ambiental, destacando a importância de estratégias integradas para mitigar os impactos climáticos na região (Azevedo et al., 2024; Abagandura et al., 2024; Souza et al., 2024).

Embora existam diversas revisões sobre os impactos das mudanças climáticas e do uso da terra em diferentes regiões e ecossistemas do Brasil, são raros os estudos que abordam de forma integrada e atualizada o contexto específico da Amazônia brasileira. Por exemplo, revisões anteriores trataram de projeções climáticas em escala nacional, com foco em tendências de temperatura e precipitação (Marengo et al., 2018), da sustentabilidade da produção agropecuária na região amazônica (Bueno et al., 2021) e do potencial de sequestro de carbono em sistemas agrícolas no Cerrado (Oliveira et al., 2023).

Além disso, revisões como as de Cotrufo & Lavalley (2022), Chien & Krumins (2023) e Sharififar et al. (2023) oferecem sínteses abrangentes sobre mecanismos globais de armazenamento de carbono orgânico e inorgânico no solo, bem como os efeitos das mudanças climáticas sobre esses processos. No entanto, ainda faltam revisões recentes que articulem essas perspectivas com a realidade atual da Amazônia brasileira, especialmente após 2020, um período marcado por transformações políticas, socioeconômicas e ambientais significativas, como o avanço do desmatamento e o enfraquecimento de políticas ambientais.

Diante disso, este artigo tem como objetivo revisar os impactos das mudanças no uso da terra e das condições climáticas sobre os estoques de carbono e nitrogênio no solo, bem como sobre as emissões de GEE na Amazônia brasileira. Adicionalmente, discute práticas de manejo sustentável, como os sistemas agroflorestais e a recuperação de áreas degradadas, avaliando seu potencial para mitigar impactos ambientais e promover o desenvolvimento sustentável. Por fim, são apresentadas direções futuras para a pesquisa científica e a formulação de políticas públicas integradas, reforçando o papel estratégico da Amazônia no enfrentamento das mudanças climáticas globais.

2. Mudanças no uso da terra e impactos ambientais na Amazônia brasileira

2.1. Histórico das transformações na paisagem Amazônica

A transformação da paisagem amazônica teve início no período colonial com destaque para o ciclo das drogas do sertão, entre os séculos XVII e XVIII (Figura 1), quando a região passou a abastecer o mercado europeu com produtos extrativistas como castanha-do-pará, resinas, óleos e especiarias (Gomes, 2018). No mesmo período, o extrativismo e o cultivo semidomesticado do cacau nativo (*Theobroma cacao* L.) representaram a primeira atividade agrícola de relevância econômica na Amazônia, perdurando até a ascensão dos cultivos no sul da Bahia (Schroth et al., 2016).

No final do século XIX, o ciclo da borracha (*Hevea brasiliensis*) marcou o auge da economia extrativista na Amazônia, colocando a região como principal fornecedora mundial de látex natural até 1910, quando a introdução da seringueira no sudeste asiático levou ao colapso desse ciclo (Gomes, 2018). Embora o extrativismo da borracha tenha causado impactos relativamente limitados na cobertura florestal, a expansão agrícola que se seguiu gerou mudanças mais duradouras no uso da terra, contribuindo para a transformação do bioma amazônico (Lapola et al., 2023).

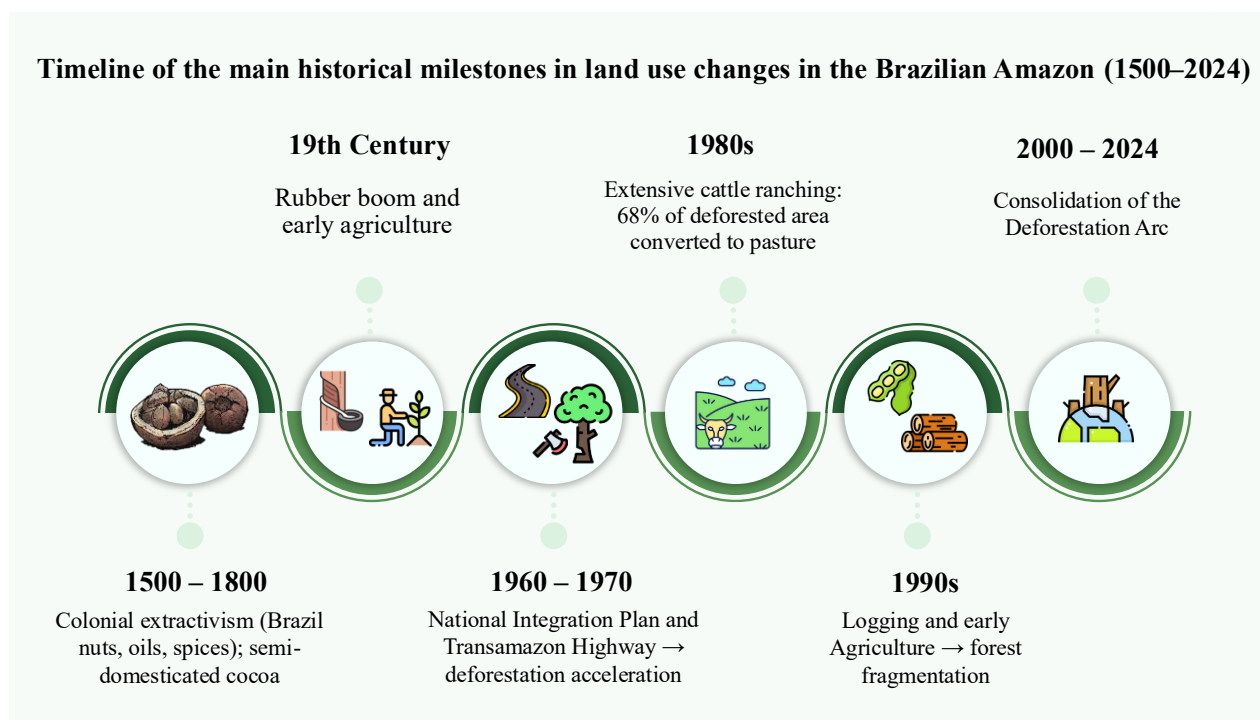


Figura 1. Linha do tempo dos principais marcos históricos da transformação do uso da terra na Amazônia brasileira entre 1500 e 2024. Adaptado de Schroth et al. (2016); Gomes et al. (2018); Chambouleyron e Ibáñez-Bonillo (2019); Gries et al. (2019); Amaral et al. (2019); Domingues et al. (2020); Winkler et al. (2021); Danielson e Rodrigues (2022); Watrin et al. (2022); Arruda et al. (2023); Albert et al. (2023); Lapola et al. (2023).

Nas décadas de 1960 e 1970, políticas públicas estruturantes, como o Plano de Integração Nacional e o Plano de Desenvolvimento da Amazônia, intensificaram as mudanças no uso da terra. Com o objetivo de integrar a região amazônica ao restante do país, essas iniciativas promoveram incentivos fiscais, créditos rurais subsidiados e projetos de infraestrutura, como a construção da rodovia Transamazônica (Watrin et al., 2022). Apesar de impulsionarem a economia, essas políticas negligenciaram a sustentabilidade ambiental, resultando em desmatamento descontrolado, conflitos fundiários e impactos negativos sobre comunidades tradicionais e pequenos agricultores (Arruda et al., 2023).

De acordo com estimativas do Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG), nas últimas três décadas, o setor de mudanças no uso do solo e florestas tem sido o principal responsável pelo desmatamento. Ao longo desse período, esse

setor contribuiu com 58% das emissões nacionais, seguido pela agropecuária, que foi responsável por 21%. Quando analisamos os biomas brasileiros, o setor de mudanças no uso do solo e florestas responde por 47% das emissões. Dessa forma, podemos considerar o setor madeireiro, tanto legal quanto ilegal, como o principal motor do desmatamento.

A pecuária é frequentemente citada como um dos principais fatores ligados ao desmatamento na Amazônia (Danielson & Rodrigues, 2022; Lapola et al., 2023). Desde a década de 1980, estima-se que cerca de 68% das áreas desmatadas tenham se transformado em pastagens, ainda que nem sempre de forma imediata (Danielson & Rodrigues, 2022). Muitas dessas áreas foram abandonadas inicialmente e só mais tarde convertidas em uso agropecuário, muitas vezes por agentes diferentes daqueles que realizaram o desmatamento (Lapola et al., 2023).

Além da pecuária, práticas como a agricultura de corte e queima e sistemas agrícolas de baixa tecnologia também contribuíram para o avanço do desmatamento, especialmente entre pequenos produtores rurais. Essas formas de uso da terra, com baixa produtividade e intensivo uso do fogo como preparo do solo, têm papel relevante nas fases iniciais do processo de ocupação fundiária. A prática de roças itinerantes, muitas vezes realizada com ciclos curtos de pousio, acelera a fragmentação florestal e exige a constante abertura de novas áreas (Rodrigues et al., 2024).

Na década de 1990, a crescente demanda global por soja e a exploração madeireira, intensificaram a fragmentação florestal (Lapola et al., 2023). Como consequência, a perda de cobertura florestal concentrou-se na Amazônia Legal, área definida pelo governo brasileiro em 1953, que abrange todos os estados da região Norte, além de Mato Grosso e parte do Maranhão. Apesar de seu propósito original de promover o desenvolvimento sustentável, a expansão desordenada das fronteiras agrícolas e a exploração madeireira intensiva consolidaram o "Arco do Desmatamento" (Domingues et al., 2020; Assis et al., 2022).

Essa região apresenta altas taxas de desmatamento e degradação florestal, sendo responsável por emissões significativas de carbono (Figura 2). Dados do PRODES indicam que em 2024 o desmatamento acumulado na Amazônia Legal totalizou 6.268 km², o que representa uma redução de 22% em relação ao ano anterior (INPE, 2025). No entanto, estima-se que cerca de 38% das florestas remanescentes na região apresentem algum grau de degradação, com emissões anuais variando entre 0,05 e 0,20 petagramas de carbono (Pg C), valores comparáveis ou superiores às emissões diretas do desmatamento (Lapola et al., 2023).

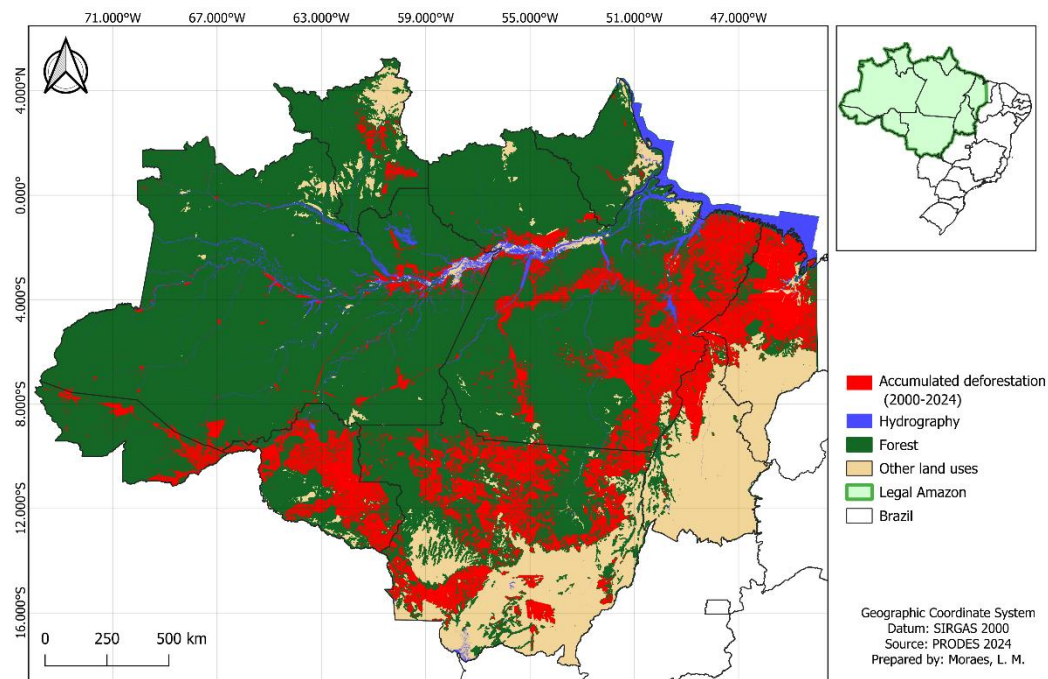


Figura 2. Representação das áreas florestadas, não florestadas e desmatadas na Amazônia brasileira até o ano de 2024, caracterizando o “Arco do Desmatamento da Amazônia” (Elaborado com base no banco de dados de 2024 do Projeto de Monitoramento do Desmatamento por Satélite na Amazônia Legal – PRODES).

A fragmentação de habitats, os efeitos de borda, os incêndios florestais e as secas extremas intensificam a vulnerabilidade ambiental dessa região. Como resultado, o “Arco do Desmatamento” enfrenta pressões crescentes que demandam ações urgentes de mitigação. Entre as estratégias necessárias destacam-se o monitoramento eficaz, o fortalecimento de políticas públicas e a implementação de práticas sustentáveis que promovam a recuperação ambiental (Domingues et al., 2020; Pereira, 2022).

Apesar do cenário crítico, o “Arco do Desmatamento” também representa uma oportunidade estratégica para promover políticas públicas eficazes que conciliem conservação ambiental, inclusão social e desenvolvimento econômico. Estratégias integradas, como monitoramento constante, incentivos ao manejo sustentável e reflorestamento, podem transformar áreas degradadas em ativos produtivos e ambientais, com benefícios diretos para as comunidades locais (Santos et al., 2019; Badari et al., 2020; Gomes et al., 2024).

Nesse contexto, iniciativas como o manejo sustentável de produtos da sociobiodiversidade, o reflorestamento com espécies nativas, a intensificação de sistemas agroflorestais e a pecuária sustentável destacam-se como soluções promissoras para equilibrar conservação e produtividade. A pecuária, atividade central para a economia de muitos municípios da região, apresenta grande potencial de aprimoramento por meio de práticas como a recuperação de pastagens e a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), que contribuem

para o aumento da produtividade, a conservação florestal e a valorização do trabalho de pequenos e médios produtores rurais (Badari et al., 2020; Bueno et al., 2021; Lapola et al., 2023; Ramineh et al., 2023).

2.2. Potencial econômico e práticas sustentáveis

A Amazônia brasileira, além de seu valor ecológico, também possui forte potencial produtivo. Apesar dos desafios relacionados ao uso da terra, como a conversão de florestas em áreas agropecuárias, a região oferece oportunidades concretas para práticas sustentáveis que conciliem conservação ambiental, inclusão social e viabilidade econômica (Tabela 1). O “Arco do Desmatamento”, embora marcado por pressões, também revela áreas estratégicas onde é possível transformar vulnerabilidade em recuperação produtiva e ecológica (Bueno et al., 2021; Gomes et al., 2024).

Tabela 1

Exemplos de práticas de uso sustentável da terra na Amazônia brasileira e seus benefícios associados

Sustainable practice or product	Production system	Main benefit	Reference
Guaraná (<i>Paullinia cupana</i>)	Traditional cultivation	Income and cultural value for local farmers	Cunha & Costa (2020); Vignoli et al. (2022)
Buriti (<i>Mauritia flexuosa</i>)	Extractivism; agroindustrial use	Multiple uses and floodplain restoration	Ibiapina et al. (2022)
Cacao (<i>Theobroma cacao</i>)	Agroforestry system (AFS)	Soil recovery and biodiversity	Schroth et al. (2015); Gomes et al. (2021);
Açaí (<i>Euterpe oleracea</i>)	Agroforestry system (AFS)	Income, conservation, and social inclusion	Paracampo et al. (2022); Gomes et al. (2024)
Black pepper (<i>Piper nigrum</i>)	Integrated agriculture	Traditional knowledge combined with innovation	Cruz & Rocha (2019); Cunha & Costa (2020)
Soybean (<i>Glycine max</i>)	Intensive agriculture	High profitability; requires sustainable practices	Brito et al. (2021); Bueno et al. (2021)
Oil palm (<i>E. guineensis</i> Jacq.)	Industrial perennial cultivation	Economic potential; risk if poorly managed	Gomes et al. (2021)
Sustainable livestock	Integrated systems	High productivity without land expansion; natural resource conservation	Bueno et al. (2021); Lapola et al. (2023); Ramineh et al. (2023)

Produtos da sociobiodiversidade, como o guaraná (*Paullinia cupana*), o buriti (*Mauritia flexuosa*), o cacau (*Theobroma cacao*) e o açaí (*Euterpe oleracea*) ilustram como é possível aliar geração de renda com preservação ambiental, beneficiando diretamente as comunidades

loais (Cunha & Costa, 2020; Gomes et al., 2021). O guaraná, cultivado de forma sustentável, tem importância econômica e cultural para pequenos agricultores (Vignoli et al., 2022). Já o buriti, característico de áreas de várzea, é usado na produção de alimentos, cosméticos e óleos, e seu cultivo contribui para a regeneração de áreas degradadas (Ibiapina et al., 2022).

O cacau e o açaí, amplamente cultivados em sistemas agroflorestais, contribuem para a recuperação de solos degradados, a conservação da biodiversidade e a geração de renda, especialmente no Pará e em comunidades ribeirinhas. Adicionalmente, a pimenta-do-reino (*Piper nigrum*) demonstra a integração entre práticas tradicionais e inovação tecnológica, consolidando Tomé-Açu como um polo produtivo e sustentável (Cruz & Rocha, 2019; Cunha & Costa, 2020; Paracampo et al., 2022).

Entretanto, a Amazônia também abriga culturas agrícolas de maior impacto ambiental, como a soja (*Glycine max*) e o dendê (*Elaeis guineensis*). Impulsionada pela alta demanda global, a soja tornou-se uma das principais atividades econômicas da região, exigindo práticas mais sustentáveis (Brito et al., 2021; Bueno et al., 2021). O dendê, embora com potencial para diversificação econômica, muitas vezes contribui para a degradação do solo e fragmentação florestal devido à sua expansão desordenada, destacando a necessidade de manejo adequado (Gomes et al., 2021).

Além das culturas agrícolas e extrativistas, a pecuária ocupa posição estratégica na economia amazônica, sendo base produtiva para muitos municípios. O setor vem ampliando seu potencial sustentável por meio de práticas como a recuperação de áreas já desmatadas e a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), que permitem elevar a produtividade, preservar os recursos naturais e fortalecer os meios de vida de pequenos e médios produtores, sem a necessidade de abertura de novas áreas (Bueno et al., 2021; Lapola et al., 2023; Ramineh et al., 2023).

Compreender as especificidades climáticas, ecológicas e socioculturais da Amazônia é essencial para adaptar estratégias de manejo agrícola à realidade local. Fatores como diversidade de ecossistemas, regimes de chuva, tipos de solo e modos de vida tradicionais influenciam diretamente a eficácia das práticas sustentáveis. Essa abordagem integrada permite que a região continue desempenhando um papel crucial na regulação climática global, consolidando-se como um exemplo de desenvolvimento que alia conservação ambiental, inclusão social e viabilidade econômica.

3. Condições climáticas e dinâmica do solo amazônico

3.1. Classificação climática da Amazônia

A Amazônia brasileira é amplamente reconhecida por seu clima tropical, que desempenha um papel central na manutenção de seus ecossistemas biodiversos e na regulação climática global (Artaxo et al., 2022). De acordo com o sistema de classificação climática de Köppen, amplamente utilizado por sua aplicabilidade global, a região é predominantemente classificada como clima tipo A, caracterizado por alta precipitação anual, temperaturas elevadas e elevada umidade relativa (Alvares et al., 2013; Andrade et al., 2017; Cui et al., 2021).

No estado do Pará, três subtipos climáticos se destacam: tropical úmido (Af), tropical de monção (Am) e tropical com estação seca (Aw). O clima Af apresenta chuvas bem distribuídas ao longo do ano, enquanto os climas Am e Aw possuem estações chuvosa e seca bem definidas. Essa diversidade climática molda a distribuição de ecossistemas e o funcionamento dos sistemas naturais, como ciclos de água e energia (Alvares et al., 2013; Andrade et al., 2017; Hoffmann et al., 2018). A Tabela 2 resume as principais características desses subtipos climáticos.

Tabela 2

Características climáticas dos climas tropicais no estado do Pará

Climate	Temperature range	Annual average temperature	Annual total average precipitation	Rainy season	Dry season	Geographic distribution
Af	24°C - 27°C	> 26.7°C	2.000 to 3.000 mm	December to may	Not defined	28.4%
Am	25°C - 30°C	25.8°C - 29°C	≈ 2.850 mm	December to may	July to august	66.6%
Aw	22°C - 28°C	24°C - 27°C	≈ 1.600 mm	December to may	June to november	4.9%

Climate types: humid tropical (Af), tropical monsoon (Am), and tropical with a dry season (Aw). Adapted from Alvares et al. (2013), Andrade et al. (2017), and Hoffmann et al. (2018).

3.2. Influência do clima tropical no solo

As condições climáticas da Amazônia, marcadas por alta umidade e temperaturas elevadas, exercem forte influência sobre os solos da região. Essas características favorecem uma intensa atividade microbiológica, essencial para a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes (Flores et al., 2020; Buscardo et al., 2021). Contudo, essas mesmas condições também aceleram processos de lixiviação e erosão, especialmente em solos desprotegidos, resultando na perda de fertilidade em áreas desmatadas ou mal manejadas (Tahat et al., 2020).

A interação entre o clima tropical e as atividades humanas pode aumentar a suscetibilidade dos solos à degradação. Em áreas desmatadas, a redução da cobertura vegetal

expõe o solo às chuvas intensas, o que pode resultar na remoção da camada superficial rica em matéria orgânica. Esses processos tendem a reduzir a fertilidade e a resiliência do solo, especialmente em áreas de manejo inadequado, destacando a importância de práticas conservacionistas como estratégia para mitigação desses efeitos (Figura 3) (Hu et al., 2021; Gatti et al., 2021).

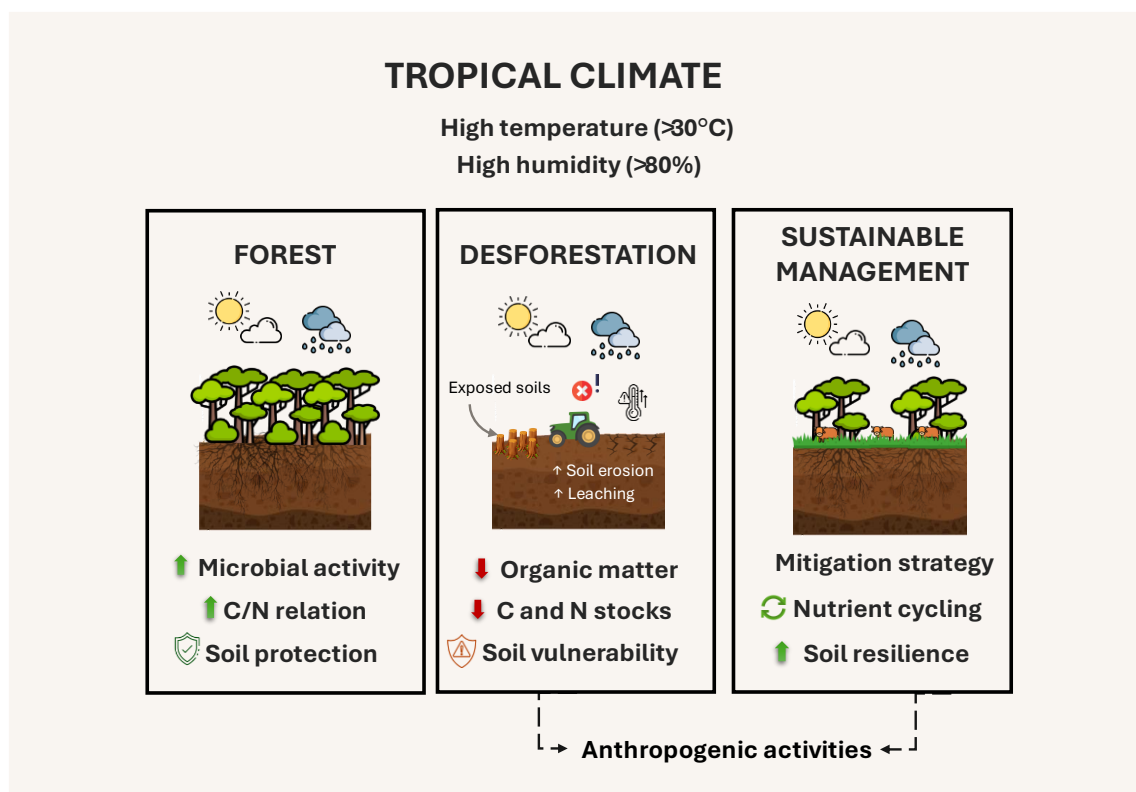


Figura 3. Influência do clima tropical e das atividades antrópicas na dinâmica do solo na Amazônia. Adaptado de Flores et al., 2020; Deng et al., 2020; Buscardo et al., 2021; Tahat et al., 2020; Hu et al., 2021; Patel et al., 2021; Hou, 2021; Wang et al. 2023.

Além disso, eventos climáticos extremos, como secas prolongadas e inundações severas, agravam os impactos negativos sobre a dinâmica do solo, alterando a disponibilidade de nutrientes e os ciclos hidrológicos. Quando combinados com a degradação provocada pelo desmatamento e pela conversão de terras, esses eventos evidenciam a urgência de práticas de manejo sustentável. Tais práticas devem priorizar a resiliência dos solos amazônicos, reduzindo a vulnerabilidade a impactos climáticos e atividades humanas descontroladas (Deng et al., 2020; Patel et al., 2021).

Compreender essas interações entre clima, solo e ações humanas é indispensável para desenvolver estratégias integradas que conciliem o uso sustentável da terra e a preservação ambiental. Essas ações tornam-se ainda mais relevantes diante do papel crucial que os solos amazônicos desempenham como reservatórios globais de carbono e nitrogênio, elementos

essenciais para a regulação climática (Hou, 2021; Wang et al., 2023). Assim, práticas de manejo que preservem ou potencializem esses estoques podem contribuir para mitigar os impactos das mudanças climáticas e assegurar a funcionalidade dos ecossistemas amazônicos.

4. Estoques de carbono e nitrogênio no solo

4.1. Importância dos estoques de carbono e nitrogênio

Os ciclos de carbono e nitrogênio são essenciais para a regulação climática global, conectando processos como respiração, decomposição e transformações químicas que integram a matéria orgânica do solo (MOS), a atmosfera e os oceanos (Lal et al., 2021). Na Amazônia brasileira, os solos desempenham um papel crucial na retenção desses elementos, graças à elevada biodiversidade e ao aporte constante de resíduos orgânicos pela vegetação nativa (Gomes et al., 2019). Esses ciclos, embora distintos, estão intimamente relacionados, já que a transformação do nitrogênio por processos como fixação, mineralização e desnitrificação influencia diretamente a fertilidade do solo e as emissões de GEE (Liu et al., 2024).

Além de seu papel na fertilidade, os estoques de carbono e nitrogênio no solo são fundamentais para mitigar as mudanças climáticas. O carbono armazenado no solo atua como um reservatório crítico, reduzindo as concentrações de dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera, enquanto o nitrogênio regula a produção primária e a decomposição da matéria orgânica, equilibrando o funcionamento dos ecossistemas terrestres. Esses estoques sustentam tanto a produtividade dos ecossistemas quanto a sua capacidade de resiliência frente às mudanças climáticas (Dai et al., 2020).

A vulnerabilidade desses estoques está diretamente ligada a mudanças no uso da terra e práticas de manejo inadequadas. Solos tropicais, como os da Amazônia, possuem alta capacidade de armazenar carbono. No entanto, quando a conversão de florestas para áreas agrícolas ou pastagens ocorre sem critérios técnicos adequados, há maior risco de degradação e perda de matéria orgânica. Por outro lado, estudos indicam que pastagens bem manejadas podem manter estoques de carbono comparáveis aos de florestas nativas, demonstrando que o manejo sustentável é decisivo para preservar essa função ecológica dos solos (Midwood et al., 2021; Nagano et al., 2023; Azevedo et al., 2024).

4.2. Fatores que influenciam os estoques de carbono e nitrogênio

A estabilidade e a dinâmica dos estoques de carbono e nitrogênio no solo são controladas por uma combinação de fatores físicos, químicos, biológicos, climáticos e de manejo. Esses fatores interagem entre si e exercem influência direta sobre os processos de acúmulo, decomposição, retenção e perda desses elementos no perfil do solo. A forma como esses

mecanismos se manifestam depende das características intrínsecas do ambiente edáfico e das práticas adotadas em cada uso da terra, afetando tanto a magnitude quanto a estabilidade dos estoques ao longo do tempo (Tabela 3).

Tabela 3
Principais fatores físicos, climáticos, ecológicos e de manejo que influenciam os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) no solo da região Amazônica.

Category	Factor	Effect on C and N stocks	Reference
Physical	Soil texture	Clay retains more C and N; sand increases vulnerability to erosion and mineralization	Flores et al. (2020); Quesada et al. (2020); de Oliveira et al. (2022); Liu et al. (2022)
	Topography	Flat areas accumulate organic matter; slopes are prone to erosion	Hu et al. (2021)
	Hydrology	Poor drainage promotes C accumulation; well-drained soils enhance mineralization	Ye et al. (2019)
Climatic	Tropical climate	High temperature and humidity accelerate decomposition and GHG emissions	Midwood et al. (2021); Cotrufo & Lavallee (2022); Nagano et al. (2023)
	Extreme events	Droughts and floods destabilize stocks and increase emissions	Li et al. (2024)
Ecological	Carbon forms	POC is more labile and easily degraded; MAOC is more stable but less abundant	Midwood et al. (2021); Cotrufo & Lavallee (2022); Nagano et al. (2023)
	Soil biodiversity	Enhances C and N cycling and stabilization; degraded by intensive inputs and machinery	Lal (2019)
Management	Vegetation cover	Forests enhance stock accumulation; land conversion may conserve or deplete stocks	Azevedo et al. (2024); Rego et al. (2023); Zeferino et al. (2023)
	Land use practices	Sustainable management conserves stocks; poor practices increase erosion and nutrient loss	Kooch et al. (2021); Lal (2019)

Notes: C - carbon; N - nitrogen; GHG – greenhouse gases; POC - particulate organic carbon; MAOC - mineral associated organic carbon.

Entre os fatores físicos, a textura do solo desempenha um papel central. Na Amazônia, tanto solos argilosos quanto arenosos estão amplamente distribuídos, influenciando de formas distintas a retenção de carbono e nitrogênio. Solos argilosos, mais comuns em áreas centrais e orientais da bacia amazônica, possuem maior capacidade de retenção de carbono devido à elevada superfície específica das partículas de argila, que favorecem a formação de agregados

estáveis e reduzem a decomposição da matéria orgânica (Flores et al., 2020; Quesada et al., 2020).

Em contraste, solos arenosos, predominantes em zonas de transição e na Amazônia oriental, apresentam menor estabilidade e capacidade de retenção de carbono e nitrogênio. Isso se deve à menor superfície específica e à dificuldade em formar agregados estáveis, o que os torna mais suscetíveis à erosão e à mineralização rápida da matéria orgânica (de Oliveira et al., 2022; Liu et al., 2022). Essas características resultam em maior vulnerabilidade a perdas de carbono e nitrogênio, especialmente em sistemas agrícolas mal manejados (Okebalama et al., 2021).

As condições climáticas, como temperatura e umidade, também exercem influência significativa. O clima quente e úmido típico da Amazônia acelera a decomposição da MOS, intensificando a liberação de CO₂ e óxido nitroso (N₂O). Além disso, esses fatores favorecem a mineralização do carbono orgânico particulado (COP), que é mais suscetível à degradação. Em contraste, o carbono orgânico associado a minerais (COAM) é mais estável, desempenhando um papel crítico no armazenamento de carbono a longo prazo (Midwood et al., 2021; Nagano et al., 2023), porém ele se apresenta em uma menor proporção que o COP nos solos da Amazônia (Cotrufo & Lavelle, 2022).

A cobertura vegetal exerce papel fundamental nos estoques. Florestas nativas têm maior capacidade de acúmulo de carbono e nitrogênio, devido ao constante aporte de resíduos orgânicos e à estabilidade dos ciclos biogeoquímicos. A conversão para usos agropecuários pode impactar esses estoques de forma variável, dependendo das práticas adotadas. Sistemas agrícolas e pastagens manejados de forma sustentável têm demonstrado potencial para conservar ou recuperar parte desses estoques (Azevedo et al., 2024; Rego et al., 2023; Zeferino et al., 2023). Por outro lado, a remoção da vegetação em áreas degradadas favorece a erosão e a perda de nutrientes (Kooch et al., 2021).

A topografia também influencia esse processo, uma vez que áreas planas tendem a acumular mais matéria orgânica, enquanto encostas são mais propensas à perda de solo (Hu et al., 2021). A hidrologia local regula a decomposição da MOS e as emissões de gases do solo. Solos mal drenados tendem a acumular carbono, enquanto solos bem drenados favorecem sua mineralização (Ye et al., 2019). Eventos climáticos extremos, como secas e inundações, também podem intensificar as emissões de GEE e reduzir a estabilidade dos estoques (Li et al., 2024).

Por fim, a biodiversidade do solo, incluindo macro e microfauna, é determinante na funcionalidade biogeoquímica e no sequestro de carbono. Organismos do solo participam

ativamente da decomposição da matéria orgânica e da estabilização do carbono, enquanto práticas de manejo inadequadas, como uso excessivo de maquinário e fertilizantes químicos, podem degradar essa biodiversidade e comprometer os estoques a longo prazo (Lal, 2019).

4.3. Impactos do uso da terra nos estoques de carbono e nitrogênio

As mudanças no uso da terra afetam diretamente os estoques de carbono e nitrogênio, dependendo do tipo de manejo e das práticas adotadas. Em condições inadequadas, essas alterações contribuem para a perda de MOS e aumento das emissões de gases de efeito estufa (Ahirwal et al., 2021). Os estoques também variam conforme a profundidade analisada, sendo comumente estudados nas camadas de 0–30 cm e 0–100 cm, que fornecem diferentes perspectivas sobre o sequestro de carbono e a capacidade de retenção de nutrientes (IPCC, 2019; Azevedo et al., 2024).

Na Amazônia, Azevedo et al. (2024) reportaram estoques de carbono de 77,1 Mg C ha⁻¹ em florestas nativas e 67,6 Mg C ha⁻¹ em pastagens bem manejadas, sem diferença estatística significativa, demonstrando que o manejo adequado pode preservar os estoques de carbono, inclusive em áreas convertidas. Já os sistemas agrícolas com solo descoberto, como o cultivo intensivo de pimenta, apresentaram estoques significativamente menores (36,4 Mg C ha⁻¹), refletindo os efeitos da remoção da cobertura vegetal, do revolvimento do solo e do uso intensivo de insumos sobre a decomposição da matéria orgânica (Hu et al., 2021; Leul et al., 2023).

No Cerrado, a conversão de áreas nativas para pastagens extensivas foi associada a uma redução de 37,3% no estoque de carbono na camada de 0–30 cm, enquanto a conversão para sistemas agrícolas sem irrigação resultou em perdas de 30,3%. Por outro lado, sistemas agrícolas irrigados, quando bem manejados, promoveram um aumento de até 34% nos estoques de carbono, evidenciando que o tipo de uso e, principalmente, as práticas de manejo adotadas, podem mitigar ou intensificar os impactos da conversão do uso da terra (Dionizio et al., 2020).

Sistemas agrossilvipastoris e agroflorestais destacam-se como alternativas viáveis para restaurar estoques de carbono e nitrogênio em áreas degradadas. Lustosa Filho et al. (2024) observaram que sistemas silvipastoris na Amazônia apresentaram maiores estoques de carbono e nitrogênio em solos arenosos (0–100 cm) em comparação com pastagens convencionais, enquanto o sombreamento de 25% em sistemas silvipastoris proporcionou um sequestro adicional de 1,67 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Além disso, sistemas agrossilvipastoris no Cerrado recuperaram os estoques de carbono ao longo de 20 anos, destacando-se como alternativas mais sustentáveis frente às pastagens extensivas (Freitas et al., 2020).

Santos et al. (2019) relataram que o manejo de pastagens com cultivares de *Urochloa brizantha* (Arapoti e Xaraés) na Mata Atlântica promoveu um aumento significativo nos estoques de carbono e nitrogênio em profundidades de até 100 cm. No estudo, os estoques totais de carbono em 100 cm foram de 97,3 Mg C ha⁻¹ para a vegetação nativa, 116,2 Mg C ha⁻¹ para a cultivar Arapoti, e 119,4 Mg C ha⁻¹ para a cultivar Xaraés. Em profundidades de 0–30 cm, os estoques foram de 49,3 Mg C ha⁻¹ na vegetação nativa, 61,2 Mg C ha⁻¹ na Arapoti e 66,6 Mg C ha⁻¹ na Xaraés. Esses resultados indicam que pastagens bem manejadas podem aumentar os estoques de carbono no solo, compensando parcialmente as perdas associadas ao desmatamento.

Além disso, práticas de intensificação sustentável, como o uso de consórcios agrícolas, têm se mostrado especialmente promissoras em biomas mais frágeis, como a Caatinga. Tonucci et al. (2023) demonstraram que sistemas agropastoris, compostos por combinações de espécies forrageiras e cultivos adaptados ao clima semiárido, foram capazes de manter estoques de carbono no solo praticamente equivalentes aos de áreas nativas, tanto na camada de 0–30 cm quanto na de 0–100 cm. Esses resultados reforçam o papel das práticas integradas como estratégias viáveis para conservação do solo, redução da emissão de GEE e promoção da resiliência ecológica em regiões vulneráveis à desertificação.

Resultados semelhantes foram observados na Amazônia por Monteiro et al. (2024), que destacaram o potencial dos sistemas integrados de lavoura-pecuária-floresta (ILPF) para aumentar os estoques de carbono e nitrogênio no solo, promovendo uma produção mais sustentável de grãos e forragens e compensando as emissões de GEE. O estudo evidenciou que, ao longo de quatro anos, os sistemas integrados incorporaram mais de 270 kg N ha⁻¹ e produziram três vezes mais proteína comestível para humanos em comparação com os sistemas convencionais.

Os dados apresentados na Tabela 4 ilustram a variação dos estoques de carbono e nitrogênio em diferentes sistemas de uso da terra e profundidades. De modo geral, florestas nativas tendem a apresentar os maiores estoques, especialmente em biomas como o Cerrado e a Amazônia. No entanto, em algumas regiões, pastagens bem manejadas superaram os valores observados em áreas nativas. Práticas de manejo sustentável, como sistemas agrossilvipastoris, têm demonstrado elevado potencial para recuperar estoques em áreas degradadas. Por outro lado, usos convencionais da terra e a ausência de manejo adequado estão frequentemente associados às maiores perdas, sobretudo na camada superficial do solo.

Tabela 4

Estoques de carbono e nitrogênio em Mg ha⁻¹ na profundidade de 0-30 e 0-100 cm em diferentes usos da terra no Brasil

Land use	Description	Soil	SCS (0-30 cm)	SNS (0-30 cm)	SCS (0-100 cm)	SNS (0-100 cm)	Reference
Amazon							
Native Forest	Selective logging, no suppression, 25 years	Oxisol	77.1	6.3	137.5	13.8	Azevedo et al. (2024)
Native Forest	Adjacent area to silvopastoral systems used as a reference	Entisol	18.0	-	45.0	-	Lustosa Filho et al. (2024)
Agriculture	<i>Black pepper (Piper nigrum)</i> fields established after pasture (2010 – 2014)	Oxisol	36.4	3.0	63.9	6.0	Azevedo et al. (2024)
Nominal Pasture ¹	<i>U. brizantha</i> cv. Marandu, established between 1988 – 2007 with burning and cassava cultivation	Oxisol	67.6	5.7	144.8	13.3	Azevedo et al. (2024)
Nominal Pasture ¹	<i>M. maximus</i> cv. Mombaça + weeds, established in 2013	Entisol	23.0	-	59.0	-	Lustosa Filho et al. (2024)
Intensive Pasture	<i>M. maximus</i> , established in 2006, high productivity	Entisol	17.0	-	44.0	-	Lustosa Filho et al. (2024)
Silvopastoral System	<i>M. maximus</i> + tree species with 25%, 50%, or 75% shading	Entisol	27.3	-	52.0	-	Lustosa Filho et al. (2024)
Caatinga							
Native Forest	Area of native vegetation with no deforestation since the 1980s.	Inceptisol	54.3	3.1	76.4	6.3	Tonucci et al. (2023)
Agroforestry System	Native vegetation + sorghum/millet + pigeon pea + <i>M. maximus</i> cv. Massai, established after native vegetation removal in 2016 – 2017.	Inceptisol	23.8	1.0	66.4	2.7	Tonucci et al. (2023)
Agropastoral System	Established after native vegetation removal in 2016 – 2017	Inceptisol	51.9	3.9	75.4	7.9	Tonucci et al. (2023)
Cerrado							
Native Forest	Intact area, no anthropogenic intervention	Oxisol/ Entisol	51.0	-	82.5	-	Dionizio et al. (2020)
Native Forest	"Cerradão" vegetation, no anthropogenic intervention	Oxisol	109.2	7.9	-	-	Freitas et al. (2020)
Agriculture	Annual crops established after native vegetation or pastures; rainfed	Oxisol/ Entisol	32.2	-	57.4	-	Dionizio et al. (2020)
Agriculture	Annual crops established after native vegetation or pastures; irrigated	Oxisol/ Entisol	45.5	-	78.1	-	Dionizio et al. (2020)

Tabela 4

Estoques de carbono e nitrogênio em Mg ha^{-1} na profundidade de 0-30 e 0-100 cm em diferentes usos da terra no Brasil

Land use	Description	Soil	SCS (0-30 cm)	SNS (0-30 cm)	SCS (0-100 cm)	SNS (0-100 cm)	Reference
Intensive Pasture	<i>U. brizantha</i> introduced in 2014, after conversion of degraded areas	Oxisol	65.5	4.4	-	-	Freitas et al. (2020)
Degraded Pasture	<i>U. brizantha</i> established after native vegetation removal in 1994	Oxisol	58.1	4.0	-	-	Freitas et al. (2020)
ILPF System	Maize, eucalyptus, and <i>U. brizantha</i> introduced in 2014, after conversion of degraded areas	Oxisol	70.1	4.5	-	-	Freitas et al. (2020)
Atlantic Forest							
Native Forest	Intact area, no human intervention	Argissolo	49.3	4.0	97.3	7.8	Santos et al. (2019)
Intensive Pasture	<i>U. brizantha</i> cv Arapoti, established after deforestation in 2000	Argissolo	61.2	5.4	116.2	9.8	Santos et al. (2019)
Intensive Pasture	<i>U. brizantha</i> cv Xaraés, established after deforestation in 2000	Argissolo	66.6	4.6	119.4	8.7	Santos et al. (2019)

Notes: SCS – Soil Carbon Stock; SNS – Soil Nitrogen Stock. ¹Nominal pasture: sustainably managed area, without degradation, but without significant improvements in management (IPCC, 2006; de Oliveira et al., 2022).

5. Emissões de gases de efeito estufa

Os GEE são componentes atmosféricos que absorvem e emitem radiação dentro do espectro infravermelho, criando um fenômeno natural chamado efeito estufa, essencial para a manutenção da vida na Terra (Lian et al., 2019). Contudo, atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis, o desmatamento e práticas agrícolas intensivas, têm elevado significativamente a concentração desses gases, intensificando o aquecimento global e contribuindo para mudanças climáticas (Lobus et al., 2023).

Os principais GEE incluem CO_2 , CH_4 , N_2O , gases fluorados e vapor de água (Pacheco et al., 2019). O CO_2 é responsável por 64% do aumento do calor retido na atmosfera (Figura 4), sendo o principal contribuinte para o aquecimento global (WMO, 2023). Para facilitar a comparação entre diferentes GEE, utiliza-se o conceito de equivalente de dióxido de carbono ($\text{CO}_{2\text{eq}}$), que expressa as emissões de outros gases em termos de seu potencial de aquecimento global (PAG) em relação ao CO_2 (IPCC, 2019).

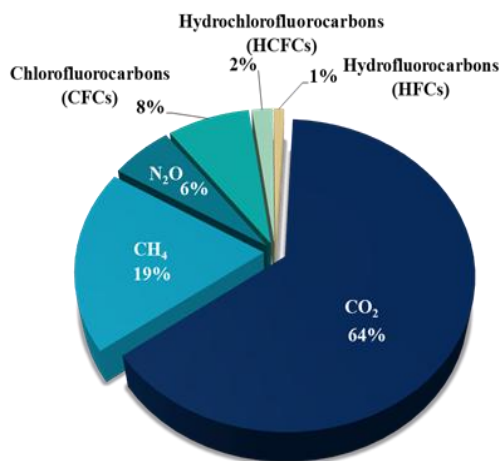


Figura 4. Emissões dos principais gases de efeito estufa desde a era pré-industrial até 2022 (Adaptado do Boletim de GEE, OMM, 2023).

Apesar de sua maior concentração na atmosfera, o CO₂ apresenta um PAG inferior ao do CH₄ e do N₂O, que são 27 e 273 vezes mais potentes, respectivamente, ao longo de 100 anos (IPCC, 2019). No entanto, o CO₂ possui uma vida útil muito maior na atmosfera, podendo permanecer por décadas a séculos, enquanto o CH₄ e o N₂O têm tempos de permanência aproximados de 12 e 114 anos, respectivamente. Esse aumento na concentração de GEE está diretamente relacionado ao aumento da temperatura global, alterações nos padrões climáticos, elevação do nível do mar e maior frequência de eventos extremos (Hanna & Hall, 2020).

Diante desse cenário, a análise detalhada das emissões de GEE por setor é fundamental para identificar os principais contribuintes e desenvolver estratégias específicas de mitigação. O setor de energia, responsável por cerca de um terço das emissões globais de GEE, destaca-se pela queima de combustíveis fósseis na geração de eletricidade e transporte (Lamb et al., 2021). O setor industrial, por sua vez, contribui com aproximadamente 30% das emissões globais, com destaque para processos intensivos em energia nas indústrias metalúrgica e petroquímica (Chien & Krumins, 2023). Já na agropecuária, as emissões são majoritariamente oriundas da fermentação entérica, manejo de esterco, uso de fertilizantes e cultivo de arroz (Chiriaco et al., 2021).

No Brasil, as emissões de GEE concentram-se predominantemente no setor de mudança no uso da terra e florestas, que responde por 1,12 bilhões de toneladas de CO_{2eq} (Figura 5a). Esse montante é impulsionado principalmente pelo desmatamento na Amazônia e no Cerrado (SEEG). A agropecuária também desempenha um papel significativo, com 606,26 milhões de toneladas de CO_{2eq}, sendo 63% provenientes da fermentação entérica e 30% do manejo de solos (Figura 5b). Outros setores relevantes incluem energia (18%), resíduos sólidos (4%) e processos industriais (3%) (SEEG, 2022).

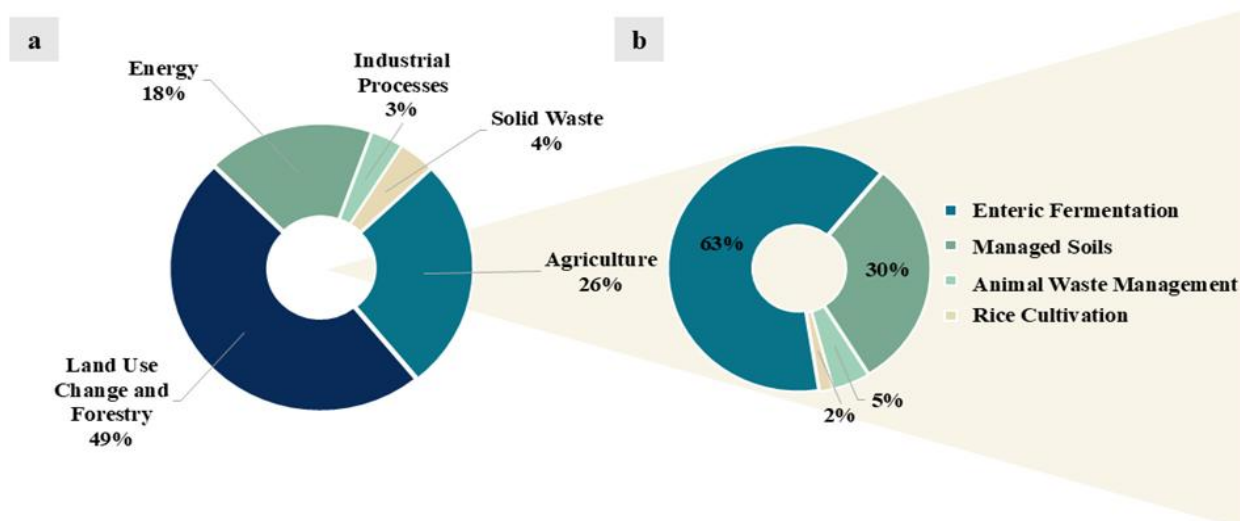


Figura 5. Distribuição das emissões de GEE por setor (a) e detalhamento das emissões no setor Agropecuário (b), no Brasil em 2022. Adaptado do SEEG, 2022

5.1. Dinâmica de emissão de GEE e fatores influenciadores

5.1.1. Emissões de CO₂ do solo

A emissão de CO₂ do solo é um componente essencial do ciclo do carbono, ocorrendo principalmente pela decomposição da matéria orgânica e pela respiração das raízes (Abreu et al., 2024). Durante a fotossíntese, as plantas capturam CO₂ da atmosfera e produzem matéria orgânica, que, ao ser decomposta, libera CO₂ de volta à atmosfera, completando o ciclo. Esse processo é influenciado por fatores biológicos, físicos e químicos, além das práticas de manejo do solo (Jones et al., 2019; Soares & Rousk, 2019; Lal et al., 2021).

Entre os fatores biológicos, a atividade microbiana e a respiração radicular são fundamentais na liberação de CO₂. Esses processos podem ser intensificados por práticas agrícolas que aumentam a disponibilidade de nutrientes, como a aplicação de fertilizantes, ou alteram a estrutura do solo, como a mecanização (Segnini et al., 2019; Chen et al., 2021). No entanto, práticas conservacionistas, como o plantio direto, por não ter revolvimento do solo e exposição da matéria orgânica ao oxigênio, proporcionar uma maior proporção de micrósporos, têm o potencial de estabilizar os estoques de carbono e reduzir emissões.

Os fatores físicos do solo, como textura, estrutura e umidade, influenciam diretamente as emissões de CO₂. Solos argilosos, por exemplo, retêm mais umidade, o que pode aumentar a atividade microbiana (Miller et al., 2020). Mudanças no uso da terra e floresta, transformam sumidouros de carbono em fontes de emissões, com estimativas globais de $1,36 \pm 0,42$ Pg C ano⁻¹ entre 2009 e 2018 (Gasser et al., 2020). No Brasil, essas conversões reduziram os estoques de carbono do solo e aumentaram as emissões, enquanto sistemas agroflorestais (Rosa & Neto,

2019) e/ou pastagens recuperadas ou bem manejadas têm mostrado maior eficiência na retenção de carbono (de Oliveira et al., 2022; Azevedo et al., 2024).

Fatores químicos, como o pH do solo, a disponibilidade de nutrientes e a presença de metais pesados, afetam diretamente as emissões de CO₂. Solos com pH neutro ou ligeiramente ácido apresentam maior atividade microbiana, enquanto solos muito ácidos ou alcalinos inibem a decomposição da matéria orgânica (Bramble et al., 2019; Shaaban et al., 2019). Embora a aplicação de fertilizantes possa estimular a atividade microbiana, ela também pode intensificar a liberação de CO₂ devido ao aumento da decomposição da matéria orgânica.

Práticas de manejo sustentável têm mostrado grande potencial na redução das emissões de CO₂ e no aumento da capacidade de sequestro de carbono no solo. O plantio direto, por exemplo, melhora a estrutura do solo e promove um ambiente mais estável, reduzindo as emissões a longo prazo. Estudos indicam que sistemas de plantio direto de longo prazo apresentam maior retenção de carbono e resiliência do solo, especialmente em função de melhorias na umidade e na porosidade do solo (Santos et al., 2019).

Além disso, pastagens bem manejadas, com práticas como rotação de pastagem, adubação equilibrada e controle da carga animal, podem aumentar significativamente os estoques de carbono no solo. Comparadas às pastagens degradadas, essas práticas ajudam a estabilizar o carbono no solo, reduzindo as emissões de CO₂ e promovendo maior sustentabilidade na produção agrícola (Segnini et al., 2019). Tais estratégias não apenas mitigam os impactos ambientais, mas também melhoram a fertilidade do solo e a eficiência produtiva.

5.1.2. Emissões de CH₄

A produção de CH₄ no solo ocorre predominantemente por metanogênese, um processo anaeróbico realizado por Arqueas metanogênicas. Este processo desempenha um papel essencial no ciclo do carbono, ocorrendo tanto naturalmente quanto por influência de atividades humanas. A metanogênese pode ser dividida em duas etapas principais: a metanogênese acetoclástica, em que o acetato (CH₃COOH) é convertido em CH₄ e CO₂, e a metanogênese hidrogenotrófica, em que o CO₂ é reduzido a CH₄ utilizando hidrogênio (H₂) como doador de elétrons (Dean et al., 2018; Conrad, 2020; Alves et al., 2022).

Além da produção de CH₄, este gás pode ser oxidado de volta a CO₂ por meio da ação de microrganismos metanotróficos, em condições aeróbicas, ou por bactérias oxidantes de amônia. Esses processos, conhecidos como metanotrofia, são cruciais para o equilíbrio do CH₄ no solo, funcionando como um contrapeso à sua produção (Zhang et al., 2019; Dizon et al.,

2023). Assim, a troca de CH_4 em solos depende do equilíbrio dinâmico entre a sua produção (metanogênese) e a sua oxidação (metanotrofia), controlado por fatores como condições aeróbicas ou anaeróbicas, disponibilidade de substratos e a atividade de comunidades microbianas especializadas.

Sistemas agrícolas como o cultivo de arroz alagado são grandes emissores de CH_4 devido às condições anaeróbicas criadas pela inundação (Gu et al., 2022). Práticas de manejo, como a drenagem intermediária, podem reduzir essas emissões ao criar condições de aeração temporária, diminuindo a atividade metanogênica no solo (Yan et al., 2019). Além disso, a conversão de florestas em pastagens tende a aumentar essas emissões, enquanto práticas de manejo, como a redução da matéria orgânica disponível, podem mitigá-las (Lage Filho et al., 2023).

Lage Filho et al. (2023) avaliando os impactos do uso da terra, temperatura e aplicação de nitrogênio nas emissões de CH_4 na Amazônia Oriental, descobriram que as maiores emissões ocorrem em solos de pastagens, atingindo valores de $470 \text{ ng de } \text{CH}_4 \text{ g}^{-1}$ de solo seco, por apresentam maior atividade microbiana metanogênica devido às condições favoráveis, como maior disponibilidade de matéria orgânica e condições de umidade (Lage Filho et al., 2023). Além disso, descobriram que o aquecimento do solo acima de 30°C pode reduzir as emissões de CH_4 , enquanto a adição de nitrogênio pode tanto aumentar quanto diminuir essas emissões, dependendo da dose e do tipo de solo analisado (Lage Filho et al., 2023).

Apesar dessas observações, evidências recentes indicam que pastagens também podem atuar como sumidouros de CH_4 , dependendo do manejo. Alves et al. (2022) mostraram que pastagens abrigam comunidades metanogênicas mais complexas e responsivas, com maior emissão precoce de CH_4 em condições favoráveis. Além disso, Souza et al. (2021) demonstraram que a manutenção da cobertura vegetal por gramíneas em pastagens reduziu significativamente a abundância de arqueias metanogênicas e aumentou a absorção de CH_4 em até 35%. Esses achados ressaltam o papel crucial do manejo no comportamento das pastagens como fonte ou sumidouro de metano.

Outro estudo examinou como as fontes e doses de fertilizantes nitrogenados influenciam os fluxos de CH_4 , CO_2 e N_2O em pastagens de estação quente. Os resultados demonstraram que, embora a fertilização com nitrogênio tenha aumentado significativamente as emissões acumuladas de N_2O e CO_2 , não houve um impacto significativo nas emissões de CH_4 . Isso

sugere que a emissão do CH_4 relacionada com a estrutura do solo e sua capacidade de reter água (Corrêa et al., 2021).

2.2.1. Emissões de N_2O

A produção de N_2O no solo está relacionada aos processos de nitrificação e desnitrificação (Figura 6). Na nitrificação, microrganismos convertem amônia (NH_3) em nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, em nitrato (NO_3^-), com a liberação de N_2O como subproduto (Figura 6a). Já na desnitrificação, que ocorre em condições anaeróbicas, o nitrato é sequencialmente reduzido até nitrogênio molecular, com N_2O como intermediário (Figura 6b) (Prosser et al., 2019; Wang et al., 2021).

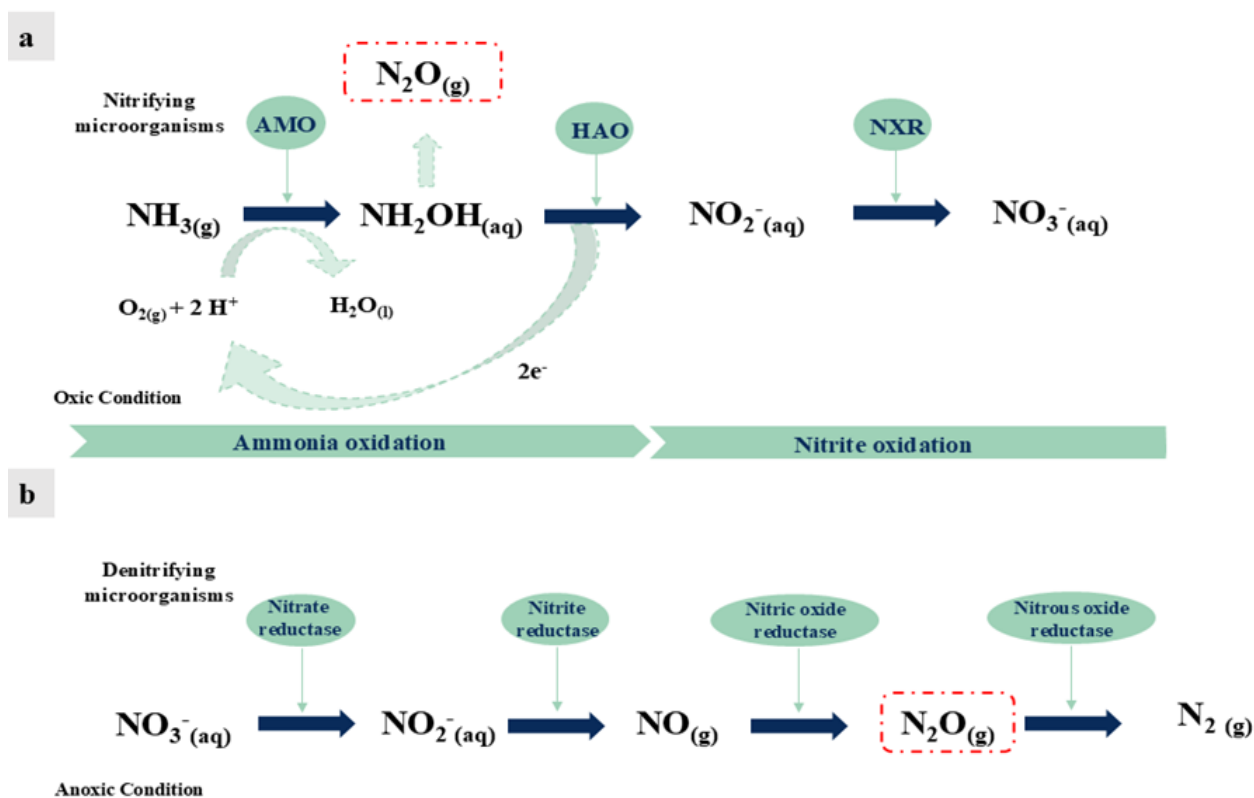


Figura 6. Esquema simplificado dos processos de nitrificação (a) e desnitrificação (b) relacionados à produção de óxido nitroso (N_2O). AMO – Amônia mono-oxigenase; HAO – Hidroxilamina oxidorreductase; NXR – Nitrito oxidorreductase. Adaptado de Prosser et al. (2019), Wang et al. (2021) e Zheng et al. (2021)

O uso de fertilizantes minerais e orgânicos aumenta a disponibilidade de nitrogênio no solo, promovendo a formação de N_2O através dos processos de nitrificação e desnitrificação (Kudeyarov, 2020). Em solos compactados ou mal drenados, as emissões são ainda maiores devido às condições intermediárias de oxigenação, que favorecem a redução incompleta do nitrato (Prosser et al., 2019; Conrad, 2020). Além disso, a presença de carbono orgânico disponível aumenta a atividade desnitrificante, contribuindo para taxas mais elevadas de emissão de N_2O (Liu et al., 2022).

O aumento na quantidade de fertilizantes nitrogenados utilizado durante as mudanças de uso da terra influencia as emissões de N_2O . Lage Filho et al. (2022) descobriram que as emissões de N_2O eram maiores em solos agrícolas em comparação com áreas de floresta e pastagem, e que o aumento da temperatura do solo elevava ainda mais essas emissões. A contribuição da desnitrificação para a produção de N_2O aumenta com a temperatura em alguns tipos de solo, enquanto a nitrificação autotrófica também é influenciada pela temperatura (Zhang et al., 2021).

Estudos realizados na Amazônia brasileira confirmam a influência da adubação nitrogenada nas emissões de N_2O em pastagens tropicais. Nascimento et al. (2021) observaram que pastagens de *Urochloa brizantha* submetidas a adubações com 40 e 80 kg N ha⁻¹, na forma de ureia ou sulfato de amônio, apresentaram picos de emissão de N_2O entre 4 e 7 dias após a aplicação. Os fluxos foram mais altos nos tratamentos com 80 kg N ha⁻¹, enquanto os menores ocorreram no controle e na inoculação com *Azospirillum brasilense*. Em todos os tratamentos com fertilizantes, os fatores de emissão foram inferiores a 0,35%, abaixo do valor de referência de 1% do IPCC. Esses dados reforçam a importância da escolha adequada da dose e da fonte de nitrogênio no manejo sustentável de sistemas tropicais.

As práticas de manejo, como a rotação de culturas e o preparo do solo (convencional ou plantio direto), influenciam diretamente a dinâmica do nitrogênio no solo e, consequentemente, as emissões de N_2O (Machado et al., 2021). Condições climáticas como temperatura e umidade do solo também influenciam fortemente as emissões de N_2O . Em ambientes quentes e com alta umidade, a atividade microbiana tende a aumentar, elevando os fluxos (Corrêa et al., 2021). Embora essas condições possam ocorrer em solos sob plantio direto, a ausência de revolvimento, a manutenção da estrutura dos agregados e a menor oxigenação do solo ajudam a compensar o efeito do aumento da umidade, reduzindo as emissões. Compreender a interação entre esses fatores é essencial para o desenvolvimento de práticas agrícolas sustentáveis, capazes de mitigar as emissões de N_2O e reduzir os impactos das atividades agrícolas nas mudanças climáticas.

6. Soluções sustentáveis e desafios futuros

Diante dos impactos das mudanças climáticas, foram criadas instituições e iniciativas para aproximar a ciência das políticas públicas. O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), fundado em 1988, tem como missão fornecer avaliações científicas sobre os riscos climáticos e orientar estratégias de mitigação e adaptação (Kohler & Rockman, 2020). Na COP21, realizada em Paris em 2015, 195 países comprometeram-se a limitar o aquecimento

global a menos de 2 °C, com esforços para restringi-lo a 1,5 °C (Allan et al., 2023). Esses acordos internacionais influenciam diretamente as políticas brasileiras voltadas ao uso sustentável da terra e à mitigação das mudanças climáticas.

No Brasil, o Fundo Amazônia, criado em 2008, apoia projetos de prevenção, monitoramento e combate ao desmatamento, promovendo a conservação e o uso sustentável das florestas na Amazônia Legal (Correa et al., 2020). Outro exemplo relevante é o Plano de Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC), lançado em 2010, que incentiva práticas agrícolas de baixo carbono, como recuperação de pastagens, ILPF, plantio direto, fixação biológica de nitrogênio, florestas plantadas e manejo de dejetos animais (Quintão et al., 2021; Piao et al., 2021).

As mudanças no uso da terra afetam diretamente o clima regional, alterando a distribuição das chuvas e elevando temperaturas superficiais. O desmatamento reduz a evapotranspiração, pode aumentar a temperatura em até 3 °C e modificar as correntes atmosféricas de superfície (Hong et al., 2022; Rodrigues et al., 2022). Na Amazônia, atividades como a exploração madeireira e a subsequente conversão de áreas naturais para usos agropecuários têm comprometido os estoques de carbono e nitrogênio, a biodiversidade e a funcionalidade ecológica (Azevedo et al., 2024). Para enfrentar esses desafios, são necessárias estratégias integradas que conciliem conservação, desenvolvimento econômico e inclusão social (Domingues et al., 2020; Wang et al., 2023).

Práticas como a intensificação sustentável de pastagens, ILPF e sistemas agroflorestais destacam-se como soluções eficazes para aumentar o sequestro de carbono e reduzir as emissões. A intensificação inclui estratégias como adubação, correção da acidez do solo, controle da carga animal e manejo adequado da vegetação. O cultivo de espécies perenes, como o dendê, também contribui para a recuperação de áreas degradadas, estabilização dos ciclos biogeoquímicos e maior retenção de carbono no solo (Wang et al., 2021; Rakesh et al., 2020).

Essas abordagens combinam benefícios ambientais com ganhos econômicos para as comunidades locais, representando pilares importantes na transição para práticas produtivas sustentáveis (Condé et al., 2020). A seguir, a Tabela 5 apresenta uma síntese das soluções sustentáveis e dos principais desafios para sua adoção, conforme discutido ao longo desta seção.

Tabela 5

Soluções sustentáveis e principais desafios para sua implementação na Amazônia.

Type of solution	Strategy or action	Main implementation challenges	Reference
Sustainable land use	ICLF, agroforestry systems, restoration of degraded pastures	Lack of technical assistance, limited credit access, weak public policies	Condé et al. (2020); Domingues et al. (2020); Wang et al. (2021)
Perennial crops	Açaí and oil palm in degraded areas for carbon sequestration and ecological restoration	Risk of monocultures, inappropriate land use, lack of integrated planning	Rakesh et al. (2020); Malhi et al. (2020); Gelaye & Getahun (2024)
Management technologies	No-tillage, BNF, animal waste management	Low adoption among smallholders; lack of government incentives	Piao et al. (2021); Quintão et al. (2021)
Reforestation and restoration	Reforestation with native species, restoration of ecological functions	Long return periods, high costs, absence of long-term policies	Flores et al. (2020); Deng et al. (2020)
Governance and social inclusion	Involvement of local communities and traditional peoples in sustainable management	Lack of legal recognition, exclusion of traditional knowledge from public policy	Domingues et al. (2020); Wang et al. (2023)
Environmental monitoring	Remote sensing, satellite imagery, artificial intelligence	Technological limitations, restricted data access, need for local technical capacity	Gatti et al. (2021)
Controlled agricultural expansion	Incentives for sustainable management of pastures, oil palm, and soy	Productivity pressure, improper land conversion, worsening environmental impacts	Amaral et al. (2019); Brito et al. (2021)
Forest degradation prevention	Measures against fires, illegal logging, and extreme droughts	Large extent of degraded areas; challenges in enforcement and mitigation	Lapola et al. (2023)

Notes: ICLF - integrated crop-livestock-forestry systems; BNF - biological nitrogen fixation.

Culturas perenes desempenham um papel estratégico nesse contexto. O açaí, por exemplo, contribui para a conservação da biodiversidade em áreas ribeirinhas e oferece alternativas econômicas sustentáveis. Já o dendê, tem sido avaliada possibilidade cultivo integrado com outra cultura, aumentando assim, a capacidade de sequestro de carbono. Podendo ele ser cultivado em áreas anteriormente degradadas, promovendo a restauração de terras, melhorando a fertilidade do solo e aumentando o armazenamento de matéria orgânica (Rakesh et al., 2020; Gelaye e Getahun, 2024). Esses exemplos evidenciam como práticas de manejo sustentável podem alinhar objetivos ambientais e econômicos (Malhi et al., 2020; Weiskopf et al., 2020).

Apesar dos avanços, a adoção dessas práticas em larga escala ainda enfrenta obstáculos. Pequenos produtores lidam com restrições econômicas, como acesso limitado a crédito e ausência de incentivos específicos. A expansão agropecuária desordenada, impulsionada por culturas como soja e pecuária, continua pressionando os recursos naturais. Embora pastagens,

dendê e soja tenham potencial de manejo sustentável, a aplicação inadequada pode agravar os impactos ambientais (Amaral et al., 2019; Brito et al., 2021). A degradação florestal também representa um desafio, com cerca de 38% das áreas remanescentes da Amazônia afetadas por incêndios, extração de madeira e secas extremas, resultando em emissões de carbono semelhantes às do desmatamento direto (Lapola et al., 2023).

A governança ambiental é essencial para superar esses desafios. Comunidades locais e povos tradicionais desempenham um papel central na preservação dos ecossistemas amazônicos, oferecendo conhecimentos práticos sobre manejo sustentável que fortalecem a conservação e a gestão territorial. Integrar esses atores em políticas públicas é indispensável para alinhar a preservação ambiental com a inclusão social (Domingues et al., 2020; Wang et al., 2023). Além disso, tecnologias avançadas, como sensores remotos, sistemas de monitoramento por satélite, inteligência artificial e imagens de alta resolução, são cruciais para detectar áreas críticas de desmatamento e planejar a regeneração florestal (Gatti et al., 2021).

Por fim, a recuperação de áreas degradadas por meio do reflorestamento com espécies nativas e do manejo sustentável de pastagens é indispensável para restaurar a funcionalidade ecológica e mitigar os impactos das mudanças climáticas. Investimentos em capacitação de pequenos produtores, incentivos econômicos e a integração de tecnologias inovadoras são essenciais para o sucesso dessas estratégias (Flores et al., 2020; Deng et al., 2020).

Embora avanços promissores tenham sido alcançados, a preservação da Amazônia como ativo ambiental global exige esforços contínuos e colaboração entre governos, instituições de pesquisa, comunidades locais e o setor privado. Com governança efetiva, políticas integradas e o fortalecimento de práticas sustentáveis, é possível garantir um futuro em que a conservação ambiental, a produtividade econômica e a inclusão social caminhem juntas (Domingues et al., 2020; Malhi et al., 2020).

7. Conclusão

A Amazônia brasileira enfrenta desafios críticos diante das mudanças climáticas e da degradação ambiental, destacando-se a importância de práticas sustentáveis, como o manejo de pastagens, os sistemas agroflorestais e a ILPF. Esta revisão demonstrou que florestas nativas mantêm os maiores estoques de C e N no solo, mas pastagens bem manejadas com adubação adequada e consórcios forrageiros também apresentam elevado potencial de acúmulo, sobretudo nas camadas mais profundas. Por outro lado, solos agrícolas intensivos e mal manejados tendem a apresentar maiores perdas de matéria orgânica e aumento das emissões de GEE, com destaque para fluxos elevados de N₂O em pastagens intensivas sob altas doses de

fertilizantes e temperaturas elevadas. A interação entre uso da terra, fertilização e condições microambientais tem sido apontada como fator importante na modulação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O, reforçando a importância de estratégias adaptativas para mitigar impactos ambientais. Diante disso, é essencial que os avanços científicos sobre os estoques de C e N e os fluxos de GEE subsidiem políticas públicas voltadas à intensificação sustentável e à valorização da Amazônia como ativo ambiental estratégico.

REFERÊNCIAS

- Abagandura, G. O., Mamo, M., Schacht, W. H., Shropshire, A., & Volesky, J. D. (2024). Soil carbon and nitrogen after eight years of rotational grazing in the Nebraska Sandhills meadows. *Geoderma*, 442, 116776. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116776>
- Abreu, N. L., Ribeiro, E. S. D. C., Sousa, C. E. S. D., Moraes, L. M., Oliveira, J. V. C. D., Faria, L. D. A., ... & Silva, T. C. D. (2024). Land use change and greenhouse gas emissions: An explanation about the main emission drivers. *Ciência Animal Brasileira*, 25, 77646E. <https://doi.org/10.1590/1809-6891v25e-77646E>
- Ahirwal, J., Kumari, S., Singh, A. K., Kumar, A., & Maiti, S. K. (2021). Changes in soil properties and carbon fluxes following afforestation and agriculture in tropical forest. *Ecological Indicators*, 123, 107354. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107354>
- Albert, J. S., Carnaval, A. C., Flantua, S. G., Lohmann, L. G., Ribas, C. C., Riff, D., ... & Nobre, C. A. (2023). Human impacts outpace natural processes in the Amazon. *Science*, 379(6630), eabo5003. <https://doi.org/10.1126/science.abo5003>
- Allan, J. I., Roger, C. B., Hale, T. N., Bernstein, S., Tiberghien, Y., & Balme, R. (2023). Making the Paris Agreement: Historical processes and the drivers of institutional design. *Political Studies*, 71(4), 629–647. <https://doi.org/10.1177/00323217211049294>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Alves, K. J., Pylro, V. S., Nakayama, C. R., et al. (2022). Methanogenic communities and methane emissions from enrichments of Brazilian Amazonia soils under land-use change. *Microbiological Research*, 265, 127178. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2022.127178>
- Amaral, S. S., Costa, M. A. M., Neto, T. G. S., Costa, M. P., Dias, F. F., Anselmo, E., ... & de Carvalho Jr, J. A. (2019). CO₂, CO, hydrocarbon gases and PM_{2.5} emissions on dry season by deforestation fires in the Brazilian Amazonia. *Environmental Pollution*, 249, 311–320. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.023>
- Andrade, V. M. S., Cordeiro, I. M. C. C., Schwartz, G., Rangel-Vasconcelos, L. G. T., & Oliveira, F. de A. (2017). Considerações sobre clima e aspectos edafoclimáticos da Mesorregião Nordeste Paraense. In I. M. C. C. Cordeiro, L. G. T. Rangel-Vasconcelos, G. Schwartz, & F. de A. Oliveira (Eds.), *Nordeste Paraense: Panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias* (pp. 61–100). EDUFRA. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1073621>
- Artaxo, P., Hansson, H., Machado, L., & Rizzo, L. (2022). Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. *PLOS Climate*. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000054>
- Arruda, M. E., Chaebo, G., & Thiago, F. (2023). Neoliberalismo e desmatamento na Amazônia no governo Jair Bolsonaro: *Neoliberalism and deforestation in the Amazon in the Jair Bolsonaro government*. *Professare*, 12(3), e3064–e3064. <https://doi.org/10.33362/professare.v12i3.3064>

Assis, T. O., Aguiar, A. P. D., Randow, C. v., & Nobre, C. A. (2022). Projections of future forest degradation and CO₂ emissions for the Brazilian Amazon. *Science Advances*, 8(11), eabj3309. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abj3309>

Azevedo, J. C. D., Cardoso, A. D. S., Lage Filho, N. M., Faturi, C., Silva, T. C. D., Domingues, F. N., ... & do Rêgo, A. C. (2024). Effects of agricultural expansion on soil carbon and nitrogen stocks in the Amazon deforestation arc. *Soil Systems*, 8(1), 25. <https://doi.org/10.3390/soilsystems8010025>

Baccini, A., Walker, W., Carvalho, L., et al. (2017). Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science*, 358(6360), 230–234. <https://doi.org/10.1126/science.aam5962>

Badari, C. G., Bernardini, L. E., de Almeida, D. R., Brancalion, P. H., César, R. G., Gutierrez, V., ... & Viani, R. A. (2020). Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. *Restoration Ecology*, 28(5), 1135–1144. <https://doi.org/10.1111/rec.13171>

Bramble, D., Gouveia, G., & Ramnarine, R. (2019). Organic residues and ammonium effects on CO₂ emissions and soil quality indicators in limed acid tropical soils. *Soil Systems*, 3(1), 16. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3010016>

Bogaerts, M., Cirhigiri, L., Robinson, I., Rodkin, M., Hajjar, R., C. C. Junior, Newton, P. (2017). Climate change mitigation through intensified pasture management: Estimating greenhouse gas emissions on cattle farms in the Brazilian Amazon. *Journal of Cleaner Production*, 162, 1539–1550. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.06.130>

Brito, T., Fragoso, R., Marques, P., Fernandes-Silva, A., & Aranha, J. (2021, May). LCA of Soybean Supply Chain Produced in the State of Pará, Located in the Brazilian Amazon Biome. *Biology and Life Sciences Forum*, 3(1), 11. <https://doi.org/10.3390/IECAG2021-10072>

Bueno, R. S., Marchetti, L., Coccozza, C., Marchetti, M., & Salbitano, F. (2021). Could cattle ranching and soybean cultivation be sustainable? A systematic review and a meta-analysis for the Amazon. *IFOREST*, 14, 285-298. <https://doi.org/10.3832/ifor3779-014>

Buscardo, E., Souza, R. C., Meir, P., et al. (2021). Effects of natural and experimental drought on soil fungi and biogeochemistry in an Amazon rain forest. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 55. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00124-8>

Chen, Q., Long, C., Chen, J., & Cheng, X. (2021). Differential response of soil CO₂, CH₄, and N₂O emissions to edaphic properties and microbial attributes following afforestation in central China. *Global Change Biology*, 27(21), 5657-5669. <https://doi.org/10.1111/gcb.15826>

Chien, S. C., & Krumins, J. A. (2023). Anthropogenic effects on global soil nitrogen pools. *Science of the Total Environment*, 902, 166238. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166238>

Chiriaco, M. V., & Valentini, R. (2021). A land-based approach for climate change mitigation in the livestock sector. In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (pp. EGU21-7959). <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-7959>

- Condé, T. M., Condé, J. D., & Sousa, C. W. L. (2020). Açaí fruit production and carbon stock in managed plantations in Southeast of Roraima. *Revista Agro@ambiente On-line*, 14, e5849. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v14i0.5849>
- Conrad, R. (2020). Importance of hydrogenotrophic, acetoclastic and methylotrophic methanogenesis for methane production in terrestrial, aquatic and other anoxic environments: A mini review. *Pedosphere*, 30(5), 563-576. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60052-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60052-9)
- Corrêa, D. C. da C., Cardoso, A. da S., Ferreira, M. R., Siniscalchi, D., Toniello, A. D., Lima, G. C. de, Reis, R. A., & Ruggieri, A. C. (2021). Are CH₄, CO₂, and N₂O emissions from soil affected by the sources and doses of N in warm-season pasture? *Atmosphere*, 12(6), 697. <https://doi.org/10.3390/atmos12060697>
- Correa, J., Cisneros, E., Börner, J., et al. (2020). Evaluating REDD+ at subnational level: Amazon fund impacts in Alta Floresta, Brazil. *Forest Policy and Economics*, 116, 102178. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102178>
- Cotrufo, M. F., & Lavellee, J. M. (2022). Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in Agronomy*, 172, 1–66. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2021.11.002>
- Cruz, B. G. A., & Rocha, C. G. S. (2019). Changes in practices of organic certified cocoa farmers in Southwest Paraense, Eastern Amazonia. *Research, Society and Development*, 8(6), e49861087. <https://doi.org/10.33448/rsd-v8i6.1087>
- Cui, D., Liang, S., Wang, D., & Liu, Z. (2021). A 1 km global dataset of historical (1979–2013) and future (2020–2100) Köppen–Geiger climate classification and bioclimatic variables. *Earth System Science Data*, 13(11), 5087–5114. <https://doi.org/10.5194/essd-13-5087-2021>
- Cunha, M. A., & Costa, S. M. F. (2020). Mapeamento da palmeira de açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) na floresta Amazônica utilizando imagem de satélite de alta resolução espacial. *Revista Espinhaço*, 9(2), 40–49. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4432830>
- Dai, Z., Yu, M., Chen, H., et al. (2020). Elevated temperature shifts soil N cycling from microbial immobilization to enhanced mineralization, nitrification and denitrification across global terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 26(9), 5267–5276. <https://doi.org/10.1111/gcb.15211>
- Danielson, R. E., & Rodrigues, J. L. M. (2022). Impacts of land-use change on soil microbial communities and their function in the Amazon Rainforest. *Advances in Agronomy*, 175, 179–258. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.04.001>
- Dean, J. F., Middelburg, J. J., Röckmann, T., et al. (2018). Methane feedbacks to the global climate system in a warmer world. *Reviews of Geophysics*, 56(1), 207–250. <https://doi.org/10.1002/2017RG000559>
- Deng, X., Ma, W., Ren, Z., et al. (2020). Spatial and temporal trends of soil total nitrogen and C/N ratio for croplands of East China. *Geoderma*, 361, 114035. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114035>

- De Oliveira, D. C., Maia, S. F., Freitas, R. C. A., et al. (2022). Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. *Regional Environmental Change*, 22(87). <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>
- Dionizio, E. A., Pimenta, F. M., Lima, L. B., & Costa, M. H. (2020). Carbon stocks and dynamics of different land uses on the Cerrado agricultural frontier. *PLOS ONE*, 15(11), e0241637. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0241637>
- Dizon, L. S. H., Bertrand, R. S., Holmes, W. E., et al. (2023). Analysis of methanotroph populations from various sources for production of high-value products. *Engineering Proceedings*, 31(1). <https://doi.org/10.3390/ASEC2022-13953>
- Domingues, S. C. O., Silva, I. C. O., Santos, J. S., Yamashita, O. M., & Carvalho, M. A. C. (2020). Agricultural activity: Legal Amazon: Environmental degradation. *Scientific Electronic Archives*, 13(8), 104. <https://doi.org/10.36560/13820201035>
- Flores, B. M., Oliveira, R. S., Rowland, L., Quesada, C. A., & Lambers, H. (2020). Editorial special issue: plant-soil interactions in the Amazon rainforest. *Plant and Soil*, 450(1–2), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04544-x>
- Freitas, I. C. de, Ribeiro, J. M., Araújo, N. C. A., Santos, M. V., Sampaio, R. A., Fernandes, L. A., Azevedo, A. M., Feigl, B. J., Cerri, C. E. P., & Frazão, L. A. (2020). Agrosilvopastoral systems and well-managed pastures increase soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado. *Rangeland Ecology & Management*, 73(6), 776–785. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001>
- Gasser, T., Crepin, L., Quilcaille, Y., et al. (2020). Historical emissions from land use and land cover change and their uncertainty. *Biogeosciences*, 17(15), 4075–4101. <https://doi.org/10.5194/bg-17-4075-2020>
- Gatti, L. V., Basso, L. S., Miller, J. B., et al. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, 595(7867), 388–393. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>
- Gelaye, Y., & Getahun, S. (2024). A review of the carbon sequestration potential of fruit trees and their implications for climate change mitigation: The case of Ethiopia. *Cogent Food & Agriculture*, 10(1). <https://doi.org/10.1080/23311932.2023.2294544>
- Gomes, C. V. A. (2018). Ciclos econômicos do extrativismo na Amazônia na visão dos viajantes naturalistas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 13, 129–146. <https://doi.org/10.1590/1981.81222018000100007>
- Gomes, L. C., Faria, R. M., de Souza, E., et al. (2019). Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. *Geoderma*, 340, 337–350. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.011>
- Gomes, M. F., Vasconcelos, S. S., Viana-Junior, A. B., et al. (2021). Oil palm agroforestry shows higher soil permanganate oxidizable carbon than monoculture plantations in Eastern Amazonia. *Land Degradation & Development*, 32(15), 4313–4326. <https://doi.org/10.1002/ldr.4038>

Gomes, J. M. S., de Figueiredo, L. F. G., Rodrigues, C. C., de Castro, G. L. S., de Jesus Zissou, A., Andrade, E. D. S. S., ... & Chase, O. A. (2024). Heading for sustainability in the Amazon: A systemic approach and proposals to combat deforestation. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, 18(1), e07518-e07518. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n1-185>

Gu, X., Weng, S., Li, Y., & Zhou, X. (2022). Effects of water and fertilizer management practices on methane emissions from paddy soils: Synthesis and perspective. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(12), 7456. <https://doi.org/10.3390/ijerph19127324>

Hanna, E., & Hall, R. J. (2020). Earth, air, fire and ice: Exploring links between human-induced global warming, polar ice melt and local scale extreme weather. In S. Myers, S. Hemstock, & E. Hanna (Eds.), *Science, faith and the climate crisis* (pp. 47–64). <https://doi.org/10.1108/978-1-83982-984-020201006>

Hoffmann, E. L., Dallacort, R., Carvalho, M. A. C., Yamashita, O. M., & Barbieri, J. D. (2018). Variabilidade das chuvas no Sudeste da Amazônia Paraense, Brasil (Rainfall variability in southeastern Amazonia, Paraense, Brazil). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 11(4), 1251–1263. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.4.p1251-1263>

Hou, D. (2021). Sustainable soil management and climate change mitigation. *Soil Use & Management*, 37(2). <https://doi.org/10.1111/sum.12718>

Hong, T., Wu, J., Kang, X., Yuan, M., & Duan, L. (2022). Impacts of different land use scenarios on future global and regional climate extremes. *Atmosphere*, 13(6), 995. <https://doi.org/10.3390/atmos13060995>

Hu, X., Næss, J. S., Iordan, C. M., et al. (2021). Recent global land cover dynamics and implications for soil erosion and carbon losses from deforestation. *Anthropocene*, 34, 100291. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2021.100291>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2024). Amazônia Legal. Recuperado de <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html?=&t=o-que-e>

Ibiapina, A., Gualberto, L. da S., Dias, B. B., et al. (2022). Essential and fixed oils from Amazonian fruits: properties and applications. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 62(32), 8842–8854. <https://doi.org/10.1080/10408398.2021.1935702>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2024). Amazônia Legal. Recuperado de <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html?=&t=o-que-e>

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). (2025). *PRODES Digital: Monitoramento do desmatamento da Floresta Amazônica brasileira por satélite*. São José dos Campos: INPE. <https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 29 jul. 2025.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (INPE) (2024). *Monitoramento do desmatamento da Amazônia Legal por satélite – PRODES: Nota técnica final 2024*. https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/noticias/2024/11/20241106PRODES_Final1.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2019). *Task Force on National Greenhouse Gas Inventories*. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. Geneva: IPCC. Recuperado de <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>

Jones, A. R., Gupta, V. V. S. R., Buckley, S., et al. (2019). Drying and rewetting effects on organic matter mineralisation of contrasting soils after 36 years of storage. *Geoderma*, 342, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.001>

Kohler, T. A., & Rockman, M. (2020). The IPCC: A Primer for Archaeologists. *American Antiquity*, 85(4), 627–651. <https://doi.org/10.1017/aaq.2020.68>

Kooch, Y., Piri, A. S., & Tilaki, G. A. D. (2021). Tree cover mediates indices related to the content of organic matter and the size of microbial population in semi-arid ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 292, 112144. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112144>

Kruid, S., Macedo, M. N., Gorelik, S. R., et al. (2021). Beyond Deforestation: Carbon Emissions From Land Grabbing and Forest Degradation in the Brazilian Amazon. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 645282. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.645282>

Kudeyarov, V. N. (2020). Nitrous Oxide Emission from Fertilized Soils: An Analytical Review. *Eurasian Soil Science*, 53(10), 1396–1407. <https://doi.org/10.1134/S1064229320100105>

Lage Filho, N. M., Cardoso, A. da S., Azevedo, J. C. de, et al. (2022). Land use, temperature, and nitrogen affect nitrous oxide emissions in Amazonian soils. *Agronomy*, 12(7), 1608. <https://doi.org/10.3390/agronomy12071608>

Lage Filho, N. M., Cardoso, A. da S., Azevedo, J. C. de, et al. (2023). How does land use change affect the methane emission of soil in the Eastern Amazon? *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1244152>

Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376(1834), 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>

Lamb, W. F., Wiedmann, T., Pongratz, J., et al. (2021). A review of trends and drivers of greenhouse gas emissions by sector from 1990 to 2018. *Environmental Research Letters*, 16(7), 073005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abee4e>

Lapola, D. M., Pinho, P., Barlow, J., Aragão, L. E. O. C., Berenguer, E., Carmenta, R., Liddy, H. M., Seixas, H., Silva, C. V. J., et al. (2023). The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science*, 379(6630), eabp8622. <https://doi.org/10.1126/science.abp8622>

Leul, Y., Assen, M., Damene, S., & Legass, A. (2023). Effects of land-use dynamics on soil organic carbon and total nitrogen stock, Western Ethiopia. *Applied and Environmental Soil Science*, 2023, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2023/5080313>

- Li, Y., Ma, J., Gao, C., et al. (2021). Anaerobic ammonium oxidation (anammox) is the main microbial N loss pathway in alpine wetland soils of the Qinghai-Tibet Plateau. *Science of The Total Environment*, 787, 147714. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147714>
- Lian, X., Xu, L., Chen, M., et al. (2019). Carbon dioxide captured by metal-organic frameworks and its subsequent resource utilization strategy: A review and prospect. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*, 19(6), 3456–3470. <https://doi.org/10.1166/jnn.2019.16647>
- Liu, L., Estiarte, M., & Peñuelas, J. (2019). Soil moisture as the key factor of atmospheric CH₄ uptake in forest soils under environmental change. *Geoderma*, 353, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113920>
- Liu, L., Zheng, N., Yu, Y., Zheng, Z., & Yao, H. (2024). Soil carbon and nitrogen cycles driven by iron redox: A review. *Science of The Total Environment*, 918, 170660. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170660>
- Lobus, N. V., Knyazeva, M. A., Popova, A. F., & Kulikovskiy, M. S. (2023). Carbon footprint reduction and climate change mitigation: A review of the approaches, technologies, and implementation challenges. *C*, 9(4), 120. <https://doi.org/10.3390/c9040120>
- Lu, T., Wang, Y., Zhu, H., Wei, X., & Shao, M. (2020). Drying-wetting cycles consistently increase net nitrogen mineralization in 25 agricultural soils across intensity and number of drying-wetting cycles. *Science of The Total Environment*, 710, 135574. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135574>
- Lustosa Filho, J. F., de Oliveira, H. M. R., de Souza Barros, V. M., dos Santos, A. C., & de Oliveira, T. S. (2024). From forest to pastures and silvopastoral systems: Soil carbon and nitrogen stocks changes in northeast Amazônia. *Science of The Total Environment*, 908, 168251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168251>
- Marengo, J. A., Souza Jr, C. M., Thonicke, K., Burton, C., Halladay, K., Betts, R. A., ... & Soares, W. R. (2018). Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. *Frontiers in Earth Science*, 6, 228. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>
- Machado, P. V. F., Farrell, R. E., Deen, W., et al. (2021). Contribution of crop residue, soil, and fertilizer nitrogen to nitrous oxide emissions varies with long-term crop rotation and tillage. *Science of The Total Environment*, 767, 145107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145107>
- Malhi, Y., Franklin, J., Seddon, N., et al. (2020). Climate change and ecosystems: threats, opportunities and solutions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 375(1794), 20190104. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0104>
- Mataveli, G., Jones, M. W., Carmenta, R., Sánchez, A. H., Dutra, D. J., Chaves, M., Oliveira, G., Anderson, L. O., & Aragão, L. E. O. C. (2024). Deforestation falls but rise of wildfires continues degrading Brazilian Amazon forests. *Global Change Biology*, 30. <https://doi.org/10.1111/gcb.17202>
- Midwood, A. J., Hannam, K. D., Gebretsadikan, T., Emde, D., & Jones, M. D. (2021). Storage of soil carbon as particulate and mineral associated organic matter in irrigated woody perennial crops. *Geoderma*, 403, 115185. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115185>

- Miller, G. A., Rees, R. M., Griffiths, B. S., & Cloy, J. M. (2020). Isolating the effect of soil properties on agricultural soil greenhouse gas emissions under controlled conditions. *Soil Use and Management*, 36(2), 285–298. <https://doi.org/10.1111/sum.12552>
- Monteiro, A., Barreto-Mendes, L., Fanchone, A., Morgavi, D. P., Pedreira, B. C., Magalhães, C. A., ... & Eugène, M. (2024). 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*, 906, 167396. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167396>
- Nagano, H., Atarashi-Andoh, M., Tanaka, S., et al. (2023). Stable C and N isotope abundances in water-extractable organic matter from air-dried soils as potential indices of microbially utilized organic matter. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1228053>
- Nascimento, A. F., de Oliveira, C. M., Pedreira, B. C., Pereira, D. H., & Rodrigues, R. R. D. A. (2021). Nitrous oxide emissions and forage accumulation in the Brazilian Amazon forage-livestock systems submitted to N input strategies. *Grassland Science*, 67(1), 63–72. <https://doi.org/10.1111/grs.12287>
- Okebalama, C. B., Igwe, C. A., & Onunwa, A. O. (2021). Enumeration of carbon and nitrogen contents of water-stable aggregates in layers of topsoils from cultivated and adjacent bush-fallow loamy soils. *AgroScience Journal*, 21(1), 138–148. <https://doi.org/10.4314/as.v21i1.16>
- Oliveira, D. M. da S., Tavares, R. L. M., Loss, A., et al. (2023). Climate-smart agriculture and soil C sequestration in Brazilian Cerrado: a systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 47. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220055>
- Pacheco, K. A., Reis, A. C., Bresciani, A. E., Nascimento, C. A. O., & Alves, R. M. B. (2019). Assessment of the Brazilian market for products by carbon dioxide conversion. *Frontiers in Energy Research*, 7. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2019.00075>
- Paracampo, Á. E. N. P., Figueiredo Abreu, L., Filgueira de Lemos, O., & Castanheira Lima Both, J. P. (2022). Quality of black pepper produced in northeastern Pará. *Revista de Agricultura Neotropical*, 9(3), e7020. <https://doi.org/10.32404/rean.v9i3.7020>
- Patel, K. F., Fansler, S. J., Campbell, T. P., et al. (2021). Soil texture and environmental conditions influence the biogeochemical responses of soils to drought and flooding. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 127. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00198-4>
- Pereira, A. dos R. (2022). The struggle for land in the Eastern Amazon. *Latin American Perspectives*, 49(5), 132–145. <https://doi.org/10.1177/0094582X221106985>
- Piao, R. de C. S., Silva, V. L. dos S., Navarro del Aguila, I., & Burgos Jiménez, J. de. (2021). Green growth and agriculture in Brazil. *Sustainability*, 13(3), 1162. <https://doi.org/10.3390/su13031162>
- Prosser, J. I., Hink, L., Gubry-Rangin, C., & Nicol, G. W. (2019). Nitrous oxide production by ammonia oxidizers: physiological diversity, niche differentiation and potential mitigation strategies. *Global Change Biology*, 26(1), 103–118. <https://doi.org/10.1111/gcb.14877>

- Quesada, C. A., Paz, C., Mendoza, E. O., Phillips, O. L., Saiz, G., & Lloyd, J. (2020). Variations in soil chemical and physical properties explain basin-wide Amazon forest soil carbon concentrations. *SOIL*, 6(1), 53–88. <https://doi.org/10.5194/soil-6-53-2020>
- Quintão, J. M. B., Cantinho, R. Z., Albuquerque, E. R. G. M., Maracahipes, L., & Bustamante, M. M. C. (2021). Mudanças do uso e cobertura da terra no Brasil, emissões de GEE e políticas em curso. *Ciência e Cultura*, 73(1). <https://doi.org/10.21800/2317-66602021000100004>
- Rakesh, S. S., Davamani, V., Banu, K. S. P., et al. (2020). Assessing the potential of *Elaeis guineensis* plantations for carbon sequestration and fresh fruit bunch yield in Coimbatore, Tamil Nadu. *Current Journal of Applied Science and Technology*, 80–90. <https://doi.org/10.9734/CJAST/2020/v39i630562>
- Ramineh, A., Jourgholami, M., Etemad, V., Jafari, M., & Picchio, R. (2023). Effect of different vegetation restoration on recovery of compaction-induced soil degradation in Hyrcanian mixed forests: Influence on soil C and N pools and enzyme activities. *Forests*, 14(3), 603. <https://doi.org/10.3390/f14030603>
- Rego, C. A. R. M., de Oliveira, P. S. R., Muniz, L. C., et al. (2023). Pasture recovery and their impacts on the levels, stocks, and origin of carbon and nitrogen in plinthosol areas in the eastern Amazon. *Environmental Earth Sciences*, 82, 419. <https://doi.org/10.1007/s12665-023-11119-3>
- Reis, A. M. H., Teixeira, W. G., Fontana, A., et al. (2023). Hierarchical pedotransfer functions for predicting bulk density in Brazilian soils. *Scientia Agricola*, 81, e20220255. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2022-0255>
- Rodrigues, A. A., Macedo, M. N., Silvério, D. V., Maracahipes, L., Coe, M. T., Brando, P. M., Shimbo, J. Z., Rajão, R., Soares-Filho, B., & Bustamante, M. M. C. (2022). Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. *Global Change Biology*, 28(1), 16386. <https://doi.org/10.1111/gcb.16386>
- Rodrigues, J. I. M., Rocha Martins, W. B., Lopes da Silva, L., Cipriano Castro, J., & de Assis Oliveira, F. (2024). Agricultura itinerante na Amazônia: importância, impactos e perspectivas futuras. *Nativa*, 12(3). <https://doi.org/10.31413/nat.v12i3.17428>
- Rosa, V. A., & Neto, J. P. S. (2019). Atributos físicos e estoque de carbono em sistemas agroflorestais nos Cerrados do Oeste da Bahia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12, 2660-2671. <https://doi.org/10.26848/RBGF.V12.7.P2660-2671>
- Santos, C. A., Rezende, C. de P., Machado Pinheiro, É. F., Pereira, J. M., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2019). Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. *Geoderma*, 337, 394–401. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>
- Santos, P. Z. F., Crouzeilles, R., & Sansevero, J. B. B. (2019). Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 433, 140–145. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.064>
- Sharififar, A., Minasny, B., Arrouays, D., et al. (2023). Soil inorganic carbon, the other and equally important soil carbon pool: Distribution, controlling factors, and the impact of climate change. *Advances in Agronomy*, 178, 165–231. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.11.005>

Schroth, G., Garcia, E., Griscom, B. W., Teixeira, W. G., & Barros, L. P. (2016). Commodity production as restoration driver in the Brazilian Amazon? Pasture re-agro-forestation with cocoa (*Theobroma cacao*) in southern Pará. *Sustainability Science*, 11(2), 277–293. <https://doi.org/10.1007/s11625-015-0330-8>

Silva, D. S., Monteiro, A., Pedreira, B. C., Mombach, M. A., Pereira, D. H., Rodrigues, R. A., & Matos, E. S. (2024). Enhancing forage–livestock system productivity and mitigating greenhouse gas emissions via sustainable pasture management of two *Brachiaria* cultivars. *Crop and Pasture Science*, 75(9). <https://doi.org/10.1071/CP24054>

Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG). Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa. Disponível em: <<https://plataforma.seeg.eco.br/>>. Acessado em: 08 de janeiro de 2025.

Segnini, A., Xavier, A. A. P., Otaviani-Junior, P. L., & Oliveira, T. S. (2019). Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. *Scientia Agricola*, 76(1), 33–40. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2017-0131>

Shaaban, M., Peng, Q., Bashir, S., Hu, R., Lin, S., & Wu, Y. (2019). Restoring effect of soil acidity and Cu on N₂O emissions from an acidic soil. *Journal of Environmental Management*, 250, 109535. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109535>

Soares, M., & Rousk, J. (2019). Microbial growth and carbon use efficiency in soil: Links to fungal-bacterial dominance, SOC-quality and stoichiometry. *Soil Biology and Biochemistry*, 131, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.01.010>

Souza, L. F., Alvarez, D. O., Domeignoz-Horta, L. A., Gomes, F. V., de Souza Almeida, C., Merloti, L. F., ... & Tsai, S. M. (2021). Maintaining grass coverage increases methane uptake in Amazonian pasture soils. *bioRxiv*, 2021-04. <https://doi.org/10.1101/2021.04.26.441496>

Souza, W. S. dos, da Costa Soares, S., Homem, B. G. C., de Lima, Í. B. G., Borges, L. P. C., Casagrande, D. R., ... & Boddey, R. M. (2024). Soil carbon sequestration under N fertilized or mixed legume-grass pastures depends on soil type and prior land-use. *Geoderma Regional*, 39, e00876. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00876>

Tahat, M. M., Alananbeh, K. M., Othman, Y. A., & Leskovar, D. I. (2020). Soil health and sustainable agriculture. *Sustainability*, 12(12), 4859. <https://doi.org/10.3390/su12124859>

Tan, Q., Han, W., Li, X., & Wang, G. (2020). Clarifying the response of soil organic carbon storage to increasing temperature through minimizing the precipitation effect. *Geoderma*, 374, 114398. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114398>

Tonucci, R. G., Vogado, R. F., Silva, R. D., & Silva, M. L. N. (2023). Agroforestry system improves soil carbon and nitrogen stocks in depth after land-use changes in the Brazilian semi-arid region. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 47, e0220120. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220124>

Vignoli, C. P., Leeuwen, J., Miller, R. P., & Cardoso, E. J. B. N. (2022). Soil management in indigenous agroforestry systems of guarana (*Paullinia cupana* Kunth) of the Sateré-Mawé ethnic group, in the Lower Amazon River region. *Sustainability*, 14(22), 15464. <https://doi.org/10.3390/su142215464>

Wang, J., Luo, Y., Quan, Q., & Li, Y. (2021). Effects of warming and clipping on CH₄ and N₂O fluxes in an alpine meadow. *Agricultural and Forest Meteorology*, 297, 108278. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108278>

Wang, G., Liu, Y., Yan, Z., Chen, D., Fan, J., & Ghezzehei, T. A. (2023). Soil physics matters for the land–water–food–climate nexus and sustainability. *European Journal of Soil Science*. <https://doi.org/10.1111/ejss.13444>

Watrin, O. D. S., Silva, T. M. D., Porro, R., Oliveira Jr, M. M. D., & Belluzzo, A. P. (2022). Dinâmica do uso e cobertura da terra em Projeto de Desenvolvimento Sustentável na região da rodovia Transamazônica, Pará. *Sociedade & Natureza*, 32, 88-100. <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-45146>

Weiskopf, S. R., Rubenstein, M. A., Crozier, L. G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J. E., ... & Whyte, K. P. (2020). Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of the Total Environment*, 733, 137782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137782>

WMO. (2023). *WMO Global Annual to Decadal Climate Update: Target Years: 2023 and 2023–2027*. WMO Global Annual to Decadal Climate Update.

Zeferino, L. B., Lustosa Filho, J. F., dos Santos, A. C., Cerri, C. E. P., & Oliveira, T. S. de. (2022). Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to long-term pasture in Amazon rainforest-Cerrado transition environment. *SSRN*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4237262>

Zhang, M., Li, D., Wang, X., Abulaiz, M., Yu, P., Li, J., ... & Jia, H. (2021). Conversion of alpine pastureland to artificial grassland altered CO₂ and N₂O emissions by decreasing C and N in different soil aggregates. *PeerJ*, 9, e11807. <https://doi.org/10.7717/peerj.11807>

Zhang, Y., Wang, J., Dai, S., et al. (2019). The effect of C:N ratio on heterotrophic nitrification in acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 137, 107562. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107562>

CAPÍTULO 2

EFEITOS DO USO DA TERRA NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO E NA ORIGEM DO CARBONO EM SOLOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL SOB DIFERENTES CONTEXTOS EDAFOCLIMÁTICOS²

RESUMO

A conversão de florestas em áreas de pastagem e agricultura impacta significativamente os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) do solo, especialmente na Amazônia. Este estudo avaliou como diferentes estratégias de uso da terra influenciam os estoques de C e N do solo no Arco do Desmatamento da Amazônia, no estado do Pará, Brasil. O trabalho foi conduzido em São Miguel do Guamá (clima Af) e Paragominas (clima Aw), com amostras de solo coletadas em oito profundidades (0–100 cm) sob quatro usos da terra: floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal. No clima Af, a agricultura foi representada pelo cultivo de dendê, enquanto no clima Aw foi adotado o sistema de integração lavoura-pecuária (ILP). Em São Miguel do Guamá (Af), os estoques de C variaram de 27,6 a 42,4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) e de 59,4 a 75,5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), com diferenças ($p < 0,05$) apenas para o N, que foi maior sob pastagem intensiva (3,2 Mg ha⁻¹ e 5,3 Mg ha⁻¹, respectivamente). Em Paragominas (Aw), os estoques de C variaram de 63,9 a 77,4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) e de 117,1 a 134,5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), e os de N entre 5,2 e 5,8 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) e 9,8 e 10,8 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), sem diferenças ($p > 0,05$). A análise isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ revelou que, no clima Af, a substituição do carbono florestal por carbono derivado de gramíneas C4 alcança camadas mais profundas (até 60 cm), enquanto no clima Aw essa substituição se concentra nas camadas superficiais. Em ambos os contextos, o carbono das novas culturas contribui para a recomposição parcial das perdas florestais. Os resultados demonstram que o manejo sustentável, adaptado às condições edafoclimáticas, é essencial para conservar os estoques de C e N no solo e mitigar os impactos das mudanças no uso da terra na Amazônia Oriental.

Palavras-chave: Arco do Desmatamento. Amazônia. Análise isotópica. Agropecuária. Estoque de Carbono. Uso da terra.

²**Nota:** Este capítulo apresenta resultados que integram artigo em preparação para submissão à revista *Catena*. As figuras estão em inglês, conforme exigido pelo periódico, mas as legendas foram traduzidas para o português

CHAPTER 2

EFFECTS OF LAND USE ON CARBON AND NITROGEN STOCKS AND CARBON ORIGIN IN THE EASTERN AMAZON UNDER DIFFERENT EDAPHOCLIMATIC CONTEXTS

ABSTRACT

The conversion of forests into pasture and agricultural areas significantly impacts soil carbon (C) and nitrogen (N) stocks, especially in the Amazon. This study evaluated how different land-use strategies influence soil C and N stocks in the Amazon Arc of Deforestation, in the state of Pará, Brazil. The research was conducted in São Miguel do Guamá (Af climate) and Paragominas (Aw climate), with soil samples collected at eight depths (0–100 cm) under four land-use systems: forest, agriculture, intensive pasture, and nominal pasture. In the Af climate, agriculture was represented by oil palm cultivation, while in the Aw climate, an integrated crop-livestock (ICL) system was adopted. In São Miguel do Guamá (Af), soil C stocks ranged from 27.6 to 42.4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) and from 59.4 to 75.5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), with significant differences only for N, which was higher under intensive pasture (3.2 Mg ha⁻¹ and 5.3 Mg ha⁻¹, respectively; $p < 0.05$). In Paragominas (Aw), C stocks ranged from 63.9 to 77.4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) and from 117.1 to 134.5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), and N stocks from 5.2 to 5.8 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) and from 9.8 to 10.8 Mg ha⁻¹ (0–100 cm), with no significant differences ($p > 0.05$). The $\delta^{13}\text{C}$ isotopic analysis revealed that, under Af climate, the replacement of forest-derived carbon by C₄-derived carbon extends to deeper layers (up to 60 cm), whereas under Aw climate, this replacement is concentrated in the surface layers. In both contexts, the carbon input from new crops partially compensates for the losses from previous forest systems. The results demonstrate that sustainable management, tailored to local soil and climate conditions, is essential to conserve soil C and N stocks and to mitigate the impacts of land-use change in the Eastern Amazon.

Keywords: Arc of Deforestation. Agriculture and livestock. Amazon. Carbon stock. Isotopic analysis. Land use.

1. Introdução

O solo desempenha um papel crucial no ciclo global do carbono (C), atuando como um dos maiores reservatórios de carbono terrestre, com aproximadamente 2.500 gigatoneladas (Gt) de carbono armazenadas, o que equivale a mais de três vezes o carbono presente na atmosfera e cerca de quatro vezes a biomassa vegetal terrestre (Lal et al., 2021; Minasny et al., 2017). Diante das crescentes preocupações com as mudanças climáticas, aumentar os estoques de carbono no solo é uma das estratégias mais eficazes para mitigar as emissões de gases de efeito estufa (GEE). Iniciativas globais como o *4 per 1000* sugerem que um acréscimo anual de apenas 0,4% no carbono orgânico do solo poderia compensar uma parte substancial das emissões globais de CO₂, reforçando o papel da restauração da matéria orgânica do solo (MOS) na regulação climática (Minasny et al., 2017; Wiesmeier et al., 2020).

Na Amazônia, a conversão de florestas nativas em áreas agrícolas e pastagens pode alterar profundamente os ciclos biogeoquímicos, resultando na redução dos estoques de C e nitrogênio (N) do solo e contribuindo para um aumento significativo das emissões de GEE (Damian et al., 2021). Estima-se que a substituição de florestas tropicais por outros usos da terra reduza entre 20% e 50% do estoque original de carbono do solo nos primeiros 30 anos após o desmatamento, embora essa perda dependa da cultura implantada e das práticas de manejo adotadas (Lorenz et al., 2019). O impacto tende a ser agravado por manejos inadequados, que aceleram a degradação dos solos e comprometem sua função como sumidouro de C (Lal et al., 2021; Gava et al., 2022).

Por outro lado, estratégias de manejo sustentável do solo podem mitigar a perda de C e N e até aumentar os estoques desses elementos no solo. Sistemas agrossilvopastoris e práticas como a rotação de pastagens, o controle da pressão de pastejo e reciclagem de nutrientes têm demonstrado um potencial significativo para restaurar os estoques de C e N do solo, aproximando-os dos níveis observados sob vegetação nativa e, em alguns casos, até superando-os (Cardoso et al., 2020; Freitas et al., 2022). Além disso, a fertilização inicial e a manutenção em sistemas de pastagem têm sido associadas ao aumento da estabilização da matéria orgânica e ao sequestro de carbono no solo (Zeferino et al., 2023). No entanto, a eficácia dessas estratégias depende das condições edafoclimáticas, que influenciam diretamente a decomposição da matéria orgânica, a dinâmica dos nutrientes e a estabilidade do C no solo (Vermeulen et al., 2019; Padbhushan et al., 2022).

A Amazônia brasileira apresenta uma grande variação climática, com diferentes tipos de clima modulando a dinâmica do solo (Alvares et al., 2013). Em particular, os efeitos das mudanças no uso da terra sobre os estoques de C e N podem ser amplificados ou atenuados

conforme as condições ambientais predominantes. Por exemplo, regiões de clima tropical apresentam grandes variações pluviométricas entre suas sub-regiões e temperaturas mais elevadas do que regiões temperadas, fazendo com que as perturbações em seus solos reflitam mais rapidamente que em regiões temperadas, ou até mesmo dentro da mesma macrorregião.

Fatores como acesso a crédito rural, assistência técnica, regularização fundiária e políticas públicas (como o Plano ABC+) desempenham papel determinante na escolha dos sistemas de uso da terra e nas práticas adotadas, impactando diretamente a sustentabilidade do uso dos recursos naturais e os serviços ecossistêmicos associados, como o sequestro de carbono (Nepstad et al., 2014; Silveira et al., 2022). Dessa forma, a compreensão integrada dos componentes ecológicos e socioeconômicos é essencial para orientar estratégias de manejo que conciliem produtividade, conservação do solo e mitigação das mudanças climáticas.

Estudos indicam que pastagens manejadas de forma adequada podem preservar os estoques de C e N de forma mais eficiente do que sistemas agrícolas tradicionais, especialmente aqueles que envolvem cultivos altamente exigentes em fertilização sem a adequada cobertura de solo, como a pimenta-do-reino (Azevedo et al., 2024). No entanto, ainda há lacunas no entendimento sobre como diferentes sistemas de uso da terra interagem com variáveis edafoclimáticas para influenciar o ciclo do carbono e nitrogênio no solo.

Diante dessas lacunas, supõe-se que os estoques de C e N e a origem do C no solo variam conforme o sistema de uso da terra e o manejo adotado, sendo modulados pelas condições edafoclimáticas locais. Espera-se que áreas com cobertura vegetal contínua e práticas conservacionistas apresentem maior acúmulo ou preservação desses elementos, enquanto sistemas agrícolas tradicionais apresentem maior perda de carbono original. Acredita-se, ainda, que a assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ reflita essas alterações, permitindo rastrear a substituição da matéria orgânica florestal por carbono derivado de culturas C4 ao longo do perfil do solo.

Diante desse contexto, este estudo teve como objetivo: (i) avaliar os estoques de C e N em solos sob diferentes sistemas de uso da terra em subtipos climáticos distintos na Amazônia brasileira; (ii) investigar as interações entre variáveis edafoclimáticas e práticas de manejo do solo na retenção e disponibilidade de C e N e (iii) quantificar a contribuição relativa da matéria orgânica de plantas C3 e C4 para cada sistema de uso da terra por meio da técnica $\delta^{13}\text{C}$.

2. Material e métodos

2.1. Localização e caracterização dos locais de estudo

As coletas foram realizadas em setembro de 2021 em dois municípios: São Miguel do Guamá (1°40'27"S, 47°46'16"O) e Paragominas (2°59'42"S, 47°21'10"O), no estado do Pará,

Brasil (Figs. 1a, 1b, respectivamente), ambos localizados na região do Arco do Desmatamento da Amazônia. Segundo a classificação de Köppen, São Miguel do Guamá possui um clima tropical úmido (Af), com precipitação média anual de 2.538 mm e temperatura média de 26,9°C (1992-2022). Paragominas, em contraste, apresenta um clima tropical com estação seca (Aw), com período seco de junho a novembro, precipitação média anual de 1.837 mm e temperatura média de 26,9°C no mesmo período (Fig. 2) (Álvares et al., 2013; Andrade et al., 2017; INPE, 2019; NASA POWER, 2022).

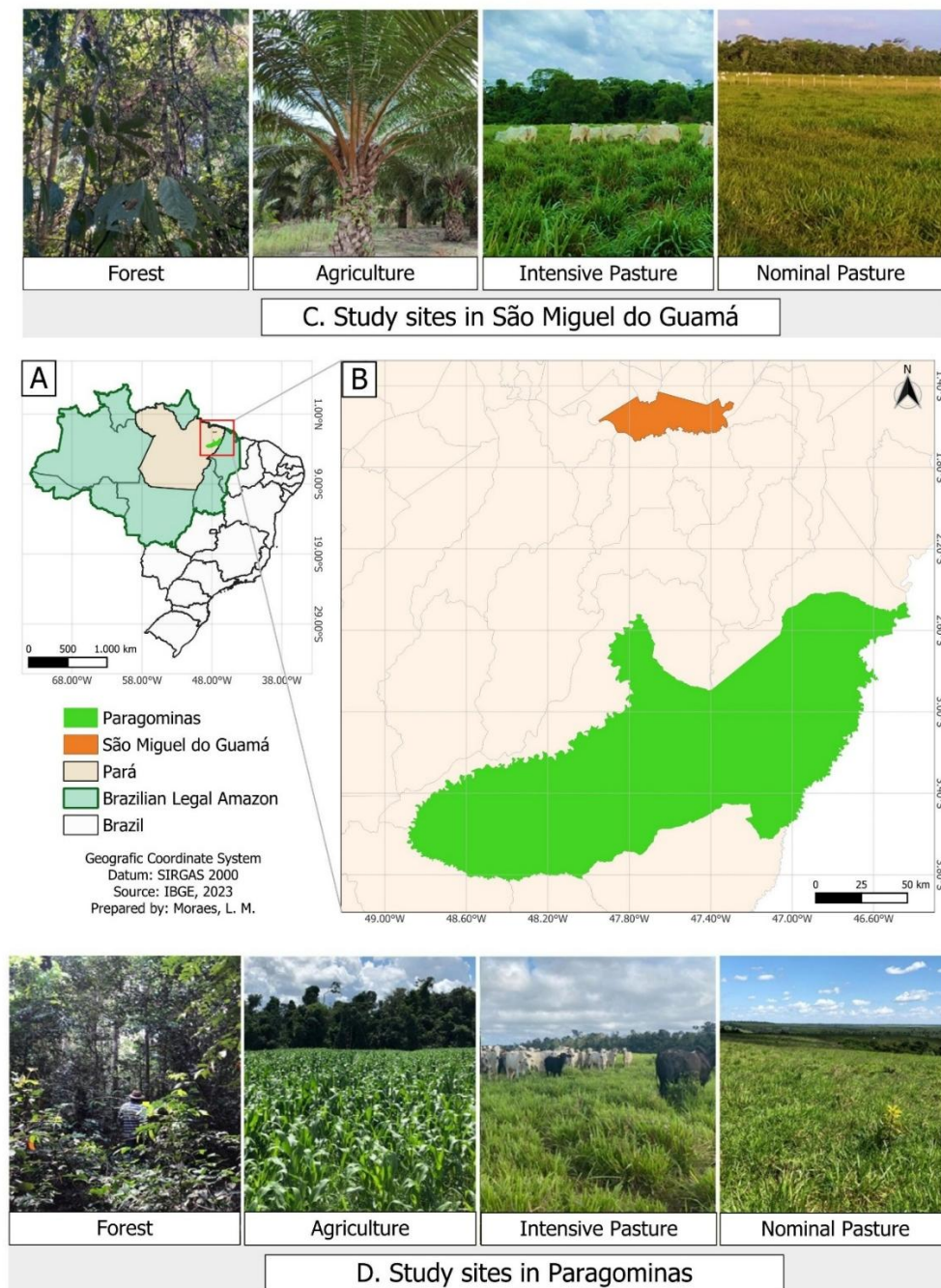


Fig. 1. Localização do país do estudo (A) e dos municípios de São Miguel do Guamá e Paragominas, no estado do Pará, Brasil (B). Sistemas de uso da terra avaliados: floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal em São Miguel do Guamá (C) e Paragominas (D).

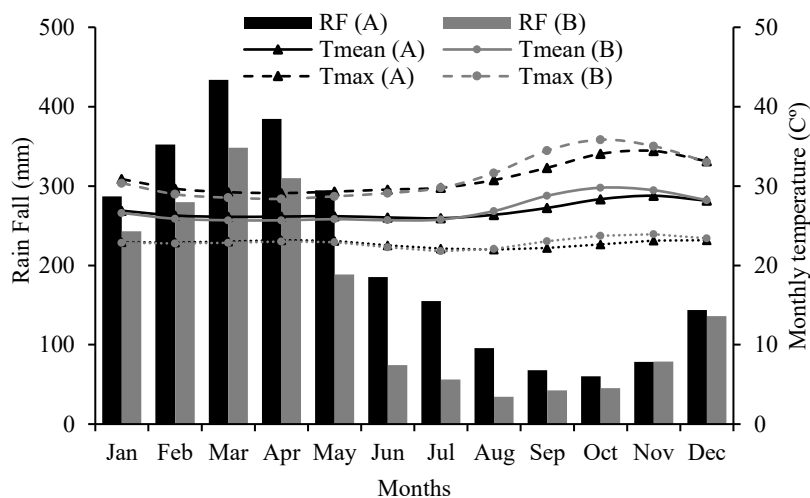


Fig. 2. Dados meteorológicos mensais para São Miguel do Guamá (A) e Paragominas (B), Pará, Brasil, incluindo precipitação total (mm), temperatura média (°C), temperatura máxima (°C) e temperatura mínima (°C). Os valores representam médias mensais calculadas para o período de 1992 a 2022.

Os solos dos locais de estudo foram classificados como Latossolos Amarelos (Santos et al., 2018), que correspondem aos Oxisols típicos segundo a classificação da Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2022). Embora pertençam à mesma classe pedológica, os solos apresentam diferenças relevantes em textura, teor de matéria orgânica e fertilidade. Em São Miguel do Guamá (Af), os solos possuem textura arenosa a franco-arenosa, enquanto em Paragominas (Aw) predominam solos de textura argilosa. As características químicas e granulométricas da camada de 0–20 cm estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1

Caracterização química e física dos locais de estudo (0–20 cm) sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá e Paragominas.

Land Use	pH H ₂ O	OM g kg ⁻¹	P mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	Al	H+Al	S.B.	Sand	Silt	Clay
Study I - São Miguel do Guamá (Af)												
Forest	4.5	16.9	4.2	22.7	1.4	0.2	0.3	2.2	1.6	765.5	79.5	155.0
Agriculture	4.9	16.6	12.1	19.9	0.7	0.2	0.3	1.9	1.0	788.3	36.8	175.0
Intensive Pasture	5.2	15.1	5.9	21.9	1.1	0.3	0.2	1.6	1.5	761.3	33.8	205.0
Nominal Pasture	4.9	14.0	6.9	14.9	0.3	0.1	0.5	1.6	0.4	712.8	77.3	210.0
Study II - Paragominas (Aw)												
Forest	4.3	25.1	5.4	28.5	0.9	0.5	1.3	3.4	1.5	44.3	140.8	815.0
Agriculture	6.2	25.7	64.8	65.7	4.4	1.2	0.4	2.2	5.8	43.0	187.0	770.0
Intensive Pasture	5.9	25.7	5.6	79.3	3.4	0.6	0.1	1.9	4.1	27.8	117.3	855.0
Nominal Pasture	5.4	22.9	8.0	28.5	2.6	1.1	0.2	2.8	3.7	34.0	126.0	840.0

Legend: OM - Organic Matter, P - Phosphorus, K - Potassium, Ca - Calcium, Mg - Magnesium, Al³⁺ - Exchangeable Aluminum, H+Al - Potential Acidity, and SB - Sum of Exchangeable Bases. OM was determined using the Walkley-Black method, H+Al by extraction with 1N calcium acetate at pH 7.0, P and K using the Mehlich 1 extractor.

2.2. Caracterização dos tratamentos

Foram avaliados quatro sistemas de uso da terra em cada local de estudo: floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal (Figura. 1C, 1D; Tabela 2). Cada sistema foi representado por quatro repetições, totalizando 16 unidades experimentais por local, compostas por trincheiras escavadas com volume de 1,0 m³. A floresta nativa foi utilizada como referência, caracterizando áreas em pousio há aproximadamente 30 anos após exploração madeireira, com dossel homogêneo e árvores variando entre 15 e 25 metros de altura.

Tabela 2

Características dos sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá (Af) e Paragominas (Aw).

Land use	Study I	Study II
	São Miguel do Guamá (Af)	Paragominas (Aw)
Forest	Thirty-year fallow after logging. Homogeneous canopy with trees ranging from 15 to 25 meters.	Thirty-year fallow after logging. Homogeneous canopy with trees ranging from 15 to 25 meters.
Agriculture	Cultivation of oil palm (<i>Elaeis guineensis</i>) since 2014, spaced 9 m between plants and 7.8 m between rows (143 plants ha ⁻¹). Fertilization with NPK (12-12-17) applied three times per year.	ICL system with rotation of soybean, corn, and grass since 2016. Corn and soybean received fertilization with NPK, lime, and KCl, including fertilization of second-season corn in 2021.
Intensive Pasture	<i>Urochloa humidicola</i> cv. Marandu. Fertilization with 100 to 150 kg ha ⁻¹ year ⁻¹ of N, applied three times per year.	<i>Megathyrus maximum</i> cv. Mombaça, with fertilization, lime, and poultry litter applied between 2018 and 2021.
Nominal Pasture ¹	Area of 43.3 ha, less intensive management, cultivated with <i>Urochloa humidicola</i> cv. Marandu. No fertilization or weed control.	<i>Urochloa humidicola</i> cv. Quicuio and <i>Urochloa brizantha</i> cv. Xaraés, without fertilization since 2017, maintaining forage due to adequate management and stocking rate.

¹Nominal pasture: sustainably managed area, without degradation, but without significant improvements in management (IPCC, 2006; de Oliveira et al., 2022); ICL-Integrated Crop–Livestock.

O sistema agrícola apresentou diferenças entre os climas. Em São Miguel do Guamá, foi representado por uma lavoura de dendê (*Elaeis guineensis*) implantada em 2014. Em Paragominas, o uso agrícola correspondia a um sistema de Integração Lavoura-Pecuária (ILP), com rotação de culturas entre soja, milho e forrageiras desde 2016.

As pastagens intensiva e nominal também apresentaram diferenças regionais. Em São Miguel do Guamá, a pastagem intensiva era composta por *Urochloa humidicola* cv. Marandu, com bom controle de plantas invasoras e elevada produção de forragem. Já em Paragominas, utilizava-se *Megathyrus maximum* cv. Mombaça, em áreas com histórico de correção da acidez do solo por calagem e aplicação de cama de aviário nos últimos anos.

A pastagem nominal, por sua vez, foi caracterizada como um sistema manejado de forma a manter a produtividade, sem sinais de degradação, conduzido apenas com controle de invasoras e sem aplicação de fertilizantes, uso de irrigação ou cultivares de alta produtividade (IPCC, 2006; de Oliveira et al., 2022). Em São Miguel do Guamá, era composta por *Urochloa humidicola* cv. Marandu enquanto em Paragominas incluía áreas com *U. humidicola* cv. Quicuí e *U. brizantha* cv. Xaraés, todas mantidas sem adubação desde 2017.

2.3. Amostragem de solo

As amostras de solo foram coletadas em dois lados opostos das trincheiras (1,0 m³) escavadas em cada sistema de uso da terra. A coleta ocorreu nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. As amostras indeformadas foram obtidas com anéis de aço inoxidável de volume conhecido (100,6 cm³), posicionados no ponto central de cada intervalo, seguindo o método descrito inicialmente por Sisti et al. (2004) e posteriormente adotado por Santos et al. (2019) e Azevedo et al. (2024). Essas amostras foram utilizadas para determinar a densidade aparente do solo, após secagem a 110°C por 72 horas.

As amostras deformadas, coletadas nas mesmas profundidades, foram homogeneizadas para formar uma única amostra composta por trincheira. Essas amostras foram analisadas para determinar as concentrações totais de C e N e a abundância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$. Adicionalmente, na camada superficial (0-20 cm), amostras compostas foram coletadas com um trado holandês para análises de propriedades químicas e físicas, conforme descrito por Teixeira et al. (2017). Também foram coletadas amostras de liteira e raízes para análises isotópicas.

2.4. Concentração de C e N e análises isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$

As amostras foram homogeneizadas em moinho de rolos (Arnold e Schepers, 2004) antes das análises. As concentrações totais de C e N foram determinadas em um analisador elementar (Flash HT, Thermo Scientific, Alemanha) equipado com detector de condutividade térmica, com incerteza padrão estimada em $\pm 0,20\%$. A relação C/N foi calculada pela razão entre as concentrações de C e N em cada amostra.

A abundância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ foi determinada por espectrometria de massa de razão isotópica por fluxo contínuo (CF-IRMS), utilizando um IRMS (Delta V, Thermo Scientific) acoplado a um analisador elementar via interface de gases (ConFlo IV). Os valores foram expressos em partes por mil (‰) em relação ao padrão internacional Pee Dee Belemnite (PDB), conforme Coplen (2011). Os resultados foram normalizados a partir dos padrões de referência isotópica NBS-22 para $\delta^{13}\text{C}$, garantindo precisão e comparabilidade. A incerteza padrão do IRMS foi estimada em $\pm 0,15\%$.

2.5. Cálculos de estoque de C e N do solo

Os estoques de C e N do solo foram determinados considerando a variação da densidade do solo ao longo do perfil, a fim de evitar superestimações causadas pela compactação do solo. A metodologia seguiu as abordagens propostas por Vallis (1972), posteriormente adaptadas por Neill et al. (1997) e Sisti et al. (2004), com ajustes baseados nas recomendações de Lee et al. (2009). Para garantir uma comparação padronizada entre os diferentes sistemas de uso da terra, a correção foi aplicada na última camada de cada profundidade-alvo (20-30 cm para 0-30 cm e 80-100 cm para 0-100 cm), considerando como referência a massa de solo do sistema com menor massa específica em cada profundidade.

Essa correção é necessária devido às diferenças de densidade entre sistema avaliados. Em solos sob uso agropecuário, a densidade do solo pode aumentar devido ao pisoteio animal e ao tráfego de máquinas, resultando em um maior volume de massa de solo por unidade de área e, conseqüentemente, em estoques de C e N superestimados (Sisti et al., 2004). Por outro lado, solos sob vegetação nativa apresentam menores densidades devido à estrutura preservada e à maior porosidade. Assim, a correção aplicada permite uma estimativa mais precisa dos estoques de C e N, garantindo a comparabilidade entre os sistemas. Para realizar a correção, foi aplicada a Equação 1:

$$E_{\text{corrigido},f} = \sum_{i=1}^{n-1} E_i + [M_f - (\sum_{i=1}^{n-1} M_i - \sum_{i=1}^{n-1} M_{\text{ref}})] \times C_f \times 10^{-3} \quad (1)$$

Onde: $E_{\text{corrigido},f}$ é o estoque corrigido de C ou N até a profundidade f (Mg ha^{-1}); $\sum_{i=1}^{n-1} E_i$ representa a soma da concentração de C ou N das camadas superiores; M_f é a massa de solo da camada alvo analisada (20-30 cm ou 80-100 cm); $\sum_{i=1}^{n-1} M_i$ representa a soma da massa do solo nas camadas superiores; $\sum_{i=1}^{n-1} M_{\text{ref}}$ é a soma da massa de solo na profundidade equivalente no sistema de referência (floresta para 0-30 cm ou solo de menor densidade para 0-100 cm); C_f é a concentração de C ou N na camada alvo analisada. Após a correção, o estoque total de C ou N no solo foi obtido pela Equação 2:

$$E_{\text{total},f} = \sum_{i=1}^{n-1} E_i + E_{\text{corrigido},f} \quad (2)$$

2.6. Proporção de carbono orgânico derivado de plantas C3 e C4

A determinação das proporções de carbono orgânico derivado de plantas do tipo C3 e C4 nos diferentes sistemas de uso da terra foi realizada a partir da abundância de $\delta^{13}\text{C}$ do solo e do teor de carbono (g kg^{-1}) em cada intervalo de profundidade. O cálculo seguiu a metodologia

proposta por Cerri et al. (1985), permitindo identificar a origem do carbono orgânico presente no solo, diferenciando entre carbono derivado de plantas C3 e C4. Os conteúdos de carbono de origem C3 e C4 (kg m^{-3}) foram obtidos pela multiplicação da concentração de carbono total (g kg^{-1}) pela densidade do solo (kg dm^{-3}) correspondente a cada camada. A fração de carbono de origem C3 foi determinada pela Equação 3:

$$\%C_{C3} = \frac{(\delta^{13}C_{\text{solo } T} - \delta^{13}C_{4(\text{Linha/Raiz})})}{(\delta^{13}C_{\text{solo } C3(\text{Floresta})} - \delta^{13}C_{4(\text{Linha/Raiz})})} \times 100 \quad (3)$$

Onde: $\%C_{C3}$ representa a fração de carbono derivado de plantas C3; $\delta^{13}C_{\text{solo } T}$ é o valor de $\delta^{13}C$ da amostra de solo do tratamento; $\delta^{13}C_{4(\text{Linha/Raiz})}$ corresponde ao valor de $\delta^{13}C$ da linha para a profundidade de 0-5 cm ou da raiz para profundidades superiores a 5 cm; $\delta^{13}C_{\text{solo } F}$ é o valor de $\delta^{13}C$ do solo da floresta na mesma profundidade do solo analisado. A fração de carbono derivado de plantas C4 foi calculada conforme a Equação 4:

$$\%C_{C4} = 100 - \%C_{C3} \quad (4)$$

Nesse cálculo, assumiu-se que a linha foi a principal fonte de C na profundidade de 0-5 cm, enquanto a raiz foi a principal fonte de carbono orgânico em profundidades superiores a 5 cm, conforme descrito por Santos et al. (2019).

2.7. Análise estatística

As análises foram realizadas separadamente para cada local (Af e Aw), sem comparações diretas entre climas. A normalidade e a homogeneidade de variâncias foram verificadas pelos testes de Shapiro–Wilk e Levene. Nas variáveis que violaram os pressupostos de normalidade ou homoscedasticidade, aplicou-se a transformação logarítmica ($\log_{(x+1)}$) (Feng et al., 2014). Quando os pressupostos foram atendidos, utilizou-se a ANOVA One-Way para comparar as médias entre os sistemas de uso da terra com pós-teste de Tukey HSD. Em casos de heterocedasticidade, foi aplicada a ANOVA de Welch com pós-teste de Games-Howell (Field, 2015).

Para as variáveis de estoque de carbono e nitrogênio no solo (ECS, ENS), também foi estimado o tamanho de efeito pelo eta squared (η^2), para complementar a interpretação dos testes de hipótese e quantificar a variação explicada pelo fator “uso da terra”, independentemente da significância estatística. Os valores de η^2 foram interpretados segundo Cohen (1988): pequeno ($\geq 0,01$), moderado ($\geq 0,06$) e grande ($\geq 0,14$). As análises foram realizadas no software R (v. 4.3.0, R Core Team).

3. Resultados

3.1. Textura do solo

A textura variou entre usos da terra e profundidades, com predomínio de areia em São Miguel do Guamá (Af) e de argila em Paragominas (Aw) (Tabela 3). No Af, a areia foi mais abundante nas camadas superficiais, diminuindo em profundidade, enquanto a argila apresentou tendência oposta. As pastagens nominais apresentaram menor teor de areia e maior teor de argila nas camadas profundas. No Aw, a argila predominou em todos os sistemas, aumentando em profundidade, com destaque para as pastagens nominais, que apresentaram os maiores teores dessa fração. O silte manteve-se baixo em ambos os locais.

Tabela 3

Teores de areia, silte e argila (g kg^{-1}) no perfil do solo (0–100 cm) sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá (Af) e Paragominas (Aw), Pará, Brasil.

Land use	Depth (cm)	São Miguel do Guamá (Af) ¹			Paragominas (Aw) ²		
		g kg^{-1}					
		Sand	Silt	Clay	Sand	Silt	Clay
Forest	0-5	793	87	120	55	165	780
	5-10	823	37	140	46	154	800
	10-20	723	97	180	38	122	840
	20-30	775	5	220	28	92	880
	30-40	662	78	260	26	54	920
	40-60	727	33	240	33	27	940
	60-80	725	15	260	23	97	880
	80-100	716	4	280	27	133	840
Agriculture	0-5	833	27	140	64	256	680
	5-10	818	22	160	44	236	720
	10-20	751	49	200	32	128	840
	20-30	733	7	260	34	86	880
	30-40	692	28	280	45	55	900
	40-60	674	6	320	20	80	900
	60-80	666	14	320	23	97	880
	80-100	650	30	320	39	121	840
Intensive Pasture	0-5	762	78	160	32	148	820
	5-10	795	25	180	27	133	840
	10-20	744	16	240	26	94	880
	20-30	690	50	260	21	79	900
	30-40	754	66	180	22	58	920
	40-60	747	13	240	20	60	920
	60-80	692	28	280	23	57	920
	80-100	669	31	300	24	96	880
Nominal Pasture	0-5	719	81	200	41	159	800
	5-10	726	74	200	33	127	840
	10-20	703	77	220	31	109	860
	20-30	702	58	240	39	81	880
	30-40	651	69	280	30	70	900
	40-60	607	33	360	29	71	900
	60-80	585	55	360	26	214	760
	80-100	586	34	380	29	591	780

Legend: ¹In São Miguel do Guamá (Af), agriculture refers to oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.); In Paragominas (Aw), agriculture refers to the Integrated Crop-Livestock-Forest (ICLF) system.

3.2. Densidade do solo

Em São Miguel do Guamá (Af), a densidade do solo variou ao longo do perfil, mas não houve diferenças ($p > 0,05$) nas camadas de 0-60 cm (Fig. 3a). Na camada de 60-80 cm, a pastagem nominal apresentou o maior valor ($1,7 \text{ g cm}^{-3}$), diferindo da floresta ($1,6 \text{ g cm}^{-3}$, $p < 0,05$), enquanto a agricultura e a pastagem intensiva exibiram valores intermediários. Nas camadas mais profundas (80-100 cm), a densidade variou entre $1,5$ e $1,6 \text{ g cm}^{-3}$, sem diferenças ($p > 0,05$).

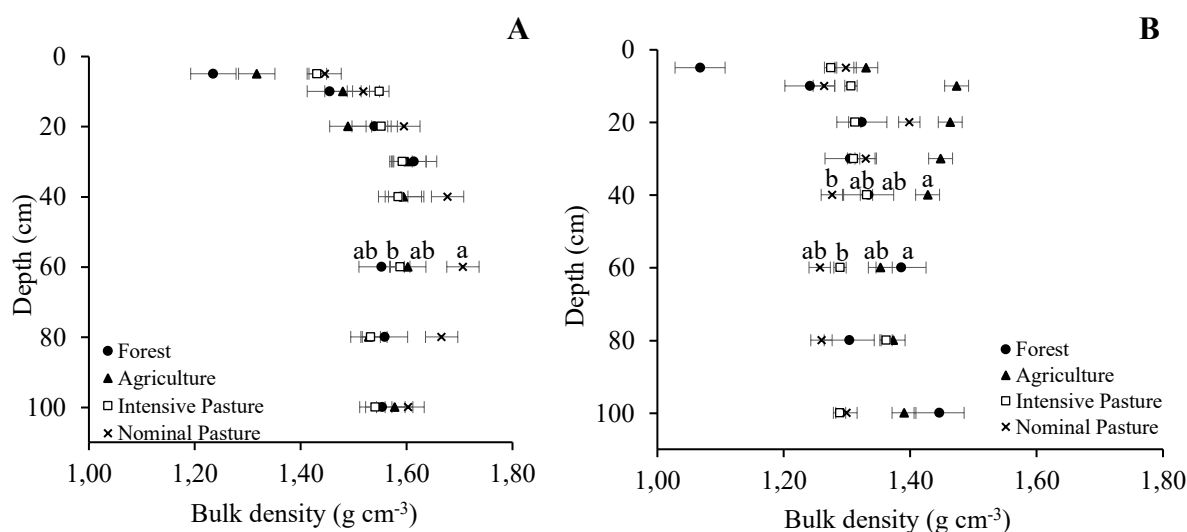


Fig. 3. Densidade do solo (g cm^{-3}) no perfil de 0–100 cm de profundidade sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá – Af (A) e Paragominas – Aw (B), Pará, Brasil. Médias em uma mesma linha seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si ($p > 0,05$; ANOVA de Welch seguida pelo teste de Games-Howell).

Em Paragominas (Aw), a densidade do solo variou ao longo do perfil, sem diferenças ($p > 0,05$) na camada de 0-30 cm (Fig. 3b). Aos 30-40 cm, o solo sob agricultura ($1,4 \text{ g cm}^{-3}$) apresentou densidade maior em relação à pastagem nominal ($1,3 \text{ g cm}^{-3}$, $p < 0,05$), enquanto floresta e pastagem intensiva não diferiram entre si. Na profundidade 40-60 cm, a floresta ($1,4 \text{ g cm}^{-3}$) apresentou maior densidade do que a pastagem intensiva ($1,3 \text{ g cm}^{-3}$, $p < 0,05$). Entre 60 e 100 cm, os valores oscilaram entre $1,3$ e $1,5 \text{ g cm}^{-3}$, sem diferenças significativas ($p > 0,05$).

3.3. Concentração de C e N do solo

A concentração de carbono variou ao longo do perfil do solo nos diferentes sistemas de uso da terra (Fig. 4). Em São Miguel do Guamá (Af), não houve diferenças ($p > 0,05$) entre os sistemas em nenhuma profundidade (Fig. 4a). Na camada superficial (0-5 cm), os valores oscilaram entre $10,8 \text{ g kg}^{-1}$ (floresta) e $14,6 \text{ g kg}^{-1}$ (pastagem intensiva), reduzindo gradualmente

com a profundidade. Nas camadas intermediárias (5-60 cm), as concentrações variaram de 7,9 a 3,7 g kg⁻¹, enquanto nas camadas mais profundas (60-100 cm) os valores ficaram entre 3,0 e 3,7 g kg⁻¹, sem diferenças ($p > 0,05$) entre os sistemas.

Em Paragominas (Aw), houve efeito ($p < 0,05$) nas profundidades de 0-5 cm e 60-80 cm; Fig. 4b). Na camada superficial (0-5 cm), a pastagem nominal (45,0 g kg⁻¹) apresentou a maior concentração de C, diferenciando-se da agricultura (24,5 g kg⁻¹). A floresta (43,1 g kg⁻¹) e a pastagem intensiva (36,6 g kg⁻¹) apresentaram valores intermediários, sem diferenças entre si ($p > 0,05$). Entre 5 e 60 cm, as concentrações reduziram gradualmente (18,1 a 7,0 g kg⁻¹) valores semelhantes entre os sistemas ($p > 0,05$). Na profundidade 60-80 cm, a pastagem intensiva apresentou a maior concentração de C (6,5 g kg⁻¹), enquanto a pastagem nominal teve os menores valores (5,4 g kg⁻¹). Nas camadas mais profundas (80-100 cm), os valores variaram entre 4,2 e 6,4 g kg⁻¹, sem diferenças ($p > 0,05$).

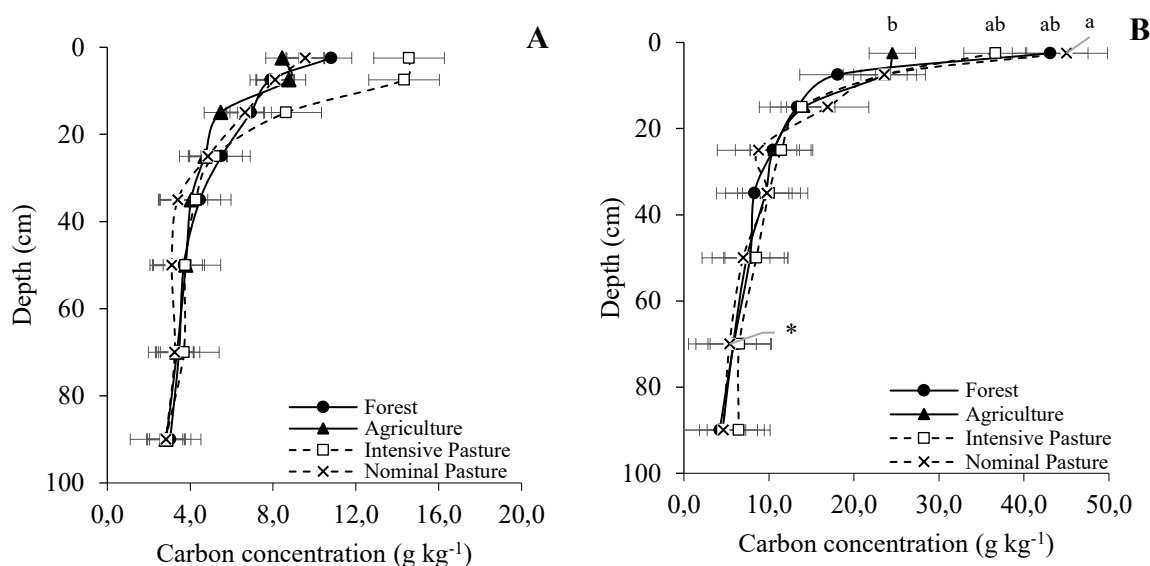


Fig. 4. Concentração de carbono no solo (g C kg⁻¹ de solo) no perfil de 0–100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra em São Miguel do Guamá (A) e Paragominas (B), Pará, Brasil. Médias em uma mesma linha seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si ($p > 0,05$; ANOVA de Welch seguida pelo teste de Games-Howell).

A concentração de nitrogênio no solo variou ao longo do perfil nos diferentes sistemas de uso da terra. Em São Miguel do Guamá (Af), não houve diferenças ($p > 0,05$) entre os sistemas em nenhuma profundidade (Fig. 5a). Os valores variaram entre 0,2 e 1,2 g kg⁻¹ ao longo do perfil. As maiores concentrações foram observadas na camada 0-20 cm (0,4 a 1,2 g kg⁻¹), com redução progressiva até 30 cm, quando os valores passaram a se manter estáveis, entre 0,2 e 0,4 g kg⁻¹.

Em Paragominas (Aw), a concentração de nitrogênio variou entre 0,3 e 2,9 g kg⁻¹ (Fig. 5b). As maiores concentrações foram registradas na camada 0-30 cm, com uma redução progressiva em profundidade. A partir de 30 cm, os valores se estabilizaram, variando entre 0,3 e 0,8 g kg⁻¹. Houve efeito ($p < 0,05$) na profundidade de 0-5 cm, onde a agricultura (1,9 g kg⁻¹) apresentou concentração significativamente menor que a pastagem nominal (2,2 g kg⁻¹). Não foram observadas diferenças entre a agricultura e os demais sistemas (floresta: 2,2 g kg⁻¹, pastagem intensiva: 2,1 g kg⁻¹, $p > 0,05$). Nas demais profundidades (5-100 cm), não houve diferenças ($p > 0,05$) entre os sistemas.

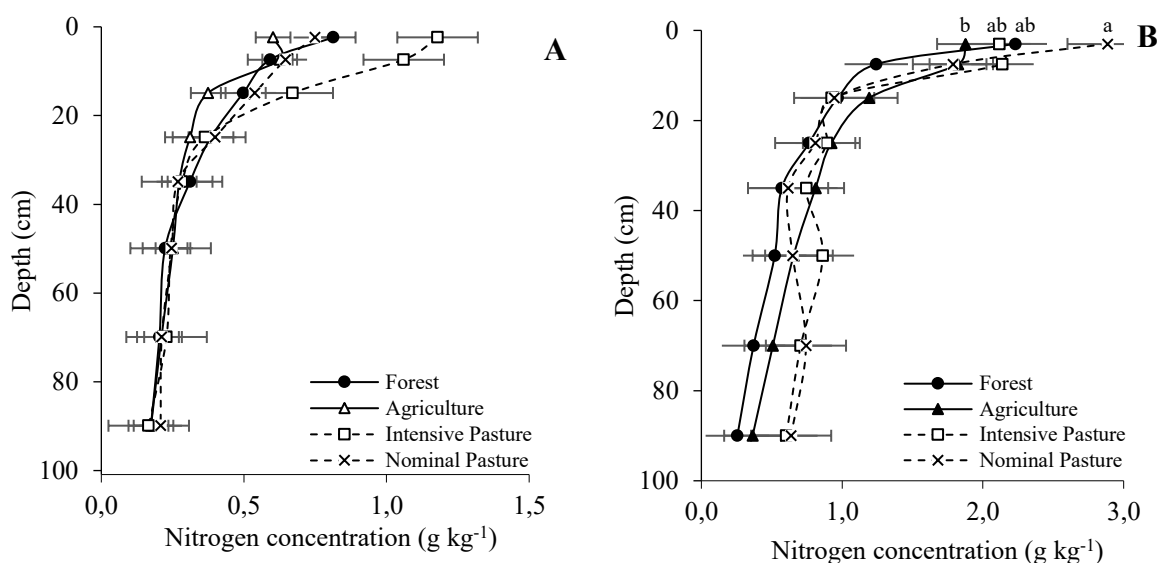


Fig. 5. Concentração de nitrogênio no solo (g N kg⁻¹ de solo) no perfil de 0–100 cm de profundidade sob diferentes usos da terra em São Miguel do Guamá (A) e Paragominas (B), Pará, Brasil. Médias em uma mesma linha seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si ($p > 0,05$; ANOVA de Welch seguida pelo teste de Games-Howell).

Em São Miguel do Guamá (Af), a relação carbono/nitrogênio (C/N) variou de 12,1 a 17,6 entre os sistemas de uso da terra ao longo do perfil do solo. Houve diferenças entre os diferentes sistemas de uso da terra nas profundidades de 0-5 cm, 10-20 cm, 20-30 cm e 80-100 cm ($p < 0,05$; Tabela 4). Na camada superficial (0-5 cm), a agricultura apresentou a maior relação C/N, enquanto as pastagens intensiva e nominal registraram os menores valores. A floresta apresentou um valor intermediário, sem diferenças ($p > 0,05$) em relação à agricultura e à pastagem intensiva.

Entre 10-20 cm e 20-30 cm, a agricultura manteve valores superiores, diferenciando-se das pastagens, enquanto a floresta apresentou valores intermediários. Na profundidade 40-60 cm, a floresta registrou a maior relação C/N, enquanto a pastagem nominal apresentou o menor

valor ($p < 0,05$). Em 80-100 cm, os valores mais elevados foram observados na floresta, agricultura e pastagem intensiva, que se diferenciaram da pastagem nominal ($p < 0,05$).

Tabela 4

Relação carbono/nitrogênio (C/N) no perfil do solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá, Pará, Brasil (Af).

Depth (cm)	Land Use				C.V (%)	P-value
	Forest	Agriculture ¹	Intensive Pasture	Nominal Pasture		
0-5	13.2 ± 0.7 ab	14.1 ± 0.3 a	12.3 ± 0.2 b	12.7 ± 0.6 b	3.5	0.00
5-10	13.4 ± 0.7	14.1 ± 1.0	13.3 ± 1.4	12.4 ± 0.5	6.9	0.11
10-20	13.8 ± 0.4 ab	14.8 ± 1.5 a	12.8 ± 0.5 b	12.4 ± 0.4 b	5.0	0.01
20-30	14.4 ± 0.7 ab	15.2 ± 1.0 a	14.2 ± 1.7 ab	12.1 ± 0.6 b	7.1	0.01
30-40	14.6 ± 2.0	15.0 ± 1.2	15.3 ± 1.7	12.7 ± 0.9	10.0	0.07
40-60	16.6 ± 1.4 a	15.2 ± 1.6 ab	16.0 ± 3.1 ab	12.6 ± 0.6 b	10.6	0.01
60-80	17.0 ± 1.4	16.0 ± 1.4	13.5 ± 6.2	15.4 ± 3.1	14.7	0.74
80-100	17.6 ± 0.8 a	16.3 ± 1.3 a	17.0 ± 1.5 a	13.7 ± 0.9 b	7.1	0.01

Legend: ¹Oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.); CV: coefficient of variation. Means with the same letter are not significantly different from each other ($p < 0.05$, Welch's ANOVA followed by Games-Howell test).

Em Paragominas, a relação C/N variou entre 9,0 e 19,8 ao longo do perfil do solo e entre os sistemas de uso da terra (Tabela 5). Foram observadas diferenças ($p < 0,05$) entre os sistemas apenas na camada superficial (0-5 cm), onde a pastagem intensiva apresentou o maior valor, enquanto a agricultura registrou o menor. A floresta e a pastagem nominal apresentaram valores intermediários, sem diferenças significativas entre si. Nas demais profundidades, não foram observadas diferenças ($p > 0,05$) entre os sistemas de uso da terra, sem um padrão evidente de variação.

Tabela 5

Relação carbono/nitrogênio (C/N) no perfil do solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em Paragominas, Pará, Brasil (Aw).

Depth (cm)	Land Use				C.V (%)	P-value
	Forest	Agriculture ¹	Intensive Pasture	Nominal Pasture		
0-5	14.5 ± 0.8 ab	13.1 ± 0.7 b	18.3 ± 8.3 a	15.6 ± 1.0 b	15.8	0.04
5-10	11.0 ± 1.7	12.9 ± 0.6	11.8 ± 3.3	12.7 ± 2.2	16.2	0.38
10-20	10.3 ± 1.1	11.8 ± 0.4	15.0 ± 3.0	19.8 ± 9.2	20.1	0.08
20-30	10.3 ± 1.4	11.5 ± 0.4	14.1 ± 5.1	11.1 ± 0.6	14.8	0.40
30-40	10.7 ± 0.9	11.8 ± 0.6	13.7 ± 2.4	11.0 ± 0.4	8.8	0.13
40-60	15.4 ± 8.4	11.3 ± 0.4	9.0 ± 1.9	11.2 ± 0.4	20.2	0.55
60-80	11.9 ± 0.3	11.5 ± 0.4	11.9 ± 0.7	11.4 ± 0.3	3.7	0.22
80-100	12.5 ± 0.4	12.6 ± 0.9	11.6 ± 1.7	11.9 ± 0.3	6.9	0.25

Legend: ¹Integrated Crop-Livestock System (ICLS); CV: coefficient of variation. Means with the same letter are not significantly different from each other ($p < 0.05$, Welch's ANOVA followed by Games-Howell test).

3.4. Estoque de C e N do solo

Em São Miguel do Guamá (Af), os estoques de carbono no solo (ECS) variaram de 27,6 a 42,4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) e de 59,4 a 75,5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm) (Tabela 6). Não houve diferenças significativas entre sistemas ($p > 0,05$), mas o tamanho de efeito elevado ($\eta^2 = 0,42$ e 0,39, respectivamente). Para os estoques de nitrogênio (ENS), foram observadas diferenças ($p < 0,05$) entre os sistemas. Aos 0-30 cm, a pastagem intensiva apresentou o maior valor (3,2 Mg ha⁻¹), diferindo da floresta, da agricultura e da pastagem nominal. O mesmo foi observado na camada de 0–100 cm, com ENS de 5,3 Mg ha⁻¹.

Tabela 6

Estoques médios de C e N no solo (Mg ha⁻¹) nas camadas de 0–30 cm e 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá, Pará (Af).

Depth (cm)	Land Use				CV (%)	p-value	η^2
	Forest	Agriculture ¹	Intensive Pasture	Nominal Pasture			
Carbon Stock (Mg ha ⁻¹)							
0-30	31.8 ± 2.6	27.6 ± 5.4	42.4 ± 10.3	30.5 ± 9.3	20.6	0.08	0.42
0-100	65.1 ± 4.7	59.4 ± 9.5	75.5 ± 12.3	60.3 ± 8.9	13.6	0.10	0.39
Nitrogen Stock (Mg ha ⁻¹)							
0-30	2.3 ± 0.2 ab	1.9 ± 0.4 b	3.2 ± 0.65 a	2.45 ± 0.7 ab	19.0	0.02	0.54
0-100	4.3 ± 0.3 ab	4.0 ± 0.6 b	5.3 ± 0.68 a	4.61 ± 0.7 ab	12.5	0.04	0.49

Legend: ¹Oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.); CV: Coefficient of variation. η^2 : Effect size interpreted as small (≥ 0.01), moderate (≥ 0.06), and large (≥ 0.14), according to Cohen (1988). Means in the same row followed by the same letter do not differ significantly ($p > 0.05$; ANOVA followed by Tukey HSD test).

Em Paragominas (Aw), os ECS variaram de 63,9 a 77,4 Mg ha⁻¹ (0–30 cm) e de 117,1 a 134,5 Mg ha⁻¹ (0–100 cm) (Tabela 7). Não houve diferenças significativas entre sistemas ($p > 0,05$), mas os valores de η^2 foram 0,26 e 0,29, respectivamente. Para o ENS, também não se verificaram diferenças ($p > 0,05$), com η^2 variando de 0,13 (0–30 cm) a 0,17 (0–100 cm), caracterizando efeitos de pequena a moderada magnitude.

Tabela 7

Estoques médios de C e N no solo (Mg ha⁻¹) nas camadas de 0-30 cm e 0-100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em Paragominas, Pará (Aw).

Depth (cm)	Land Use				CV (%)	p-value	η^2
	Forest	Agriculture ¹	Intensive Pasture	Nominal Pasture			
Carbon Stock (Mg ha ⁻¹)							
0-30	65.3 ± 12.0	63.9 ± 8.2	70.5 ± 9.8	77.4 ± 10.8	14.0	0.28	0.26
0-100	117.1 ± 14.0	117.2 ± 10.8	130.9 ± 11.1	134.5 ± 19.6	11.1	0.24	0.29
Nitrogen Stock (Mg ha ⁻¹)							
0-30	5.6 ± 1.0	5.2 ± 0.7	5.4 ± 0.7	5.8 ± 0.5	13.1	0.64	0.13
0-100	9.8 ± 1.3	9.8 ± 1.0	10.6 ± 0.9	10.8 ± 1.5	11.4	0.51	0.17

Legend: Integrated Crop-Livestock System (ICLS); CV: Coefficient of variation. η^2 : Effect size interpreted as small (≥ 0.01), moderate (≥ 0.06), and large (≥ 0.14), according to Cohen (1988). Means in the same row followed by the same letter do not differ significantly ($p > 0.05$; ANOVA followed by Tukey HSD test).

3.5. Origem e distribuição do carbono no perfil do solo

Em São Miguel do Guamá (Af), a abundância de $\delta^{13}\text{C}$ no solo variou de $-29,3\text{‰}$ a $-18,2\text{‰}$ entre os sistemas de uso da terra (Fig. 6a). Agricultura, pastagem intensiva e nominal mostraram valores mais enriquecidos, sugerindo maior contribuição de carbono C4. Apenas no sistema florestal os valores de $\delta^{13}\text{C}$ tornaram-se menos negativos com o aumento da profundidade, refletindo o acúmulo de carbono mais antigo nas camadas inferiores. Nos demais sistemas, os valores se mantiveram estáveis ou tornaram-se mais negativos, o que sugere maior aporte de carbono recente em camadas subsuperficiais ou redistribuição vertical da matéria orgânica.

Nas camadas de 0-10 cm, a floresta registrou os valores mais negativos ($-29,3\text{‰}$ a $-28,7\text{‰}$), enquanto a pastagem intensiva apresentou os mais elevados ($-18,2\text{‰}$ a $-18,6\text{‰}$). A agricultura variou entre $-21,6\text{‰}$ e $-21,8\text{‰}$, e a nominal entre $-19,5\text{‰}$ e $-20,7\text{‰}$. Entre 10-30 cm, os valores da floresta permaneceram baixos ($-28,4\text{‰}$ a $-28,0\text{‰}$), enquanto os maiores valores continuaram na pastagem intensiva ($-20,0\text{‰}$ a $-23,2\text{‰}$). Abaixo de 30 cm, o enriquecimento isotópico foi mais sutil, mas a floresta seguiu com os valores mais negativos. Aos 80-100 cm, não houve diferença ($p > 0,05$) entre floresta e pastagem nominal, nem entre agricultura e intensiva.

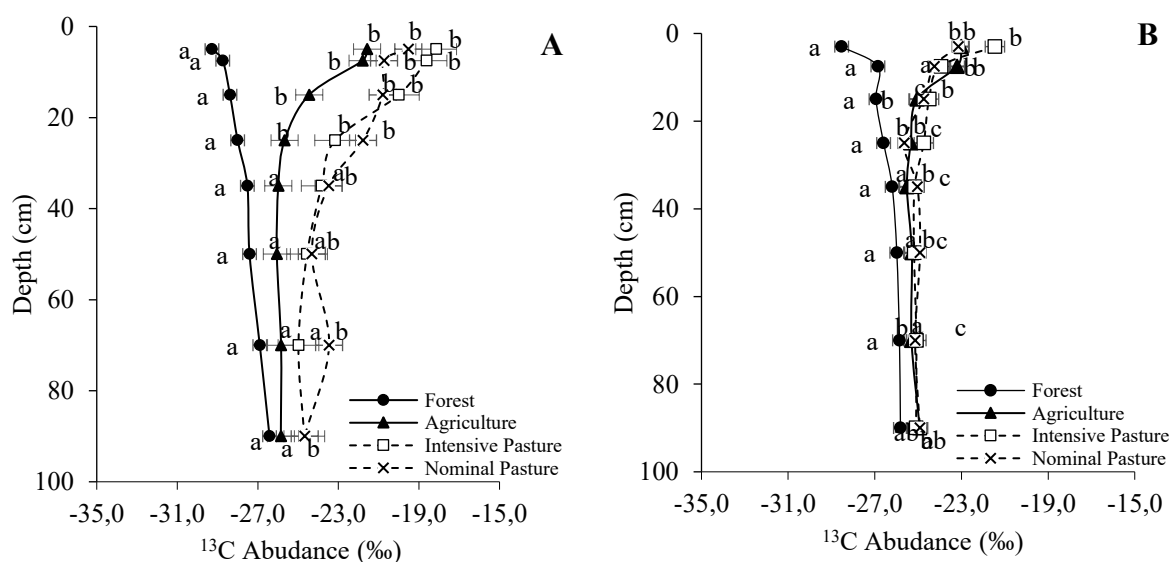


Fig. 6. Abundância do isótopo de carbono-13 ($\delta^{13}\text{C}$) no perfil de solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá (A) e Paragominas (B), Pará, Brasil. Médias em uma mesma linha seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si ($p > 0,05$; ANOVA de Welch seguida pelo teste de Games-Howell).

Conforme esperado, a floresta apresentou 100% de carbono C3 em todas as profundidades (Fig. 7), refletindo a ausência de espécies C4 nesse sistema. Nos demais usos da terra, observou-se substituição parcial de carbono C3 por C4, principalmente nas camadas

superficiais. Aos 0-5 cm, a proporção de carbono C4 foi de 89% na pastagem intensiva, 59% na nominal e 54% na agricultura. Com o aumento da profundidade, a participação relativa de C4 diminuiu em todos os sistemas, embora a pastagem nominal ainda apresentasse 35% entre 60-80 cm e 17% entre 80-100 cm, enquanto a agricultura manteve valores abaixo de 15% a partir de 40 cm.

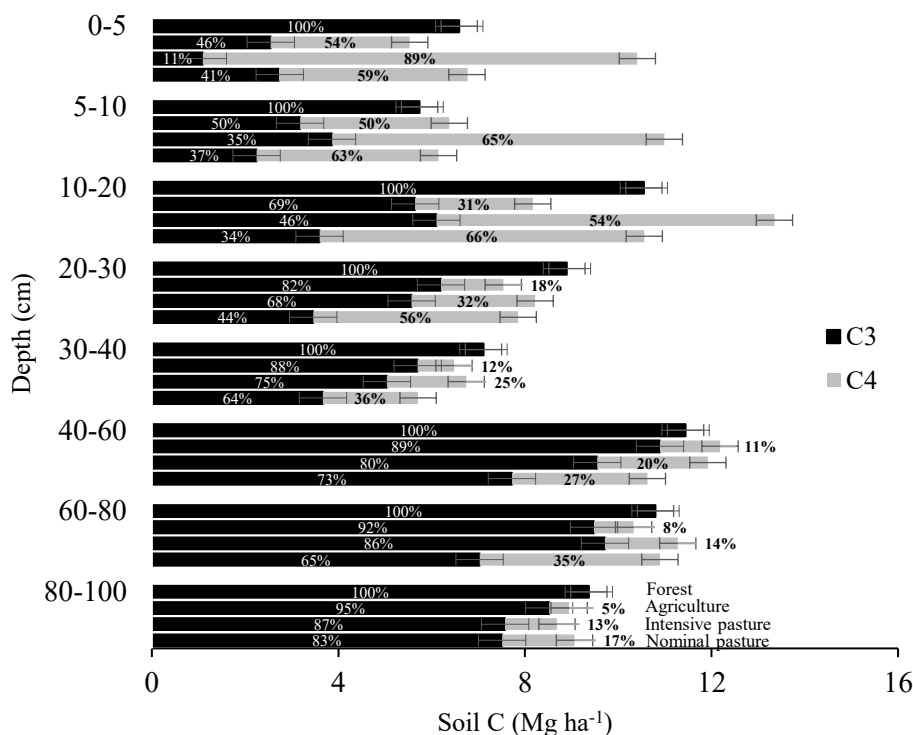


Fig. 7. Contribuição relativa de carbono de plantas C3 (preto) e C4 (cinza) (%) ao longo do perfil do solo (0–100 cm) sob diferentes sistemas de uso da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal) em São Miguel do Guamá (Af), Pará, Brasil.

A massa de carbono C3 variou de 1,1 a 10,9 Mg ha⁻¹ ao longo do perfil de 0-100 cm, com os maiores valores observados na agricultura e os menores na pastagem intensiva, principalmente nas camadas superficiais (Tabela 8). Foram verificadas diferenças ($p < 0,05$) entre os sistemas nas profundidades de 20-30 cm e 60-80 cm, com menores massas de C3 na pastagem nominal. Para o carbono C4, as massas variaram entre 0,4 e 9,3 Mg ha⁻¹, com os maiores valores na pastagem intensiva, especialmente aos 0-5 cm. Diferenças significativas entre os sistemas foram observadas em quase todas as camadas do perfil, exceto em 5-10 cm. As massas de C4 diminuíram com a profundidade em todos os sistemas, embora a pastagem nominal e intensiva tenham mantido valores mais elevados que a agricultura entre 60-100 cm ($p < 0,05$).

Tabela 8

Carbono derivado de plantas C3 e C4 (Mg ha⁻¹) no perfil do solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em São Miguel do Guamá (Af), Pará, Brasil.

Depth (cm)	C3					C4				
	Agriculture ¹	Intensive pasture	Nominal pasture	C.V (%)	<i>p</i> -value	Agriculture ¹	Intensive pasture	Nominal pasture	C.V (%)	<i>p</i> -value
0-5	2.5 ± 0.8	1.1 ± 0.9	2.7 ± 0.6	44,1	0.07	3.0 ± 1.3 b	9.3 ± 2.7 a	4.0 ± 1.4 b	36.6	0.02
5-10	3.2 ± 0.5	3.9 ± 1.8	2.2 ± 1.1	37.3	0.32	3.2 ± 1.2	7.1 ± 3.3	3.9 ± 1.6	41.6	0.19
10-20	5.7 ± 1.1	6.1 ± 1.7	3.6 ± 1.0	24.4	0.06	1.6 ± 0.3 b	7.2 ± 3.3 a	7.0 ± 3.9 a	51.4	0.01
20-30	6.2 ± 0.8 a	5.6 ± 1.1 a	3.5 ± 0.6 b	15.9	0.00	1.3 ± 0.5 b	2.6 ± 0.5 a	4.4 ± 2.6 ab	38.2	0.02
30-40	5.7 ± 1.3	5.0 ± 0.8	3.7 ± 0.7	19.2	0.06	0.8 ± 0.3 b	1.7 ± 0.1 a	2.0 ± 0.8 a	27.0	0.01
40-60	10.9 ± 2.5	9.6 ± 0.9	7.7 ± 1.1	15.5	0.10	1.3 ± 0.3 b	2.4 ± 0.4 a	2.9 ± 0.9 a	24.0	0.01
60-80	9.5 ± 2.4 ab	9.7 ± 0.8	7.0 ± 1.0 b	15.5	0.02	0.8 ± 0.1 b	1.6 ± 0.2 a	3.9 ± 0.7 a	39.0	0.04
80-100	8.5 ± 1.2	7.6 ± 1.1	7.5 ± 0.5	11.6	0.39	0.4 ± 0.2 b	1.1 ± 0.2 a	1.6 ± 0.7 a	35.0	0.01

Legend:¹Oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.); CV: coefficient of variation. Means in the same row followed by the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Welch's ANOVA followed by Games-Howell test).

Em Paragominas, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram entre -28,5‰ e -21,5‰ (Fig. 6b). A floresta apresentou os valores mais negativos em todo o perfil, indicando predominância de carbono C3. Agricultura, pastagem intensiva e nominal exibiram valores mais enriquecidos, refletindo substituição parcial por carbono C4, especialmente nas camadas superficiais. Aos 0-5 cm, a floresta registrou -28,5‰, enquanto os demais sistemas variaram entre -24,5‰ e -25,0‰ ($p < 0,05$). Aos 5-10 cm, as diferenças não foram significativas ($p > 0,05$). Em profundidades intermediárias (10–30 cm), as diferenças entre sistemas foram pequenas, e nas camadas mais profundas (≥ 80 cm) não houve distinção significativa ($p > 0,05$).

A floresta apresentou 100% de carbono C3 em todas as profundidades (Fig. 8). Nos demais sistemas de uso da terra, observou-se maior contribuição de carbono C4 nas camadas superficiais (0-20 cm), especialmente na pastagem nominal, que atingiu 47% aos 0-5 cm, seguida pela pastagem intensiva (48%) e pela agricultura (37%). A partir de 20 cm, a proporção de C4 diminuiu progressivamente, embora a pastagem nominal ainda apresentasse 11% entre 80-100 cm. Já na agricultura, os valores permaneceram inferiores a 10% a partir de 40 cm.

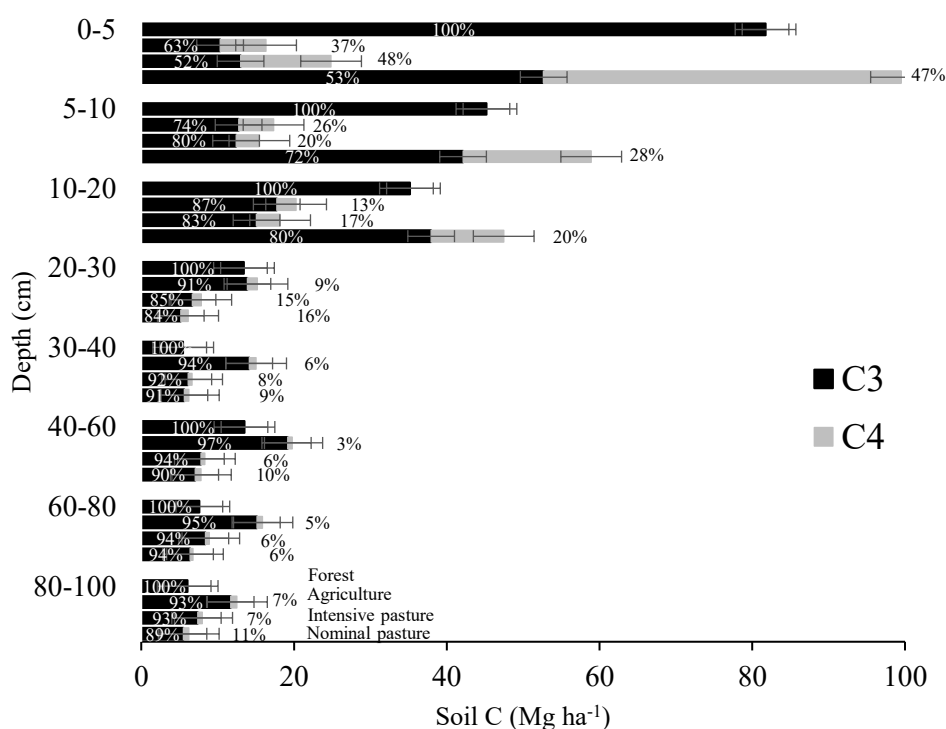


Fig. 8. Contribuição relativa de carbono de plantas C3 (preto) e C4 (cinza) (%) ao longo do perfil do solo (0–100 cm) sob diferentes sistemas de uso da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal) em Paragominas (Aw), Pará, Brasil.

As massas de carbono C3 no solo em Paragominas variaram de 5,2 a 52,7 Mg ha⁻¹ ao longo do perfil de 0-100 cm (Tabela 9). Os maiores valores foram observados na floresta e na pastagem nominal até 20 cm, com diferenças ($p < 0,05$) entre os usos aos 0-5 cm e 5-10 cm. A

partir de 20 cm, a agricultura apresentou as maiores massas de C3, diferindo significativamente dos demais sistemas entre 20-100 cm ($p < 0,05$). Para o carbono C4, os valores variaram entre 0,4 e 46,8 Mg ha⁻¹, com os maiores massas registradas na pastagem nominal aos 0-5 cm ($p < 0,05$). Nas demais profundidades, as diferenças entre os sistemas não foram significativas ($p > 0,05$).

Tabela 9Carbono derivado de plantas C3 e C4 (Mg ha^{-1}) no perfil do solo de 0–100 cm sob diferentes sistemas de uso da terra em Paragominas (Aw), Pará, Brasil.

Depth (cm)	C3					C4				
	Agriculture ¹	Intensive pasture	Nominal pasture	C.V (%)	<i>p</i> -value	Agriculture ¹	Intensive pasture	Nominal pasture	C.V (%)	<i>p</i> -value
0-5	10.3 ± 0.5 b	13.0 ± 1.6 b	52.7 ± 10.0 a	12.1	0.01	6.0 ± 1.7 b	11.9 ± 7.5 b	46.8 ± 10.9 a	38.0	0.01
5-10	12.7 ± 1.3	12.4 ± 1.8	42.1 ± 19.7	23.8	0.05	4.6 ± 2.3	3.0 ± 0.5	16.8 ± 11.0	43.7	0.13
10-20	17.7 ± 5.3 b	15.1 ± 2.8 b	38.0 ± 5.5 a	20.8	<0.01	2.5 ± 0.4	3.1 ± 1.1	9.5 ± 5.4	35.3	0.14
20-30	13.9 ± 2.0 a	6.7 ± 1.3 b	5.2 ± 0.5 b	14.5	<0.01	1.3 ± 0.3	1.1 ± 0.2	1.0 ± 1.3	60.7	0.71
30-40	14.1 ± 1.4 a	6.2 ± 0.6 b	5.6 ± 0.8 b	10.9	0.01	0.9 ± 0.3	0.5 ± 0.2	0.6 ± 0.4	51.6	0.25
40-60	19.2 ± 3.8 a	7.8 ± 1.7 b	7.1 ± 2.6 b	25.7	0.01	0.6 ± 0.5	0.5 ± 0.2	0.7 ± 0.3	53.5	0.51
60-80	15.1 ± 1.5 a	8.4 ± 0.8 b	6.4 ± 0.4 b	8.6	<0.01	0.7 ± 0.5	0.5 ± 0.1	0.4 ± 0.2	51.5	0.48
80-100	11.7 ± 1.0 a	7.4 ± 2.2 b	5.5 ± 0.8 b	17.7	0.03	0.8 ± 0.5	0.6 ± 0.1	0.7 ± 0.3	41.0	0.57

Legend: ¹Integrated Crop-Livestock System (ICLS); CV: coefficient of variation. Means in the same row followed by the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Welch's ANOVA followed by Games-Howell test).

4. Discussão

4.1. Textura e densidade do solo

Em São Miguel do Guamá (clim Af), os solos apresentam textura predominantemente arenosa nas camadas superficiais (Tabela 3), com teores superiores a 750 g kg^{-1} sob floresta e agricultura. Essa característica, associada à alta precipitação anual (Fig. 2), favorece a lixiviação de nutrientes, reduz a retenção de matéria orgânica e acelera sua decomposição (Liang et al., 2022). A mineralogia também facilita o acesso microbiano à matéria orgânica (MO), intensificando os processos de mineralização (Jones et al., 2019; Miranda; Avelar, 2018; Lu et al., 2020) e contribuindo para os menores estoques de carbono e nitrogênio observados nesse tipo de solo (Fig. 4a).

O histórico de manejo também influencia as propriedades superficiais do solo. Pastagens intensivamente manejadas, com cobertura contínua de gramíneas, aumentam o aporte de resíduos orgânicos e protegem contra a erosão, favorecendo a estabilidade estrutural (Marcatto et al., 2021). Já o aumento da densidade a partir de 20 cm, observado em todos os usos da terra em São Miguel do Guamá, está relacionado ao maior teor de argila em profundidade, característica pedológica local, e não a processos antrópicos como compactação por pisoteio ou degradação física.

Em Paragominas (clima Aw), os solos apresentam textura muito argilosa em todos os sistemas (Tabela 3), com teores acima de 800 g kg^{-1} já nos primeiros 5 cm. Essa condição favorece a formação de agregados estáveis, a proteção física da matéria orgânica e a elevada retenção de água (Jones et al., 2019; Lu et al., 2020). A maior densidade registrada sob o sistema agrícola reflete o impacto do tráfego de máquinas pesadas no sistema de Integração Lavoura-Pecuária (ILP), especialmente em áreas com baixa cobertura entre as linhas de plantio (Centeri, 2022; Lustosa Filho et al., 2024), o que pode reduzir a macroporosidade, a infiltração de água e o crescimento radicular.

Por outro lado, os menores valores de densidade observados sob floresta (Fig. 3b), particularmente na camada superficial ($1,1 \text{ g cm}^{-3}$), maior porosidade total, resultado da deposição contínua de liteira, alta atividade biológica e ausência de distúrbios antrópicos. Apesar de a textura ser uma propriedade estável no perfil do solo, a densidade aparente é altamente sensível ao manejo. O uso intensivo do solo, especialmente com máquinas agrícolas ou sob altas cargas animais, pode induzir rapidamente alterações estruturais, mesmo em solos com alta coesão e capacidade de suporte (Souza et al., 2024). Assim, a densidade confirma-se

como indicador útil de degradação física do solo, sobretudo em sistemas com baixa cobertura permanente e ausência de práticas conservacionistas.

4.2. Estoques de C e N

Em São Miguel do Guamá (Af), os menores estoques médios de C e N (Tabela 6) refletem a baixa capacidade de retenção de matéria orgânica dos solos arenosos, agravada pela alta precipitação e temperatura (Fig. 2). Nessas condições, a lixiviação de nutrientes e a rápida decomposição limitam a formação de estoques estáveis (Gomes et al., 2019; Liang et al., 2022). Embora não tenham sido observadas diferenças significativas, os valores moderados a elevados de η^2 para os ECS sugerem influência relevante do uso da terra, não captada pelo teste de significância.

Na pastagem intensiva, os maiores ENS refletem o efeito da adubação nitrogenada regular e da ciclagem acelerada via excretas, favorecida pela alta densidade animal e pela cobertura de gramíneas tropicais (Souza et al., 2024). Por outro lado, a agricultura com cultivo de dendê, apesar da alta produção de biomassa, adota práticas pouco eficazes para retenção de nutrientes, como ausência de cobertura entre linhas, aplicação superficial de fertilizantes e baixa reutilização de resíduos. Essas práticas favorecem perdas por volatilização e lixiviação, resultando em menor retenção de N, especialmente na camada de 0–30 cm (Tabela 6).

A relação C/N mais alta sob agricultura (Tabela 4) reflete o baixo aporte de N no cultivo de dendê e o acúmulo de resíduos recalcitrantes, como galhos e material carbonizado (Gomes et al., 2019; Silva et al., 2024). Embora possa indicar maior disponibilidade de carbono como substrato, valores acima de 14 podem limitar a atividade microbiana (Jilkova et al., 2020), ao contrário das pastagens (~12), mais favoráveis à decomposição. Na floresta, os altos valores de C/N nas camadas profundas indicam acúmulo de resíduos de lenta decomposição em ambientes com baixa entrada de N e reduzida atividade microbiana (Silva et al., 2024).

Em Paragominas (Aw), os estoques de C e N foram, em média, mais elevados, o que se relaciona à alta capacidade de retenção dos solos argilosos, ao maior teor de matéria orgânica na camada superficial (Tabela 1) e à menor precipitação anual (Fig. 2), que reduz a lixiviação (Gomes et al., 2019; Liang et al., 2022). A ausência de diferenças significativas sugere estabilidade dos estoques diante dos manejos avaliados (Tabela 7). Os valores na camada de 0–100 cm foram numericamente superiores na pastagem nominal, possivelmente devido ao uso de *M. maximus* cv. Mombaça e à aplicação prévia de cama de aviário (Durigan et al., 2017; Tinos et al., 2020), fatores que podem incrementar a fração mais lábil da matéria orgânica.

A relação C/N manteve-se relativamente estável entre os sistemas em Aw (Tabela 5), indicando equilíbrio entre aporte e decomposição de matéria orgânica (Ziviani et al., 2024). Floresta e pastagens apresentaram valores semelhantes de N, sustentados por processos naturais de ciclagem, enquanto a agricultura registrou menor N na camada superficial, possivelmente devido à maior exposição do solo e perdas por volatilização ou imobilização. A estabilidade dessa relação ao longo do perfil reflete a resiliência dos sistemas em solos com alta CTC, associada à proteção física da matéria orgânica por agregados estáveis e à liberação gradual de N mineral mesmo sob estresse hídrico (Peng et al., 2022; Ziviani et al., 2024).

4.3. Origem e distribuição do carbono no perfil do solo

Os valores mais negativos de $\delta^{13}\text{C}$ nas áreas florestais refletem o predomínio de plantas C3, como esperado para formações vegetais típicas da região amazônica (Azevedo et al., 2024, Santos et al., 2024). As plantas C3 apresentam maior discriminação isotópica durante a fotossíntese, o que resulta em assinaturas isotópicas mais negativas ($\delta^{13}\text{C} < -26\text{‰}$), diferentemente das plantas C4, como gramíneas tropicais, que discriminam menos o isótopo ^{13}C e, por isso, apresentam valores menos negativos de $\delta^{13}\text{C}$ (Yang et al., 2020; Kirkels et al., 2022). Assim, os valores mais enriquecidos em $\delta^{13}\text{C}$ observados em áreas agrícolas e de pastagens, especialmente nas camadas superficiais do solo, indicam maior contribuição de carbono derivado de plantas C4.

Em São Miguel do Guamá, a lavoura de dendê, embora composta por uma espécie C3, apresentou valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos que os da floresta (Fig. 6a), indicando a influência do uso anterior do solo, especialmente do cultivo de pastagem com espécies C4. Essa diferença pode ser atribuída à incorporação de resíduos remanescentes da cobertura anterior ou aos efeitos do manejo agrícola intensivo, que tende a homogeneizar os sinais isotópicos do solo. Práticas agrícolas contínuas, com baixa diversidade de culturas e elevado grau de distúrbio, reduzem a variabilidade isotópica da matéria orgânica e promovem perfis mais uniformes de $\delta^{13}\text{C}$ ao longo do perfil do solo (Apichatmeta et al., 2017; McCloskey et al., 2021).

A pastagem intensiva apresentou os valores mais enriquecidos em $\delta^{13}\text{C}$ entre os sistemas avaliados, evidenciando o domínio de gramíneas C4 e a forte influência do manejo intensivo com adubação e alta densidade animal. A pastagem nominal, por sua vez, mostrou maior variabilidade isotópica ao longo do perfil, com sinais da presença de carbono C3 nas camadas superficiais, possivelmente associados a menor grau de distúrbio e à conservação parcial da vegetação original. A distribuição relativa de carbono C3 e C4 ao longo do perfil (Fig. 7)

confirma esse padrão, destacando o acúmulo de carbono C4 nas camadas superiores das pastagens e o predomínio de carbono C3 em profundidade, especialmente na floresta.

Em Paragominas, os sistemas agrícolas baseados na ILP apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ intermediários (Fig. 6b), compatíveis com a alternância entre culturas C3, como a soja, e C4, como milho e forrageiras. Esse padrão é característico de áreas com consórcios ou rotação de culturas (Kirkels et al., 2022). A pastagem intensiva demonstrou assinatura isotópica compatível com elevado aporte de carbono de gramíneas C4, enquanto a pastagem nominal mostrou maior variação vertical de $\delta^{13}\text{C}$ e sinal de carbono C3 nas camadas superficiais, conforme apontado na distribuição de carbono ao longo do perfil (Fig. 8).

Ao longo do perfil do solo, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ apresentaram tendências contrastantes entre os sistemas de uso da terra. Na floresta, os valores tornaram-se progressivamente menos negativos com a profundidade, refletindo a presença de carbono mais antigo e transformado por processos de decomposição ao longo do tempo, como descrito por Sarangi et al. (2021). Nos sistemas agrícolas e de pastagem, em contrapartida, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ tornaram-se mais negativos em profundidade, o que pode indicar a incorporação recente de material orgânico de origem C3, como a palhada de soja ou o cultivo do dendê, sobre estoques anteriores enriquecidos com carbono C4. Esse padrão sugere uma transição recente no uso da terra e destaca que, em camadas mais profundas, a composição isotópica tende a refletir a vegetação passada, enquanto as camadas superficiais são mais sensíveis às alterações recentes no manejo (Neves et al., 2021).

A distribuição dos estoques de carbono, apresentada na Tabela 8 e Tabela 9, reforça essa tendência. Em sistemas com presença predominante de gramíneas, como as pastagens manejadas intensivamente, observa-se maior acúmulo de carbono C4 nas camadas superficiais. Já sob vegetação florestal e em áreas com menor intensidade de uso, como pastagens nominais, os teores de carbono C3 são mais expressivos, especialmente em profundidade (Lustosa Filho et al., 2024). Esses padrões isotópicos destacam como o tipo de vegetação e a intensidade de uso da terra moldam a origem e o comportamento do carbono no solo, sendo fundamentais para compreender os processos de substituição e estabilização da matéria orgânica ao longo do tempo.

4.4. Desafios e lacunas na avaliação do C e N em função do uso da terra e do clima

A avaliação dos estoques de C e N, da abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ e do conteúdo de carbono derivado de plantas C3 e C4 até 1 m de profundidade em diferentes sistemas de uso da terra forneceu *insights* valiosos sobre a influência do manejo na dinâmica da MOS. Os

resultados evidenciaram o papel central do manejo na dinâmica do C e do N no solo, com maior aporte de carbono C₄ em áreas de pastagem e predominância de carbono C₃ sob vegetação florestal. A relação C/N variou conforme a textura e o manejo, sendo mais sensível em solos arenosos (clima Af), enquanto em solos argilosos (clima Aw) a maior retenção de nutrientes favoreceu sua estabilidade. O enriquecimento em $\delta^{13}\text{C}$ com a profundidade reforçou a contribuição das gramíneas C₄ para o acúmulo de carbono no subsolo.

Apesar da ausência de significância estatística em alguns estoques, os valores de η^2 indicaram influência relevante do uso da terra, sugerindo que um maior número de repetições poderia revelar diferenças estatísticas. Contudo, ampliar a coleta em campo envolve desafios operacionais, como tempo, logística e custos, especialmente em regiões remotas. Por isso, o número de repetições adotado neste estudo segue um padrão amplamente utilizado na literatura nacional, os quais também trabalharam com três a cinco repetições por uso da terra (Santos et al., 2020; Freitas et al., 2022; Azevedo et al., 2024; Lustosa Filho et al., 2024).

Ainda assim, permanecem lacunas importantes. Estudos de longo prazo, com monitoramento contínuo da precipitação e temperatura, são essenciais para compreender os efeitos climáticos sobre o acúmulo e a perda de C e N. A inclusão de análises isotópicas das frações mineral-associada (MAOM) e particulada (POM) também poderá aprimorar a identificação das fontes de carbono e sua estabilidade no solo.

Os resultados obtidos corroboram a hipótese de Azevedo et al. (2024), evidenciando que sistemas agrícolas dependem mais do manejo do que os sistemas de pastagem para preservar o carbono do solo. Ressalta-se, ainda, a importância de pesquisas voltadas à microbiota do solo e sua interação com a matéria orgânica, visando ao desenvolvimento de estratégias eficazes para aumentar o sequestro de carbono e reduzir as emissões de gases de efeito estufa. Esse conhecimento é fundamental para orientar práticas sustentáveis e resilientes no bioma Amazônico.

5. Conclusão

A dinâmica dos estoques de C e N no solo na Amazônia Oriental é influenciada pelo tipo de solo, clima e práticas de manejo adotadas. Em solos arenosos e úmidos (Af), sistemas de pastagens intensivas apresentam maiores estoques de N, refletindo o efeito positivo do manejo intensivo e da adubação nitrogenada regular. Já em solos argilosos e mais secos (Aw), observa-se maior armazenamento de C e N, com maior estabilidade entre os diferentes usos da terra. A análise isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ confirma a predominância de carbono derivado de gramíneas C₄ nas pastagens e de carbono C₃ nas florestas, indicando que o aporte das novas culturas após

a conversão do uso da terra compensa parcialmente as perdas dos sistemas anteriores. Assim, o manejo sustentável, aliado à adequação às condições locais de solo e clima, é fundamental para a conservação dos estoques de C e N no solo e contribui para mitigar os impactos das mudanças no uso da terra em regiões tropicais.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22 (6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Apichatmeta, K., Sudsiri, C.J., Ritchie, R.J., 2017. Photosynthesis of oil palm (*Elaeis guineensis*). *Sci. Hortic.* 214, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.11.029>
- Arnold, S.L., Schepers, J.S., 2004. A simple roller-mill grinding procedure for plant and soil samples. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 35(3–4), 537–545. <https://doi.org/10.1081/CSS-120029730>
- Azevedo, J.C., Cardoso, A.S., Lage Filho, N.M., et al., 2024. Effects of agricultural expansion on soil carbon and nitrogen stocks in the Amazon deforestation arc. *Soil Syst.* 8(1), 25. <https://doi.org/10.3390/soilsystems8010025>
- Baldassini, P., Paruelo, J.M., 2020. Deforestation and current management practices reduce soil organic carbon in the semi-arid Chaco, Argentina. *Agric. Syst.* 178, 102749. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102749>
- Cardoso, A., Barbero, R.P., Romanzini, E.P., et al., 2020. Intensification: A key strategy to achieve great animal and environmental beef cattle production sustainability in brachiaria grasslands. *Sustainability* 12(16), 6656. <https://doi.org/10.3390/su12166656>
- Centeri, C., 2022. Effects of grazing on water erosion, compaction and infiltration on grasslands. *Hydrology* 9(2), 34. <https://doi.org/10.3390/hydrology9020034>
- Cerri, C., Feller, C., Balesdent, J., Victoria, R., Plenecassagne, A., 1985. Particle-size fractionation and stable carbon isotope distribution applied to the study of soil organic matter dynamics. *C. R. Seances Acad. Sci., Ser. II* 300(9), 423–428. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_20-21/28814.pdf
- Chavarro-Bermeo, J.P., Arruda, B., Mora-Motta, D.A., et al., 2022. Responses of soil phosphorus fractions to land-use change in Colombian Amazon. *Sustainability* 14(4), 2285. <https://doi.org/10.3390/su14042285>
- Cohen, J., 1988. *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*, second ed. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, NJ.
- Damian, J.M., Durigan, M.R., Cherubin, M.R., et al., 2021. Deforestation and land use change mediate soil carbon changes in the eastern Brazilian Amazon. *Reg. Environ. Change* 21(3), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01796-w>
- De Oliveira, D.C., et al., 2022. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. *Reg. Environ. Change* 22, 145. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>
- Durigan, M.R., Cherubin, M.R., De Camargo, P.B., Ferreira, J.N., Berenguer, E., Gardner, T.A., Barlow, J., Dias, C.T.d.S., Signor, D., Junior, R.C.d.O., et al., 2017. Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability* 9(3), 379. <https://doi.org/10.3390/su9030379>
- Freitas, I.C., Alves, M.A., Magalhães, J.R., et al., 2022. Soil carbon and nitrogen stocks under agrosilvopastoral systems with different arrangements in a transition area between Cerrado and Caatinga biomes in Brazil. *Agronomy* 12(12), 2926. <https://doi.org/10.3390/agronomy12122926>

- Gava, C.A.T., Giongo, V., Signor, D., Fernandes-Júnior, P.I., 2022. Land-use change alters the stocks of carbon, nitrogen, and phosphorus in a Haplic Cambisol in the Brazilian semi-arid region. *Soil Use Manage.* 38(1), 953–963. <https://doi.org/10.1111/sum.12716>
- Gomes, L.C., Faria, R.M., De Souza, E., et al., 2019. Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. *Geoderma* 340, 337–350. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.007>
- Jones, A.R., Gupta, V.V.S.R., Buckley, S., et al., 2019. Drying and rewetting effects on organic matter mineralisation of contrasting soils after 36 years of storage. *Geoderma* 342, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.053>
- Khalsa, S.D.S., Smart, D.R., Muhammad, S., et al., 2020. Intensive fertilizer use increases orchard N cycling and lowers net global warming potential. *Sci. Total Environ.* 722, 137889. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137889>
- Kirkels, F.M.S.A., De Boer, H.J., Concha Hernández, P., et al., 2022. Carbon isotopic ratios of modern C3 and C4 vegetation on the Indian peninsula and changes along the plant-soil-river continuum – implications for vegetation reconstructions. *Biogeosciences* 19(17), 4107–4127. <https://doi.org/10.5194/bg-19-4107-2022>
- Lal, R., Monger, C., Nave, L., Smith, P., 2021. The role of soil in regulation of climate. *Philos. Trans. R. Soc. B* 376(1834), 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.008>
- Liang, J., Chen, K., Siqintana, et al., 2022. Towards improved modeling of SOC decomposition: soil water potential beyond the wilting point. *Glob. Change Biol.* 28(11), 3665–3673. <https://doi.org/10.1111/gcb.16127>
- Lorenz, K., Lal, R., Ehlers, K., 2019. Soil organic carbon stock as an indicator for monitoring land and soil degradation in relation to United Nations’ Sustainable Development Goals. *Land Degrad. Dev.* 30, 824–838. <https://doi.org/10.1002/ldr.3270>
- Loss, A., Pereira, M.G., Costa, E.M., Perin, A., Beutler, S.J., 2012. Agregação do solo e teor de carbono e nitrogênio em agregados sob plantio direto com diferentes culturas de cobertura. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 36(5), 1549–1558. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500021>
- Lu, T., Wang, Y., Zhu, H., Wei, X., Shao, M., 2020. Drying-wetting cycles consistently increase net nitrogen mineralization in 25 agricultural soils across intensity and number of drying-wetting cycles. *Sci. Total Environ.* 710, 135574. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135574>
- Lustosa Filho, J.F., De Oliveira, H.M.R., De Souza Barros, V.M., Dos Santos, A.C., De Oliveira, T.S., 2024. From forest to pastures and silvopastoral systems: Soil carbon and nitrogen stocks changes in northeast Amazônia. *Sci. Total Environ.* 908, 168251. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168251>
- Marcatto, F.S.A., Silveira, H., Fontana, A.C., 2021. Estabilidade de agregados dos solos em uma topossequência cultivada com cana-de-açúcar em Astorga-PR. *Rev. Bras. Geogr. Fis.* 14(7), 3953–3967. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.7.p3953-3967>
- McCloskey, C.S., Otten, W., Paterson, E., Kirk, G.J.D., 2021. On allowing for transient variation in endmember $\delta^{13}\text{C}$ values in partitioning soil C fluxes from net ecosystem respiration. *Eur. J. Soil Sci.* 72(6), 2343–2355. <https://doi.org/10.1111/ejss.13177>

- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., ... Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Hess, L., 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344 (6188), 1118–1123. <https://doi.org/10.1126/science.1248525>
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Hess, L., 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344(6188), 1118–1123. <https://doi.org/10.1126/science.1248525>
- Padbhushan, R., Kumar, U., Sharma, S., et al., 2022. Impact of land-use changes on soil properties and carbon pools in India: A meta-analysis. *Front. Environ. Sci.* 9, 794866. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.794866>
- Peng, Y., Xu, H., Wang, Z., Li, L., Shang, J., Li, B., Wang, X., et al., 2023. Effects of intercropping and drought on soil aggregation and associated organic carbon and nitrogen. *Soil Use Manage.* 39(1), 316–328. <https://doi.org/10.1111/sum.12866>
- Qiu, S., Hu, C., Liu, D., et al., 2023. Long-term combined organic manure and chemical fertilizer application enhances aggregate-associated C and N storage in an agricultural Udalfs soil. *PLoS One* 18(2), e0276197. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0315524>
- Raczka, N.C., Piñeiro, J., Tfaily, M.M., et al., 2021. Interactions between microbial diversity and substrate chemistry determine the fate of carbon in soil. *Sci. Rep.* 11, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97942-9>
- Rahman, N., Giller, K.E., De Neergaard, A., et al., 2021. The effects of management practices on soil organic carbon stocks of oil palm plantations in Sumatra, Indonesia. *J. Environ. Manage.* 278, 111446. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111446>
- Retzlaf de Oliveira, J.G., Barbosa, G.M.C., Tavares Filho, J., Torres, E.C., 2015. Soil and water losses and environmental risks of nutrient concentration. *Rev. Bras. Geogr. Fís.* 8(1), 93–112. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.1.p093-112>
- Santos, C.A., Rezende, C.P., Machado Pinheiro, É.F., et al., 2019. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. *Geoderma* 337, 394–401.
- Santos, H.G., et al., 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, fifth ed. Embrapa, Brasília.
- Sarangi, V., Agrawal, S., Sanyal, P., 2021. The disparity in the abundance of C4 plants estimated using the carbon isotopic composition of paleosol components. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 561, 110068. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2020.110068>
- Siebielec, S., Siebielec, G., Klimkowicz-Pawlas, A., et al., 2020. Impact of water stress on microbial community and activity in sandy and loamy soils. *Agronomy* 10(9), 1429. <https://doi.org/10.3390/agronomy10091429>
- Silva, R.D.N.P., et al., 2024. Impact of changes in soil attributes and composition following anthropization in the Amazon region. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 24(2), 2898–2909. <https://doi.org/10.1007/s42729-024-01716-x>
- Silveira, J.G.D., Oliveira Neto, S.N.D., Canto, A.C.B.D., Leite, F.F.G.D., Cordeiro, F.R., Assad, L.T., Rodrigues, R.D.A.R., 2022. Land use, land cover change and sustainable

- intensification of agriculture and livestock in the Amazon and the Atlantic Forest in Brazil. *Sustainability* 14(5), 2563. <https://doi.org/10.3390/su14052563>
- Soil Survey Staff, 2022. Keys to Soil Taxonomy, 13th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C.
- Souza, W.S., et al., 2024. Soil carbon sequestration under N fertilized or mixed legume-grass pastures depends on soil type. *Geoderma Reg.* 39, e00876. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00876>
- Stackhouse, P.W., Westberg, D., Hoell, J.M., Chandler, W.S., Zhang, T., 2015. Prediction of Worldwide Energy Resource (POWER) - Agroclimatology methodology. NASA, 10.
- Tinos, A.C., Prado, G., Fonseca, B.F., Bueno, J.I., Bruscagin, R.R., 2020. Influência da densidade de plantas, cortes e doses de nitrogênio na produção de capim-piatã. *Nativa* 8(4), 523–532. <https://doi.org/10.31413/nativa.v8i4.8515>
- Vallis, I., 1972. Soil nitrogen changes under continuously grazed legume-grass pastures in subtropical coastal Queensland. *Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb.* 12, 495–501.
- Wan, X., Li, X., Sang, C., Xu, Z., Huang, Z., 2019. Effect of organic matter manipulation on the seasonal variations in microbial composition and enzyme activities in a subtropical forest of China. *J. Soils Sediments* 19(5), 2231–2239. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02300-y>
- Wang, Q., Zhao, X., Tian, P., Liu, S., Sun, Z., 2021. Bioclimate and arbuscular mycorrhizal fungi regulate continental biogeographic variations in effect of nitrogen deposition on the temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition. *Land Degrad. Dev.* 32(2), 936–945. <https://doi.org/10.1002/ldr.3651>
- Wiesmeier, M., Mayer, S., Paul, C., Helming, K., Don, A., Franko, U., Steffens, M., Kögel-Knabner, I., 2020. CO₂ certificates for carbon sequestration in soils: methods, management practices and limitations. *BonaRes Series* 2020/4. <https://doi.org/10.20387/BonaRes-NE0G-CE98>
- Yang, H., Zhu, T., Garousi, F., Li, Q., Cao, J., 2020. $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and their responses to C3 and C4 plants shift in Mengzi karst graben basin, SW China. *Acta Carsol.* 49(1). <https://doi.org/10.3986/ac.v49i1.7400>
- Zeferino, L.B., Lustosa Filho, J.F., Dos Santos, A.C., Cerri, C.E.P., De Oliveira, T.S., 2023. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to long-term pasture in Amazon rainforest-Cerrado transition environment. *Catena* 231, 107346. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107346>
- Zhou, G., Xu, S., Ciais, P., et al., 2019. Climate and litter C/N ratio constrain soil organic carbon accumulation. *Natl. Sci. Rev.* 6(4), 746–757. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwz045>
- Ziviani, M.M., Pinheiro, É.F.M., Ceddia, M.B., Ferreira, A.C.S., Machado, F.S., 2024. Carbon and nitrogen stocks and SOM persistence under native vegetation in the Central Amazon. *Soil Syst.* 8(2), 65. <https://doi.org/10.3390/soilsystems8020065>

CAPÍTULO 3

EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO SOLO EM DIFERENTES USOS DA TERRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL³

RESUMO

As mudanças no uso da terra impactam significativamente as emissões de gases de efeito estufa (GEE) do solo, alterando os ciclos biogeoquímicos de carbono e nitrogênio em ecossistemas tropicais. Objetivou-se com este estudo avaliar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O em solos sob diferentes usos da terra na Amazônia Oriental (floresta, agricultura, pastagem intensiva e nominal) por meio de um experimento de incubação em câmaras estáticas, conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos e cinco repetições. Os fluxos e a produção de gases foram quantificados pela cromatografia gasosa. Os resultados indicaram que a pastagem nominal apresentou as maiores emissões acumuladas de CO₂ (246,0 mg CO₂ g⁻¹ solo seco), enquanto as pastagens intensivas registraram as maiores emissões acumuladas de N₂O (64,3 ng N₂O g⁻¹ solo seco). Por outro lado, os menores fluxos foram observados nos solos florestais (64,2 mg CO₂ g⁻¹ e 26,8 ng N₂O g⁻¹). Para CH₄, todos os sistemas atuaram como sumidouros, sendo as maiores taxas de oxidação observadas nos solos de pastagem intensiva (-199,7 ng CH₄ g⁻¹ solo seco) e nominal (-249,3 ng CH₄ g⁻¹ solo seco), enquanto os solos florestais apresentaram menor eficiência na remoção desse gás (-49,0 ng CH₄ g⁻¹ solo seco). Conclui-se que o tipo de uso da terra influencia as emissões de GEE na Amazônia Oriental. A pastagem nominal intensifica as emissões de CO₂, enquanto a pastagem intensiva favorece as de N₂O. As propriedades físico-hídricas do solo atuam diretamente na oxidação do CH₄. A adoção de práticas de manejo sustentável, como o ajuste da fertilização e o manejo adequado da compactação do solo, pode contribuir para mitigar as emissões de GEE e promover o equilíbrio do carbono e nitrogênio nos solos da Amazônia Oriental.

Palavras-chave: Ciclo do carbono. Metano. Manejo do solo. Óxido Nitroso. Pastagens

³**Nota:** Este capítulo corresponde ao artigo aceito na revista *Revista Agro@ambiente On-line*

CHAPTER 3

SOIL GREENHOUSE GAS EMISSIONS UNDER DIFFERENT LAND USES IN THE EASTERN AMAZON

ABSTRACT

Land use changes significantly affect soil greenhouse gas (GHG) emissions by altering the biogeochemical cycles of carbon and nitrogen in tropical ecosystems. This study aimed to evaluate CO₂, CH₄, and N₂O emissions from soils under different land uses in the Eastern Amazon (forest, agriculture, intensive pasture, and nominal pasture) through a laboratory incubation experiment using static chambers. The experiment followed a completely randomized design with four treatments and five replicates. Gas fluxes and production were quantified using gas chromatography. The results indicated that the nominal pasture showed the highest cumulative CO₂ emissions (246.0 mg CO₂ g⁻¹ dry soil), while the intensive pastures registered the highest cumulative N₂O emissions (64.3 ng N₂O g⁻¹ dry soil). In contrast, the lowest fluxes were observed in forest soils (64.2 mg CO₂ g⁻¹ and 26.8 ng N₂O g⁻¹ dry soil). Regarding CH₄, all systems acted as sinks, with the highest oxidation rates observed in intensive pasture (-199.7 ng CH₄ g⁻¹ dry soil) and nominal pasture soils (-249.3 ng CH₄ g⁻¹ dry soil), while forest soils showed lower efficiency in removing this gas (-49.0 ng CH₄ g⁻¹ dry soil). It is concluded that land use significantly influences soil GHG emissions in the Eastern Amazon. Nominal pasture increases CO₂ emissions, whereas intensive pasture enhances N₂O emissions. Soil physical and hydrological properties directly affect CH₄ oxidation. The adoption of sustainable management practices, such as optimized fertilization and proper control of soil compaction, may help mitigate GHG emissions and promote the balance of carbon and nitrogen cycles in Amazonian soils.

Keywords: Carbon cycle. Methane. Nitrous oxide. Pastures. Soil management.

1. Introdução

As mudanças no uso da terra podem influenciar a dinâmica dos gases de efeito estufa (GEE) emitidos pelo solo, impactando diretamente o balanço global de carbono e nitrogênio. Na Amazônia Oriental, a conversão de florestas em áreas agrícolas e pastagens modifica os processos biogeoquímicos do solo, afetando os fluxos de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), que estão entre os principais gases responsáveis pelo efeito estufa (ABREU *et al.*, 2024; CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023).

Estima-se que o desmatamento e a conversão do uso da terra em florestas tropicais devem contribuir com uma perda líquida de aproximadamente 425 Tg C por ano, sendo cerca de 76% oriundos das florestas tropicais, com destaque para a região amazônica (BACCINI *et al.*, 2017). A magnitude dessas emissões varia conforme as condições edáficas, o tipo de manejo adotado e as interações entre fatores físicos, químicos e biológicos (GOMES *et al.*, 2022; LAGE FILHO *et al.*, 2022).

A floresta amazônica desempenha papel fundamental no ciclo global do carbono, atuando como um grande reservatório de matéria orgânica no solo e regulando a liberação de CO_2 para a atmosfera. Estudos estimam que os solos da floresta armazenem entre 120 e 150 Mg C ha^{-1} , destacando seu papel crucial como sumidouro de carbono (DE OLIVEIRA *et al.*, 2022). Entretanto, a conversão dessas áreas para fins agrícolas ou pecuários pode alterar esse equilíbrio, intensificando a mineralização da matéria orgânica e aumentando os fluxos de CO_2 (GOMES *et al.*, 2022).

A produção e o consumo de CH_4 nos solos ocorrem por meio de dois processos microbiológicos principais: a metanogênese, conduzida por arqueias sob condições anaeróbicas, e a metanotrofia, realizada por bactérias aeróbicas que oxidam o CH_4 quando há presença de oxigênio no solo (ALVES *et al.*, 2022). Solos sob florestas e cultivos agrícolas frequentemente funcionam como sumidouros de CH_4 devido à predominância da metanotrofia. Em contrapartida, pastagens podem apresentar menor capacidade de oxidação de CH_4 , especialmente sob condições de compactação e baixa porosidade, que limitam a difusão de oxigênio e a atividade microbiana oxidante (LAGE FILHO *et al.*, 2023; MA *et al.*, 2020).

As emissões de N_2O no solo resultam principalmente da atividade microbiana envolvida nos processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação ocorre em ambientes aeróbicos, promovendo a conversão de amônio (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-), enquanto a desnitrificação ocorre sob condições anaeróbicas, resultando na redução do NO_3^- a N_2O e N_2 (PROSSER *et al.*, 2019). A intensidade dessas vias depende de fatores como umidade, pH, temperatura e

disponibilidade de nitrogênio mineral no solo (SILVEIRA *et al.*, 2021; LAGE FILHO *et al.*, 2022). Embora seja emitido em menor quantidade que o CO₂, o N₂O possui um potencial de aquecimento global cerca de 273 vezes superior ao do CO₂ em um período de 100 anos (IPCC, 2021), sendo, portanto, um gás de efeito estufa de grande relevância climática.

Assim, a conversão e o manejo do solo na Amazônia Oriental impactam diretamente os fluxos desses GEE, tornando essencial o monitoramento dessas emissões e o desenvolvimento de estratégias para mitigar seus efeitos sobre o balanço de carbono e nitrogênio da região. Estratégias de manejo sustentável, como a adoção de práticas conservacionistas, rotação de culturas e ajustes na fertilização, têm sido estudadas como alternativas viáveis para reduzir as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O (BENTO *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2021). No entanto, as respostas dos fluxos de GEE às mudanças no uso da terra podem ser complexas e variáveis, exigindo abordagens experimentais detalhadas para compreender os mecanismos subjacentes a essas interações.

Com base nesse contexto, este estudo testou a hipótese de que os diferentes sistemas de uso da terra podem influenciar as emissões de GEE do solo. Especificamente, supõem-se que as pastagens intensivas apresentem as maiores emissões de CO₂ e N₂O devido ao maior aporte de nitrogênio e à intensificação da mineralização da matéria orgânica, enquanto solos agrícolas e florestais atuem como sumidouros mais eficientes de CH₄, dependendo da estrutura do solo e da disponibilidade de oxigênio. Diante disso, objetivou-se com o presente estudo avaliar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O em diferentes usos da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal).

2. Materiais e métodos

2.1. Localização e caracterização da área de estudo

Os solos utilizados nas incubações foram coletados de uma propriedade particular localizada no município de Capanema (Figuras 1A e 1B), situado no Nordeste do estado do Pará, Brasil (1°3'36"S, 47°5'45"O). De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima local é do tipo Am (tropical de monção), caracterizado por uma estação chuvosa prolongada e uma estação seca curta. A precipitação média anual é de aproximadamente 2.300 mm, com temperaturas variando entre 22 °C e 32 °C ao longo do ano. Os solos predominantes na região são Latossolos Amarelos, profundos e bem drenados, típicos de áreas tropicais úmidas (ALVARES *et al.*, 2013; ANDRADE *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2018).

Para garantir uma representação abrangente dos sistemas de uso da terra, foram selecionadas quatro áreas distintas (Figura 1C), todas localizadas na mesma propriedade rural

no município de Capanema, PA, com distância aproximada de 2 km entre si, o que assegura condições climáticas e edafológicas semelhantes: (i) floresta nativa correspondente ao ecossistema original da região; (ii) agricultura, representada pelo cultivo comercial de açaí (*Euterpe oleracea*) irrigado por gotejamento, devido à sua crescente expansão e relevância econômica.

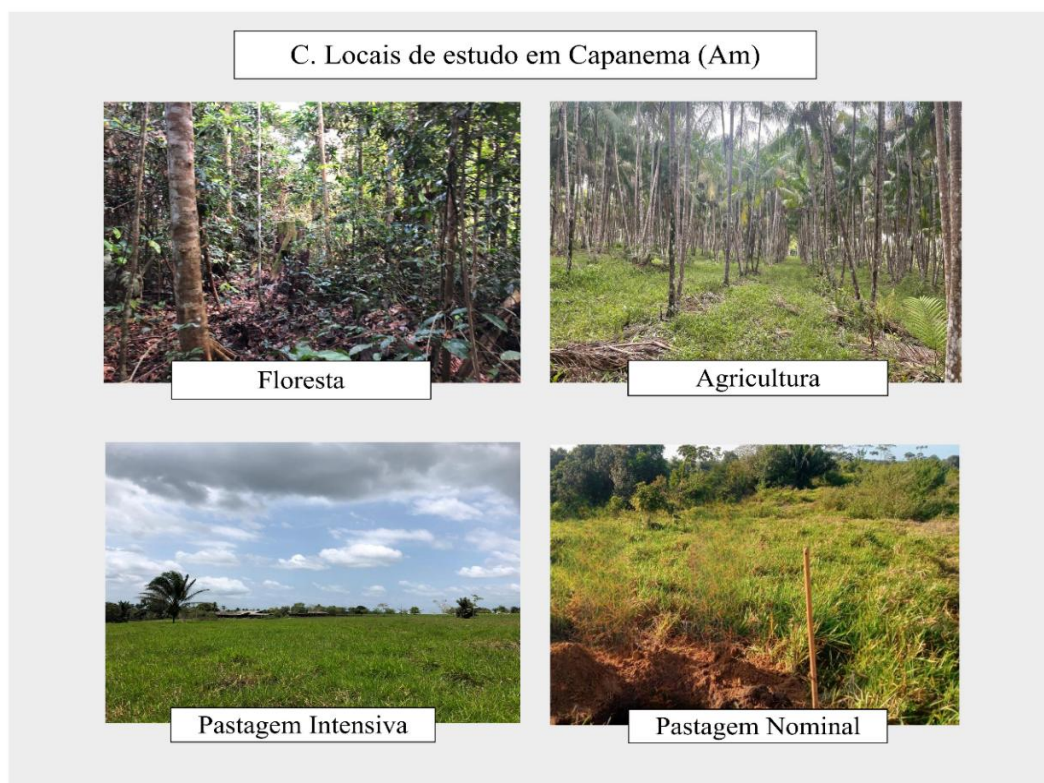
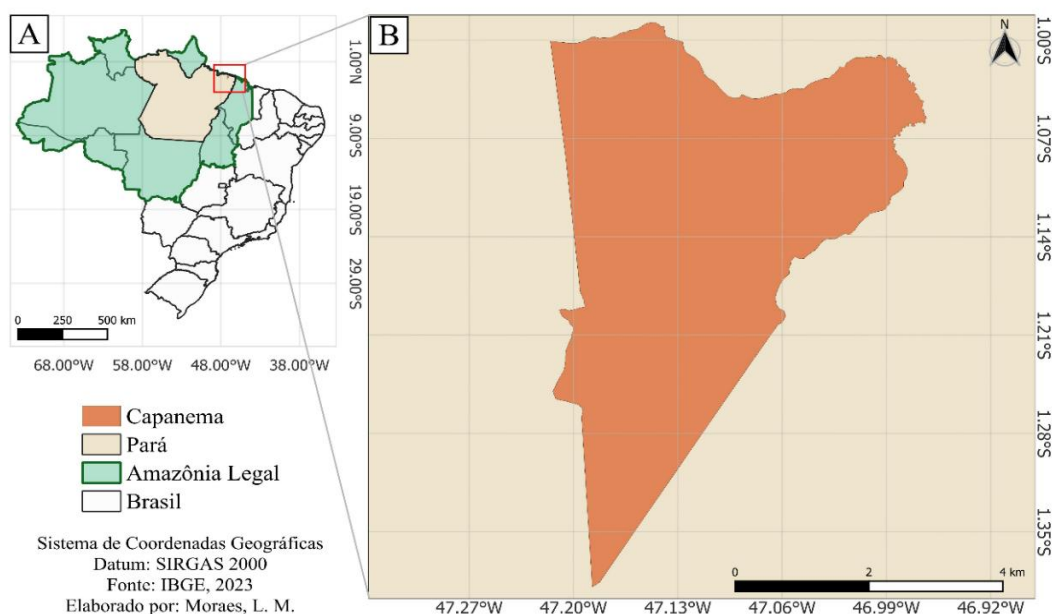


Figura 1. Mapa de localização das áreas de coleta de solos. (A) Representação da delimitação da Amazônia Legal. (B) Localização de Capanema, PA. (C) Áreas de coleta de solos em Capanema, PA.

As pastagens avaliadas foram implantadas com *Urochloa brizantha* cv. Marandu, mas diferiram quanto ao histórico de manejo. A (iii) pastagem intensiva era conduzida com manejo intermediário, incluindo controle da taxa de lotação e práticas pontuais de manutenção, sem adubação constante ou uso sistemático de insumos. Já a (iv) pastagem nominal foi definida conforme de Oliveira *et al.*, 2022 como um sistema sem adubação ou melhoramento genético e no presente estudo, essa área apresentava baixa densidade de cobertura vegetal e presença de plantas daninhas. Embora o tempo exato de implantação dos sistemas não tenha sido documentado, as áreas possuem histórico consolidado de uso e apresentam características distintas, representando diferentes níveis de intensificação.

2.2. Amostragem de solo

A coleta de solo foi realizada na camada de 0–20 cm de profundidade, utilizando-se um trado holandês para garantir padronização. As amostras foram coletadas no mês de setembro de 2021, durante o final da estação seca. Em cada sistema de uso da terra, o solo foi coletado em quatro pontos representativos, distantes entre si, e as amostras foram homogeneizadas e maceradas com o auxílio de um rolo compactador, visando à desagregação dos grumos e à obtenção de uma amostra composta representativa de cada sistema.

As amostras foram posteriormente analisadas para determinação das características químicas e da granulometria (TEIXEIRA *et al.*, 2017). Os resultados das análises do solo estão apresentados na Tabela 1. As incubações foram conduzidas no Laboratório de Forragicultura e Pastagens da Universidade Estadual Paulista (UNESP), campus Jaboticabal, São Paulo, Brasil.

Tabela 1 – Atributos químicos e físicos do solo (0-20 cm) sob diferentes usos da terra em Capanema, Pará, Brasil.

Uso da Terra	pH	M.O	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	S.B.	Areia	Silte	Argila	DS
	H ₂ O	g kg ⁻¹	mg dm ⁻³				cmol _c dm ⁻³				g kg ⁻¹		kg dm ⁻³
Floresta	4,38	34,57	7,13	20,33	0,40	0,45	1,63	4,65	0,90	127,75	526,50	145,75	1,58
Agricultura	4,51	12,86	18,63	9,78	0,65	0,00	0,54	1,27	0,68	377,50	357,25	60,25	1,49
Pastagem Intensiva	4,86	21,71	7,95	20,33	0,67	0,31	0,43	0,11	1,03	452,25	354,25	43,50	1,32
Pastagem Nominal	4,38	16,86	7,66	20,33	0,49	0,21	0,76	2,23	0,75	367,00	410,25	37,75	1,51

Notas: MO - Matéria Orgânica, P - Fósforo, K - Potássio, Ca - Cálcio, Mg - Magnésio, Al³⁺ - Alumínio Trocável, H+Al - Acidez Potencial e SB - Soma de Bases Trocáveis. DS - Densidade do Solo. A matéria orgânica (MO) foi determinada pelo método de Walkley-Black, H+Al por extração com acetato de cálcio 1N a pH 7,0, e P e K utilizando o extrator Mehlich 1.

2.3. Desenho experimental

O experimento seguiu um delineamento inteiramente casualizado, com quatro tratamentos correspondentes aos sistemas de uso da terra previamente descritos na seção

anterior, com cinco repetições por tratamento, totalizando 20 unidades experimentais. Para a incubação, foram utilizados 100 g de solo seco de cada sistema, retirados da amostra composta representativa descrita anteriormente, acondicionados em potes de plástico com volume de 1000 mL, adaptados com septos de borracha, que funcionaram como câmaras estáticas para retenção dos gases, conforme descrito por Lage Filho *et al.* (2023).

A umidade foi ajustada para 60% da capacidade de retenção de água (CRA), determinada conforme o método gravimétrico descrito por Teixeira *et al.* (2017). Para isso, o solo foi saturado com água destilada em funis de Büchner com papel de filtro, deixado drenar por 48 horas até atingir a capacidade de campo, e então pesado para determinação da CRA. Durante a incubação, a umidade foi monitorada diariamente por pesagem dos frascos e corrigida, quando necessário, para garantir condições favoráveis à atividade microbiana e aos processos de emissão de gases. No primeiro dia de incubação, uma solução de ureia (50 kg de N ha⁻¹) foi aplicada em todos os tratamentos para fornecer nitrogênio disponível e estimular a atividade microbiana de forma homogênea em cada tratamento (LAGE FILHO *et al.*, 2023). As medições foram iniciadas imediatamente após o ajuste da umidade e a aplicação dos tratamentos.

2.4. Amostragem e quantificação de CO₂, CH₄ e N₂O

As emissões de CO₂, CH₄ e N₂O foram quantificadas utilizando a técnica de incubação (SINISCALCHI *et al.*, 2022). A amostragem ocorreu entre 9 h e 10 h, conforme sugerido por Alves *et al.* (2012), e foi realizada ao longo de 28 dias, com coletas diárias na primeira semana, em dias alternados na segunda semana e a cada três dias a partir da terceira semana até o final do experimento. Nos dias de amostragem, antes do fechamento das câmaras, foram coletadas cinco amostras iniciais de ar aleatoriamente entre os tratamentos, utilizando seringas de polipropileno de 50 mL. Em seguida, as câmaras foram fechadas por 30 minutos para permitir o acúmulo dos gases. Após esse período, as amostras foram coletadas diretamente das câmaras. A temperatura ambiente foi registrada logo após a coleta, utilizando um termômetro digital.

As amostras de gás foram transferidas para frascos de 20 mL pré-evacuados (Shimadzu; Kyoto, Japão) e analisadas por cromatografia gasosa (Shimadzu Greenhouse Gas Analyzer GC-2014). As medições foram conduzidas sob as seguintes condições: detector de condutividade térmica a 250 °C para CO₂; gás de chama de H₂ (30 mL min⁻¹) e detector de ionização de chama a 280 °C para CH₄; injetor a 250 °C, coluna a 80 °C, gás de arraste de N₂ (30 mL min⁻¹) e detector de captura de elétrons a 325 °C para N₂O. A produção diária de CO₂, de CH₄ e N₂O (F_{gás}, ng do gás g⁻¹ solo seco⁻¹) foi determinada conforme Cardoso *et al.* (2016):

$$F_{gás} = \left(\frac{\Delta C}{\Delta t} \right) \times \left(\frac{P}{R \times T} \right) \times \left(\frac{V}{M_A} \right)$$

Onde $\Delta C/\Delta t$ representa a variação na concentração do gás entre a amostra inicial e final após o tempo de incubação ($\text{nL L}^{-1} \text{h}^{-1}$), P é a pressão atmosférica no local da amostragem (Pa), R é a constante universal dos gases ($8,314 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), T é a temperatura média dentro da câmara durante a incubação (K), V é o volume da câmara (L) e M_A é a massa de solo seco incubado (g). Para obtenção do fluxo diário, os valores calculados foram multiplicados por 24. As emissões cumulativas foram determinadas somando os fluxos diários e interpolando os valores dos dias sem coleta por interpolação linear entre os pontos de amostragem adjacentes.

2.5. Nitrogênio mineral do solo

A determinação do nitrogênio inorgânico foi realizada tanto antes do início da incubação e da aplicação da solução de ureia quanto ao final do período experimental, utilizando extração com KCl 2 M e análise colorimétrica. Para amônio, foi utilizada a metodologia de Berthelot (FOSTER, 1995), e para nitrato, a redução pelo cloreto de vanádio-III (DOANE; HORWÁTH, 2003).

2.6. Análise estatística

A normalidade dos resíduos foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene. Quando os pressupostos foram atendidos, a comparação das médias entre os sistemas de uso da terra foi realizada por ANOVA One-Way, seguida do teste post-hoc de Tukey HSD quando diferenças significativas foram detectadas ($p < 0,05$). Para as variáveis que não atenderam aos pressupostos de normalidade, utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis, com comparações múltiplas realizadas pelo teste de Dunn com ajuste de Bonferroni. Outliers foram excluídos da análise. Todas as análises foram conduzidas no software R (4.3.0, R Core Team).

3. Resultados

3.1. Nitrogênio mineral do solo

As concentrações médias de amônio e nitrato nos solos, antes e após a incubação, são apresentadas na Tabela 2. O maior teor inicial de amônio foi observado na floresta ($165,78 \pm 12,37$ mg N-NH₄ kg⁻¹ solo seco), enquanto a agricultura apresentou a menor concentração ($32,96 \pm 4,15$ mg N-NH₄ kg⁻¹ solo seco). Após a incubação, a menor concentração de amônio foi registrada na pastagem intensiva ($7,83 \pm 1,71$ mg N-NH₄ kg⁻¹ solo seco), e a maior na floresta ($101,51 \pm 9,75$ mg N-NH₄ kg⁻¹ solo seco).

Tabela 2 - Concentrações de amônio (mg N-NH₄ kg⁻¹ de solo seco) e nitrato (mg N-NO₃ kg⁻¹ de solo seco) em solos de diferentes usos da terra em Capanema, PA, Brasil

Uso da Terra	Amônio	Nitrato	Amônio	Nitrato
	Inicial		Após a incubação do solo	
Floresta	$165,78 \pm 12,37$	$28,88 \pm 2,44$	$101,51 \pm 9,75$	$36,10 \pm 0,94$
Agricultura	$32,96 \pm 4,15$	$13,55 \pm 3,43$	$23,98 \pm 6,02$	$29,45 \pm 1,77$
Pastagem Intensiva	$39,85 \pm 4,34$	$7,83 \pm 1,71$	$46,73 \pm 9,15$	$20,02 \pm 2,28$
Pastagem Nominal	$44,66 \pm 3,82$	$18,42 \pm 4,87$	$28,37 \pm 5,58$	$28,52 \pm 2,68$

Para o nitrato, a menor concentração inicial foi encontrada na pastagem intensiva ($7,83 \pm 1,71$ mg N-NO₃ kg⁻¹ solo seco), enquanto a maior foi observada na floresta ($28,88 \pm 2,44$ mg N-NO₃ kg⁻¹ solo seco). Após a incubação, a menor concentração foi registrada na pastagem intensiva ($20,02 \pm 2,28$ mg N-NO₃ kg⁻¹ solo seco) e a maior na floresta ($36,10 \pm 0,94$ mg N-NO₃ kg⁻¹ solo seco).

3.2. Efeitos do uso do solo nas emissões de GEE

3.2.1. Emissões de dióxido de carbono (CO₂)

Ao avaliar o efeito do uso da terra, observou-se que as maiores emissões totais de CO₂ ocorreram nos solos sob pastagem nominal ($246,0$ mg CO₂ g⁻¹ solo seco), diferindo dos valores observados na floresta ($173,8$ mg CO₂ g⁻¹ solo seco; $p \leq 0,05$) (Figura 2). Os sistemas de agricultura ($196,3$ mg g⁻¹) e pastagem intensiva ($216,1$ mg g⁻¹) apresentaram valores intermediários, sem diferenças entre si ($p > 0,05$).

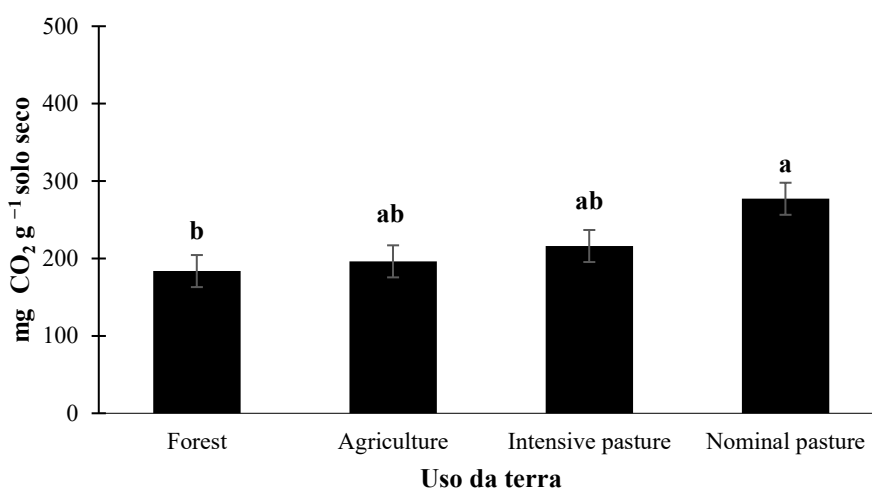


Figura 2 - Emissões totais de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os fluxos de CO₂ apresentaram variações ao longo dos 28 dias de incubação (Figura 3). As menores emissões ocorreram no início do experimento (dias 1 a 3) e ao final do período (dia 28), com valores próximos de zero nos solos de floresta, agricultura e pastagem intensiva. Os maiores fluxos foram observados entre os dias 11 e 25, com valores chegando a 23,64 mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹. No dia 11, os solos de floresta, agricultura e pastagem intensiva atingiram seus picos individuais, variando entre 16,70 e 22,36 mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹. A pastagem nominal manteve fluxos elevados de forma mais distribuída, com destaques nos dias 11, 17 e 21. Após o dia 25, os fluxos diminuíram progressivamente na maioria dos sistemas.

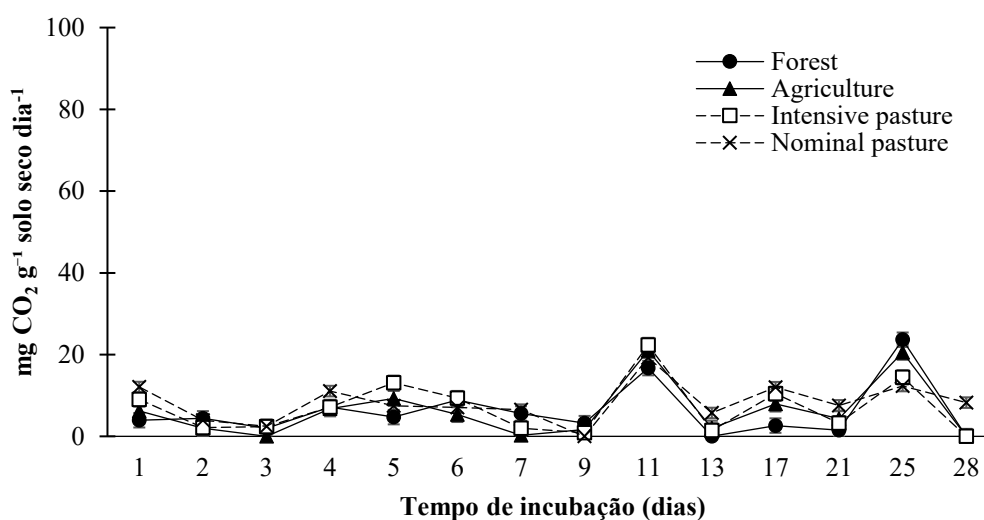


Figura 3 - Fluxos de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.

3.2.2. Emissões de metano (CH₄)

Todos os sistemas de uso da terra apresentaram fluxos acumulados negativos de CH₄, indicando que houve processo de oxidação desse gás ao longo do período de incubação (Figura 4). Os maiores consumos de CH₄ foram registrados nos solos de pastagem intensiva (-199,7 ng CH₄ g⁻¹ solo seco) e pastagem nominal (-249,3 ng CH₄ g⁻¹ solo seco), que diferiram ($p < 0,05$) da floresta (-49,0 ng CH₄ g⁻¹ solo seco). O solo agrícola apresentou consumo intermediário (-157,8 ng CH₄ g⁻¹ solo seco) e não diferiu estatisticamente das pastagens, mas diferiu da floresta ($p < 0,05$).

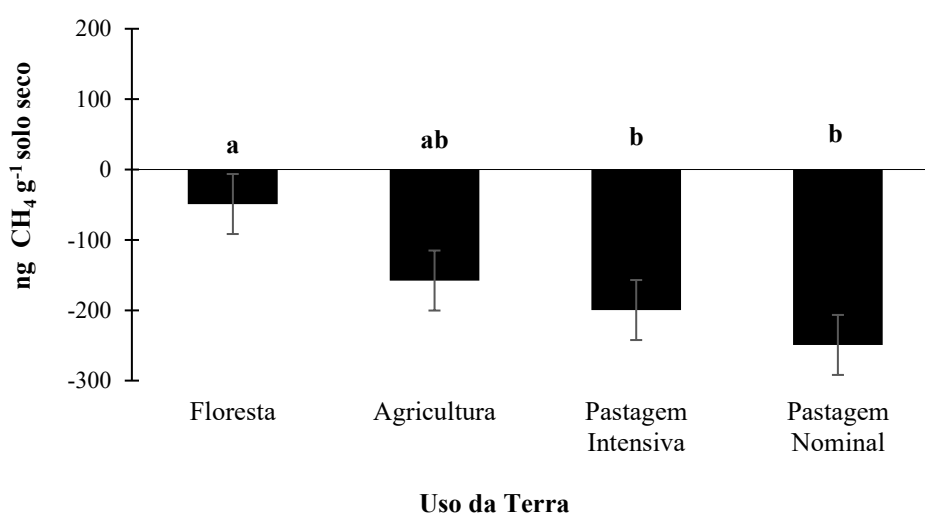


Figura 4 - Emissões totais de CH₄ (ng CH₄ g⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os fluxos de CH₄ permaneceram próximos de zero na maior parte do período de incubação, com reduções mais acentuadas nos dias 9 e 25, quando os menores valores foram registrados, atingindo -54,26 ng CH₄ g⁻¹ solo seco dia⁻¹ (dia 9) e -53,13 ng CH₄ g⁻¹ solo seco dia⁻¹ (dia 25) na pastagem nominal. Após esses períodos, os fluxos aumentaram gradualmente, retornando a valores positivos no 28º dia, variando entre 6,81 e 8,34 ng CH₄ g⁻¹ solo seco dia⁻¹. Apesar das flutuações observadas ao longo do experimento, os solos atuaram predominantemente como sumidouros de CH₄, com fluxos negativos registrados na maior parte do período de incubação.

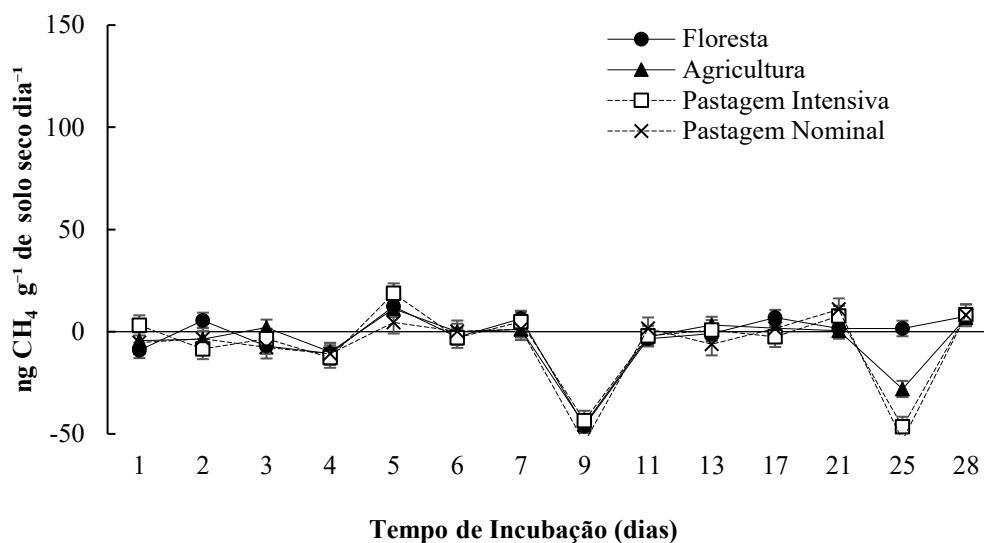


Figura 5 - Fluxos de CH₄ (ng CH₄ g⁻¹ de solo seco dia⁻¹) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.

3.2.3. Emissões de óxido nitroso (N₂O)

Os fluxos acumulados de N₂O variaram entre os sistemas de uso da terra, com as maiores emissões totais observadas na pastagem intensiva (64,3 ng N₂O g⁻¹ solo seco; $p \leq 0,05$) em comparação aos demais sistemas (Figura 6). Os solos sob floresta (26,8 ng N₂O g⁻¹ solo seco), agricultura (40,2 ng N₂O g⁻¹ solo seco) e pastagem nominal (28,2 ng N₂O g⁻¹ solo seco) apresentaram menores emissões, sem diferenças ($p > 0,05$) entre si.

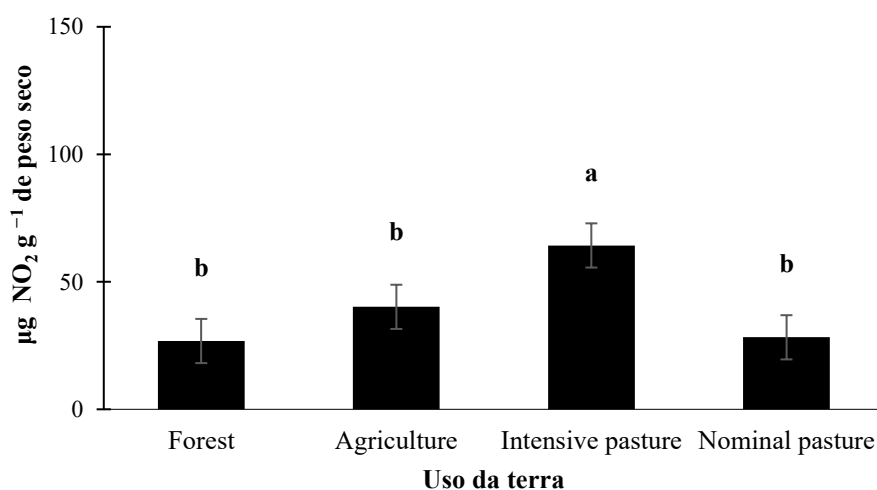


Figura 6 - Emissões totais de N₂O (ng N₂O g⁻¹ solo seco) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os fluxos diários de N₂O apresentaram oscilações leves entre os sistemas de uso da terra ao longo do período de incubação (Figura 7). Os menores fluxos de N₂O ocorreram no dia 9, atingindo -23,83 ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹ na pastagem nominal. No dia 25, os fluxos

aumentaram moderadamente, com valores variando de 8,93 ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹ na pastagem nominal a 15,39 ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹ na agricultura, sendo este o maior valor registrado. No entanto, no dia 28, observou-se uma redução nos fluxos em todos os sistemas, com valores próximos de zero ou negativos. Apesar das flutuações pontuais, os fluxos de N₂O permaneceram relativamente baixos e estáveis ao longo do experimento, sem picos expressivos de emissão.

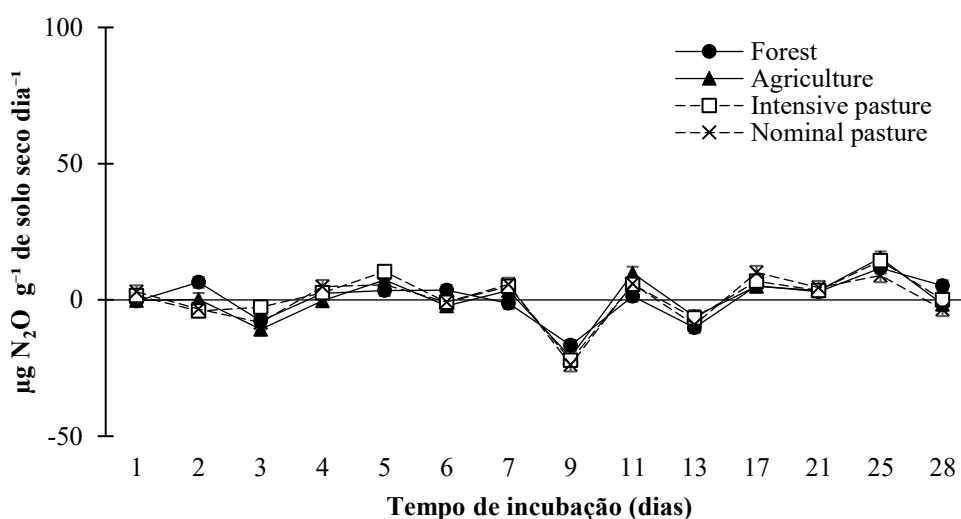


Figura 7 - Fluxos de N₂O (ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹) em solos sob diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira.

4. Discussão

4.1. Efeito do uso da terra nas emissões de CO₂

As maiores emissões acumuladas de CO₂ observadas nos solos sob pastagem nominal (Figura 2) sugerem que sistemas com menor controle de manejo e menor aporte de matéria orgânica de qualidade favorecem o acúmulo e a decomposição mais prolongada de resíduos, resultando em maior liberação de CO₂. Esse comportamento pode estar relacionado à menor eficiência de imobilização microbiana e à menor cobertura vegetal, que levam ao acúmulo de resíduos senescentes e à liberação prolongada de carbono (GOMES *et al.*, 2022; CHEN *et al.*, 2023).

Em contraste, os solos sob floresta apresentaram as menores emissões totais, refletindo a capacidade da floresta em regular a dinâmica do carbono. Isso se deve, provavelmente, ao alto teor de matéria orgânica mais estabilizada associada à fração mineral e à maior proporção de argila, o que favorece a retenção de carbono e reduz a taxa de mineralização microbiana (CHEN *et al.*, 2023; GOMES *et al.*, 2022). Os sistemas de pastagem intensiva e agricultura mostraram

emissões intermediárias. Na pastagem intensiva, o manejo com adubação nitrogenada, controle de lotação e manutenção da cobertura vegetal pode ter favorecido uma mineralização mais rápida e eficiente da matéria orgânica, com picos de fluxo entre os dias 11 e 17 e posterior estabilização (DE OLIVEIRA *et al.*, 2022; CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023). A aplicação de fertilizantes nitrogenados, por exemplo, pode ter estimulado a atividade microbiana, acelerando a decomposição do carbono (GOMES *et al.*, 2022).

No sistema agrícola com cultivo de açaí irrigado, os fluxos de CO₂ foram inferiores aos das pastagens. Esse resultado pode estar associado ao maior espaçamento entre plantas, que limita a deposição de resíduos orgânicos, e à elevada umidade do solo, decorrente da irrigação, que pode reduzir a oxigenação e inibir a respiração microbiana aeróbica (HOU *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020). Estudos anteriores mostram que maiores densidades vegetais e maior aporte de resíduos promovem maior retenção de carbono, enquanto a saturação hídrica pode atenuar os fluxos de CO₂ por restringir a mineralização (LEWCZUK *et al.*, 2024; SOUZA *et al.*, 2024).

Ao longo dos 28 dias de incubação, os fluxos diários de CO₂ variaram entre os sistemas, com os maiores valores observados entre os dias 11 e 25 (Figura 3), período de maior atividade microbiana e mineralização de substratos mais lábeis. Após o dia 25, os fluxos diminuíram nos solos de floresta, agricultura e pastagem intensiva, atingindo valores próximos de zero ao final do experimento. Em contraste, a pastagem nominal manteve emissões relativamente elevadas no 28º dia (8,25 mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹), reforçando a hipótese de uma maior disponibilidade de substratos e uma decomposição mais prolongada da matéria orgânica nesse sistema.

Em síntese, os diferentes usos da terra influenciaram tanto a magnitude quanto a persistência das emissões de CO₂. A pastagem nominal apresentou os maiores fluxos acumulados ao longo do tempo, enquanto os menores foram registrados na floresta, provavelmente devido à maior estabilidade da matéria orgânica. Esses resultados reforçam que práticas de manejo inadequadas ou pouco intensivas podem aumentar a liberação de CO₂ do solo, ao passo que sistemas com maior controle de fertilidade e biomassa tendem a apresentar maior eficiência no uso e estabilização do carbono (CRIVELARI-COSTA *et al.*, 2023; GOMES *et al.*, 2022).

4.2. Efeito do uso da terra nas emissões de CH₄

Os sistemas de uso da terra estudados atuaram como sumidouros de CH₄, com variações na intensidade da oxidação, reguladas por fatores físicos, químicos e biológicos do solo (Figura 4). As pastagens apresentaram as maiores taxas de oxidação de CH₄, enquanto os solos florestais demonstraram menor eficiência nesse processo. Essa diferença está relacionada às características do solo, como a estrutura, o teor de matéria orgânica e a disponibilidade de oxigênio, que afetam diretamente a atividade das comunidades microbianas metanotróficas e metanogênicas (MA *et al.*, 2019; LANG *et al.*, 2020; LAGE FILHO *et al.*, 2023).

A produção de CH₄ nos solos ocorre predominantemente por metanogênese, um processo anaeróbico realizado por Arqueias metanogênicas. Esse processo pode ser dividido em dois principais caminhos: acetoclástico, onde o acetato (CH₃COOH) é convertido em CH₄ e CO₂, e hidrogenotrófico, onde o CO₂ é reduzido a CH₄ utilizando hidrogênio (H₂) como doador de elétrons (DEAN *et al.*, 2018; CONRAD, 2020; ALVES *et al.*, 2022). A dinâmica de produção de CH₄ pode variar dependendo das condições do solo, como a disponibilidade de substratos e as condições anaeróbicas ou aeróbicas.

Nas pastagens, a maior taxa de oxidação pode ser atribuída à estrutura do solo, mais favorável à difusão gasosa. Os solos de pastagem apresentaram menor teor de matéria orgânica, maior proporção de areia e menor compactação (Tabela 1), o que facilita a penetração de oxigênio no solo, promovendo um ambiente aeróbico ideal para as bactérias metanotróficas. Essas bactérias utilizam o metano como fonte de carbono e energia, reduzindo sua concentração na atmosfera (LANG *et al.*, 2020). A menor densidade do solo na pastagem intensiva também contribui para a manutenção de um ambiente aeróbico, estendendo a oxidação do CH₄ ao longo do tempo (MA *et al.*, 2019; TÄUMER *et al.*, 2020).

Em contraste, os solos florestais apresentaram uma taxa de oxidação mais baixa, provavelmente devido à maior compactação e maior retenção de umidade, que limitam a difusão de oxigênio e podem criar microambientes anaeróbicos, favorecendo a metanogênese (DLAPA *et al.*, 2020). Embora os fluxos líquidos de CH₄ nos solos florestais ainda sejam negativos, a menor oxidação, em conjunto com a metanogênese, cria um equilíbrio que permite que esses solos absorvam CH₄, apesar da oxidação reduzida. Esse comportamento é atribuído ao balanço entre oxidação e produção de CH₄ no solo (CONRAD, 2020).

A maior compactação e a maior retenção de umidade limitam a difusão de oxigênio, favorecendo a metanogênese. No entanto, os fluxos líquidos negativos de CH₄ podem ser explicados pela alta capacidade de retenção de carbono da floresta, que, apesar da menor oxidação, favorece a redução da produção de CH₄ devido à absorção de carbono pelas plantas

e o menor impacto da atividade metanogênica no longo prazo (ALVES *et al.*, 2022; DLAPA *et al.*, 2020).

No solo agrícola, a taxa de oxidação foi intermediária, influenciada pelo manejo do solo. A irrigação contínua pode ter aumentado o teor de umidade, diminuindo a difusão de oxigênio e favorecendo processos anaeróbicos que limitam a atividade metanotrófica (MENG *et al.*, 2020). Além disso, a adubação nitrogenada utilizada no manejo convencional pode ter influenciado os fluxos de CH₄, já que altas concentrações de nitrogênio podem competir com os processos de nitrificação, inibindo a atividade metanotrófica (MISHRA *et al.*, 2018).

Apesar da ausência de dados diretos sobre a quantidade de fertilizante aplicado nos sistemas analisados, essa associação é coerente com a expectativa de maior adubação nas pastagens intensivas, em comparação com áreas florestais ou pastagens nominais. Estudos indicam que a fertilização nitrogenada pode reduzir as emissões de CH₄ em solos agrícolas (YANG *et al.*, 2023), enquanto, em pastagens de clima tropical, esse efeito pode resultar em aumento de até 40% na oxidação de CH₄, em comparação com áreas sem fertilização. Esse aumento na oxidação reflete uma melhoria nas condições aeróbicas do solo, que favorece a atividade das bactérias metanotróficas (LAGE FILHO *et al.*, 2023).

A variação temporal dos fluxos de CH₄ ao longo do período de incubação revelou quedas acentuadas nas taxas de oxidação, observadas em dias específicos, como nos dias 9 e 25 (Figura 5). Essas flutuações podem ser atribuídas a fatores ambientais, como a umidade do solo e a disponibilidade de oxigênio, que afetam temporariamente a atividade das comunidades microbianas metanotróficas (FENG *et al.*, 2021). Solos florestais e agrícolas, por reterem mais umidade (Tabela 1), provavelmente criaram microambientes anaeróbicos temporários, diminuindo a oxidação e favorecendo a metanogênese (KOYAMA *et al.*, 2024). Por outro lado, os solos de pastagem, devido à menor compactação e maior teor de areia, puderam se recuperar mais rapidamente dessas condições, retomando a oxidação do CH₄ mais rapidamente (ZHOU *et al.*, 2021).

Esses resultados reforçam que a oxigenação do solo e a umidade ao longo do tempo desempenham papel fundamental na regulação dos fluxos de CH₄. As pastagens atuaram como os sumidouros mais eficientes, enquanto os solos florestais apresentaram limitações na oxidação, provavelmente devido à menor difusão de oxigênio. Em sistemas agrícolas, a irrigação e o manejo de nitrogênio foram determinantes para regular a dinâmica do CH₄, tornando-se fatores importantes para mitigar as emissões nesse ambiente.

4.3. Efeito do uso da terra nas emissões de N₂O

As maiores emissões acumuladas de N₂O observadas nos solos sob pastagem intensiva (Figura 6) pode ser atribuído à intensificação dos processos de mineralização da matéria orgânica e à subsequente conversão de amônio (NH₄⁺) em nitrato (NO₃⁻), que favorecem a nitrificação e a desnitrificação (SILVEIRA *et al.*, 2021; LAGE FILHO *et al.*, 2022). O manejo intensivo do pasto, ao promover uma maior entrada e ciclagem de nitrogênio no solo, acelera esses ciclos microbianos, potencializando as emissões de N₂O (LAGE FILHO *et al.*, 2022).

Além disso, a compactação superficial induzida pelo pastejo (Tabela 1) limita a difusão de oxigênio nas camadas rasas, promovendo microambientes anaeróbicos que são propícios à desnitrificação incompleta e à consequente emissão de N₂O. A maior retenção de umidade também intensifica esse efeito (PULIDO-MONCADA *et al.*, 2024), como observado em outros estudos sobre pastagens intensivas (SILVEIRA *et al.*, 2021). Essa observação é consistente com estudos que indicam fluxos elevados de N₂O em pastagens intensivamente manejadas, atribuídos à maior atividade microbiana e menor retenção de nitrogênio no solo (SILVEIRA *et al.*, 2021).

Por outro lado, os solos florestais, agrícolas e de pastagem nominal apresentaram menores emissões acumuladas de N₂O, sem diferenças entre si (Figura 6). Nos solos florestais, esse padrão pode ser atribuído à maior retenção de nitrogênio na biomassa e na matéria orgânica, ao ambiente naturalmente ácido e à estrutura argilosa, que limita a difusão de oxigênio e restringe os processos de nitrificação e desnitrificação (SIQUEIRA *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2021; GALLAROTTI *et al.*, 2021). Além disso, a lenta decomposição da matéria orgânica reduz a oferta de nitrogênio inorgânico disponível para as transformações microbianas (ABREU; HERNANDEZ, 2021).

A pastagem nominal também apresentou fluxos baixos, provavelmente devido à ciclagem mais lenta de nitrogênio e à ausência de adubação recente. Sua estrutura menos compactada e com teor intermediário de matéria orgânica favorece um ambiente com menor produção de N₂O. Em situações de baixa disponibilidade de nitrato e umidade moderada, pode ocorrer consumo de N₂O e sua conversão a N₂ (BENTO *et al.*, 2021). No solo agrícola, os baixos fluxos de N₂O estão associados à menor quantidade de matéria orgânica, à rápida absorção de nitrato pelas plantas (RUMMEL *et al.*, 2020) e à maior proporção de areia, que favorece a oxigenação e limita a desnitrificação incompleta (SOUZA *et al.*, 2023). A irrigação contínua pode ter contribuído para um equilíbrio entre nitrificação e desnitrificação, evitando picos de emissão (MISHRA *et al.*, 2018).

Ao longo do experimento (Figura 7), os fluxos de N_2O permaneceram relativamente estáveis e baixos nos solos florestais, agrícolas e na pastagem nominal, indicando uma ciclagem de nutrientes mais conservadora. Já a pastagem intensiva apresentou emissões mais elevadas, embora sem picos acentuados, sugerindo um fluxo moderadamente contínuo, reflexo de maior atividade microbiana e menor retenção de nitrogênio (WANG *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2021).

Resultados semelhantes foram observados por Wang *et al.* (2020), que observaram um aumento substancial nas emissões de N_2O durante a sucessão de florestas de clima tropical após o cultivo de a agricultura de corte e queima associando essa aceleração à maior disponibilidade de nitrogênio inorgânico. Wang *et al.* (2021) também observaram que a maior abundância de nutrientes, associada a mudanças na qualidade da serapilheira e na umidade do solo, favorece as emissões de N_2O . Esses estudos sugerem que, tanto em florestas de clima tropical quanto em outros sistemas, as variações na disponibilidade de nitrogênio e na qualidade da serapilheira, bem como as flutuações da umidade do solo, desempenham um papel crucial nos fluxos de N_2O .

Esses resultados indicam que a estrutura do solo e a disponibilidade de nitrogênio são fatores-chave na regulação das emissões de N_2O . A pastagem intensiva foi a principal fonte de N_2O , enquanto os demais sistemas apresentaram fluxos mais controlados. A adoção de boas práticas de manejo, como o controle da compactação e o uso racional de fertilizantes nitrogenados, pode reduzir as emissões e melhorar a retenção de N no solo. Além disso, a intensificação bem conduzida pode reduzir o tempo de engorda dos animais, aumentando a eficiência produtiva e contribuindo para a mitigação de impactos climáticos por unidade de produto.

5. Conclusão

O tipo de uso da terra influencia as emissões de gases de efeito estufa na Amazônia Oriental. A pastagem nominal intensifica as emissões de CO_2 , enquanto a pastagem intensiva favorece maiores fluxos de N_2O , embora em níveis moderados em relação aos demais sistemas, indicando potencial de mitigação por meio de ajustes no manejo. Todos os sistemas funcionaram como sumidouros de CH_4 , com maior eficiência observada nas pastagens. Esses resultados ressaltam a importância do manejo adequado em ambientes tropicais úmidos e mostram que a intensificação produtiva deve ser cuidadosamente adaptada às condições locais para minimizar impactos sobre o balanço de gases do solo.

REFERÊNCIAS

- ABREU, N. L.; RIBEIRO, E. S. D. C.; SOUSA, C. E. S. D.; MORAES, L. M.; OLIVEIRA, J. V. C. D.; FARIA, L. D. A.; SILVA, T. C. D. Land use change and greenhouse gas emissions: an explanation about the main emission drivers. **Ciência Animal Brasileira**, v. 25, p. 77646E, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-6891v25e-77646E>
- ABREU, P. A. S.; HERNANDEZ, F. B. T. Balanço hídrico climatológico normal e sequencial do município de Pereira Barreto-SP como auxílio para o planejamento da agricultura irrigada. **Irriga**, v. 1, n. 3, p. 530-545, 2021. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2021v1n3p530-545>
- ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 46, p. 129–135, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.022>
- ALVES, K. J.; PYLRO, V. S.; NAKAYAMA, C. R.; OLIVEIRA, G.; LEMOS, L. N.; ROSADO, A. S. Methanogenic communities and methane emissions from enrichments of Brazilian Amazonia soils under land use change. **Microbiological Research**, v. 265, p. 127178, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.micres.2022.127178>
- ALVARES, C. A.; STAPA, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Z.**, v. 22, p. 711-728, 2013. DOI: <https://10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANDRADE, V. M. S. de; CORDEIRO, I. M. C. C.; SCHWARTZ, G.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; OLIVEIRA, F. de A. Considerações sobre clima e aspectos edafoclimáticos da mesorregião Nordeste paraense. In: CORDEIRO, I. M. C. C.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; SCHWARTZ, G.; OLIVEIRA, F. de A. (Org.). Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias. Belém, PA: **EDUFRA**, 2017. Cap. 2, p. 59-96.
- BACCINI, A.; WALKER, W.; CARVALHO, L.; FARINA, M; SULLA-MENASHE, D; HOUGHTON, R. A. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230–234, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aam5962>
- BENTO, C. B.; BRANDANI, C.; FILOSO, S.; MARTINELLI, L.; CARMO, J. Effects of extensive-to-intensive pasture conversion on soil nitrogen availability and CO₂ and N₂O fluxes in a Brazilian oxisol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 321, p. 107633, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107633>
- CARDOSO, A. DA S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Effect of volume of urine and mass of faeces on N₂O and CH₄ emissions of dairy-cow excreta in a tropical pasture. **Animal Production Science**, v. 58, n. 6, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1071/an15392>
- CONRAD, R. Importance of hydrogenotrophic, acetoclastic and methylotrophic methanogenesis for methane production in terrestrial, aquatic and other anoxic environments: A mini review. **Pedosphere**, v. 30, n. 5, p. 563–576, 2020. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60052-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60052-9)

CHEN, H.; SHANG, Z.; CAI, H.; ZHU, Y. Response of soil N₂O emissions to soil microbe and enzyme activities with aeration at two irrigation levels in greenhouse tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) fields. **Atmosphere**, v. 10, n. 2, p. 72, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos10020072>

CRIVELARI-COSTA, P. M.; LIMA, M.; LA SCALA JUNIOR, N.; ROSSI, F. S.; DELLA-SILVA, J. L.; DALAGNOL, R.; TEODORO, P. E.; TEODORO, L. P. R.; OLIVEIRA, G.; OLIVEIRA JUNIOR, J. F.; SILVA JUNIOR, C. A. Changes in carbon dioxide balance associated with land use and land cover in Brazilian Legal Amazon based on remotely sensed imagery. **Remote Sensing**, v. 15, p. 2780, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs15112780>

DLAPA, P.; HRINÍK, D.; HRABOVSKÝ, A.; ŠIMKOVIC, I.; ŽARNOVIČAN, H.; SEKUCIA, F.; KOLLÁR, J. The impact of land-use on the hierarchical pore size distribution and water retention properties in loamy soils. **Water**, v. 12, n. 2, p. 339, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12020339>

DEAN, J. F.; MIDDELBURG, J. J.; RÖCKMANN, T.; AERTS, R.; BLAUW, L. G.; EGGER, M.; JETTEN, M. S. M.; DE JONG, A. E. E.; MEISEL, O. H.; RASIGRAF, O.; SLOMP, C. P.; IN'T ZANDT, M. H.; DOLMAN, A. J. Methane feedbacks to the global climate system in a warmer world. *Reviews of Geophysics*, v. 56, n. 1, p. 207–250, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/2017RG000559>

DE OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. F.; FREITAS, R. C. 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, n. 87, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>

DOANE, T. A.; HORWATH, W. R. Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. **Analytical Letters**, v. 36, p. 2713–2722, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1081/AL-120024647>

FENG, H.; GUO, J.; MALGHANI, S.; HAN, M.; CAO, P.; SUN, J.; XU, X.; XU, X.; WANG, W. Effects of soil moisture and temperature on microbial regulation of methane fluxes in a poplar plantation. **Forests**, v. 12, n. 4, p. 407, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/f12040407>

FORSTER, J. C. Soil nitrogen. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (eds.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. 1st ed. London: Academic Press, 1995. p. 79–87.

GALLAROTTI, N.; BARTHEL, M.; VERHOEVEN, E.; PEREIRA, E.; BAUTERS, M.; BAUMGARTNER, S.; DRAKE, T.; BOECKX, P.; MOHN, J.; LONGEPierre, M.; MUGULA, J. K.; MAKELELE, I.; NTABOBA, L. C.; SIX, J. In-depth analysis of N₂O fluxes in tropical forest soils of the Congo Basin combining isotope and functional gene analysis. **The ISME Journal**, v. 15, p. 3357–3374, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41396-021-01004-x>

GOMES, D. da S.; SANTOS, T. de M.; BARBOSA, A. da S.; SANTOS, S. K.; MELO, T. de S.; AQUINO, I. de S. Effects of land-use changes on soil respiration. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 7, n. 1, p. 009–015, 2022. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.7.01.2022.3641.009-015>

HOU, H.; HAN, Z.; YANG, Y.; ABUDU, S.; CAI, H.; LI, Z. Soil CO₂ emissions from summer maize fields under deficit irrigation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 4442–4449, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07127-1>

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds. Masson-Delmotte, V. et al.). Cambridge University Press, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

JING, H.; LIU, Y.; WANG, G.; LIU, G. Contrasting effects of nitrogen addition on rhizosphere soil CO₂, N₂O, and CH₄ emissions of fine roots with different diameters from *Pinus tabulaeformis* forest using laboratory incubation. **Science of the Total Environment**, v. 780, p. 146298, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146298>

KOYAMA, A.; JOHNSON, N. G.; BREWER, P.; WEBB, C. T.; VON FISCHER, J. C. Biological and physical controls of methane uptake in grassland soils across the US Great Plains. **Ecosphere**, v. 15, n. 9, p. e4955, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.4955>

LAGE FILHO, N. M.; CARDOSO, A. D. S.; AZEVEDO, J. C. D.; FATURI, C.; DA SILVA, T. C.; DOMINGUES, F. N.; DO RÊGO, A. C. Land use, temperature, and nitrogen affect nitrous oxide emissions in Amazonian soils. **Agronomy**, v. 12, n. 7, p. 1608, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12071608>

LAGE FILHO, N. M.; CARDOSO, A. D. S.; AZEVEDO, J. C. D.; MACEDO, V. H. M.; DOMINGUES, F. N.; FATURI, C.; DO RÊGO, A. C. How does land use change affect the methane emission of soil in the Eastern Amazon? **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, p. 1244152, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1244152>

LANG, R.; GOLDBERG, S. D.; BLAGODATSKY, S.; PIEPHO, H. P.; HOYT, A. M.; HARRISON, R. D.; CADISCH, G. Mechanism of methane uptake in profiles of tropical soils converted from forest to rubber plantations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 145, p. 107796, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107796>

LEWCZUK, N. A.; PICONE, L.; ECHARTE, M. M.; ALFONSO, C.; RIZZALLI, R.; ECHARTE, L. Soil respiration response to reductions in maize plant density and increased row spacing (Southeast pampas, Argentina). **Geoderma Regional**, v. 38, p. e00828, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00828>

MA, L.; YANG, H.; PAN, Z.; RONG, Y. In situ measurements and meta-analysis reveal that land-use changes combined with low nitrogen application promote methane uptake by temperate grasslands in China. **Science of The Total Environment**, v. 706, p. 136048, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136048>

MENG, C.; WANG, F.; YANG, K.; SHOCK, C. C.; ENGEL, B. A.; ZHANG, Y.; GU, X. Small wetted proportion of drip irrigation and non-mulched treatment with manure application enhanced methane uptake in upland field. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 281, p. 107821, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107821>

MISHRA, V. K.; SHUKLA, R.; SHUKLA, P. N. Inhibition of soil methane oxidation by fertilizer application: an intriguing but persistent paradigm. **EPP**, v. 3, n. 2, p. 57-69, 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.22606/epp.2018.32001>

OLIVEIRA, M. S.; DOS SANTOS PATRÍCIO, J.; DE MENEZES, J. A.; FROZZI, J. C.; GOMES, J. M. Variabilidade temporal do efluxo de CO₂ em áreas de floresta secundária e campo natural na região sudoeste da Amazônia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 3, p. 1466–1480, 2023. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.3.p1466-1480>

PROSSER, J. I.; HINK, L.; GUBRY-RANGIN, C.; NICOL, G. W. Nitrous oxide production by ammonia oxidizers: physiological diversity, niche differentiation and potential mitigation strategies. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 103–118, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14877>

PULIDO-MONCADA, M.; PETERSEN, S. O.; MUNKHOLM, L. J. Soil compaction raises nitrous oxide emissions in managed agroecosystems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 42, n. 3, p. 38, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00773-9>

PULIDO-MONCADA, M.; PETERSEN, S. O.; CLOUGH, T. J.; MUNKHOLM, L. J.; SQUARTINI, A.; LONGO, M.; MORARI, F. Soil pore network effects on the fate of nitrous oxide as influenced by soil compaction, depth and water potential. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 197, p. 109536, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109536>

RUMMEL, P. S.; WELL, R.; PFEIFFER, B.; DITTELT, K.; FLOßMANN, S.; PAUSCH, J. Nitrate uptake and carbon exudation – do plant roots stimulate or inhibit denitrification? **Plant and Soil**, v. 459, p. 217–233, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04750-7>

SANTOS, HG; JACOMINE, PKT; ANJOS, LHC; OLIVEIRA, VA; LUMBRERAS, JF; COELHO, MR; ALMEIDA, JA; ARAÚJO FILHO, JC; OLIVEIRA, JB; CUNHA, TJF **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: **Embrapa**, 2018. ISBN 978-85-7035-800-4.

SOUZA, P. J. O. P. D.; SILVA, E. R. R.; SILVA, B. B. D.; FERREIRA, T. R.; SOUSA, D. D. P.; LUZ, D. B. D.; ORTEGA-FARIAS, S. Estimation of the evapotranspiration of irrigated açai (*Euterpe oleracea* M.), through the Surface Energy Balance Algorithm for Land—SEBAL, in Eastern Amazonia. **Water**, v. 15, n. 6, p. 1073, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15061073>

SOUZA, P. H. D.; CALDEIRA, M. V. W.; DELARMELINA, W. M.; TRAZZI, P. A.; PAULA, R. R.; MOMOLLI, D. R.; SANQUETTA, C. R. Comparing spacings of *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg stand: response in biomass and carbon stock above and below ground. **Revista Ambiente & Água**, v. 18, p. e2919, 2023. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2919>

SINISCALCHI, D.; CARDOSO, A. D. S.; CORRÊA, D. C. D. C.; FERREIRA, M. R.; ANDRADE, M. E. B.; CRUZ, L. H. G. da; RUGGIERI, A. C.; REIS, R. A. Effects of condensed tannins on greenhouse gas emissions and nitrogen dynamics from urine-treated grassland soil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 56, p. 85026–85035, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22433-3>

SIQUEIRA, J. A. S.; DOS SANTOS PEREIRA, H.; DA SILVA, S. C. P.; RICART, M. L. D. A. M. Caracterização agroecológica de sistemas tradicionais de produção do açai (*Euterpe* spp.) em Carauari, no Médio Rio Juruá, Estado do Amazonas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 16, n. 2, p. 13-13, 2021. DOI: <https://doi.org/10.33240/rba.v16i2.23200>

TÄUMER, J.; KOLB, S.; BOEDDINGHAUS, R. S.; WANG, H.; SCHÖNING, I.; SCHRUMPF, M.; MARHAN, S. Divergent drivers of the microbial methane sink in temperate forest and grassland soils. **Global Change Biology**, v. 27, n. 4, p. 929-940, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15430>

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (eds.). Manual de Métodos de Análise de Solo. 3. ed., rev. e ampl. Embrapa, Brasília, DF, 2017.

VAN VERSEVELD, C. J.; GEBERT, J. Effect of compaction and soil moisture on the effective permeability of sands for use in methane oxidation systems. **Waste Management**, v. 107, p. 44-53, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.038>

YANG, W.; HU, Y.; YANG, M.; WEN, H.; JIAO, Y. Methane uptake and nitrous oxide emission in saline soil showed high sensitivity to nitrogen fertilization addition. **Agronomy**, v. 13, n. 2, p. 473, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy13020473>

WANG, S.; ZUO, Q.; CAO, Q.; WANG, P.; YANG, B.; ZHAO, S.; CAO, R.; CHEN, M. Acceleration of soil N₂O flux and nitrogen transformation during tropical secondary forest succession after slash-and-burn agriculture. **Soil & Tillage Research**, v. 208, p. 104868, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104868>

ZHANG, K.; DUAN, M.; XU, Q.; WANG, Z.; LIU, B.; WANG, L. Soil microbial functional diversity and root growth responses to soil amendments contribute to CO₂ emission in rainfed cropland. **Catena**, v. 195, p. 104747, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104747>

ZHOU, X.; ZHANG, M.; KRAUSE, S. M.; BU, X.; GU, X.; GUO, Z.; WANG, Y. Soil aeration rather than methanotrophic community drives methane uptake under drought in a subtropical forest. **Science of the Total Environment**, v. 792, p. 148292, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148292>

ZHONG, Y.; LI, J.; XIONG, H. Effect of deficit irrigation on soil CO₂ and N₂O emissions and winter wheat yield. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123718, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123718>

CAPÍTULO 4

EFEITOS DO USO DA TERRA, ADUBAÇÃO NITROGENADA E TEMPERATURA NAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL⁴

RESUMO

As mudanças no uso da terra na Amazônia brasileira têm impulsionado as emissões de gases de efeito estufa (GEE) pelos solos, especialmente quando associadas ao manejo intensivo com adição de nitrogênio e ao aumento da temperatura decorrente do aquecimento global. Objetivou-se avaliar os efeitos do uso da terra, da adição de nitrogênio e da elevação da temperatura nas emissões de N₂O, CH₄ e CO₂ em solos da Amazônia Oriental. Foram conduzidos experimentos de incubação por 28 dias, em delineamento inteiramente casualizado com cinco repetições, utilizando solos coletados em São Miguel do Guamá, Pará (clima Af, classificação de Köppen). As emissões de GEE foram quantificadas em: (i) diferentes usos da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal); (ii) interação entre uso da terra e doses de N (0, 90, 180 e 270 kg N ha⁻¹); e (iii) interação entre uso da terra e temperaturas (25, 30, 35 e 45 °C). O uso da terra influenciou significativamente os fluxos de GEE, com as maiores emissões acumuladas nos solos de pastagem intensiva (175,4 ng N₂O g⁻¹; 237,0 ng CH₄ g⁻¹ e 248,6 mg CO₂ g⁻¹ de solo seco) e os menores fluxos registrados na floresta. A adição de nitrogênio aumentou as emissões de N₂O e CO₂, sobretudo a partir de 180 kg N ha⁻¹, enquanto o CH₄ apresentou resposta quadrática, com redução nas doses mais elevadas. Temperaturas moderadas (30-35 °C) intensificaram os fluxos de N₂O e CO₂, enquanto 45 °C reduziu significativamente todas as emissões. Conclui-se que o manejo intensivo aliado à adubação nitrogenada e ao aquecimento potencializa as emissões de GEE, enquanto sistemas florestais e pastagens nominais demonstram maior resiliência microbiana, reforçando a importância da intensificação sustentável como estratégia de mitigação.

Palavras-chave: Arco de desmatamento. Incubação de solo. Nitrogênio. Solo tropical. Temperatura. Uso da terra.

⁴**Nota:** Este capítulo apresenta resultados que integram artigo em preparação para submissão na revista *Applied Soil Ecology*.

CHAPTER 4

EFFECTS OF LAND USE, NITROGEN FERTILIZATION, AND TEMPERATURE ON GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM SOILS IN THE EASTERN AMAZON

ABSTRACT

Land-use change in the Brazilian Amazon has driven increases in soil greenhouse gas (GHG) emissions, especially when associated with intensive management involving nitrogen (N) addition and temperature rise due to global warming. This study aimed to evaluate the effects of land use, N addition, and temperature increase on N₂O, CH₄, and CO₂ emissions from soils of eastern Amazonia. A 28-day incubation experiment was conducted in a completely randomized design with five replicates, using soils collected in São Miguel do Guamá, Pará (Af climate, Köppen classification). GHG emissions were quantified under: (i) different land uses (forest, agriculture, intensive pasture, and nominal pasture); (ii) interaction between land use and N rates (0, 90, 180, and 270 kg N ha⁻¹); and (iii) interaction between land use and temperatures (25, 30, 35, and 45 °C). Land use significantly influenced GHG fluxes, with the highest cumulative emissions observed in intensive pasture soils (175.4 ng N₂O g⁻¹, 237.0 ng CH₄ g⁻¹, and 248.6 mg CO₂ g⁻¹ dry soil) and the lowest in forest soils. Nitrogen addition increased N₂O and CO₂ emissions, particularly above 180 kg N ha⁻¹, whereas CH₄ showed a quadratic response, decreasing at higher N rates. Moderate temperatures (30–35 °C) enhanced N₂O and CO₂ fluxes, while 45 °C significantly reduced all emissions. Overall, intensive management combined with N fertilization and warming amplifies GHG emissions, whereas forest and nominal pasture systems demonstrate greater microbial resilience, reinforcing the importance of sustainable intensification as a mitigation strategy.

Keywords: Deforestation Arc, land use, nitrogen, soil incubation, temperature, tropical soil.

1. Introdução

A conversão de florestas em pastagens e áreas agrícolas tem se intensificado na Amazônia Legal, especialmente na região do Arco do Desmatamento. Essa transformação compromete a resiliência ecológica, afetando o ciclo hidrológico, a biodiversidade e o balanço de carbono (Seixas et al., 2025; Zentgraf et al., 2025). Esse processo, quando associado a práticas convencionais de manejo, intensifica ainda mais as emissões de gases de efeito estufa (GEE), como o óxido nitroso (N_2O), o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2), cuja dinâmica no solo é profundamente influenciada por mudanças no uso da terra, fertilização e condições climáticas (IPCC, 2021; Rocha et al., 2025).

A região amazônica possui solos com elevado estoque de carbono orgânico e condições ambientais que favorecem a atividade microbiana. Contudo, quando perturbados, esses solos podem se tornar importantes fontes de GEE (Lavalle, 2022, Rocha et al., 2025). As emissões desses gases estão diretamente ligadas à mineralização da matéria orgânica, à oxidação de NH_4^+ e à decomposição de resíduos vegetais, todos processos sensíveis ao manejo e às condições ambientais (Zhang et al., 2019; Cardoso et al., 2020; Tavanti et al., 2020). A intensificação do uso da terra sem práticas adequadas pode potencializar essas emissões, comprometendo metas globais de mitigação climática, como as previstas na iniciativa “4 per mille” (Minasny et al., 2017; Vermeulen et al., 2019).

Apesar dos avanços nas pesquisas sobre GEE do solo, ainda são escassas as análises integradas de N_2O , CH_4 e CO_2 sob diferentes usos da terra na Amazônia. Em muitos casos, as pastagens são analisadas como uma categoria única, sem considerar as variações de manejo que podem afetar significativamente os fluxos de GEE. No entanto, estudos mais recentes já vêm adotando essa distinção, como De Oliveira et al. (2022), que demonstraram que pastagens nominais, produtivas, mas sem insumos, podem conservar ou aumentar os estoques de carbono do solo, diferindo de sistemas degradados ou intensivos. Isso reforça a importância de considerar os diferentes tipos de manejo nas avaliações ambientais.

Além disso, fatores como a adubação nitrogenada e a elevação da temperatura do solo, ambos comuns em contextos de intensificação produtiva e mudanças climáticas, afetam diretamente os processos microbianos responsáveis pela produção ou consumo desses gases (Prosser et al., 2019; Zhang et al., 2019; Cardoso et al., 2020). A disponibilidade de nitrogênio mineral, na forma de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), desempenha papel central na nitrificação e desnitrificação, influenciando fortemente os fluxos de N_2O e, em menor grau, os de CH_4 e CO_2 (Lage Filho et al., 2022; Zheng et al., 2023). Embora existam estudos que tratam

separadamente dessas variáveis, investigações que considerem seus efeitos combinados em diferentes usos da terra, especialmente em solos tropicais, ainda são limitadas.

Essa lacuna evidencia a importância de estudos preliminares conduzidos em condições controladas de laboratório, que permitem isolar fatores como temperatura e adição de nitrogênio, simulando cenários futuros de mudanças climáticas e manejos intensivos. A variação de temperatura adotada, por exemplo, busca representar o aquecimento global previsto para as próximas décadas. No entanto, destaca-se que os resultados obtidos em laboratório devem futuramente ser validados em condições de campo, especialmente quanto às respostas à adubação nitrogenada em longo prazo, para que se possam orientar práticas sustentáveis mais precisas.

Diante disso, a hipótese deste estudo é que a conversão de áreas florestais para agricultura ou pastagens pode au as emissões de GEE, e que a adição de nitrogênio ou o aumento da temperatura acentua o fluxo desses gases. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar os fluxos de N_2O , CH_4 e CO_2 em solos sob floresta, agricultura, pastagem intensiva e nominal, quantificando a influência da adição de nitrogênio e da elevação da temperatura. Além disso, buscou-se relacionar as emissões à disponibilidade de NH_4^+ e NO_3^- , às taxas de mineralização e nitrificação líquidas, visando identificar estratégias de mitigação e intensificação sustentável adaptadas aos solos tropicais da região amazônica.

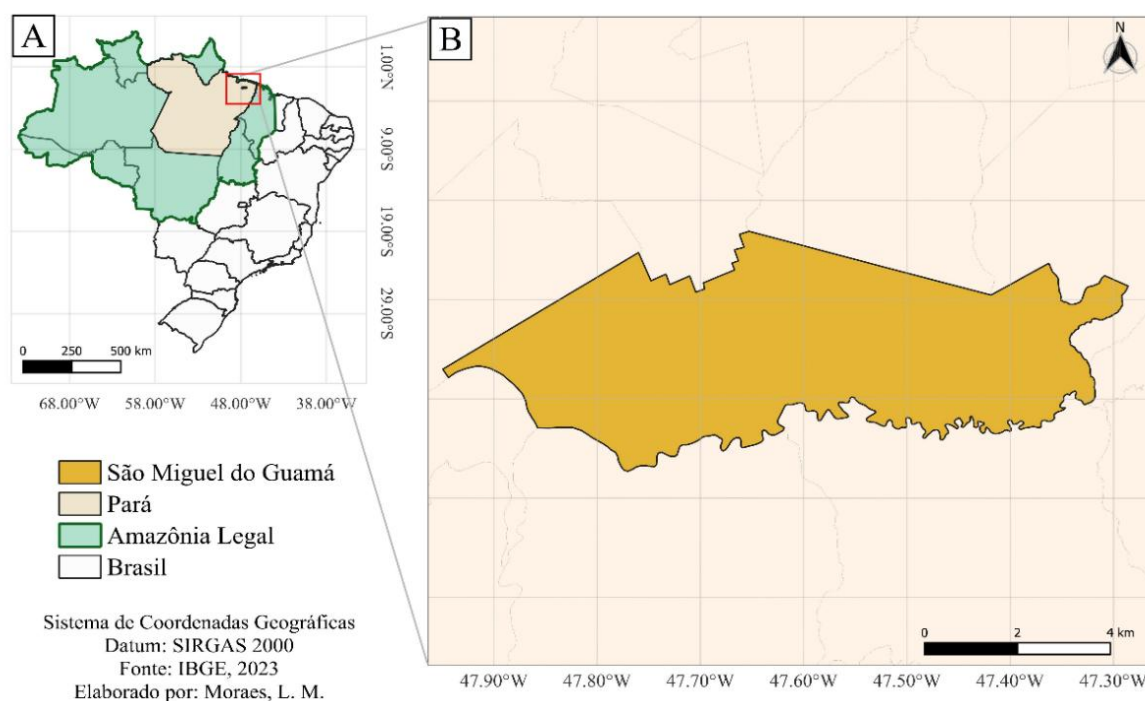
2. Material e métodos

2.1. Local do experimento, coleta e caracterização dos solos

O experimento foi conduzido com amostras de solo coletadas em uma propriedade particular localizada no município de São Miguel do Guamá, no nordeste do Estado do Pará, Brasil ($1^\circ 40' 27''\text{S}$, $47^\circ 46' 16''\text{O}$), inserido na região do Arco do Desmatamento da Amazônia (Fig. 1). De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima local é do tipo Af (tropical úmido), com precipitação média anual de 2.538 mm e temperatura média de $26,9^\circ\text{C}$ (1992 a 2022). O solo predominante é um Latossolo Amarelo distrófico, profundo e bem drenado, típico de regiões tropicais úmidas, com textura variando de arenosa a franco-arenosa na camada de 0–20 cm (Alvares et al., 2013; Andrade et al., 2017; Santos et al., 2018).

Para representar diferentes formas de manejo e níveis de intervenção antrópica, foram selecionadas quatro áreas de uso da terra (Fig. 1c): (i) floresta nativa, representando o ecossistema original da região; (ii) agricultura, com cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq) estabelecido em 2014; (iii) pastagem intensiva, cultivada com *Urochloa humidicola* cv. Marandu, com bom controle de plantas invasoras e elevada produção de forragem; e (iv)

pastagem nominal, também com *U. humidicola* cv. Marandu, com baixa intervenção antrópica e ausência de práticas como adubação, embora mantenha boa cobertura vegetal e ausência de degradação (de Oliveira et al., 2022).



C. Locais de estudo em São Miguel do Guamá (Af)

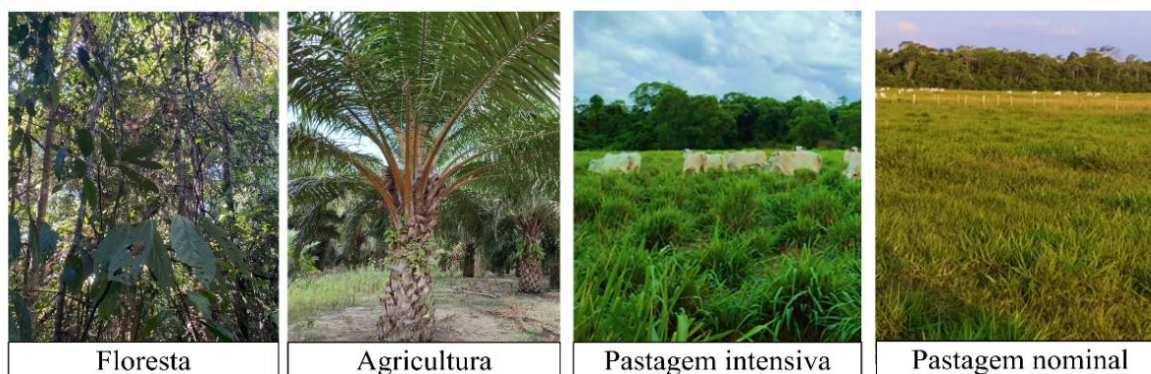


Fig. 1. Mapa de localização das áreas de coleta de solos. (A) Representação da Amazônia Legal. (B) Localização de São Miguel do Guamá, PA. (C) Áreas representativas dos tratamentos.

A coleta de solo foi realizada na camada de 0-20 cm de profundidade, utilizando trado holandês para garantir padronização da amostragem. As amostras foram posteriormente analisadas para determinação das características químicas e da textura do solo, conforme metodologia descrita por Teixeira et al. (2017). Os resultados das análises físico-químicas do solo estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1

Características químicas e físicas do solo (0-20 cm) sob diferentes usos da terra em São Miguel do Guamá, Pará.

Uso da terra	pH	M.O	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	S.B.	Areia	Silte	Argila	DS	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	C/N
	H ₂ O	g kg ⁻¹	mg dm ⁻³				cmol _c dm ⁻³			g. kg ⁻¹			kg.dm ³	mg.kg solo seco ⁻¹		
Floresta	4.5	16.9	4.1	22.7	1.4	0.2	0.3	2.2	1.6	765.5	79.5	155.0	1.4	51.8	36.2	13.6
Agricultura ¹	4.9	16.6	12.1	19.9	0.7	0.2	0.3	1.9	1.0	788.3	36.7	175.0	1.4	33.7	13.9	14.4
Pastagem intensiva	5.2	15.1	5.9	21.9	1.1	0.3	0.2	1.6	1.5	761.3	33.7	205.0	1.5	65.7	24.4	12.8
Pastagem nominal	4.9	14.0	6.9	14.9	0.3	0.1	0.5	1.6	0.4	712.8	77.2	210.0	1.5	116.4	8.2	12.4

Notas: ¹ Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq). MO: matéria orgânica (método de Walkley-Black); P e K (extrator Mehlich-1); Ca: cálcio; Mg: magnésio, Al³⁺: alumínio trocável, H+Al: acidez potencial (extração com acetato de cálcio 1N a pH 7,0). SB: soma de bases trocáveis; DS: densidade do solo. C/N: relação carbono/nitrogênio do solo. NH₄⁺: amônio. NO₃⁻: nitrato.

2.2. Desenho experimental

Foram realizados três experimentos de incubação para quantificar as emissões e os fluxos de N₂O, CH₄ e CO₂ em diferentes sistemas de uso da terra, bem como avaliar os efeitos das doses de nitrogênio no solo e da temperatura.

a) Incubação 1: Uso da terra

Foi utilizado um delineamento inteiramente casualizado para avaliar as emissões de gases em quatro sistemas de uso da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal), com cinco repetições, totalizando 20 unidades experimentais.

b) Incubação 2: Uso da terra × doses de nitrogênio

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, em arranjo fatorial 4 × 4, composto por quatro sistemas de uso da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal) e quatro doses de nitrogênio (0, 90, 180 e 270 kg N ha⁻¹), com cinco repetições, totalizando 80 unidades experimentais.

c) Incubação 3: Uso da terra × temperatura

Nesta etapa, foi adotado um delineamento inteiramente casualizado, em arranjo fatorial 4 × 4, com quatro sistemas de uso da terra (floresta, agricultura, pastagem intensiva e pastagem nominal) e quatro temperaturas de incubação (25, 30, 35 e 45 °C), com cinco repetições, totalizando 80 unidades experimentais.

2.3. Preparação do solo e incubação

Em todas as incubações, 100 g de solo seco de cada sistema foram acondicionados em câmaras estáticas fechadas (frascos de 1000 mL). A umidade do solo foi ajustada para 60% da capacidade de retenção de água três dias antes do início do experimento, visando ativar a

microbiota edáfica. Durante a incubação, a umidade foi monitorada diariamente por pesagem dos frascos e mantida com adição de água destilada, quando necessário.

No primeiro dia, aplicou-se uma solução de ureia equivalente a 90 kg N ha^{-1} ($0,032 \text{ mg N g}^{-1}$ de solo) em todos os tratamentos, exceto na Incubação 2, na qual o nitrogênio foi testado como fator experimental. Para essa etapa, prepararam-se soluções com doses de 90, 180 e 270 kg N ha^{-1} , correspondentes a 0,032, 0,064 e $0,096 \text{ mg N g}^{-1}$, respectivamente. O tratamento controle (0 kg N ha^{-1}) recebeu apenas água destilada. A temperatura foi mantida em $25 \pm 1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ nos experimentos, exceto na Incubação 3, que avaliou o efeito da temperatura ($25, 30, 35$ e $45 \text{ }^{\circ}\text{C}$), com os frascos mantidos em estufas com circulação forçada de ar e retirados apenas para coleta de gases.

2.4. Amostragem e quantificação de N_2O , CH_4 e CO_2

As emissões de N_2O , CH_4 e CO_2 foram quantificadas utilizando a técnica de câmara estática fechada, com $1,02 \text{ m}^3$ de espaço livre (Siniscalchi et al., 2022). A amostragem foi realizada entre 9h e 10h, conforme recomendado por Alves et al. (2012), ao longo de 28 dias: diariamente na primeira semana, em dias alternados na segunda e a cada três dias a partir da terceira semana. Nos dias de coleta, cinco amostras iniciais de ar foram retiradas aleatoriamente entre os tratamentos, antes do fechamento das câmaras, utilizando seringas de polipropileno de 50 mL. As câmaras permaneceram fechadas por 30 minutos para permitir o acúmulo dos gases, sendo as amostras coletadas em seguida diretamente do interior das câmaras. A temperatura ambiente foi registrada logo após a coleta com termômetro digital.

As amostras de gás foram transferidas para frascos de 20 mL pré-evacuados (Shimadzu; Kyoto, Japão) e analisadas por cromatografia gasosa (Shimadzu Greenhouse Gas Analyzer GC-2014). As análises foram conduzidas nas seguintes condições: injetor a $250 \text{ }^{\circ}\text{C}$, coluna a $80 \text{ }^{\circ}\text{C}$, gás de arraste de N_2 (30 mL min^{-1}) e detector de captura de elétrons a $325 \text{ }^{\circ}\text{C}$ para N_2O ; gás de chama de H_2 (30 mL min^{-1}) e detector de ionização de chama a $280 \text{ }^{\circ}\text{C}$ para CH_4 e detector de condutividade térmica a $250 \text{ }^{\circ}\text{C}$ para CO_2 . A produção diária de N_2O , CH_4 e de CO_2 ($F_{\text{gás}}$, ng do gás g^{-1} solo seco $^{-1}$) foi determinada conforme Cardoso et al. (2016):

$$F_{\text{gás}} = \left(\frac{\Delta C}{\Delta t} \right) \times \left(\frac{P}{R \times T} \right) \times \left(\frac{V}{M_A} \right) \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde $\Delta C/\Delta t$ representa a variação na concentração do gás entre a amostra inicial e final após o tempo de incubação ($\text{nL L}^{-1} \text{ h}^{-1}$), P é a pressão atmosférica no local da amostragem (Pa), R é a constante universal dos gases ($8,314 \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), T é a temperatura média dentro da câmara durante a incubação (K), V é o volume da câmara (L) e M_A é a massa de solo seco

incubado (g). Para obtenção do fluxo diário, os valores calculados foram multiplicados por 24. As emissões cumulativas ao longo dos 28 dias foram determinadas somando os fluxos diários e interpolando para os dias sem coleta.

2.5. Nitrogênio mineral do solo

A determinação do nitrogênio inorgânico do solo foi realizada antes da aplicação dos tratamentos e ao final da incubação, utilizando extração com KCl 2 M e análise colorimétrica. O amônio ($N-NH_4^+$) foi quantificado segundo o método de Berthelot (Foster, 1995) e o nitrato ($N-NO_3^-$) por redução com cloreto de vanádio-III (Doane & Horwáth, 2003). Com base nas concentrações iniciais e finais de nitrogênio mineral, foram calculadas a mineralização líquida de N, a nitrificação líquida ($mg\ kg^{-1}$) e a razão nitrificação/mineralização (N/M), conforme as seguintes equações:

$$\text{Mineralização líq} = [NH_4^+ + NO_3^-]_{final} - [NH_4^+ + NO_3^-]_{inicial} \quad (\text{Eq.2})$$

$$\text{Nitrificação líq} = [NO_3^-]_{final} - [NO_3^-]_{inicial} \quad (\text{Eq.3})$$

$$\text{Razão N/M} = (\text{Nitrificação líq}) / (\text{Mineralização líq}) \quad (\text{Eq. 4})$$

2.6. Análise estatística

As emissões totais de GEE e os teores de N mineral do solo foram analisadas por meio de análise de variância (ANOVA), precedida da verificação dos pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (teste de Levene). Quando necessário, aplicou-se a transformação logarítmica ($\log_{(x+1)}$) aos dados que violaram os pressupostos (Feng et al., 2014). Diferenças significativas entre médias foram identificadas pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$). Para avaliar os efeitos das variações de temperatura e das doses de nitrogênio, ajustaram-se modelos de regressão, considerando esses fatores como variáveis independentes. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (versão 4.3.0; R Core Team).

3. Resultados

3.1. Emissões de N₂O

3.1.1. Uso da terra nas emissões de N₂O

As emissões totais de N₂O variaram de 113,3 a 175,4 ng N₂O g⁻¹ de solo seco com diferenças ($p < 0,05$) entre sistemas de uso da terra (Fig. 2a). As maiores emissões ($p < 0,05$) ocorreram nos solos de agricultura (163,5 ng) e pastagem intensiva (175,4 ng), sem diferença ($p > 0,05$) entre si. Já os solos de floresta (113,3 ng) e pastagem nominal (135,8 ng) apresentaram menores emissões e não diferiram entre si ($p > 0,05$), ficando abaixo aos dos observados nos demais sistemas.

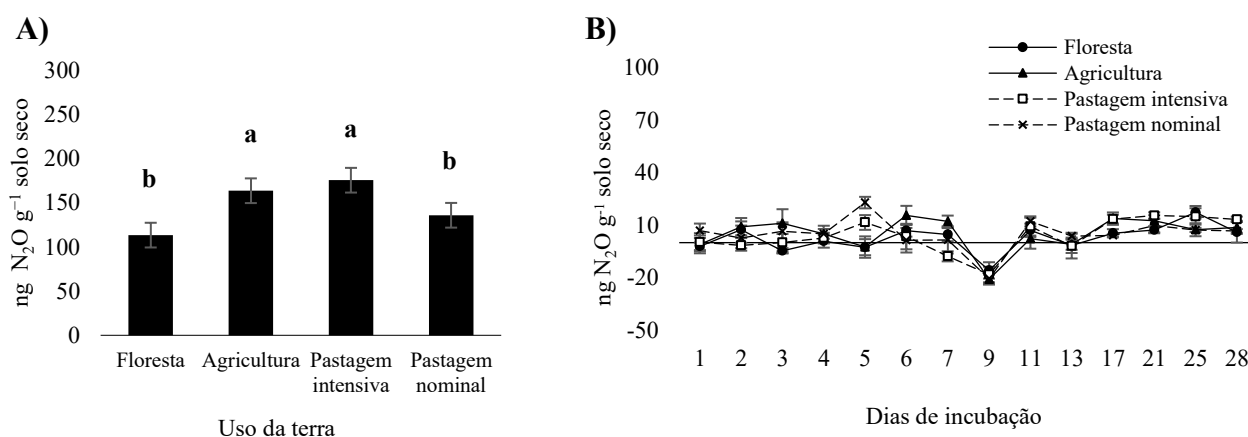


Fig. 2. Emissões totais de N₂O (ng N₂O g⁻¹ de solo seco) (A) e fluxos de N₂O (ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹) ao longo de 28 dias de incubação em solo submetido a sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira. Diferentes letras minúsculas representam as diferenças avaliadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Durante os 28 dias de incubação, os fluxos de N₂O permaneceram baixos e relativamente estáveis entre os sistemas, com valores geralmente abaixo de 30 ng N₂O g⁻¹ de solo seco dia⁻¹ (Fig. 2b). Os picos de emissão ocorreram entre os dias 5 e 11, especialmente nas áreas de pastagem intensiva e agricultura. Já os menores fluxos foram registrados na pastagem nominal e na floresta, que apresentaram padrões semelhantes de emissão ao longo de todo o período.

3.1.2. Uso da terra × doses de N nas emissões de N₂O

As emissões totais de N₂O variaram de 87,2 a 471,5 ng N₂O g⁻¹ de solo seco com interação ($p < 0,05$) entre uso da terra e doses de nitrogênio (Tabela 2). Observou-se tendência linear crescente ($p < 0,05$) em todos os sistemas com o aumento das doses de N. As maiores emissões foram registradas nos solos agrícolas sob 270 kg N ha⁻¹, seguidos pela pastagem intensiva e nominal. O solo florestal apresentou os menores valores, com emissão máxima de

119,1 ng N₂O g⁻¹ solo seco. O solo agrícola diferiu ($p < 0,05$) dos demais em todas as doses, exceto com 270 kg N ha⁻¹, quando a maior emissão foi observada na pastagem intensiva.

Tabela 2

Emissões totais de N₂O (ng N₂O g⁻¹ solo seco⁻¹) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos à adição de nitrogênio no solo.

Uso da terra	Dose de Nitrogênio (kg N ha ⁻¹)				Média	Modelo de Regressão	R ²
	0	90	180	270			
Floresta	87.2 ^d	99.0 ^d	105.2 ^d	119.1 ^d	102.6	$Y = 0.1x + 87.4$	0.92
Agricultura ¹	163.7 ^a	250.5 ^a	370.6 ^a	458.7 ^b	310.9	$Y = 1.1x + 160.1$	0.98
Pastagem intensiva	145.9 ^b	239.8 ^b	344.6 ^b	471.5 ^a	300.5	$Y = 1.2x + 138.2$	0.98
Pastagem nominal	106.4 ^c	161.7 ^c	240.0 ^c	327.5 ^c	208.9	$Y = 0.8x + 97.7$	0.98
Média	125.8	187.8	265.1	344.2			

Notas: ¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças entre sistemas de uso da terra dentro de cada dose de N ($p < 0,05$), conforme determinado pelo teste de Tukey.

Os fluxos diários de N₂O variaram entre os sistemas de uso da terra ao longo dos 28 dias de incubação com intensidade diretamente relacionada à dose de nitrogênio aplicada (Fig. 3). No solo de floresta (Fig. 3a), os fluxos permaneceram próximos de zero durante quase toda a incubação, com leve elevação no 7º dia nas doses de 180 e 270 kg N ha⁻¹, atingindo valores ao redor de 40 ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹, decrescendo nos dias posteriores. Nos solos de agricultura (Fig. 3b), os fluxos se intensificaram a partir do 9º dia, com picos mais evidentes nas doses de 180 e 270 kg N ha⁻¹, próximas a 75 ng, enquanto os demais tratamentos permaneceram em níveis inferiores.

Na pastagem intensiva (Fig. 3c), registrou-se o maior pico de emissão do experimento no 7º dia, sob 270 kg N ha⁻¹, com valores próximos de 150 ng. As demais doses também apresentaram aumentos nesse sistema, embora em menor magnitude. Na pastagem nominal (Fig. 3d), observou-se padrão semelhante, com elevação dos fluxos no 7º dia, especialmente nas doses mais altas, mas sem atingir os níveis da pastagem intensiva. De modo geral, os picos de emissão de N₂O concentraram-se entre o 7º e o 9º dia após a aplicação do fertilizante. Após esse período, os fluxos retornaram rapidamente aos níveis basais em todos os sistemas, mantendo-se baixos até o 28º dia de incubação.

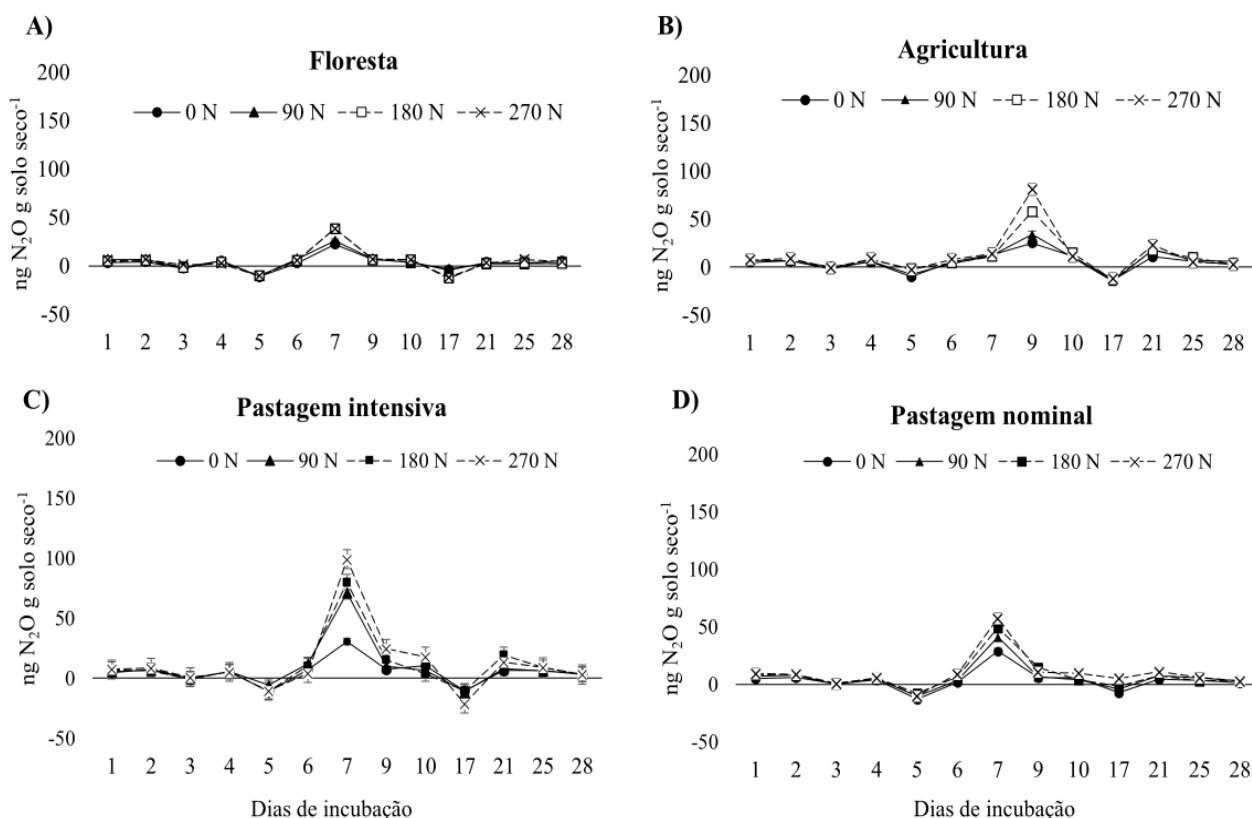


Fig. 3. Fluxos de N_2O (ng N_2O g $^{-1}$ solo seco dia $^{-1}$) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida à adição de nitrogênio.

3.1.3. Uso da terra $\times$ temperatura nas emissões de N_2O

As emissões totais de N_2O variaram de 49,4 a 395,4 ng N_2O g $^{-1}$ de solo seco, com interação ($p < 0,05$) entre uso da terra e temperatura (Tabela 3). Todos os usos da terra apresentaram ajuste quadrático ($p < 0,05$), com picos entre 30 °C e 35 °C e forte redução a 45 °C. Independentemente da temperatura, o solo florestal apresentou os menores fluxos de N_2O . As temperaturas de 25, 30, 35 e 45 °C resultaram em diferenças ($p < 0,05$) entre os sistemas. A 25 °C, as maiores emissões de N_2O foram observadas no solo de pastagem nominal ($p < 0,05$), que diferiu de todos os demais sistemas. Em seguida, os maiores valores foram registrados na pastagem intensiva, seguida pela agricultura, enquanto o solo florestal apresentou os menores valores.

A 30 °C, os maiores fluxos foram registrados na agricultura e pastagem intensiva, que não diferiram entre si ($p > 0,05$), mas superaram as emissões da floresta e da pastagem nominal. A 35 °C, a pastagem nominal foi o sistema mais emissivo ($p < 0,05$), diferindo dos demais. A pastagem intensiva ocupou posição intermediária, enquanto os solos agrícola e florestal exibiram os menores valores, sem diferença ($p > 0,05$) entre si. Na temperatura de 45 °C, houve redução generalizada das emissões de N_2O . A pastagem nominal manteve o maior valor

absoluto, diferindo apenas do solo florestal, que apresentou os menores fluxos. Agricultura e pastagem intensiva exibiram valores intermediários, sem diferença ($p > 0,05$) em relação aos demais sistemas.

Tabela 3

Emissões totais de N_2O ($ng\ N_2O\ g^{-1}\ solo\ seco^{-1}$) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a diferentes temperaturas.

Uso da terra	Temperatura (°C)				Média	Modelo de Regressão	R ²
	25	30	35	45			
Floresta	159.2 ^d	204.1 ^b	178.1 ^c	49.4 ^b	147.7	$Y = -0.8x^2 + 50.3x - 594.3$	0.93
Agricultura ¹	185.0 ^c	257.3 ^a	213.0 ^c	64.8 ^{ab}	180.0	$Y = -1.0x^2 + 64.3x - 782.8$	0.88
Pastagem intensiva	213.6 ^b	277.6 ^a	277.3 ^b	71.1 ^{ab}	209.9	$Y = -1.3x^2 + 86.9x - 1120.5$	0.94
Pastagem nominal	288.2 ^a	192.5 ^b	395.4 ^a	80.5 ^a	239.2	$Y = -1.4x^2 + 88.8x - 1117.3$	0.49
Média	211.5	232.9	266.0	66.5			

Notas:¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças entre sistemas de uso da terra dentro de cada temperatura ($p < 0,05$), conforme determinado pelo teste de Tukey.

No geral, houve grande variação nas emissões diárias de N_2O entre os usos da terra em função do aumento da temperatura (Fig. 4). Nos solos de floresta (Fig. 4a), os fluxos foram baixos e pouco responsivos à temperatura, com valores próximos de zero ao longo dos 28 dias. Os picos foram discretos e ocorreram entre os dias 7 e 10, principalmente a 30 °C (~20 $ng\ N_2O\ g^{-1}\ solo\ seco$), enquanto os demais tratamentos se mantiveram abaixo de 10 ng . Na agricultura (Fig. 4b), os fluxos oscilaram moderadamente, com maior emissão a 30 °C, entre os dias 5 e 10 (~20 ng). A 35 °C, observou-se um pico precoce no 5º dia (~26 ng), seguido de estabilização. A 25 °C e 45 °C, os fluxos foram inferiores, com valores baixos e pouca variação temporal.

Na pastagem intensiva (Fig. 4c), os maiores fluxos foram registrados a 30 °C e 35 °C, com picos superiores a 20 ng entre os dias 7 e 17. O tratamento a 25 °C apresentou valores intermediários, enquanto a 45 °C os fluxos foram consistentemente baixos ao longo de toda a incubação. A pastagem nominal (Fig. 4d) apresentou os maiores fluxos entre todos os sistemas, especialmente a 35 °C, com picos de emissão (~25 ng) entre os dias 5 e 8º. As temperaturas de 25 °C e 30 °C também apresentaram valores expressivos (~16–22 ng), com queda acentuada após o 10º dia. A 45 °C, os fluxos foram reduzidos em todos os dias, com médias próximas de zero.

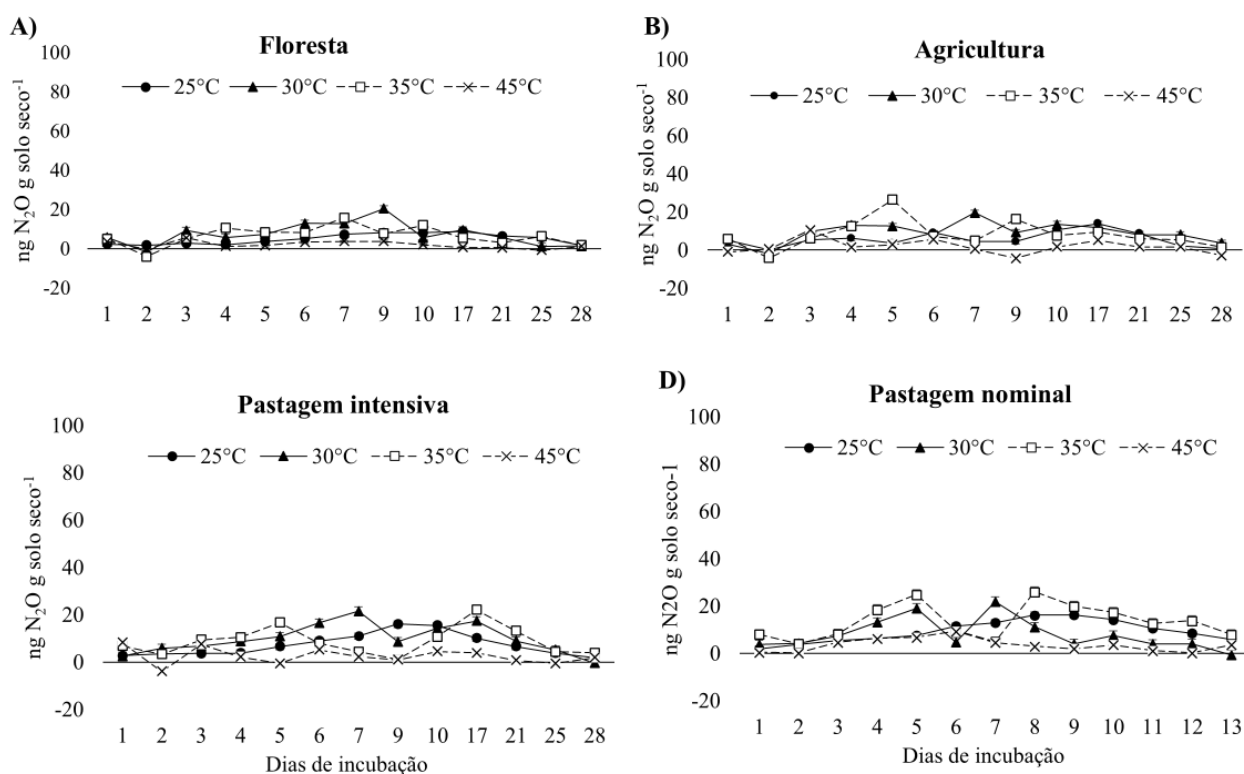


Fig. 4. Fluxos de N_2O ($\text{ng N}_2\text{O g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida a diferentes temperaturas.

3.2. Emissões de CH_4

3.2.1. Uso da terra nas emissões de CH_4

As emissões totais de CH_4 variaram de 109,5 a 237,0 $\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ de solo seco, com diferenças ($p < 0,05$) entre os sistemas de uso da terra (Fig. 5a). A maior emissão ($p < 0,05$) foi registrada no solo de pastagem intensiva (237,0 ng), sendo superior aos demais usos da terra. A agricultura (168,9 ng) e a pastagem nominal (161,8 ng) apresentaram valores intermediários, sem diferença entre si ($p > 0,05$). O solo de floresta (109,5 ng) apresentou a menor emissão ($p < 0,05$), diferindo dos demais tratamentos.

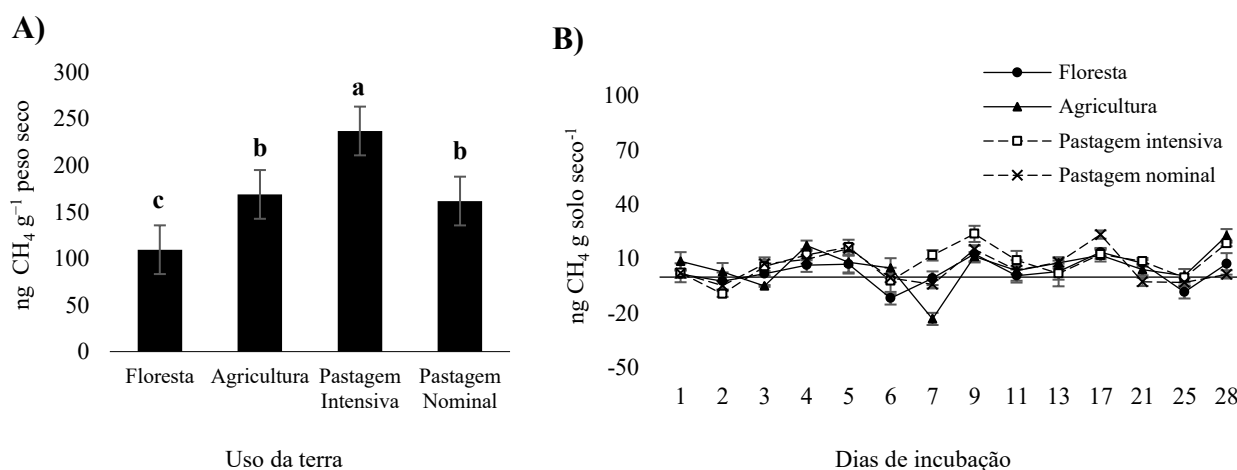


Fig. 5. Emissões totais de CH₄ (ng CH₄ g⁻¹ de solo seco) (A) e fluxos de CH₄ (ng de CH₄ g⁻¹ e solo seco dia⁻¹) ao longo de 28 dias de incubação (B) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira. Diferentes letras minúsculas representam as diferenças avaliadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Ao longo de 28 dias de incubação, os fluxos de CH₄ variaram entre os sistemas de uso da terra (Fig. 5b). Os maiores fluxos foram observados na pastagem intensiva, com destaque para os dias 7 a 11, quando os valores ultrapassaram 20 ng CH₄ g⁻¹. A pastagem nominal também apresentou elevações entre os dias 13 e 28, com picos isolados no 17º e 28º dias. No solo agrícola, os fluxos oscilaram moderadamente ao longo do tempo, sem formação de picos consistentes. Os menores valores e menor variação temporal foram registrados no solo de floresta, onde os fluxos permaneceram próximos de zero durante a maior parte do período experimental.

3.2.2. Uso da terra × doses de N nas emissões de CH₄

As emissões totais de CH₄ variaram de 123,2 a 574,5 ng CH₄ g⁻¹ de solo seco, com interação ($p < 0,05$) entre uso da terra e doses de nitrogênio (Tabela 4). Todos os usos da terra apresentaram ajuste quadrático ($p < 0,05$), com aumento das emissões até 90 ou 180 kg N ha⁻¹, seguido de redução com 270 kg N ha⁻¹. Na dose de 90 kg N ha⁻¹, o solo florestal apresentou as menores emissões ($p < 0,05$), diferindo dos demais sistemas. As maiores emissões foram observadas nas pastagens, enquanto a agricultura apresentou valor intermediário. Na dose de 180 kg N ha⁻¹, o solo florestal novamente apresentou o menor valor ($p < 0,05$), diferindo dos demais usos da terra. Com 270 kg N ha⁻¹, todos os sistemas apresentaram queda nas emissões de CH₄, indicando resposta negativa à dose mais elevada.

Tabela 4

Emissões totais de CH₄ (ng CH₄ g⁻¹ solo seco⁻¹) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos à adição de nitrogênio no solo.

Uso da terra	Dose de Nitrogênio (kg N ha ⁻¹)				Média	Modelo de Regressão	R ²
	0	90	180	270			
Floresta	204.4	362.6 ^c	291.9 ^b	156.2	253.8	$Y = -0.01x^2 + 2.2x + 212.6$	0.67
Agricultura ¹	223.9	503.3 ^b	339.6 ^b	123.2	297.5	$Y = -0.02x^2 + 3.6x + 243.4$	0.87
Pastagem intensiva	280.1	567.7 ^a	429.6 ^a	161.8	359.8	$Y = -0.02x^2 + 4.1x + 294.9$	0.94
Pastagem nominal	250.7	574.5 ^a	268.6 ^b	152.5	311.6	$Y = -0.01x^2 + 3.0x + 291.7$	0.65
Média	239.8	502.0	332.4	148.4			

¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças entre sistemas de uso da terra dentro de cada dose de N ($p < 0,05$). Diferenças determinadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

As doses de nitrogênio provocaram pouca alteração nos fluxos de CH₄ em solos florestais (Fig. 6a), com valores geralmente baixos ao longo da incubação. Um pico mais evidente foi observado na dose de 180 kg N ha⁻¹ no 21º dia (~96 ng CH₄ g⁻¹ solo seco), enquanto os demais tratamentos apresentaram emissões discretas e flutuações negativas pontuais. Em solos agrícolas (Fig. 6b), o maior valor foi registrado também no 21º dia com 180 kg N ha⁻¹ (~102 ng), mas, de modo geral, os fluxos permaneceram próximos da neutralidade durante quase todo o período. Os tratamentos com 90 e 270 kg N ha⁻¹ mostraram pequenas oscilações positivas, sem grandes variações ao longo do tempo.

Na pastagem intensiva (Fig. 6c), os picos mais expressivos ocorreram no 21º dia, com destaque para 90 e 180 kg N ha⁻¹ (~88 e ~83 ng, respectivamente). Já na pastagem nominal, os fluxos mais altos foram observados nas mesmas doses e período (~86 e ~69 ng), enquanto a dose de 270 kg N ha⁻¹ resultou em menor emissão. De forma geral, os tratamentos com nitrogênio tenderam a reduzir os fluxos após os picos, especialmente a partir do 17º dia.

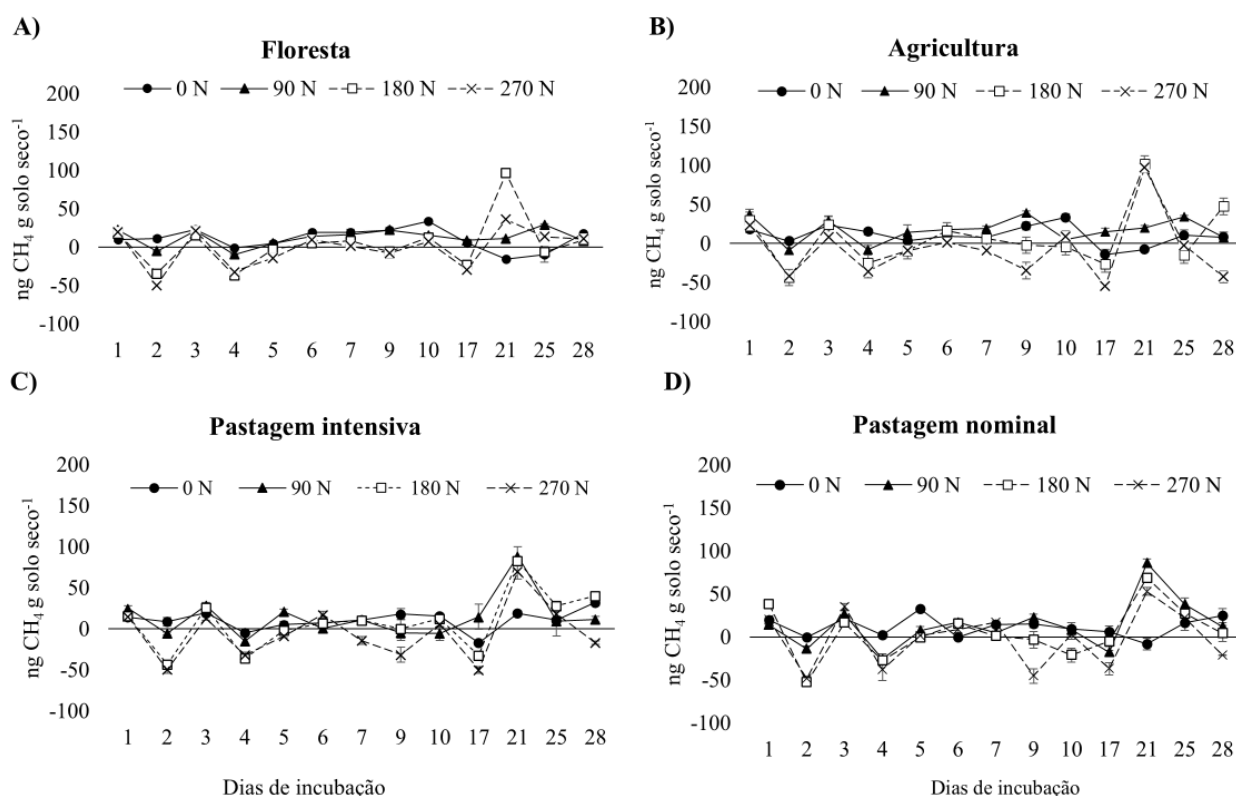


Fig. 6. Fluxos de CH_4 ($\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ solo seco dia}^{-1}$) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida à adição de nitrogênio.

3.2.3. Uso da terra × temperatura nas emissões de CH_4

As emissões totais de CH_4 variaram de 19,5 a 383,8 $\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ de solo seco, com interação ($p < 0,05$) entre uso da terra e temperatura (Tabela 5). Todos os sistemas apresentaram ajuste linear negativo ($p < 0,05$), com redução progressiva das emissões à medida que a temperatura aumentou. As temperaturas de 25, 30 e 35 °C resultaram em diferenças ($p < 0,05$) entre os sistemas de uso da terra. A 25 °C, o solo agrícola apresentou as maiores emissões, mas não diferiu ($p < 0,05$) das pastagens intensiva e nominal. O solo florestal exibiu os menores valores e diferiu ($p < 0,05$) dos demais sistemas.

A 30 °C, o solo agrícola apresentou as maiores emissões, diferindo ($p < 0,05$) dos demais usos, enquanto a floresta apresentou valor intermediário e as pastagens, os menores fluxos, sem diferença entre si. A 35 °C, o solo de pastagem intensiva apresentou as maiores emissões, diferindo ($p < 0,05$) da pastagem nominal. Os solos agrícola e florestal exibiram valores intermediários e não diferiram ($p < 0,05$) dos demais sistemas. A 45 °C, as emissões de CH_4 foram reduzidas em todos os sistemas, sem diferença ($p > 0,05$) entre os usos da terra.

Tabela 5

Emissões totais de CH₄ (ng CH₄ g⁻¹ solo seco⁻¹) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a diferentes temperaturas.

Uso da terra	Temperatura (°C)				Média	Modelo de Regressão	R ²
	25	30	35	45			
Floresta	195.2 ^b	279.1 ^b	73.4 ^{ab}	19.5	141.8	$Y = -11.2x + 518.8$	0.53
Agricultura ¹	303.7 ^a	383.8 ^a	118.2 ^{ab}	48.3	213.5	$Y = -15.6x + 738.9$	0.64
Pastagem intensiva	224.7 ^{ab}	214.7 ^c	152.9 ^a	65.8	164.5	$Y = -8.4x + 448.3$	0.71
Pastagem nominal	229.7 ^{ab}	209.9 ^c	59.2 ^b	36.5	133.8	$Y = -10.6x + 490.6$	0.64
Média	238.3	271.9	100.9	42.5			

¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças entre sistemas de uso da terra dentro de cada temperatura ($p < 0,05$), conforme determinado pelo teste de Tukey.

Os fluxos diários de CH₄ variaram ao longo dos 28 dias de incubação em resposta à temperatura e ao sistema de uso da terra (Fig. 7). Nos solos florestais (Fig. 7a), os fluxos permaneceram baixos durante todo o período, com valores geralmente inferiores a 25 ng CH₄ g⁻¹ solo seco, independentemente da temperatura. Pequenos picos positivos ocorreram nos dias 6 a 10, especialmente sob 25 °C (~34 ng), mas sem padrão claro entre os tratamentos. Já o solo agrícola (Fig. 7b) apresentou os maiores teores acumulados de CH₄ ao longo do experimento, com fluxos mais expressivos registrados nos dias 9 e 10 sob 25 °C e 30 °C (~33 ng), que se destacaram em relação aos demais sistemas. Mesmo a 35 °C, esse solo manteve teores elevados, comparáveis aos da pastagem intensiva e superiores aos dos demais tratamentos. Esses resultados indicam uma maior sensibilidade do solo agrícola à temperatura em relação à emissão de CH₄.

Nas pastagens, observou-se maior variação nos fluxos (Figs. 7c e 7d). Na pastagem intensiva, os maiores picos ocorreram ao final do período (dias 25 e 28), principalmente sob 35 °C (~40 ng) e 25 °C (~32 ng). Por outro lado, a 30 °C e 45 °C os fluxos foram menos expressivos, com valores próximos ou abaixo de 15 ng. Na pastagem nominal, o maior pico foi observado no 25º dia sob 30 °C (~56 ng), seguido por 25 °C e 35 °C (~28-29 ng). De forma geral, os fluxos em pastagens apresentaram picos tardios de emissão, com resposta moderada à variação térmica. Por outro lado, o solo florestal manteve baixos fluxos de CH₄ ao longo de toda a incubação, mesmo sob temperaturas elevadas. Já o solo agrícola apresentou emissões mais expressivas, com picos sob 25 °C e 30 °C que resultaram nos maiores teores acumulados entre todos os sistemas, evidenciando maior sensibilidade às variações de temperatura.

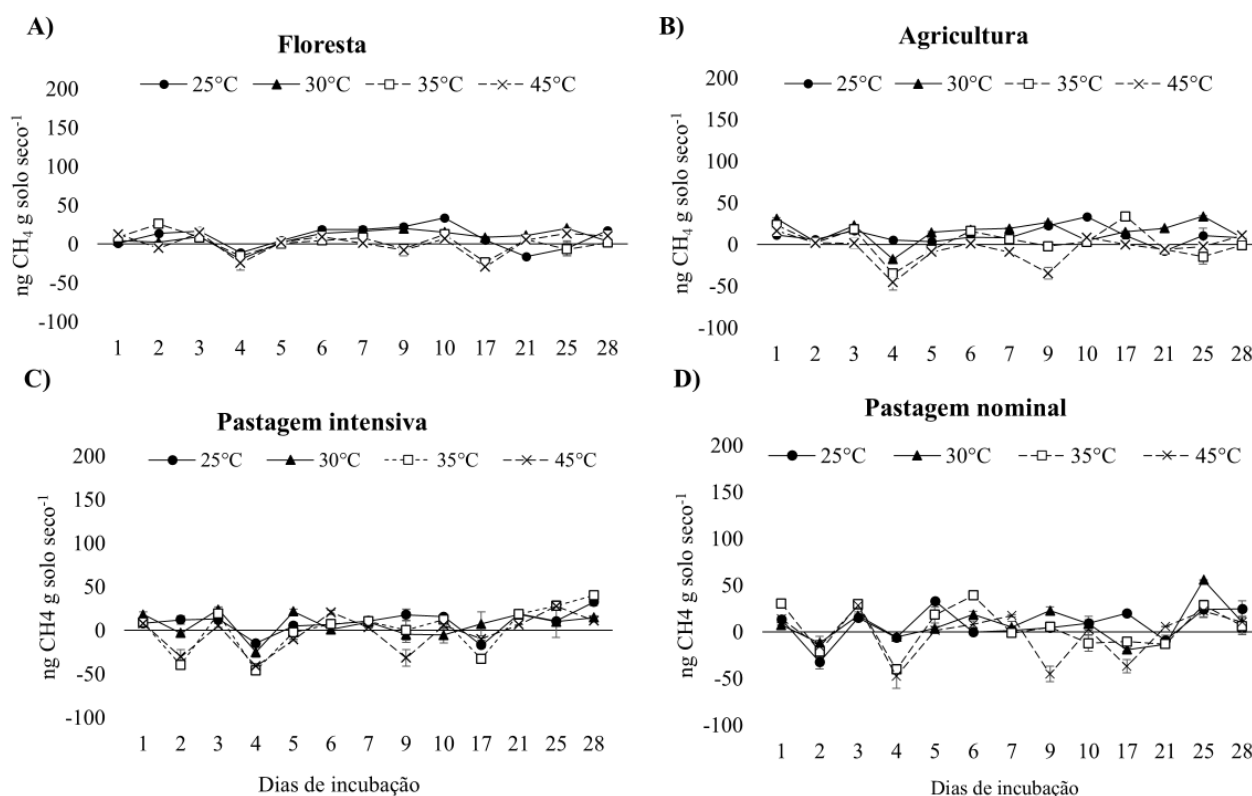


Fig. 7. Fluxos de CH_4 ($\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ solo seco dia}^{-1}$) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida a diferentes temperaturas.

3.3. Emissões de CO_2

3.3.1. Uso da terra nas emissões de CO_2

A emissão total de CO_2 variou de 190,3 a 248,6 $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ de solo seco com diferença ($p < 0,05$) entre os diferentes usos da terra (Fig. 8). Foi observado a maior emissão ($p < 0,05$) no solo de pastagem intensiva (248,6 mg), significativamente superior à observada na agricultura (190,3 mg). Os solos de floresta (208,3 mg) e pastagem nominal (210,2 mg) apresentaram emissões intermediárias, sem diferença ($p > 0,05$) entre si nem em relação aos demais usos da terra (Fig. 8a).

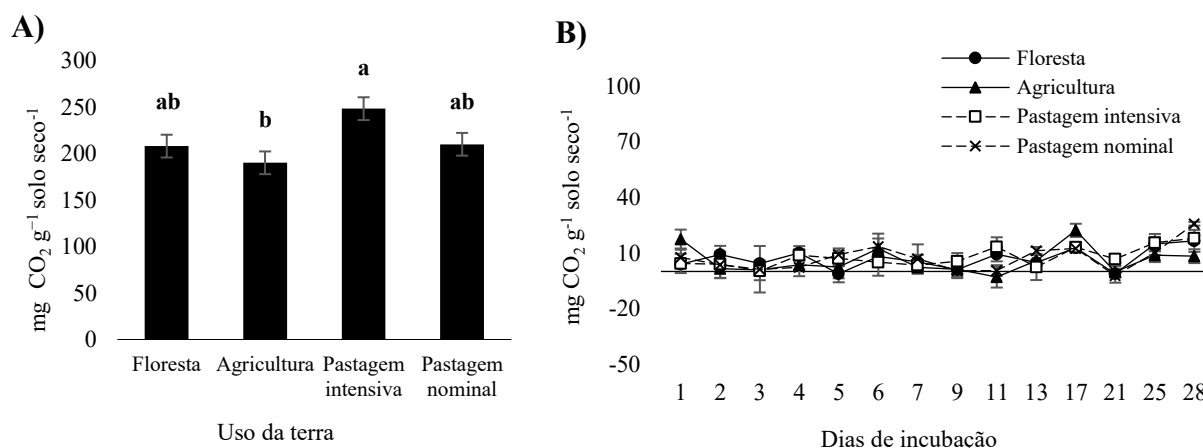


Fig. 8. Emissões totais de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ de solo seco) (**A**) e fluxos de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ de solo seco dia⁻¹) (**B**) ao longo de 28 dias de incubação, em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira. Diferentes letras minúsculas representam as diferenças avaliadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Durante os 28 dias de incubação, os fluxos de CO₂ variaram ao longo do tempo de forma semelhante entre os diferentes sistemas de uso da terra (Fig. 8b). Os maiores valores foram registrados nos dias 17º e 28º dia, especialmente na agricultura e pastagem nominal, respectivamente. A partir do 13º dia, os fluxos aumentaram gradualmente nos solos de pastagem, enquanto os solos agrícola e florestal apresentaram menor variação ao longo do período. De modo geral, os fluxos de CO₂ permaneceram estáveis durante a maior parte da incubação, sem picos acentuados nos primeiros dias.

3.3.2. Uso da terra × doses de N nas emissões de CO₂

As emissões totais de CO₂ variaram de 343,5 a 1078 mg de CO₂ g⁻¹ de solo seco, com interação ($p < 0,05$) entre uso da terra e doses de nitrogênio (Tabela 6). Os solos de floresta e agricultura apresentaram resposta linear ($p < 0,05$) à adição de nitrogênio, com aumento das emissões conforme o incremento da dose. Já as pastagens intensiva e nominal apresentaram ajuste quadrático ($p < 0,05$), com aumento das emissões até 180 kg N ha⁻¹, seguido de estabilização ou leve redução com 270 kg N ha⁻¹.

A aplicação de 90 e 180 kg de N ha⁻¹ resultou em diferenças ($p < 0,05$) entre os sistemas de uso da terra. Na dose de 90 kg N ha⁻¹, o solo florestal apresentou as menores emissões, diferindo dos demais sistemas. A maior emissão foi observada na pastagem intensiva, enquanto agricultura e pastagem nominal apresentaram valores intermediários. Na dose de 180 kg N ha⁻¹, o solo florestal manteve-se com as menores emissões ($p < 0,05$), e os demais sistemas não diferiram entre si.

Tabela 6. Emissões totais de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos à adição de nitrogênio no solo.

Uso da terra	Dose de Nitrogênio (kg N ha ⁻¹)				Média	Modelo de Regressão	R ²
	0	90	180	270			
Floresta	343.5	523.0 ^c	543.3 ^b	743.8	538.4	$Y = 1.4x + 355.2$	0.54
Agricultura ¹	360.1	634.9 ^{bc}	909.5 ^a	914.9	704.9	$Y = 2.2x + 414.0$	0.64
Pastagem intensiva	436.9	992.8 ^a	1078.5 ^a	844.1	838.0	$Y = -0.02x^2 + 8.0x + 444.4$	0.76
Pastagem nominal	523.6	895.4 ^{ab}	997.1 ^a	872.8	822.2	$Y = -0.02x^2 + 5.4x + 525.8$	0.70
Média	416.0	761.5	882.1	843.9			

¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq). Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças entre sistemas de uso da terra dentro de cada dose de N ($p < 0,05$). Diferenças determinadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

As doses de nitrogênio influenciaram os fluxos de CO₂ de forma distinta entre os usos da terra (Fig. 9). Em solos de floresta (Fig. 3a), os fluxos foram baixos ao longo do tempo, com dois picos no dia 2º e 9º dia de incubação, especialmente com 180 e 270 kg N ha⁻¹ (~101 e ~78 mg CO₂ g⁻¹ solo seco, respectivamente). Após esses eventos iniciais, as emissões se mantiveram reduzidas em todos os tratamentos. Na agricultura (Fig. 9b), o padrão foi mais variável, com um pico expressivo de emissão com 180 kg N ha⁻¹ no 9º dia (~142 mg), além de elevações tardias sob 270 kg N ha⁻¹, especialmente no 21º dia (~88 mg). O tratamento controle (0 N) também apresentou emissão elevada no início (2º dia, ~94 mg), mas os valores decresceram rapidamente nos dias seguintes.

Os solos de pastagem apresentaram maiores amplitudes de emissão. Na pastagem intensiva (Fig. 9c), observaram-se picos de emissão nas doses de 90 e 180 kg N ha⁻¹, principalmente entre os dias 4 e 21 (~83 e ~81 mg, respectivamente). O tratamento com 270 kg N ha⁻¹ teve emissão mais precoce, com pico no início da incubação (~77 mg), e posterior declínio. Já na pastagem nominal (Fig. 9d), a dose de 180 kg N ha⁻¹ gerou o maior valor observado durante toda a incubação, enquanto os demais tratamentos apresentaram padrões mais oscilantes.

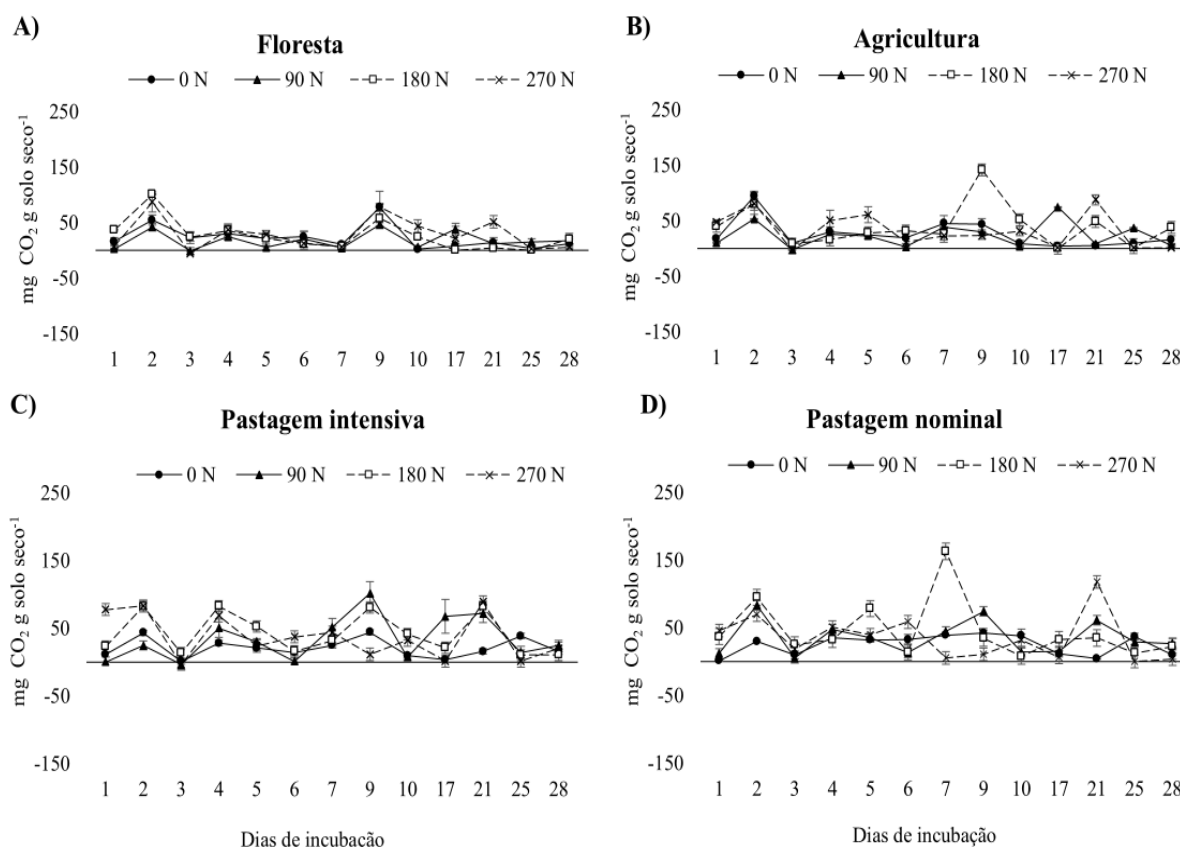


Fig. 9. Fluxos de CO_2 ($\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ solo seco dia}^{-1}$) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida à adição de nitrogênio.

3.3.3. Uso da terra $\times$ temperatura nas emissões de CO_2

As emissões totais de CO_2 variaram de 258,9 a 563,9 $\text{mg CO}_2 \text{ g}^{-1}$ de solo seco, com efeito da interação ($p < 0,05$) entre o uso da terra e temperatura (Tabela 7). O aumento da temperatura não afetou ($p > 0,05$) as emissões nos solos florestais e agrícolas, que por sua vez não apresentaram um padrão definido ao longo do gradiente térmico. Por outro lado, as pastagens intensiva e nominal apresentaram resposta quadrática negativa, com maiores emissões entre 30°C e 35°C, seguidas com redução a 45°C.

As emissões diferiram entre os sistemas de uso da terra nas temperaturas de 25, 30 e 35 °C ($p < 0,05$). A 25 °C, os solos de pastagem apresentaram os maiores fluxos, significativamente superiores aos da floresta e da agricultura, que não diferiram entre si. A 30 °C e 35 °C, as pastagens também mantiveram os maiores valores, superiores ($p < 0,05$) aos observados nos demais sistemas, enquanto floresta e agricultura continuaram semelhantes entre si ($p > 0,05$). Já na temperatura de 45 °C, houve redução generalizada dos fluxos, sem diferença ($p > 0,05$) entre os sistemas.

Tabela 7

Emissões totais de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos à diferentes temperaturas.

Uso da terra	Temperatura (°C)				Média	Modelo de Regressão	R ²
	25	30	35	45			
Floresta	322.8 ^{ab}	345.4 ^b	362.8 ^b	293.4	331.1	$Y = 331.1$	-
Agricultura ¹	258.9 ^b	319.0 ^b	359.9 ^b	315.2	313.3	$Y = 313.3$	-
Pastagem intensiva	426.4 ^a	561.8 ^a	563.9 ^a	281.5	458.4	$Y = -2.2x^2 + 143.1x - 1803.9$	0.85
Pastagem nominal	401.2 ^a	479.6 ^a	490.8 ^a	379.6	437.8	$Y = -1.0x^2 + 71.3x - 731.4$	0.43
Média	352.3	426.5	444.4	317.4			

¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças entre sistemas de uso da terra dentro de cada temperatura ($p < 0,05$), conforme determinado pelo teste de Tukey.

Ao longo dos 28 dias, os fluxos de CO₂ mostraram padrões distintos entre os diferentes usos da terra (Fig. 10). Nos solos de floresta (Fig. 10a), os fluxos permaneceram baixos e estáveis durante todo o período, com leve pico no 7º dia sob 30 °C (~50 mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹). De forma semelhante, os fluxos no solo agrícola (Fig. 10b) apresentaram baixa amplitude e comportamento estável. O maior valor foi registrado entre os dias 7 e 10 sob 35 °C (~50 mg), enquanto os demais tratamentos oscilaram discretamente em torno de zero, sem tendência térmica clara.

Nas pastagens, os fluxos foram mais elevados e responderam à variação da temperatura. Na pastagem intensiva (Fig. 10c), os maiores valores ocorreram entre os dias 3 e 10, com destaque para o tratamento a 35 °C, cujo pico ultrapassou 50 mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹. Já o tratamento a 45 °C apresentou valores mais baixos, similares aos observados a 25 °C. Na pastagem nominal (Fig. 10d), observou-se padrão semelhante, com picos entre os dias 5 e 9, especialmente sob 30 °C e 35 °C (~40 mg). Após o pico, os fluxos decresceram gradualmente e estabilizaram-se até o final da incubação.

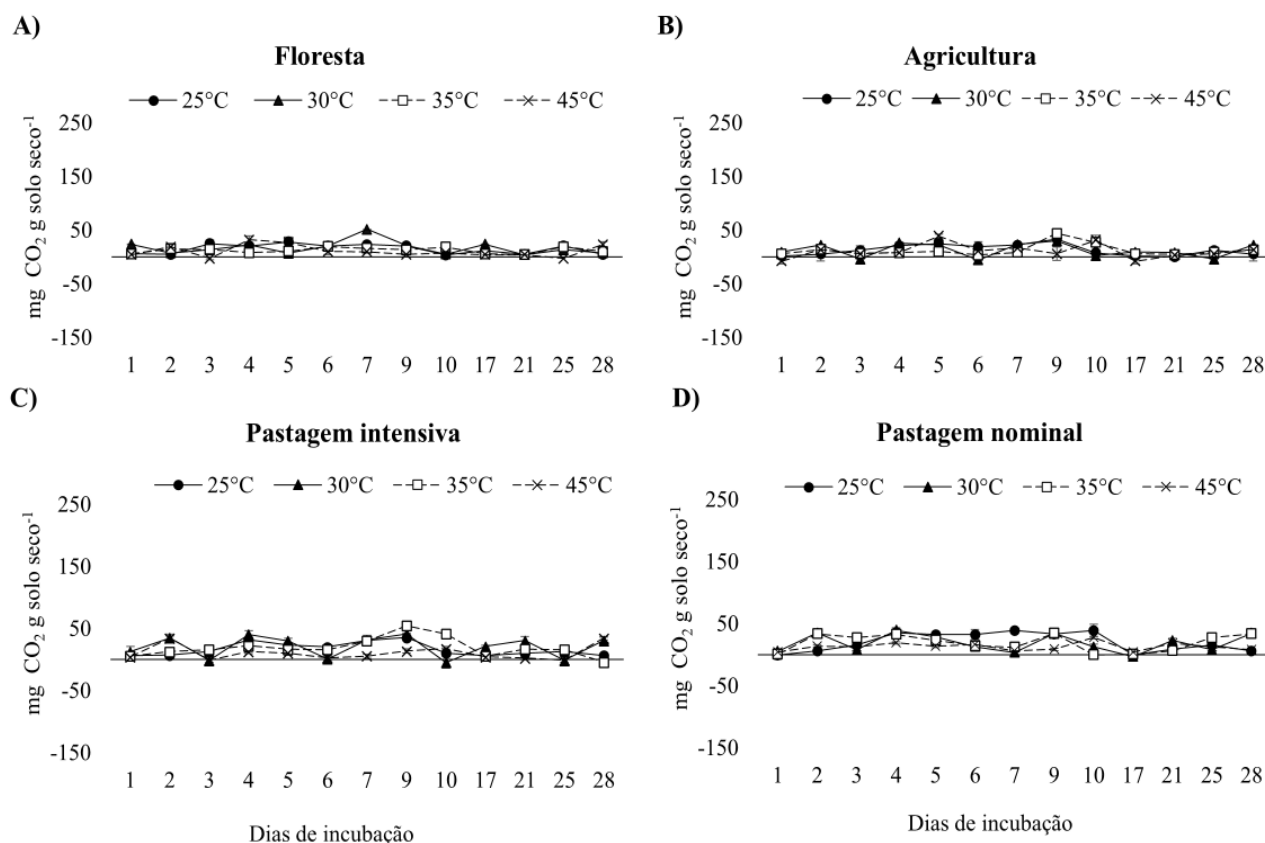


Fig. 10. Fluxos de CO₂ (mg CO₂ g⁻¹ solo seco dia⁻¹) em diferentes usos do solo: (A) floresta; (B) agricultura; (C) pastagem intensiva e (D) pastagem nominal na Amazônia brasileira, submetida à diferentes temperaturas.

3.4. Nitrogênio mineral do solo

Os teores iniciais de amônio (N-NH₄⁺) variaram entre 33,7 e 116,4 mg kg⁻¹, com o maior valor registrado na pastagem nominal e o menor na agricultura. Para o nitrato (N-NO₃⁻), os teores oscilaram de 8,2 a 36,2 mg kg⁻¹, sendo mais elevados na floresta e mais baixos na pastagem nominal.

3.4.1. Uso da terra

Os teores finais de N-NH₄⁺ variaram de 26,4 a 129,5 mg kg⁻¹, enquanto os de N-NO₃⁻ oscilaram entre 20,3 e 59,9 mg kg⁻¹, dependendo do sistema de uso da terra (Tabela 8). Houve diferença ($p < 0,05$) entre os usos da terra para ambos os teores. Para o N-NH₄⁺, os maiores valores foram registrados na pastagem nominal, significativamente superiores aos demais sistemas. A floresta e agricultura exibiram valores intermediários, sem diferença entre si ($p > 0,05$), enquanto a pastagem intensiva apresentou o menor teor ($p < 0,05$). Em relação ao N-NO₃⁻, o maior teor foi observado na pastagem intensiva ($p < 0,05$), seguido por floresta e agricultura, que não diferiram entre si ($p > 0,05$). O menor teor foi registrado na pastagem nominal ($p < 0,05$).

Tabela 8

Teores finais de amônio ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) e nitrato ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira.

Usos da terra	Nitrogênio inorgânico (mg N kg^{-1})	
	N-NH_4^+	N-NO_3^-
Floresta	49.6 ± 5.3^b	39.5 ± 9.9^b
Agricultura ¹	39.8 ± 8.5^b	30.5 ± 6.1^{bc}
Pastagem intensiva	26.4 ± 4.9^c	59.9 ± 7.4^a
Pastagem nominal	129.5 ± 9.4^a	20.3 ± 3.4^c

¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças significativas entre os sistemas de uso da terra pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

As transformações do nitrogênio mineral no solo variaram entre os sistemas de uso da terra (Fig. 11). A mineralização líquida (Fig. 11a) foi mais elevada na pastagem nominal ($25,23 \text{ mg N kg}^{-1}$), seguida pela agricultura. A floresta apresentou valor próximo de zero, enquanto a pastagem intensiva foi o único sistema com valor negativo ($-3,72 \text{ mg N kg}^{-1}$), indicando imobilização do nitrogênio. A nitrificação líquida (Fig. 11b) foi mais intensa na pastagem intensiva ($35,55 \text{ mg N kg}^{-1}$), superando os demais sistemas. A razão entre nitrificação e mineralização (Razão N/M) (Fig. 11c) foi maior na pastagem intensiva (6,43) e na floresta (2,98), com menores valores na agricultura e na pastagem nominal.

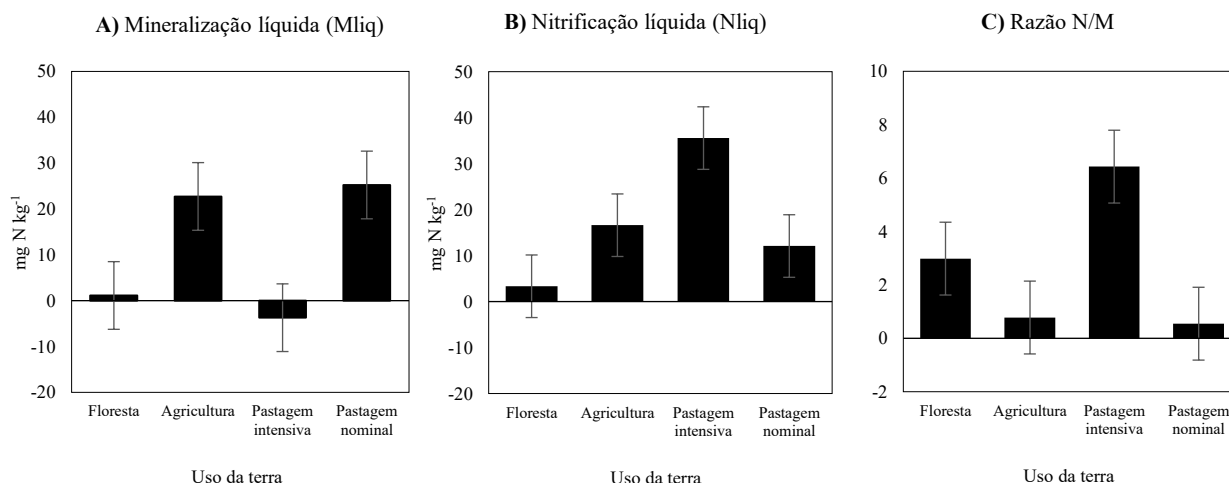


Fig. 11. Transformações do nitrogênio mineral no solo em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira. A) Mineralização líquida (Mliq); B) Nitrificação líquida (Nliq); C) Razão N/M.

3.4.2. Uso da terra × doses de N

Os teores finais de N-NH_4^+ variaram entre $32,6$ e $274,3 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto as concentrações de N-NO_3^- oscilaram de $7,4$ a $47,5 \text{ mg kg}^{-1}$, dependendo do sistema de uso da terra e da dose aplicada, com interação ($p < 0,05$) entre os fatores (Tabela 9). Para o N-NH_4^+ ,

os teores aumentaram com a aplicação de nitrogênio nos solos de floresta, agricultura e pastagem intensiva, com diferenças ($p < 0,05$) entre todas as doses dentro de cada uso da terra. Na pastagem nominal, também houve aumento com a adubação, porém não houve diferença ($p > 0,05$) entre as doses de 180 e 270 kg N ha⁻¹.

Tabela 9

Teores finais de amônio (mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ de solo seco) e nitrato (mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a doses de nitrogênio.

Usos da terra	N-NH ₄ ⁺			
	0 kg N ha ⁻¹	90 kg N ha ⁻¹	180 kg N ha ⁻¹	270 kg N ha ⁻¹
Floresta	73.6 ± 2.0 ^{Db}	111.8 ± 11.8 ^{Cb}	129.5 ± 14.4 ^{Bb}	158.4 ± 5.5 ^{Ab}
Agricultura ¹	43.1 ± 3.7 ^{Dc}	69.1 ± 5.0 ^{Cc}	99.1 ± 6.0 ^{Bc}	131.7 ± 9.3 ^{Ac}
Pastagem intensiva	32.6 ± 5.5 ^{Dd}	61.8 ± 6.1 ^{Cc}	101.2 ± 11.5 ^{Bc}	127.4 ± 11.3 ^{Ac}
Pastagem nominal	146.0 ± 17.8 ^{Ca}	208.3 ± 13.1 ^{Ba}	246.4 ± 5.9 ^{Aa}	274.3 ± 29.4 ^{Aa}
Usos da terra	N-NO ₃ ⁻			
	0 kg N ha ⁻¹	90 kg N ha ⁻¹	180 kg N ha ⁻¹	270 kg N ha ⁻¹
Floresta	42.7 ± 2.6 ^{Aa}	25.1 ± 7.7 ^{Bb}	30.9 ± 6.8 ^{ABa}	34.2 ± 3.1 ^{ABa}
Agricultura ¹	19.9 ± 2.4 ^{Bb}	15.3 ± 3.3 ^{Bc}	36.2 ± 8.3 ^{Aa}	39.8 ± 3.6 ^{Aa}
Pastagem intensiva	34.5 ± 6.9 ^{Aa}	47.3 ± 4.8 ^{Aa}	44.9 ± 13.0 ^{Aa}	47.5 ± 7.5 ^{Aa}
Pastagem nominal	7.4 ± 2.8 ^{Ac}	9.4 ± 1.0 ^{Ad}	8.8 ± 2.5 ^{Ab}	8.5 ± 2.9 ^{Ab}

¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). Letras maiúsculas diferentes na linha diferem entre doses de nitrogênio dentro do mesmo uso da terra. Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças entre usos da terra dentro de cada dose. Diferenças determinadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), com dados transformados em log ($x + 1$). Valores apresentados na escala original (média retrotransformada ± desvio-padrão).

Na dose de 0 kg N ha⁻¹, os maiores teores de N-NH₄⁺ foram registrados na pastagem nominal, seguidos pela floresta, agricultura e na pastagem intensiva, com diferenças ($p < 0,05$) entre todos os usos da terra. Nas doses de 90, 180 e 270 kg N ha⁻¹, foi observado o mesmo padrão de variação entre os usos da terra: os maiores teores ocorreram na pastagem nominal, seguidos pela floresta, enquanto a agricultura e pastagem intensiva apresentaram os menores valores, sem diferença entre si ($p < 0,05$).

Para o N-NO₃⁻, os efeitos das doses de nitrogênio variaram conforme o uso da terra. No solo de floresta, houve redução significativa nas concentrações a 90 kg N ha⁻¹, seguida de estabilização nas doses seguintes, que não diferiram entre si ($p > 0,05$). Na agricultura, os menores valores de N-NO₃⁻ foram encontrados nas doses de 0 e 90 kg N ha⁻¹, que não diferiram entre si, enquanto os maiores valores foram observados nas doses de 180 e 270 kg N ha⁻¹, que também não diferiram entre si, mas foram significativamente superiores às doses mais baixas

($p < 0,05$). Na pastagem nominal, não foram observadas diferenças ($p > 0,05$) entre as doses de nitrogênio.

Na dose de 0 kg N ha⁻¹, os maiores teores de N-NO₃⁻ foram observados nos solos de floresta e pastagem intensiva, que não diferiram entre si, seguidos pela agricultura e, por fim, pela pastagem nominal, com diferenças ($p < 0,05$) entre todos os usos da terra. Com a aplicação de 90 kg N ha⁻¹, o maior teor foi registrado na pastagem intensiva, seguido pela floresta, agricultura e pastagem nominal, com todas as médias diferindo entre si ($p < 0,05$). Nas doses de 180 e 270 kg N ha⁻¹, a pastagem nominal manteve os menores teores de N-NO₃⁻, enquanto floresta, agricultura e pastagem intensiva apresentaram os maiores valores, sem diferenças ($p > 0,05$) entre esses três usos.

A mineralização líquida aumentou com as doses de nitrogênio em todos os sistemas, sendo mais elevada na pastagem nominal. Agricultura e pastagem intensiva apresentaram valores intermediários, e a floresta manteve os menores níveis (Fig. 12a). A nitrificação líquida foi mais intensa na pastagem intensiva até a dose de 90 kg N ha⁻¹, enquanto os valores permaneceram baixos nas demais áreas, especialmente na floresta, que apresentou taxas negativas nas maiores doses (Fig. 12b). A razão N/M foi mais alta na pastagem intensiva sob 90 kg N ha⁻¹, indicando maior contribuição da nitrificação nesse ponto. Nos demais sistemas e doses, os valores permaneceram próximos de zero ou negativos, refletindo equilíbrio ou predominância da mineralização (Fig. 12c).

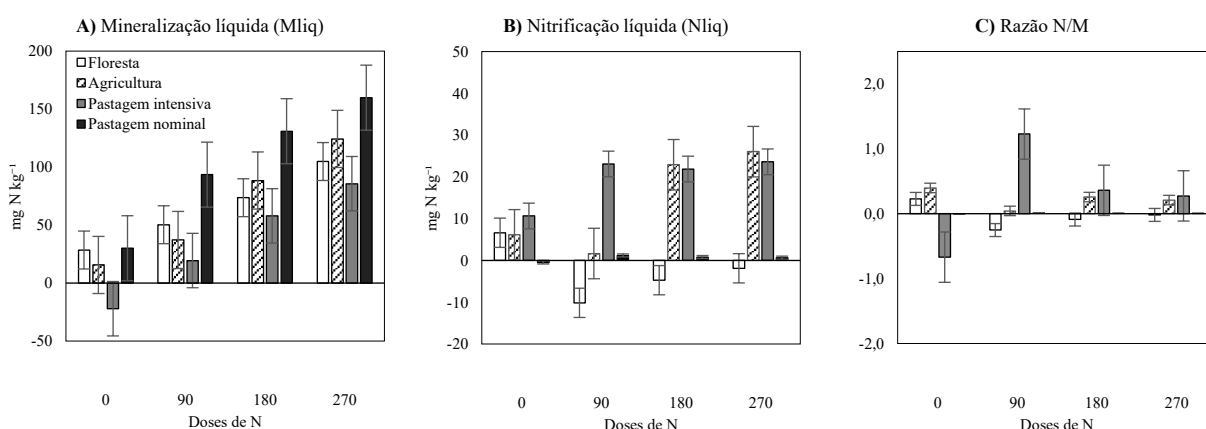


Fig. 12. Transformações do nitrogênio mineral no solo em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a doses de nitrogênio. **A)** Mineralização líquida (Mliq); **B)** Nitrificação líquida (Nliq); **C)** Razão N/M.

3.4.3. Uso da terra × temperatura

Os teores finais de N-NH₄⁺ variaram de 60,7 a 292,6 mg kg⁻¹, enquanto os de N-NO₃⁻ oscilaram entre 14,6 e 33,1 mg kg⁻¹, com interação ($p < 0,05$) entre uso da terra e temperatura (Tabela 10). No solo florestal, os teores de N-NH₄⁺ aumentaram significativamente de 25 °C

para 45 °C, e não diferiram entre os tratamentos para as temperaturas de 30 °C e 35 °C. Na agricultura, os maiores teores foram registrados a 30 °C e 45 °C, ambos superiores a 25 °C. O valor a 35 °C foi semelhante ao de 45 °C, mas inferior ao de 30 °C. Na pastagem intensiva, o maior valor ocorreu a 45 °C, diferindo das demais temperaturas, que foram semelhantes entre si. Na pastagem nominal, os teores aumentaram progressivamente com a temperatura, e todas as médias diferiram entre si ($p < 0,05$).

Tabela 10

Teores finais de amônio (mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ de solo seco) e nitrato (mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a diferentes temperaturas.

Usos da terra	N-NH ₄ ⁺			
	25° C	30° C	35° C	45° C
Floresta	78.1 ± 3.1 ^{Bc}	94.0 ± 10.9 ^{ABb}	92.6 ± 10.2 ^{ABbc}	107.5 ± 17.3 ^{Ac}
Agricultura ¹	60.7 ± 5.3 ^{Cd}	96.2 ± 7.0 ^{Ab}	82.4 ± 3.4 ^{Bc}	102.0 ± 7.8 ^{Ac}
Pastagem intensiva	99.2 ± 10.5 ^{Bb}	92.2 ± 4.0 ^{Bb}	102.0 ± 6.5 ^{Bb}	140.8 ± 27.3 ^{Ab}
Pastagem nominal	190.3 ± 13.5 ^{Ca}	209.4 ± 13.9 ^{BCa}	235.6 ± 31.2 ^{Ba}	292.6 ± 11.9 ^{Aa}
Usos da terra	N-NO ₃ ⁻			
	25° C	30° C	35° C	45° C
Floresta	29.1 ± 3.1 ^{Aa}	32.6 ± 2.8 ^{Aa}	30.2 ± 1.5 ^{Aa}	33.1 ± 4.7 ^{Aa}
Agricultura ¹	21.9 ± 1.3 ^{ABb}	20.1 ± 0.4 ^{BCc}	19.4 ± 1.3 ^{Cb}	22.3 ± 1.0 ^{Ab}
Pastagem intensiva	32.5 ± 2.0 ^{Aa}	23.6 ± 0.9 ^{BCb}	21.7 ± 2.6 ^{Cb}	26.3 ± 3.8 ^{Bb}
Pastagem nominal	15.0 ± 0.7 ^{ABc}	14.6 ± 0.3 ^{Bd}	16.2 ± 0.5 ^{Ac}	15.2 ± 1.3 ^{ABc}

¹Cultivo de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). Letras maiúsculas diferentes na linha diferem entre doses de nitrogênio dentro do mesmo uso da terra. Letras minúsculas diferentes na coluna indicam diferenças entre usos da terra dentro de cada dose. Diferenças determinadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), com dados transformados em $\log(x + 1)$. Valores apresentados na escala original (média retrotransformada ± desvio-padrão).

Na temperatura de 25° C, os maiores teores de N-NH₄⁺ foram registrados na pastagem nominal, seguidos por pastagem intensiva, floresta e agricultura, com diferenças ($p < 0,05$) entre todos os sistemas. Em 30° C e 35° C, manteve-se o padrão geral de teores mais elevados na pastagem nominal, com variação menor entre os demais sistemas. A 45 °C, o teor de N-NH₄⁺ foi novamente mais elevado na pastagem nominal, seguido por pastagem intensiva. Os menores valores foram registrados na agricultura e na floresta, que não diferiram entre si ($p < 0,05$).

Para o N-NO₃⁻, não houve efeito ($p > 0,05$) da temperatura nos teores da floresta, cujos valores permaneceram estáveis entre 29,1 e 33,1 mg kg⁻¹ em todas as condições. Nos solos de agricultura e pastagem intensiva, observou-se redução do teor de N-NO₃⁻ entre 25 e 35 °C, com

aumento a 45 °C, especialmente na agricultura, na qual o valor retornou próximo ao valor inicial ($p < 0,05$). Na pastagem nominal, os teores de N-NO_3^- foram baixos e estáveis entre as temperaturas, sem diferenças ($p > 0,05$).

Em 25 °C, os maiores teores de N-NO_3^- foram registrados em pastagem intensiva e floresta, sem diferença ($p < 0,05$) entre eles, seguidos por agricultura e pastagem nominal. A 30 °C apresentou maior diferenciação entre os usos: floresta manteve os maiores teores, enquanto pastagem nominal apresentou o menor valor ($p < 0,05$). Em 35 e 45 °C, o padrão geral se manteve, com floresta apresentando os maiores teores de N-NO_3^- , e pastagem nominal mantendo os menores valores. Diferenças ($p < 0,05$) entre os usos foram observadas principalmente entre floresta, pastagem intensiva e os demais sistemas.

A mineralização líquida aumentou com a temperatura em todos os sistemas, com maiores valores na pastagem nominal em todas as faixas (Fig. 13a). Floresta e agricultura apresentaram aumentos progressivos, enquanto a pastagem intensiva mostrou maior variabilidade. Na nitrificação líquida, os maiores valores foram observados na agricultura e pastagem nominal, com leve incremento a 45 °C (Fig.13b). Os valores da floresta foram negativos em todas as temperaturas, e os da pastagem intensiva oscilaram próximos de zero. A razão N/M foi mais elevada na agricultura, especialmente a 25 °C (Fig. 13c), com padrão semelhante na pastagem intensiva nessa temperatura, mas com queda nas seguintes. Nos demais sistemas, os valores foram próximos de zero ou negativos, indicando predominância da mineralização.

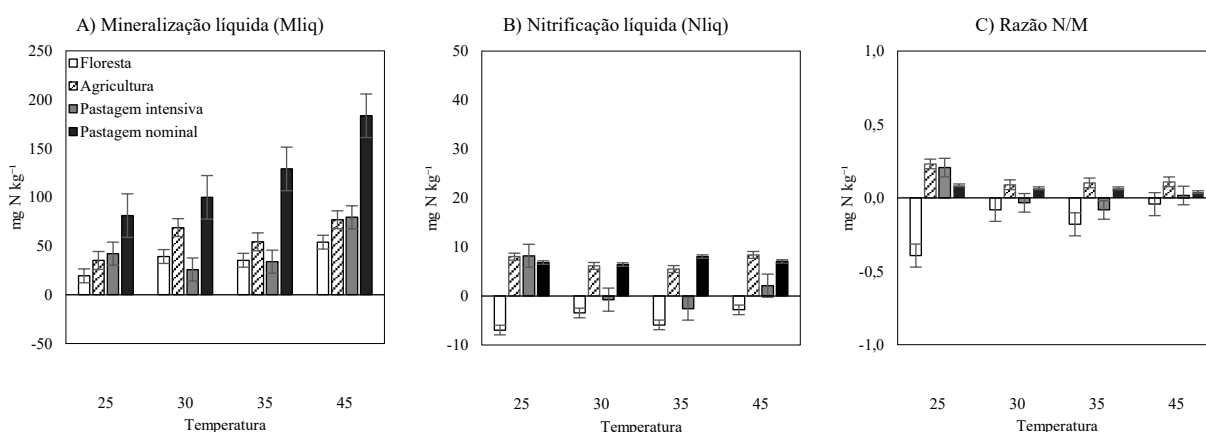


Fig.13. Transformações do nitrogênio mineral no solo em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia brasileira, submetidos a diferentes temperaturas. **A)**Mineralização líquida (Mliq); **B)**Nitrificação líquida (Nliq); **C)**Razão N/M.

4. Discussão

4.1. Emissões de N₂O

Ao avaliar o efeito do uso da terra nas emissões de N₂O, observou-se que os solos agrícolas e de pastagem intensiva apresentaram os maiores fluxos em comparação à floresta e à pastagem nominal (Fig. 2a). Os aumentos de 44,3% na agricultura e 54,8% na pastagem intensiva em relação à floresta, evidenciam o impacto da conversão do uso do solo e do manejo da fertilização. A maior disponibilidade de NH₄⁺ e NO₃⁻, resultante do manejo de fertilização, sugere a intensificação dos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, principais vias de formação de N₂O (Prosser et al., 2019; Lage Filho et al., 2022; Zheng et al., 2023).

A elevada concentração de NO₃⁻ na pastagem intensiva (Tabela 8), aliada à alta nitrificação líquida observada nesse sistema (Fig. 11b), reforça a hipótese de que predominam condições favoráveis à produção de N₂O por nitrificação e desnitrificação parcial (Cui et al., 2023; Zentgraf et al., 2025). Esse acúmulo de NO₃⁻ sugere não apenas elevada conversão de NH₄⁺ em NO₃⁻, mas também uma possível limitação na assimilação pelas plantas ou perda por lixiviação, o que favorece sua permanência no solo como substrato para os processos microbianos emissores de N₂O. Além disso, os teores finais de N mineral foram mais altos na pastagem intensiva e intermediários na agricultura e na floresta.

Apesar da predominância de textura arenosa (>76%) nesses solos, os resultados indicam que a dinâmica da umidade, associada à fertilização e à alta atividade microbiana, pode ter promovido microambientes com alternância entre condições aeróbias e anóxicas, favorecendo a produção de N₂O (Dernadin et al., 2020). Esse efeito pode ter sido amplificado no cultivo agrícola de dendê, cujo espaçamento de 9 × 9 m aumenta a exposição do solo à radiação e à variação hídrica, intensificando as oscilações de umidade e criando condições para desnitrificação parcial (Zentgraf et al., 2025). Situação semelhante foi descrita por Lage Filho et al. (2022) em plantios de pimenta com espaçamento de 2 × 2 m, nos quais a maior exposição do solo resultou em acúmulo de NO₃⁻, flutuação da umidade e maior emissão de N₂O.

Adicionalmente, o regime pluviométrico elevado e bem distribuído da região amazônica contribui para a ocorrência frequente de solos com alta umidade, mesmo quando possuem textura arenosa. Essa condição favorece períodos de saturação temporária, especialmente em áreas mais adensadas ou compactadas, criando ambientes ideais para desnitrificação. Esse padrão hidrológico também ajuda a explicar a predominância do capim quicuiu na propriedade, uma espécie adaptada a solos úmidos e com baixa oxigenação, reforçando a importância das condições edafoclimáticas na dinâmica do N₂O (Guimarães; Bueno 2016).

As menores emissões de N_2O registradas na floresta e na pastagem nominal podem ser atribuídas à maior estabilidade das condições do solo nesses sistemas, especialmente em relação à umidade e temperatura. A presença de densa cobertura vegetal e da serapilheira na floresta cria uma camada protetora que ajuda a manter o solo mais estável e menos sujeito a variações bruscas, condições que não favorecem os processos microbianos que produzem N_2O . Essa estabilidade é reforçada pela alta resiliência ecológica desses sistemas (Lage Filho et al., 2022), que resistem melhor a distúrbios e mantêm ciclos biogeoquímicos mais equilibrados (Petraglia et al., 2018; Kooch et al., 2021).

Além disso, os solos florestais apresentaram baixos níveis de nitrogênio mineral (Tabela 8), baixa taxa de mineralização líquida (Fig. 11a) e nitrificação praticamente nula ou negativa (Fig. 11b). Esses indicadores sugerem que há pouco nitrogênio disponível para os microrganismos transformarem em N_2O . Em vez disso, o nitrogênio tende a ser conservado no sistema, por meio da imobilização na biomassa microbiana ou na matéria orgânica, o que reduz ainda mais as emissões (Zheng et al., 2023).

A interação entre uso da terra e doses de nitrogênio modulou os fluxos de N_2O de forma distinta entre os sistemas (Tabela 2). Os solos agrícolas e de pastagem intensiva apresentaram as maiores respostas à adubação, com destaque para as doses de 180 e 270 kg N ha^{-1} . Esse comportamento reflete a maior disponibilidade de substratos nitrogenados, especialmente o amônio liberado após a fertilização (Tabela 9), e o aumento nas taxas de nitrificação líquida, particularmente na pastagem intensiva (Fig. 12b). Esses fatores indicam condições propícias à produção de N_2O via nitrificação e possíveis acoplamentos com desnitrificação parcial (Prosser et al., 2019; Lage Filho et al., 2022; Zheng et al., 2023).

Os fluxos diários de N_2O revelam uma resposta rápida da microbiota, com picos de emissão entre o 7º e o 9º dia após a fertilização (Fig. 3), refletindo a rápida utilização do nitrogênio adicionado, especialmente sob alta umidade do solo. A subsequente queda nas emissões sugere a depleção dos substratos disponíveis. Em contraste, os solos de floresta e pastagem nominal exibiram respostas discretas ao aumento das doses de N, mantendo baixos fluxos mesmo com maior disponibilidade de N mineral (Tabela 9). Esse comportamento confirma a capacidade desses sistemas em restringir perdas gasosas, mesmo sob enriquecimento nitrogenado. Resultado semelhante foi observado por Toteva et al. (2024), que reportaram baixos fluxos de N_2O em solos florestais tropicais mesmo após aplicações de até 100 kg N ha^{-1} ano^{-1} .

A interação entre uso da terra e temperatura modulou significativamente as emissões de N_2O (Tabela 3). Os maiores fluxos ocorreram em solos agrícolas a 30 °C e 35 °C, e em

pastagem intensiva apenas a 30 °C, indicando que temperaturas moderadas favorecem a atividade microbiana, sobretudo os processos de nitrificação e desnitrificação parcial. No entanto, a redução acentuada observada a 45 °C indica que temperaturas mais elevadas (>40 °C) podem limitar a atividade enzimática, restringindo a produção de N₂O (Zhang et al., 2019; Cardoso et al., 2020; Lage et al., 2022). Além disso, a predominância de vias de produção de N₂O também é influenciada pela temperatura, com maior contribuição da nitrificação em condições intermediárias e maior participação da desnitrificação em temperaturas elevadas (Zhang et al., 2019).

A resposta à temperatura foi especialmente pronunciada na pastagem intensiva, onde o acúmulo de NH₄⁺ a 45 °C (Tabela 10) coincidiu com o aumento das taxas de mineralização líquida (Fig.13a), indicando condições favoráveis à liberação de nitrogênio inorgânico. No entanto, a pastagem nominal apresentou os maiores teores de NH₄⁺ em todas as temperaturas, com aumentos progressivos e acentuados, sobretudo a 45 °C, evidenciando uma elevada capacidade de acumular nitrogênio amoniacal sob aquecimento. A intensificação das emissões a 30–35 °C também acompanhou a elevação da nitrificação líquida nesse intervalo (Fig. 13b), sugerindo maior atividade de bactérias nitrificantes sob temperaturas moderadas (Prosser et al., 2019). De forma semelhante, no solo agrícola, o aumento da razão N/M (Fig. 13c) reforça a predominância relativa da nitrificação como via de formação de N₂O.

Em contrapartida, os solos de floresta e pastagem nominal mantiveram baixos fluxos de N₂O em todas as faixas de temperaturas, mesmo com aquecimento acentuado. Isso pode estar relacionado à limitada disponibilidade de N mineral (Tabela 10), à mineralização modesta (Fig. 13a) e à predominância de imobilização de N, reforçando a resiliência desses sistemas frente ao estresse térmico. Essa menor resposta sugere uma menor sensibilidade térmica das vias microbianas envolvida, possivelmente devido à atuação de comunidades menos produtoras de N₂O ou com maior capacidade de reduzir o gás a N₂ (Kooch et al., 2021).

4.2. Emissões de CH₄

Ao avaliar a emissão de CH₄ sob diferentes usos da terra, o maior acúmulo observado em solos de pastagem intensiva (Fig. 5) pode estar relacionado ao elevado aporte de matéria orgânica de rápida decomposição proveniente da senescência radicular e deposição de serapilheira, típicos de gramíneas tropicais sob manejo adubado. Esse aporte fornece substratos abundantes para a metanogênese, favorecendo a atividade de arqueias metanogênicas (Souza et al., 2022; Abreu et al., 2024; Girkin et al., 2025). Além disso, a adubação nitrogenada recorrente

pode induzir a formação de microssítios anaeróbicos, estimulando a produção de CH_4 mesmo em solos predominantemente aeróbicos (Corrêa et al., 2021; Lage Filho et al., 2023).

Esse padrão de maior emissão nas pastagens também corrobora a hipótese de maior formação de matéria orgânica nesses sistemas, associada à alta renovação de raízes e liberação de exsudatos facilmente assimiláveis, que apresentam maior eficiência como fonte de carbono microbiano do que a serapilheira de lenta decomposição (Cotrufo & Lavalley, 2022). Adicionalmente, o elevado índice pluviométrico da região onde se localizam essas pastagens contribui para a saturação hídrica do solo, favorecendo a formação de lâminas de água e promovendo condições anóxicas transitórias, altamente propícias à metanogênese.

O excesso de NH_4^+ no solo pode competir com o CH_4 pela enzima metano monooxigenase, essencial à oxidação do metano, resultando na inibição da atividade de metanotróficos e na limitação do consumo de CH_4 (Abreu et al., 2024). Essa limitação à oxidação foi evidente nas pastagens, onde os maiores fluxos foram registrados por volta do 21º dia de incubação (Fig. 5b), coincidindo com o acúmulo de NH_4^+ (Tabela 8). Esse atraso nos picos de emissão reflete a evolução gradual de condições microambientais anóxicas, que favoreceram a metanogênese após o acúmulo de substratos e redução do oxigênio no solo.

As emissões intermediárias de CH_4 observadas nos solos agrícolas e de pastagem nominal refletem um balanço entre produção e oxidação do gás, sem predomínio claro de um dos processos. Na agricultura, o amplo espaçamento entre plantas ($9 \times 9 \text{ m}$) e os solos descobertos entre essas espaços, podem ter favorecido a aeração do solo e limitado a formação de zonas redutoras, restringindo a atividade metanogênica (Murguía-Flores et al., 2021; Lage et al., 2023). Na pastagem nominal, embora haja aporte contínuo de resíduos vegetais, a ausência de adubação nitrogenada e o menor vigor radicular reduzem a oferta de carbono lábil, limitando a produção de CH_4 por arqueias metanogênicas (Kooch et al., 2021).

Os solos florestais atuaram como sumidouros de CH_4 , comportamento típico desses ecossistemas, marcado por baixos fluxos de emissão. A densa cobertura vegetal, a estabilidade microambiental, a baixa renovação de raízes e o acúmulo superficial de material vegetal de lenta decomposição contribuem para manter condições aeróbias persistentes. Nesse contexto, a maior disponibilidade de oxigênio e a menor oferta de substratos reduz a produção de CH_4 e favorece a atividade de bactérias metanotróficas na camada superficial do solo, que atuam na oxidação do metano (Machacova et al., 2021; Abreu et al., 2024). Essa comunidade microbiana exerce papel crucial na remoção do CH_4 antes que ele seja liberado para a atmosfera.

A interação entre uso da terra e doses de nitrogênio resultou em um comportamento quadrático das emissões de CH_4 em todos os sistemas avaliados (Tabela 4). As emissões

aumentaram até doses intermediárias (90–180 kg N ha⁻¹), seguidas por redução na dose mais alta (270 kg N ha⁻¹). Esse padrão reflete um estímulo inicial à metanogênese, devido à rápida conversão de ureia em amônia, que promove condições anaeróbias temporárias. No entanto, o acúmulo excessivo de NH₄⁺ pode inibir metanotróficos, limitando a oxidação do CH₄ (He et al., 2019; Xu; Cui, 2024). Esse efeito foi mais pronunciado nas pastagens, com picos de emissão no 21º dia de incubação (Fig. 6).

Em contraste, o solo agrícola avaliado, implantado em sistema convencional com espaçamento amplo entre plantas e grandes áreas de solo descoberto, apresentou menor sensibilidade à adição de N, mantendo fluxos relativamente estáveis. Essa resposta pode estar associada à maior oxigenação natural proporcionada pela baixa cobertura vegetal e menor acúmulo de resíduos, dificultando a formação de zonas redutoras mesmo após a fertilização. Já os solos florestais, com sua estrutura preservada e cobertura densa, também mantiveram fluxos baixos, reforçando sua resiliência estrutural à formação de condições anóxicas (Peri et al., 2017; Corrêa et al., 2021).

A interação do uso da terra com a temperatura indicou redução progressiva das emissões de CH₄ com o aumento térmico (Tabela 5). Isso sugere alta sensibilidade da metanogênese ao estresse térmico, especialmente acima de 35 °C, quando a atividade de arqueias metanogênicas pode ser inibida e a difusão de oxigênio no solo intensificada (Rennie et al., 2021; Lage Filho et al., 2023). Os maiores fluxos foram observados a 25 °C e 30 °C, especialmente em solos agrícolas e pastagens, possivelmente devido à maior umidade e disponibilidade de carbono lábil em temperaturas moderadas (Cárdenas et al., 2021). A 45 °C, os fluxos foram drasticamente reduzidos, confirmando a inibição térmica da produção de CH₄. Esse comportamento reforça que a metanogênese é altamente sensível ao aquecimento, enquanto a oxidação do metano pode ser favorecida sob temperaturas mais elevadas.

4.3. Emissões de CO₂

Ao avaliar o efeito do uso da terra, os maiores valores de emissão total de CO₂ observados na pastagem intensiva (Fig. 8) podem ser atribuídos à elevada entrada de matéria orgânica lábil proveniente da liberação de exudados radicular, da senescência radicular e da deposição de resíduos vegetais, aliados à intensa atividade microbiana e produção de necromassa microbiana estimuladas pela adubação (Cotrufo & Lavalley, 2022; Raza et al., 2023; Azevedo et al., 2024). Além disso, características edáficas favoráveis, como o pH mais elevado e a maior capacidade de retenção de nutrientes presentes nesse solo, podem ter contribuído para

intensificar a respiração microbiana nesse sistema (Silva-Sánchez et al., 2019; Rocha et al., 2025).

Os menores fluxos de CO₂ foram registrados no sistema agrícola, possivelmente devido à menor cobertura do solo e à limitada liberação de exsudatos radiculares, o que restringe a oferta de carbono disponível para a microbiota heterotrófica (Panchal et al., 2022; Zhao et al., 2022). Além disso, o reduzido acúmulo de resíduos orgânicos entre linhas pode ter comprometido a respiração microbiana, ao limitar a entrada de carbono lábil no solo. Rocha et al. (2025) observaram padrão semelhante na Amazônia, com baixos fluxos de CO₂ em áreas agrícolas, associados à baixa deposição de carbono e à reduzida diversidade funcional da microbiota do solo.

Nos sistemas de floresta e pastagem nominal, os fluxos de CO₂ foram intermediários, refletindo um equilíbrio entre aporte e decomposição da matéria orgânica. Na floresta, a maior diversidade microbiana e a estrutura mais complexa do sistema contribuem para sua estabilidade (Fierer, 2017). No entanto, a decomposição pode ser limitada pelo pH mais ácido e pela alta relação C/N, que reduzem a disponibilidade de nutrientes para os microrganismos (Silva-Sánchez et al., 2019; Zhang et al., 2020). Na pastagem nominal, o manejo menos intensivo limita o aporte de insumos, resíduos facilmente degradáveis e estimula a senescência de material oriundo da serrapilheira de difícil decomposição, com isso, reduz a respiração microbiana. Ainda assim, a cobertura vegetal contínua mantém certa exsudação radicular e entrada de carbono, sustentando atividade biológica moderada (Panchal et al., 2022; Azevedo et al., 2024).

A interação entre uso da terra e doses de nitrogênio modulou as emissões de CO₂ de forma distinta entre os sistemas (Tabela 6). Nas pastagens, a resposta quadrática sugere estímulo inicial à atividade microbiana com N, seguido de limitação por carbono lábil ou inibição por acidificação em doses elevadas (Silva-Sánchez et al., 2019; Wang et al., 2019), podendo ser agravado pela menor eficiência no uso do carbono microbiano (Widdig et al., 2020). Esse padrão está alinhado com as transformações do nitrogênio, especialmente na pastagem nominal, onde o acúmulo de NH₄⁺ e a baixa nitrificação (Tabela 9; Fig. 12b) indicam imobilização e limitada respiração nitrificante. Já na pastagem intensiva, a nitrificação mais ativa refletiu maior aproveitamento do N pela microbiota, demonstrando o maior acúmulo de C nesse sistema.

Nos solos de floresta e agricultura, a resposta linear indica limitação inicial por nitrogênio, com aumento proporcional das emissões conforme a adição externa. Esse padrão é consistente com os baixos teores finais de NH₄⁺ e NO₃⁻ e com as menores taxas de

mineralização líquida, sugerindo baixa disponibilidade natural de N. Na floresta, isso reflete uma ciclagem conservadora mediada pela biomassa microbiana, enquanto na agricultura, apesar da maior mineralização, a nitrificação permaneceu limitada. Assim, o balanço entre carbono e nitrogênio mineral, e sua forma predominante, é determinante para a intensidade dos fluxos de CO₂ no solo (Khan et al., 2016; Raza et al., 2023), corroborando para emissão de C e diminuição do estoque nesse sistema.

A interação do uso da terra com a temperatura também exerceu forte influência na modulação das emissões de CO₂ do solo (Tabela 7). As pastagens apresentaram resposta quadrática negativa, com picos de emissão entre 30 °C e 35 °C e queda acentuada a 45 °C. Esse padrão indica uma faixa ótima de temperatura para a atividade microbiana, compatível com máxima eficiência enzimática e decomposição da MO, enquanto a elevação extrema da temperatura possivelmente causou estresse térmico e redução do metabolismo microbiano (Silva-Sánchez et al., 2019; Coonan et al., 2020). Em contraste, floresta e agricultura mostraram menor variação ao longo do gradiente térmico, sugerindo microbiota menos sensível ou limitação por substratos.

Esses padrões foram evidentes nos fluxos diários (Fig. 10), com maiores emissões nas pastagens entre o 3º e o 10º dia de incubação, sobretudo sob 35 °C. A floresta e a agricultura apresentaram fluxos baixos e estáveis ao longo do tempo, com leves picos sob 30-35 °C, mas sem expressividade. Além disso, as transformações do nitrogênio refletiram essas respostas térmicas. A mineralização líquida aumentou com a temperatura, especialmente na pastagem nominal (Fig. 13a), enquanto a nitrificação foi favorecida na agricultura e na pastagem nominal a 45 °C (Fig. 13b). Por outro lado, a floresta manteve taxas negativas de nitrificação, indicando menor conversão de NH₄⁺ em NO₃⁻ sob aquecimento. Esses resultados indicam que a sensibilidade térmica da microbiota é modulada pelo uso da terra e pela disponibilidade de C e N mineral no solo (Jeevani et al., 2021; Zhang et al., 2022).

4.4. Implicações

Os resultados deste estudo evidenciam que alterações no uso da terra, associadas à adição de nitrogênio e ao aumento da temperatura, intensificam os fluxos de N₂O, CH₄ e CO₂ em solos tropicais, especialmente em sistemas agrícolas e de pastagem intensiva. Considerando o elevado potencial de aquecimento do N₂O, que é 273 vezes superior ao do CO₂ (IPCC, 2021), essas emissões reforçam a importância de revisar práticas de manejo nesses sistemas. Os menores fluxos registrados em solos florestais refletem maior estabilidade biogeoquímica, reforçando seu papel como zona de amortecimento climático. Já a pastagem nominal, embora

apresente baixa emissão, tem baixo acúmulo de carbono e pode estimular a expansão de áreas, exigindo análise mais cautelosa. A pastagem intensiva, por sua vez, apresentou maior eficiência no uso do nitrogênio e potencial de acúmulo de carbono. Quando bem manejada, pode alinhar produtividade e mitigação, como apontado por estudos prévios de estoque.

Esses resultados têm implicações relevantes para políticas públicas como o Plano ABC+ (2020–2030) e o Plano de Transição Ecológica da Agropecuária, que visam tecnologias de baixa emissão e neutralidade até 2050. Estratégias como o manejo racional da adubação, a recuperação de pastagens e os sistemas integrados podem reduzir significativamente as emissões de GEE, especialmente em solos mais sensíveis ao nitrogênio e à temperatura. Em escala internacional, os achados dialogam com diretrizes do IPCC e da iniciativa “4 per mille”, que destacam os solos como aliados estratégicos no sequestro de carbono e na estabilidade ecológica.

No campo científico, este estudo aprofunda a compreensão sobre os mecanismos que regulam as emissões de GEE em solos tropicais, ao integrar de forma simultânea os efeitos do uso da terra, da adição de nitrogênio e da temperatura em quatro sistemas contrastantes. A distinção entre pastagens nominais e intensivas, aliada à abordagem experimental sob clima Af, permite identificar padrões de resposta microbiana relevantes para diferentes contextos de manejo. Esses achados oferecem subsídios importantes para modelagens preditivas em cenários de aquecimento global e reforçam a necessidade de abordagens integradas que combinem o monitoramento dos fluxos gasosos com atributos físico-químicos e indicadores microbiológicos do solo.

5. Conclusão

As emissões de N_2O , CH_4 e CO_2 em solos da Amazônia brasileira variam conforme o uso da terra, doses de nitrogênio e temperatura. Os maiores fluxos ocorrem em solos agrícolas e de pastagem intensiva, especialmente sob doses de 180 e 270 kg N ha⁻¹ e em temperaturas entre 30 e 35 °C, evidenciando a influência do manejo intensivo e das condições microambientais sobre as emissões. Já as florestas e pastagens nominais mantêm fluxos menores, associados à maior estabilidade microbiana e acúmulo de material recalcitrante. A pastagem intensiva, embora com maiores fluxos, também favorece o aproveitamento do N e a renovação da biomassa radicular. A distinção entre tipos de pastagem e o uso racional da adubação destacam-se como estratégias para mitigar as emissões de GEE em solos tropicais.

REFERÊNCIAS

- Abreu, N. L., Ribeiro, E. S. D. C., Sousa, C. E. S. D., Moraes, L. M., Oliveira, J. V. C. D., Faria, L. D. A., ... & Silva, T. C. D. (2024). Land use change and greenhouse gas emissions: an explanation about the main emission drivers. *Ciência Animal Brasileira*, 25, 77646E. <https://doi.org/10.1590/1809-6891v25e-77646E>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Alves, B. J. R., Smith, K. A., Flores, R. A., Cardoso, A. S., Oliveira, W. R. D., Jantalia, C. P., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2012). Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 46, 129–135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.022>
- Andrade, V. M. S. de, Cordeiro, I. M. C. C., Schwartz, G., Rangel-Vasconcelos, L. G. T., & Oliveira, F. de A. (2017). Considerações sobre clima e aspectos edafoclimáticos da mesorregião Nordeste paraense. In I. M. C. C. Cordeiro, L. G. T. Rangel-Vasconcelos, G. Schwartz, & F. de A. Oliveira (Orgs.), *Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias* (Cap. 2, pp. 59–96). EDUFRA.
- Azevedo, L. C. B., Bertini, S. C. B., Ferreira, A. S., Rodovalho, N. S., Ferreira, L. F. R., & Kumar, A. (2024). Microbial contribution to the carbon flux in the soil: A literature review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 48, e0230065. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20230065>
- Cardoso, A. S., Quintana, B. G., Januszkiewicz, E. R., Brito, L. F., Morgado, E. S., Reis, R. A., et al. (2019). How do methane rates vary with soil moisture and compaction, N compound and rate, and dung addition in a tropical soil? *International Journal of Biometeorology*, 63, 1533–1540. <https://doi.org/10.1007/s00484-018-1641-0>
- Cardoso, A. S., Junqueira, J. B., Reis, R. A., & Ruggieri, A. C. (2020). How do greenhouse gas emissions vary with biofertilizer type and soil temperature and moisture in a tropical grassland? *Pedosphere*, 30(5), 607–617. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60025-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60025-X)
- Cárdenas, A., Ammon, C., Schumacher, B., Stinner, W., Hermann, C., & Schneider, M., et al. (2021). Methane emissions from the storage of liquid dairy manure: Influences of season, temperature and storage duration. *Waste Management*, 121, 393–402. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.026>
- Corrêa, D. C. C., Cardoso, A. S., Ferreira, M. R., Siniscalchi, D., Toniello, A. D., Lima, G. C., et al. (2021). Are CH₄, CO₂, and N₂O emissions from soil affected by the sources and doses of nitrogen warm-season pasture? *Global Change Biology*, 26, 5267–5276. <https://doi.org/10.3390/atmos12060697>
- Coonan, E. C., Kirkby, C. A., Kirkegaard, J. A., Amidy, M. R., Strong, C. L., & Richardson, A. E. (2020). Microorganisms and nutrient stoichiometry as mediators of soil organic matter dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 117(3), 273–298. <https://doi.org/10.1007/s10705-020-10076-8>
- Cui, P., Fang, K., Ma, Y., Li, J., Zhang, C., & Xu, M. (2023). Soil texture is an easily overlooked factor affecting the temperature sensitivity of N₂O emissions: A global meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 884, 163875. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160648>

- De Oliveira, D. C., Maia, S. F., Freitas, R. C. A., et al. (2022). Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. *Regional Environmental Change*, 22(87). <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>
- Denardin, L. G. D. O., Alves, L. A., Ortigara, C., Winck, B., Coblinski, J. A., Schmidt, M. R., ... & Clay, D. (2020). How different soil moisture levels affect the microbial activity. *Ciência Rural*, 50, e20190831. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190831>
- Doane, T. A., & Horwath, W. R. (2003). Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. *Analytical Letters*, 36, 2713–2722. <https://doi.org/10.1081/AL-120024647>
- Feng, C., Wang, H., Lu, N., Chen, T., He, H., Lu, Y., & Tu, X. M. (2014). Log-transformation and its implications for data analysis. *Shanghai Arch Psychiatry* 26: 105–109.
- Forster, J. C. (1995). Soil nitrogen. In K. Alef & P. Nannipieri (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry* (pp. 79–87). Academic Press. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1002-0829.2014.02.009>
- Girkin, N. T., Siegenthaler, A., Lopez, O., Stott, A., Ostle, N., Gauci, V., & Sjögersten, S. (2025). Plant root carbon inputs drive methane production in tropical peatlands. *Scientific Reports*, 15(1), 3244. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-87467-w>
- Guimarães, F. S., Bueno, G. T. (2016). As campinas e campinaranas amazônicas / The Amazonian campinas and campinaranas. *Caderno de Geografia*, 26(45), 113–133. <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2016v26n45p113>
- He, D., Zhang, L., Dumont, M. G., He, J. S., Ren, L., & Chu, H. (2019). The response of methanotrophs to additions of either ammonium, nitrate or urea in alpine swamp meadow soil as revealed by stable isotope probing. *FEMS Microbiology Ecology*, 95, fiz077. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz077>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds. Masson-Delmotte, V. et al.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- Jeewani, P. H., Luo, Y., Yu, G., Fu, Y., He, X., Van Zwieten, L., ... & Xu, J. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungi and goethite promote carbon sequestration via hyphal-aggregate mineral interactions. *Soil Biology and Biochemistry*, 162, 108417. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108417>
- Khan, K. S., Mack, R., Castillo, X., Kaiser, M., & Joergensen, R. G. (2016). Microbial biomass, fungal and bacterial residues, and their relationships to the soil organic matter C/N/P/S ratios. *Geoderma*, 271, 115-123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149604>
- Knief, C. (2019). Diversity of methane-cycling microorganisms in soils and their relation to oxygen. *Molecular Biology*, 33, 23–56. <https://doi.org/10.21775/cimb.033.023>
- Kooch, Y., Piri, A. S., & Tilaki, G. A. D. (2021). Tree cover mediates indices related to the content of organic matter and the size of microbial population in semi-arid ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 292, 112144. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112144>
- Lage Filho, N. M., Cardoso, A. D. S., Azevedo, J. C. D., Faturi, C., da Silva, T. C., Domingues, F. N., ... & do Rêgo, A. C. (2022). Land use, temperature, and nitrogen affect nitrous oxide emissions in Amazonian soils. *Agronomy*, 12(7), 1608. <https://doi.org/10.3390/agronomy12071608>

- Lage Filho, N. M., Cardoso, A. D. S., Azevedo, J. C. D., Macedo, V. H. M., Domingues, F. N., Faturi, C., ... & do Rêgo, A. C. (2023). How does land use change affect the methane emission of soil in the Eastern Amazon? *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1244152. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1244152>
- Lavallee, J. M., Soong, J. L., & Cotrufo, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26(1), 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Machacova, K., Borak, L., Agyei, T., Schindler, T., Soosaar, K., Mander, Ü., & Ah-Peng, C. (2021). Trees as net sinks for methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) in the lowland tropical rain forest on volcanic Réunion Island. *New Phytologist*, 229(4), 1983–1994. <https://doi.org/10.1111/nph.17002>
- Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., ... & Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Murguia-Flores, F., Ganesan, A. L., Arndt, S., & Hornibrook, E. R. (2021). Global uptake of atmospheric methane by soil from 1900 to 2100. *Global Biogeochemical Cycles*, 35(7), e2020GB006774. <https://doi.org/10.1029/2020GB006774>
- Panchal, P., Preece, C., Peñuelas, J., & Giri, J. (2022). Soil carbon sequestration by root exudates. *Trends in Plant Science*, 27(8), 749–757. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2022.04.009>
- Peri, P. L., López, D. R., Rusch, V., Rosas, Y. M., Pastur, G. M., & Martínez Pastur, G. (2017). State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13, 105–118. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1304995>
- Petraglia, A., Cacciatori, C., Chelli, S., Fenu, G., Calderisi, G., Gargano, D., ... & Carbognani, M. (2019). Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. *Plant and Soil*, 435, 187–200. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3889-x>
- Prosser, J. I., Hink, L., Gubry-Rangin, C., & Nicol, G. W. (2019). Nitrous oxide production by ammonia oxidizers: Physiological diversity, niche differentiation and potential mitigation strategies. *Global Change Biology*, 26(1), 103–118. <https://doi.org/10.1111/gcb.14877>
- Raza, T., Qadir, M. F., Khan, K. S., Eash, N. S., Yousuf, M., Chatterjee, S., ... & Oetting, J. N. (2023). Unraveling the potential of microbes in decomposition of organic matter and release of carbon in the ecosystem. *Journal of Environmental Management*, 344, 118529. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118529>
- Rennie, T. J., Grant, B. B., Gordon, R. J., Smith, W. N., & VanderZaag, A. C. (2021). Regional climate influences manure temperature and methane emissions – a pan-Canadian modelling assessment. *Science of the Total Environment*, 750, 142278. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142278>
- Rocha, A. M. D., Franceschi, M., Panosso, A. R., Carvalho, M. A. C. D., Moitinho, M. R., Martins Filho, M. V., ... & La Scala Jr, N. (2025). Effects of Land Use Changes on CO₂ Emission Dynamics in the Amazon. *Agronomy*, 15(2), 488. <https://doi.org/10.3390/agronomy15020488>

- Seixas, H. T., Silveira, H. L. F. D., Mendes, A. P. D. S. F., Soares, F. D. S., & da Silva, R. F. B. (2025). Conversion from Forest to Agriculture in the Brazilian Amazon from 1985 to 2021. *Land*, 14(2), 300. <https://doi.org/10.3390/land14020300>
- Silva-Sánchez, A., Soares, M., & Rousk, J. (2019). Testing the dependence of microbial growth and carbon use efficiency on nitrogen availability, pH, and organic matter quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 134, 25-35. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.008>
- Siniscalchi, D., Cardoso, A. D. S., Corrêa, D. C. D. C., Ferreira, M. R., Andrade, M. E. B., da Cruz, L. H. G., ... & Reis, R. A. (2022). Effects of condensed tannins on greenhouse gas emissions and nitrogen dynamics from urine-treated grassland soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(56), 85026-85035. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21807-5>
- Souza, L. F., Alvarez, D. O., Domeignoz-Horta, L. A., Gomes, F. V., de Souza Almeida, C., Merloti, L. F., ... & Tsai, S. M. (2022). Maintaining grass coverage increases methane uptake in Amazonian pastures, with a reduction of methanogenic archaea in the rhizosphere. *Science of The Total Environment*, 838, 156225. <https://doi.org/10.1101/2021.04.26.441496>
- Tavanti, R. F. R., Montanari, R., Panosso, A. R., La Scala Jr, N., Pereira, G. T., & Guimarães, M. F. (2020). What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO₂ emissions in the Brazilian Cerrado? *Catena*, 194, 104702. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104702>
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., & Teixeira, W. G. (Eds.). (2017). Manual de métodos de análise de solo (3ª ed., rev. e ampl.). Embrapa.
- Toteva, G. Y., Reay, D., Jones, M. R., Cowan, N., Deshpande, A., Weerakoon, B., ... & Drewer, J. (2024). Nitrous oxide and nitric oxide fluxes differ from tea plantation and tropical forest soils after nitrogen addition. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7, 1335775. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1335775>
- Vermeulen, S., Bossio, D., Lehmann, J., Luu, P., Paustian, K., Webb, C., ... & Wollenberg, E. (2019). A global agenda for collective action on soil carbon. *Nature Sustainability*, 2(1), 2–4. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0212-z>
- Widdig, M., Schleuss, P. M., Biederman, L. A., Borer, E. T., Crawley, M. J., Kirkman, K. P., ... & Spohn, M. (2020). Microbial carbon use efficiency in grassland soils subjected to nitrogen and phosphorus additions. *Soil Biology and Biochemistry*, 146, 107815. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107815>
- Xu, Y., & Cui, G. (2021). Influence of spectral characteristics of the Earth's surface radiation on the greenhouse effect: Principles and mechanisms. *Atmospheric Environment*, 244, 117908. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117908>
- Zhao X, Tian P, Sun Z, Liu S, Wang Q, Zeng Z. Rhizosphere effects on soil organic carbon processes in terrestrial ecosystems: A meta-analysis. *Geoderma*. 2022;412:115739. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115739>
- Zhang, Y., Wang, J., Dai, S., Sun, Y., Chen, J., Cai, Z., ... & Müller, C. (2019). Temperature effects on N₂O production pathways in temperate forest soils. *Science of the Total Environment*, 691, 1127–1136. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.208>

- Zhang, Y., Wang, J., Dai, S., Li, D., Liu, J., & Wang, C. (2019). The effect of C:N ratio on heterotrophic nitrification in acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 137, 107562. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107562>
- Zhang, J., Zhou, J., Lambers, H., Li, Y., Li, Y., Qin, G., ... & Wang, F. (2022). Nitrogen and phosphorus addition exerted different influences on litter and soil carbon release in a tropical forest. *Science of the total Environment*, 832, 155049. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155049>
- Zentgraf, I., Holz, M., Monzón Díaz, O. R., Lück, M., Kramp, K., Pusch, V., ... & Hoffmann, M. (2025). How scale affects N₂O emissions in heterogeneous fields of a diversified agricultural landscape. *Scientific Reports*, 15(1), 11013. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-95630-6>
- Zheng, J., Sakata, T., & Fujii, K. (2023). Deciphering nitrous oxide emissions from tropical soils of different land uses. *Science of The Total Environment*, 862, 160916. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160916>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho reuniu dados inéditos sobre o comportamento dos solos amazônicos, integrando diferentes abordagens experimentais, profundidades, sistemas de uso da terra e condições ambientais. Os resultados demonstram que a conversão de florestas para sistemas agrícolas e de pastagem, especialmente sob manejo intensivo, altera significativamente os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) do solo e intensifica as emissões de gases de efeito estufa (GEE), com respostas moduladas pelo tipo de solo e clima.

Em solos arenosos e úmidos (Af), observou-se menor estabilidade dos estoques, enquanto solos argilosos e mais secos (Aw) apresentaram maior resiliência. Apesar de nem todas as comparações terem sido estatisticamente significativas, os elevados valores de tamanho de efeito (η^2) indicam variações relevantes entre os usos da terra, reforçando a necessidade de maior número de repetições para aumentar o poder estatístico das análises.

Nos experimentos de incubação, reconhece-se que as condições controladas não representam toda a complexidade dos ambientes naturais. Ainda assim, esses ensaios permitiram isolar os efeitos de variáveis críticas, como adubação nitrogenada e temperatura, sobre os fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O. Dessa forma, estudos *in situ* e de longo prazo são fundamentais para validar os efeitos combinados do uso da terra, do clima e do manejo sobre o funcionamento do solo e os fluxos de GEE.

Os resultados reforçam a urgência de práticas sustentáveis adaptadas à realidade dos solos tropicais, como o uso racional de insumos, a manutenção da cobertura vegetal e a implementação de sistemas integrados. As informações obtidas subsidiam políticas públicas voltadas à neutralidade climática, como o Plano ABC+ e a iniciativa internacional 4 per 1000. Nesse contexto, destaca-se a importância de iniciativas que viabilizem uma rede integrada de monitoramento na Amazônia, contemplando sua diversidade edafoclimática e produtiva como estratégia para mitigar impactos ambientais sem comprometer a produção.