

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
NÚCLEO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DESENVOLVIMENTO RURAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL
DOUTORADO EM CIÊNCIA ANIMAL

NAUARA MOURA LAGE FILHO

**IMPACTOS DA MUDANÇA DE USO DA TERRA NA AMAZÔNIA SOBRE A
EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS AGROPECUÁRIOS**

CASTANHAL

2023

NAUARA MOURA LAGE FILHO

**IMPACTOS DA MUDANÇA DE USO DA TERRA NA AMAZÔNIA SOBRE A
EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS AGROPECUÁRIOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Núcleo De Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural da Universidade Federal do Pará como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência Animal

Orientador: Prof. Dr. Aníbal Coutinho do Rêgo
Coorientador: Dr. Abmael da Silva Cardoso e
Prof. Dr. Thiago Carvalho da Silva

CASTANHAL

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBDSistema de
Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M929i Moura Lage Filho, Nauara.
Impactos da mudança de uso da terra na Amazônia sobre a
emissão de gases de efeito estufa em sistemas agropecuários /
Nauara Moura Lage Filho. — 2023.
72 f. : il.

Orientador(a): Prof. Dr. Aníbal Coutinho do Rêgo
Coorientador(a): Prof. Dr. Abmael da Silva Cardoso
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Campus
Universitário de Castanhal, Programa de Pós-Graduação em
Ciência Animal, Castanhal, 2023.

1. agricultura. 2. arco de desmatamento da Amazônia. 3.
metano. 4. óxido nitroso. 5. pecuária. I. Título.

CDD 633.20209811

NAUARA MOURA LAGE FILHO

**IMPACTOS DA MUDANÇA DE USO DA TERRA NA AMAZÔNIA SOBRE A
EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS AGROPECUÁRIOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Núcleo De Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural da Universidade Federal do Pará como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência Animal

Orientador: Prof. Dr. Aníbal Coutinho do Rêgo
Coorientador: Dr. Abmael da Silva Cardoso e Prof. Dr. Thiago Carvalho da Silva

Data: 16/02/2023

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 ANÍBAL COUTINHO DO RÊGO
Data: 28/02/2023 10:10:57-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Prof. Dr. Aníbal Coutinho do Rêgo
(Orientador – PPGCAN/UFPA/ Universidade Federal do Ceará)

Documento assinado digitalmente
 RICARDO ANDRADE REIS
Data: 28/02/2023 10:52:22-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Prof. Dr. Ricardo Andrade Reis
(Membro Externo – FCAV/Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”)

Documento assinado digitalmente
 DANIEL RUME CASAGRANDE
Data: 02/03/2023 19:29:54-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Prof. Dr. Daniel Rume Casagrande
(Membro Externo – DZO/Universidade Federal de Lavras)

Hiran Marcelo Siqueira da Silva

Digitally signed by Hiran Marcelo Siqueira da Silva
DN: cn=Hiran Marcelo Siqueira da Silva, o, ou,
email=hiran.marcelos@gmail.com, c=US
Date: 2023.03.03 11:08:10 -0500

Prof. Dr. Hiran Marcelo Siqueira da Silva
(Membro externo – RCREC/University of Florida)

Documento assinado digitalmente
 WILTON LADEIRA DA SILVA
Data: 03/03/2023 09:44:39-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Prof. Dr. Wilton Ladeira da Silva
(Membro externo – EVZ/ Universidade Federal de Goiás)

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

NAUARA MOURA LAGE FILHO – nascido em 23 de junho de 1992 no município de Capanema, Pará. Iniciou o curso de graduação em Zootecnia na Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA, Belém, PA), em março de 2011. Durante a graduação foi bolsista CNPq de iniciação científica e participou como membro do Grupo de Estudos em Ruminantes e Forragicultura da Amazônia (GERFAM), sob a orientação do Prof. Felipe Nogueira Domingues. Em junho de 2016 colou grau em Zootecnia e em março de 2017 ingressou no Mestrado em Ciência Animal na Universidade Federal do Pará (UFPA), sendo bolsista Capes, onde desenvolveu estudos na área de Forragicultura e Pastagens sob a orientação do Prof. Wilton Ladeira da Silva. Em fevereiro de 2019 recebeu o título de Mestre em Ciência Animal. Em março do mesmo ano iniciou o Doutorado em Ciência Animal na mesma instituição, também como bolsista Capes, na área de Forragicultura e Pastagem sob a orientação do Prof. Aníbal Coutinho do Rêgo. De janeiro a dezembro de 2020 realizou intercâmbio na UNESP/FCAV – Jaboticabal, onde realizou análises referentes ao experimento de doutorado e acompanhamento de projetos na linha de emissão de gases do efeito estufa na agropecuária. Foi bolsista de doutorado sanduíche da Capes, desenvolvendo pesquisas no Range Cattle Research and Education Center da University of Florida, Ona, de fevereiro a agosto de 2022, sob orientação do Prof. João Vendramini.

Aos meus pais, **Nauara Lage** e **Angélica Lage**,
por sempre acreditarem que esse dia iria chegar.
Vencemos!

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a **Deus**, fonte de amor, vida e sabedoria.

Aos meus pais, **Nauara Moura Lage** e **Joana Angélica Lage**, por acreditarem que o ensino é a porta de entrada para uma vida melhor. Obrigado por todo amor, carinho, conselhos, ligações e apoio. Eu amo vocês.

Ao meu irmão, **Miranda Neto** que desde quando saí de casa esteve lá para ajudar em tudo que foi preciso. Até sem saber, você sempre me ajudou. Amo você. Agradeço também a minha cunhada **Amanda Meliza** que sempre esteve presente dando todo suporte necessário.

Aos meus avós **Miranda Lage** e **Alice Lage**, agradeço por todas as mensagens, ligações, frases motivacionais e por sempre me falarem que sentem orgulho de mim.

A toda minha família esmeralda, por fazerem festa em cada conquista minha, em especial a **tia Amélia** e **tia Lucinha**, que sempre estiveram dispostas a me apoiar nos estudos, desde a graduação. Amo todos vocês.

Ao meu orientador, Professor **Aníbal Coutinho do Rêgo**, um exemplo de profissional, aquela pessoa que acredita no potencial de todos, que aperta por saber que algo de bom vai sair. Obrigado por acreditar em mim, mesmo quando eu não acreditava. Mais do que um orientador, o senhor se tornou um amigo.

Ao meu amigo e coorientador, Dr. **Abmael Cardoso da Silva**, um homem que irá conquistar o mundo. Uma pessoa com um coração incrível. Você é simplesmente fantástico, meus parabéns pela pessoa que você é.

Aos professores **Thiago Carvalho** e **Cristian Faturi**, profissionais de qualidade e que sabem valorizar as pessoas que estão ao seu redor. Obrigado pelos conselhos, puxões de orelha, cervejadas e risos ao longo de todos esses anos.

Aos membros da banca de defesa, Prof. **Ricardo Reis**, Prof. **Daniel Casagrande**, Prof. **Wilton Ladeira** e Dr. **Hiran Siqueira**, todas as contribuições foram de grande importância para a conclusão do trabalho.

Ao meu amigo, irmão e filho, **Tarik Soares**, por me receber na sua casa e nunca se negar a me ajudar. Você é uma pessoa de um coração que não cabe no peito, obrigado por tudo.

Aos meus estimados orientadores, Prof. **Ebson Cândido**, Prof. **Wilton Ladeira**, Prof. **Felipe Domingues** e Dr. **Cristiano Menezes**, desde que entrei na zootecnia eu sigo na pesquisa e tive a honra de ser orientado por vocês. Obrigado por tudo.

A todos os membros **Grupo de Estudos em Ruminantes e Forragicultura da Amazônia** (GERFAM), mais que um grupo, foi minha família, com quem eu compartilhei

alegrias e tristezas, festas e trabalho, escalas e conversas no bar. Foram quase 10 anos de convívio, vi muitos se tornarem zootecnistas, agrônomos e médicos veterinários de grande prestígio, fico honrado de ter feito parte da formação de cada um, nem que seja por uma ajuda no exercício de forragem, um ajuste de lotação para o ESO, ensinar um cálculo de morfogênese, pesar um carneiro, destilar uma proteína, moer uma amostra, ou até mesmo por um simples sorriso. Tenho orgulho de cada um de você. Em especial, gostaria de agradecer aos meus amigos e companheiros de jornadas **Vitor Macedo, Deyvid Melo, Lorena Maués, e Juliana Pitirini**, os dias na Pós-graduação eram mais leves com vocês lá.

Ao meu amigo **Dalton Júnior**, uma pessoa de coração grande que esteve presente em momentos importantes da minha trajetória, seja com palavras de apoio e incentivo, seja ouvindo um desabafo. Obrigado por ser essa pessoa incrível.

Aos meus amigos de Jaboticabal, **Livia Carvalho, Mariane Ferreira, Ricardo Dal Rio, Gilmar Cotrin, Fernanda Ximenes, Caroline Corrêa e Francisco Júnior**. Mesmo com a pandemia em 2020, vocês fizeram a diferença no meu ano, obrigado por tudo.

A todos do grupo **UNESPfor**, em especial a prof. **Ana Ruggieri** e prof. **Ricardo Reis**, por me receberem no grupo de pesquisa e auxiliarem na condução do meu experimento de doutorado.

Ao Dr. **João Vendramini**, por me aceitar para realizar meu doutorado sanduiche na Universidade da Florida, agregando muito mais conhecimento em minha vida. O senhor ajudou a mostrar que não é necessário estudar em grandes Centros de Pesquisa para poder realizar um intercâmbio para o exterior, muito obrigado.

To all staffs and students at the **Range Cattle Research and Education Center** at the University of Florida, especially my friends **João Lazarin, Vinicius Izquierdo, Jaime Garzon, Hiran Siqueira, Abmael Cardoso, Leandro Vieira, Ester Ricken and Eder Antunez**, I wish you all the success in the world.

A minha família do Jambeiro's Bar, **Marlene Soares** (Lorika), **Oswaldo Soares** (Cavalão, *in memorian*), **Thaina Soares** (Lora), **Joabson André** (casca), **Lucas Luz** (Bode), **Fábio Souza** (Gato de pobre), **Matheus Soares** (Bispo Catra), **Tarik Soares** (Tótó), **Thailon Soares** (Seco), **Miranda Neto** (kikito), **Thiago Soares, Marcelo Belém e Sophia Belém** por todas as risadas, caronas, festas, conversas, apoio e por fazerem vídeos chamadas quando estavam todos reunidos. Obrigado!

Ao Sindicato dos Produtores Rurais de Nova Esperança do Piriá, em especial o Sr. **André Carvalho** e Sr. **Rogério Pimentel**, pelo apoio logístico e suporte técnico durante a coleta de matérias para a condução do experimento.

A **CAPES**, pela concessão da bolsa de doutorado, e ao Programa Nacional de Cooperação Acadêmica na Amazônia (**PROCAD/Amazônia**), pela bolsa de doutorado sanduíche no exterior.

Ao Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação (**PDPG**) na Amazônia Legal da CAPES, via Programa de Pós-graduação em Saúde e Produção Animal da Amazônia e ReproAmazon, que apoiaram parte da pesquisa.

A **FAPESPA** e **FAPESP**, que por meio do projeto 2019/25234-0, auxiliou no custeio de análises referentes a pesquisa.

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.”

(MADRE TERESA DE CALCUTA)

RESUMO

O óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) estão entre os principais gases causadores de efeito estufa emitidos pelo solo. As mudanças no uso da terra na Amazônia podem alterar os padrões de emissão desses gases, uma vez que alteram a composição botânica, o ecossistema e a comunidade microbiana do solo. Objetivou-se com o presente estudo avaliar os efeitos do uso da terra, temperatura e aplicação de nitrogênio no solo sobre as emissões de N_2O e CH_4 em solos na Amazônia. Para isso, foram conduzidos dois ensaios, sendo o primeiro para avaliar os impactos da mudança no uso da terra e demais fatores supracitados sobre a emissão de N_2O e o segundo ensaio sobre as emissões de CH_4 . Foram realizadas três incubações de solo, com cinco repetições, para quantificar as emissões de cada gás em: (i) três diferentes usos da terra (floresta úmida, pastagem e agricultura); (ii) diferentes temperaturas (25; 30; 35 e 40 °C); e, (iii) diferentes doses de nitrogênio aplicadas ao solo (0; 90; 180 e 270 kg de N ha^{-1}). O uso da terra altera o fluxo de N_2O ($p < 0,01$), com maiores emissões observadas em solos agrícolas em comparação com áreas de floresta e pastagem. Solos mantidos a 30 °C aumentaram as emissões de N_2O com o uso da terra, onde emissão foi maior nos solos de pastagem e agricultura. Os resultados indicam que a emissão de N_2O no solo da floresta amazônica foi baixa independentemente da temperatura e da dose de nitrogênio. Ao se observar as emissões de CH_4 em relação à mudança de uso da terra, é visto que os solos de pastagem tendem a emitir maior concentração de metano para a atmosfera ($p < 0,01$), assim como maiores emissões de CH_4 independente da temperatura ($p < 0,05$), e foi o único que sofreu variação com o aumento das temperaturas, uma vez que a temperatura de 25 °C, proporcionou maior emissão. A dose de nitrogênio aplicada no solo também afetou o padrão de emissão de CH_4 em todos os solos, sendo que as maiores emissões foram observadas em solos de pastagem ($p < 0,05$). Portanto, a mudança no uso da terra e fatores edafoclimáticos (temperatura e nitrogênio) tendem a alterar a resiliência do ecossistema após a conversão de floresta para um sistema de produção, proporcionando maiores emissões de N_2O ou CH_4 .

Palavras-chave: agricultura; Arco de desmatamento da Amazônia; floresta; metano; óxido nitroso; pecuária.

ABSTRACT

Nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) are among the main greenhouse gases emitted by the soil. The land use changes in the Amazon can change the emission patterns of these gases, since they alter the botanical composition, ecosystem, and microbiological community of the soil. The objective of this study was to evaluate the effects of land use, temperature, and nitrogen application on soil on N₂O and CH₄ emissions in soils in the Amazon. For this, two tests were conducted, the first to assess the impacts of land use change and other factors mentioned above on N₂O emissions and the second test on CH₄ emissions. Three soil incubations were carried out, with five repetitions, to quantify the emissions of each gas in: (i) three different land uses (rain forest, pasture and agriculture); (ii) different temperatures (25; 30; 35 and 40 °C); and, (iii) different doses of nitrogen to the soil (0; 90; 180 and 270 kg of N ha⁻¹). Land use alters N₂O flux (p<0.01), with higher emissions observed in agricultural soils compared to forest and pasture areas. Soils maintained at 30 °C increased N₂O emissions with land use, where emission was higher in pasture and agricultural soils. The results indicate that N₂O emission in the soil of the Amazon Forest was low regardless of temperature and nitrogen dose. When observing CH₄ emissions in relation to land use change, it is seen that pasture soils tend to emit higher concentrations of methane into the atmosphere (p<0.01). as well as higher CH₄ emissions regardless of temperature (p<0.05), and it was the only one that suffered variation with the increase in temperatures, since the temperature of 25 °C, provided higher emission. The nitrogen dose applied to the soil also affected the CH₄ emission pattern in all soils, with the highest emissions were observed in pasture soils (p<0.05). Therefore, land use change and edaphoclimatic factors (temperature and nitrogen) tend to alter ecosystem resilience after forest conversion to a production system, leading to higher N₂O or CH₄ emissions.

Key words: agriculture; Amazon Deforestation Arc; forest; methane; nitrous oxide; livestock.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1: CONSIDERAÇÕES GERAIS	14
1. INTRODUÇÃO	14
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1. Arco de desmatamento da Amazônia e as mudanças de uso da terra.....	16
2.2. Gases do efeito estufa	17
2.2.1. Óxido nitroso	18
2.2.2. Metano	20
3. REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 2: O USO DA TERRA, TEMPERATURA E O NITROGÊNIO AFETAM AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO EM SOLOS DA AMAZÔNIA.....	27
1. INTRODUÇÃO	29
2. MATERIAL E MÉTODOS	31
2.1. Área experimental, coletas e caracterização do solo	31
2.2. Desenho experimental.....	32
2.3. Preparação do solo e incubação	32
2.4. Avaliação de N ₂ O e análise do solo.....	33
2.5. Análise estatística	33
3. RESULTADOS	35
3.1. Efeitos do uso da terra nas emissões de N ₂ O.....	35
3.2. Efeito da temperatura de incubação na emissão de N ₂ O	36
3.3. Efeito da adição de nitrogênio no solo na emissão de N ₂ O	38
3.4. Concentração de N-mineral	40
4. DISCUSSÃO	41
4.1. Efeito do Uso da Terra na Emissão de N ₂ O	41
4.2. Efeitos da Temperatura na Emissão de N ₂ O.....	42
4.3. Efeito da adição de nitrogênio ao solo na emissão de N ₂ O	43
5. CONCLUSÃO.....	45
6. REFERÊNCIAS	46
CAPÍTULO 3: A EMISSÃO DE GÁS METANO É AFETADA PELA MUDANÇA DE USO DA TERRA	50
1. INTRODUÇÃO	52
2. MATERIAL E MÉTODOS	54
2.1. Localização e características do solo	54
2.2. Desenho experimental.....	55

2.5.	Análise estatística	57
3.	RESULTADOS	58
3.1.	Concentração de N-mineral	58
3.2.	Efeitos do uso da terra nas emissões de CH ₄	58
3.3.	Efeitos da temperatura de incubação nas emissões de CH ₄	59
3.4.	Efeito da adição de nitrogênio no solo nas emissões de CH ₄	61
4.	DISCUSSÃO	64
4.1.	Efeito do Uso da Terra na Emissão de CH ₄	64
4.2.	Efeitos da temperatura de incubação nas emissões de CH ₄	64
4.3.	Efeito da adição de nitrogênio no solo nas emissões de CH ₄	65
5.	CONCLUSÃO.....	67
6.	REFERÊNCIAS	68
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	72

CAPÍTULO 1: CONSIDERAÇÕES GERAIS

1. INTRODUÇÃO

O Mundo continua em busca de expandir as fronteiras agrícolas nas mais diversas regiões do planeta, isso ocorre devido ao aumento populacional e consequentemente um incremento no consumo de alimentos, fazendo com que a busca por terras para produção agrícola venha a aumentar (d'Amour et al., 2017). Essa expansão tem aumentado a mudança do uso da terra com impactos direto sobre a qualidade do solo, e sobre a dinâmica de matéria orgânica, que é o principal reservatório de C e N do acima e abaixo do solo, além de estar relacionada com às emissões de gases do efeito estufa (GEEs) (Carvalho et al., 2010). Desta forma, é importante identificar práticas de uso e manejo do solo que geram bons níveis produtivos na agricultura, que favoreçam aumento de produtividade das áreas, evitando abertura de novos espaços para produção, e reduzir a emissão de GEEs associados as produções do setor agropecuário brasileiro.

No Brasil a Amazônia é atualmente a região que desperta maior atenção quanto a expansão de novas áreas. Os estudos conduzidos na região, no que diz respeito as mudanças de uso e cobertura da terra mostram padrões de alteração da vegetação existente, principalmente por extração de madeira, garimpo, agricultura de subsistência, atividades de pecuária e os processos de abandono de área (Fearnside, 2017; Paiva et al., 2020; Gay; Sánches, 2019; Souza et al., 2022).

A agropecuária na região Amazônica se encontra em crescimento, e é considerada uma fronteira agrícola. A produção de bovinos na Amazônia vem passando por mudanças nos últimos anos, caracterizando principalmente por alto desenvolvimento, e essa produção, como representado no Brasil, é em grande parte realizada a pasto, em sua maioria constituída pela gramínea *Urochloa brizantha* cv. Marandu (Vale et al., 2019). Entre os setores agrícolas, a produção de pimenta-do-reino (*Piper nigrum* L.) tem grande destaque na região, sendo a mesma, responsável por quase 80% da produção brasileira, sendo que a microrregião do Guamá, no estado do Pará está entre as maiores produtoras (IBGE, 2022).

Desde o final do século XIX, alguns pesquisadores apontam os riscos recorrentes da emissão de gases do efeito estufa, devido a capacidade de absorção de radiação infravermelho, provocando aquecimento da massa de ar (Royal Society, 2010). Porém, apenas no século XX, na década de 80, foi criado o Painel Intergovernamental de mudanças climáticas (IPCC), que objetiva avaliar informações científicas relevantes para as mudanças climáticas induzidas pelo homem, bem como os impactos dessas mudanças (IPCC, 2006).

O efeito estufa em si não é maléfico, uma vez que ele é um fenômeno natural, que garante a existência de vida no planeta, porém, a grande concentração de gases na atmosfera, causados principalmente por queima de combustíveis fósseis (carvão, petróleo e gás natural) e pela mudança no uso da terra (desflorestamento), já elevou a temperatura do planeta a mais 0,85 °C, quando comparado ao período pré-revolução industrial, e segundo o IPCC, 2013 esse aquecimento global tem de ser limitado a 2 °C, para se evitar possíveis efeitos adversos. E nesse quesito, o Brasil se difere dos demais países, uma vez que o setor de mudança do uso da terra é responsável pela maior proporção de GEE emitidos, seja pelo desmatamento, degradação de áreas ou pela aplicação de fertilizantes, isso se deve, pela economia do país girar em torno do agronegócio, e a produção de animais ruminantes se dar principalmente em pastagem.

Os sistemas agrícolas têm um papel importante na emissão de gases do efeito estufa (GEE), uma vez que são os responsáveis por um quinto do incremento anual de gases com potencial aquecimento na atmosfera (IPCC, 2006). Segundo Oliveira et al. (2011), o dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e o metano (CH_4), são os principais GEE relacionados a agropecuária, e o seu fluxo é dependente do manejo e das práticas agrícolas empregadas. A presença do CH_4 e N_2O na atmosfera é menor do que a do dióxido de carbono, porém, é importante ter conhecimento das suas emissões, devido ao seu potencial de aquecimento global, 265 vezes maior para o N_2O e 28 vezes maior para o CH_4 em relação ao CO_2 (IPCC, 2013).

O Pará, é um estado com grandes dimensões, que vem sofrendo com processos de queima e desmatamento da vegetação nativa, para dar entrada a outros seguimentos (agropecuária, garimpo e madeireiro). Com a mudança de uso da terra, se faz necessário conhecer as fontes emissoras de GEE, sua taxa de emissão e as variáveis chaves envolvidas na produção de cada gás para se realizar um diagnóstico mais preciso, e adotar medidas que ajudem a mitigar o aumento do aquecimento global. Porém, a maioria dos estudos se faz presente nas regiões sul e sudeste (Cardoso et al., 2017; Ceri et al., 2017) com condições de solo diferentes da encontrada na região Amazônica, que possui solos com grande teor de matéria orgânica, e baixos níveis de fertilidade.

Com base nas evidências apresentadas, objetivou-se com o presente trabalho determinar os efeitos da mudança de uso da terra, da variação de temperatura e da adição de nitrogênio ao solo sobre as emissões de óxido nitroso e metano do solo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Arco de desmatamento da Amazônia e as mudanças de uso da terra

As regiões Norte e Centro-Oeste do Brasil vem passando por um grande desenvolvimento, ocasionado em grande parte pela grande expansão agropecuária nos últimos anos, alavancando a economia e impulsionando o crescimento urbano, de cidades que antes estavam estagnadas. Essa expansão agrícola ocasionou a uma conversão de áreas de vegetação nativa, em terra agriculturáveis e pastagens cultivadas (Domingues et al., 2020).

Na década de 60 e 70, foi elaborado o plano de desenvolvimento da Amazônia (PDA), um projeto que visava uma maior colonização da Amazônia, a partir da implantação de projetos agrícolas e pecuários na região (Rêgo; Kato, 2017), a fim de se integrar economicamente a Amazônia ao restante do país.

Nesse período, foi observada uma acentuada ocupação das bordas de florestas, nas margens das estradas, sendo um maior adensamento nas áreas dos estados do Pará, Maranhão, Tocantins, Mato Grosso e Rondônia (Fearnside, 2017), formando um arco, conhecido até então como o “arco de desmatamento da Amazônia” (Figura 1).

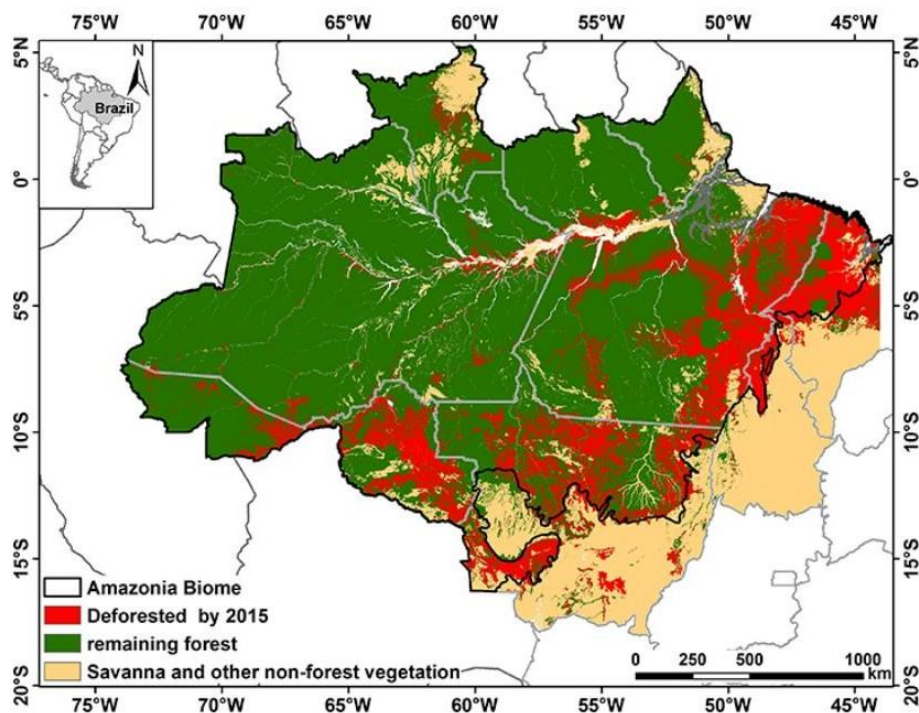


Figura 1: Desmatamento até 2015 na Amazônia Legal e no bioma Amazônia. O “arco do desmatamento” é a área em forma de meia-lua fortemente impactada ao longo das bordas leste e sul da floresta (desmatamento mostrado em vermelho).

(Fonte: Fearnside, 2017)

A mudança no uso da terra provoca a remoção da biomassa, alterando a vegetação e perturbando o solo, com potencial perda de C e de nutrientes (Szoboszlay et al., 2017). O impacto global dos usos e mudanças do solo tem provocado alterações nos ciclos atmosféricos e hidrológicos, ocasionando a poluição do solo, água e do ar, além da perda de biodiversidade e influências na segurança alimentar da sociedade (Findell et al., 2017). Florestas antropizadas têm a capacidade reduzida de fornecer bens e serviços, envolvendo armazenamento de C, regulação climática e preservação da biodiversidade (Huang et al., 2020).

2.2. Gases do efeito estufa

O efeito estufa é um fenômeno natural que mantém a temperatura da terra em condições favoráveis para o desenvolvimento da vida, entretanto, o aumento das emissões de gases do efeito estufa (GEE) através de ações antrópicas vem aumentando a temperatura do globo, devido ao acúmulo dos GEE (Mikhaylov et al., 2020). Segundo a WMO (2019), os principais gases responsáveis por esse aquecimento são o óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e o CFC's (Clorofluorcarbonetos), respondendo por aproximadamente 96% da radiação solar acumulada. Ainda segundo o órgão, as emissões desses gases tiveram um expressivo aumento após a revolução industrial, de 123%, 147% e 259% devido ao N_2O , CH_4 e CO_2 , respectivamente.

O setor de mudanças de uso da terra teve a maior parcela das emissões brasileiras de GEE em 2022, sendo responsável por 38% do total das emissões desses gases (Figura 2; MCTI, 2022). Isso ocorreu pela diminuição do carbono estocado na forma de biomassa acima e abaixo do solo, ou pela substituição do uso da terra (floresta para agricultura ou pecuária, lavoura por reflorestamento (Bastos et al.; 2021).

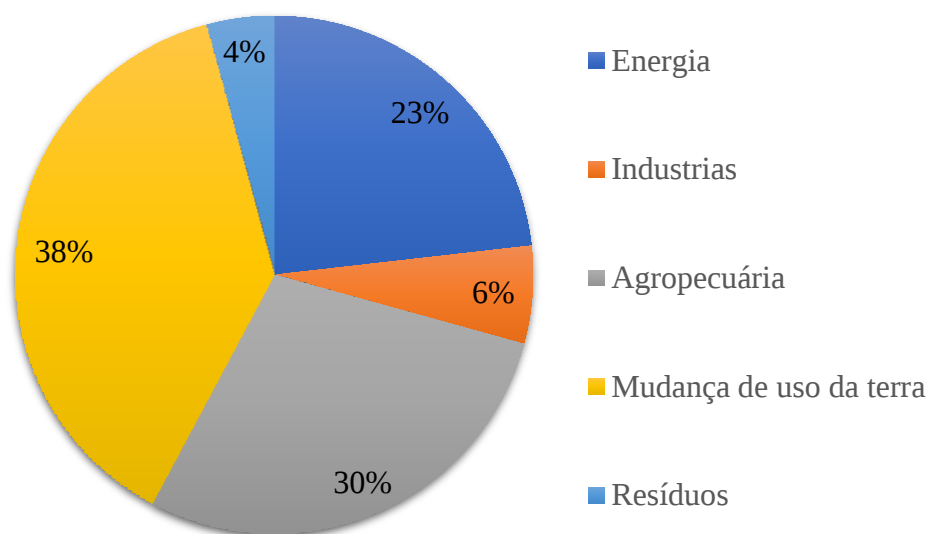


Figura 2: Porcentagem das emissões totais de GEE no Brasil, por setor no ano de 2020. (Fonte: Adaptado de MCTI, 2022)

2.2.1. Óxido nitroso

O óxido nitroso (N_2O), é o GEE mais potente e duradouro emitido para a atmosfera, tendo uma vida útil de até 120 anos e um poder de aquecimento global de 265 vezes (IPCC, 2013). O N_2O é emitido por diversas ações antropogênicas, como: queima de biomassa, excretas de animais, processos industriais e principalmente pelo uso de fertilizantes químicos (WMO, 2019).

É produzido no solo a partir de processos de nitrificação e desnitrificação (Figura 3). A nitrificação é o processo de oxidação do amônio (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-) por meio de bactérias autotróficas, que dependem do oxigênio para realizar o processo. Já a desnitrificação é um processo anaeróbico que reduz o NO_3^- a N_2 pela ação de bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas (Firestone; Davidson, 1989). Durante a nitrificação o N_2O é um subproduto da nitrificação, enquanto na desnitrificação, ele será um gás intermediário (Moreira; Siqueira, 2006).

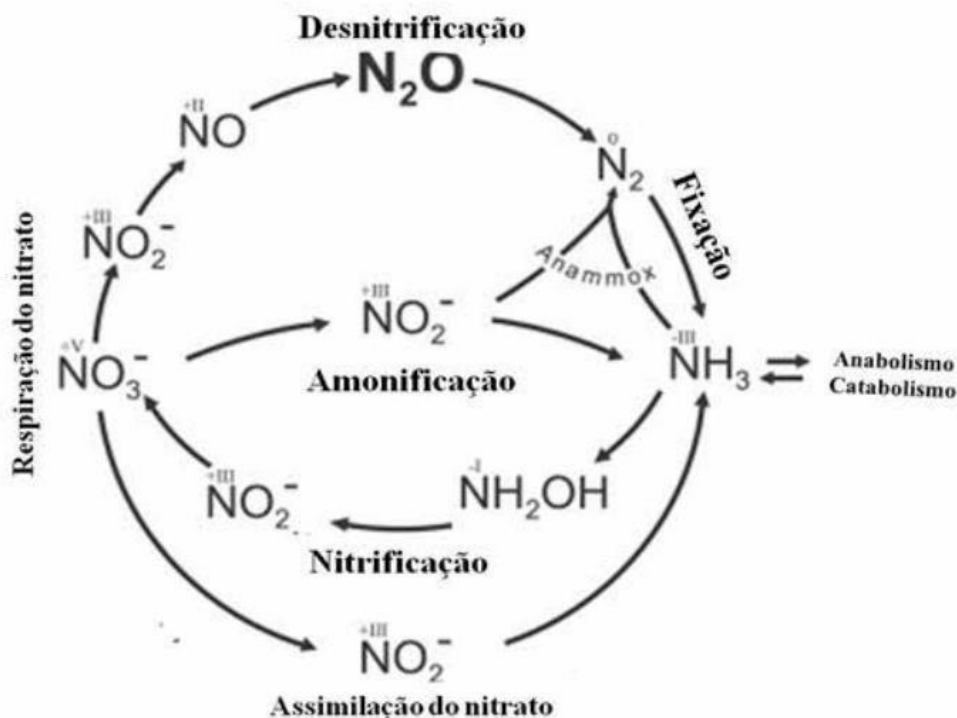


Figura 3: Descrição do ciclo biogeoquímico do nitrogênio com a formação do óxido nitroso. (Almeida et al., 2015)

Dos muitos fatores que contribuem para as emissões de N_2O , a população bacteriana é um dos determinantes, vindo a produzir ou consumir o gás (Thomson et al., 2012). Entre as principais comunidade microbianas do solo, que realizam os processos de nitrificação e desnitrificação estão *Paracoccus denitrificans*, *Nitrosomonas europaea* e a *Achromobacter xylosoxidans* (Ore et al., 2010; Enwall et al., 2010; Bakken et al., 2012).

As alterações ambientais (temperatura, umidade ou teor de N no solo) podem vir a provocar alteração nos padrões de emissão desse gás. A temperatura do solo pode afetar as taxas de conversão do nitrogênio, aumentando conforme a temperatura também aumenta, até um certo ponto, principalmente na faixa entre 15 – 35 °C (Taylor et al., 2017; Zhang et al., 2019). Esse aumento de temperatura também tende a provocar uma redução nas taxas de nitrificação, uma vez que o aumento da temperatura tende a estimular a respiração do solo (atividade microbiana), e com isso aumentar os pontos de anaerobiose no solo (Signor; Ceri, 2013).

O Painel Intergovenamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006), informa que a emissão de N_2O para a atmosfera assume uma relação direta com a fertilização nitrogenada, sendo definido um fator de emissão de 1% (de 10 kg de N aplicado, 1 kg é perdido na forma de N_2O), porém, ainda segundo o órgão, essa emissão pode vir a variar, dependendo da fonte, dose e época de aplicação do fertilizante no solo (Cardoso et al. 2019; Raposo et al., 2020; Corrêa et al., 2021).

2.2.2. Metano

O metano (CH_4) é um gás com vida útil de 12 anos, e um poder de aquecimento global 29 vezes maior que o CO_2 (IPCC, 2013). Cerca de 40% do CH_4 é emitido a partir de processos naturais (áreas alagadas) e cerca de 60% é proveniente de processos antropogênicos (pecuárias, cultivo de arroz, queima de combustíveis fósseis, queima de biomassa e mudanças de uso da terra; WMO, 2019). Os solos de florestas tropicais são considerados sumidouros de CH_4 , em virtude da grande variabilidade de espécies, que tendem a agregar uma maior quantidade de matéria orgânica no solo, evitando assim que a água das chuvas venha a penetrar nos poros do solo (Feng et al., 2023).

O CH_4 é produzido por comunidades microbianas com parte do processo anaeróbico (Figura 4). A produção microbiana de CH_4 (metanogênese) é realizada pelas *Archeas* metanogênicas, a partir do processo de fermentação e degradação anaeróbicas da MO. Além das arqueias, outros grupos bacterianos são necessários, como as bactérias hidrolíticas, fermentadoras, sintróficas e as acetogênicas. Por outro lado, a oxidação acontece por meio de um grupo de *Proteobacteria*, denominadas metanotróficos, exclusivamente em ambiente aeróbico (Cicerone; Oremland, 1988; Conrad, 2009; Nazaries et al., 2013).

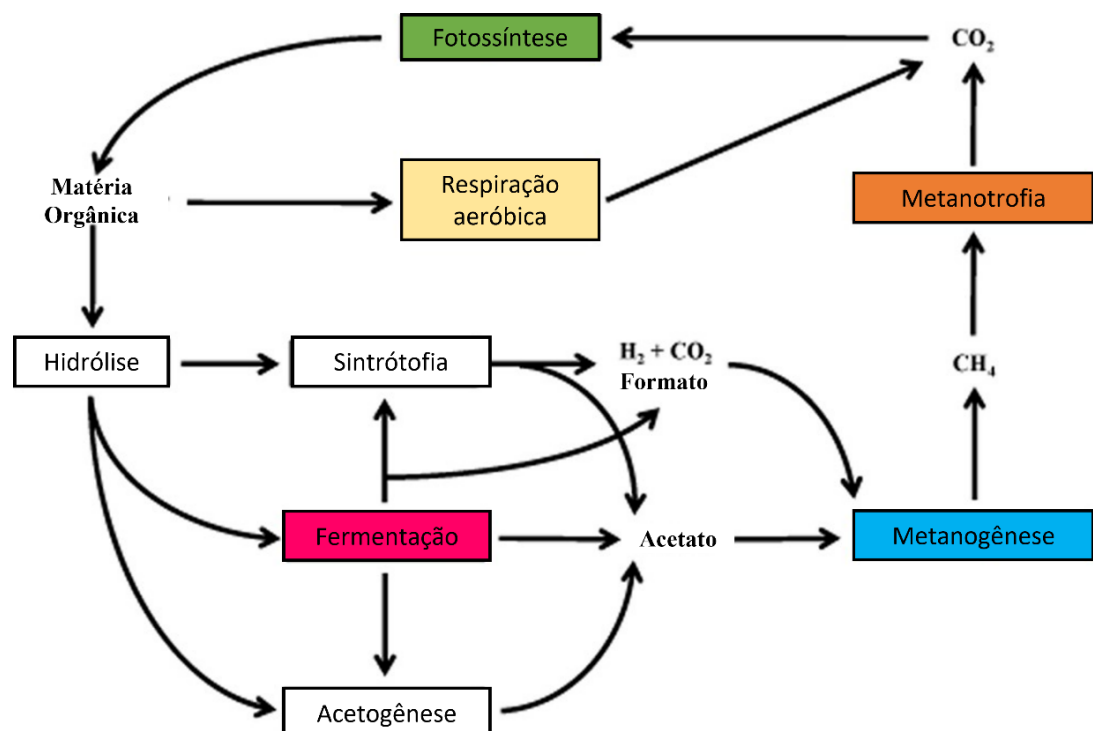


Figura 4: Ciclo do metano e sua relação com o ciclo do carbono. (Fonte: Nazaries et al., 2013)

Diversos gêneros de arqueias metanogênicas podem ser encontradas, em variados ambientes, desde oceanos a florestas temperadas. Os três principais gêneros encontrados em solos de terra firme são: *Methanohalobium*, *Methanohalophilus* e *Methanlobus*. Já as bactérias metanotróficas, são consideradas bactérias gram-negativas, e geralmente crescem em ambiente aeróbicos, consumindo o metano como fonte de energia. Elas estão divididas em dois grupos, o primeiro fazendo parte da família *Methylococcaceae*, e o segundo são da família *Methylocystaceae* (Nazaries et al., 2013).

Essa comunidade microbiana pode ser alterada a partir do tipo de uso da terra utilizado e por meio de variáveis edafoclimáticas, como temperatura, precipitação, nutrientes do solo, matéria orgânica, e pH (Cardoso et al., 2018), vindo causar mudanças nos padrões de emissão do gás.

As variações de temperatura do solo tendem a ocorrer mais rapidamente ao longo dos anos, em decorrência da elevação do aquecimento global. Bactérias metanogênicas tendem a reduzir seus padrões, sendo aceitável um padrão de 35 °C, onde temperaturas superiores tendem a mudar os padrões da comunidade microbiana. (Chim; Lukow; Conrad, 1999; Conrad; Klose; Noll, 2009; Dijkstra, 2012).

A aplicação de nitrogênio no solo pode resultar em processos diferentes no solo, fazendo com que ele seja fonte ou dreno de CH₄. Dependendo da fonte do fertilizante, da dose aplicada e do método de aplicação (Le Mer; Roger, 2001; Banger; Tian; Lu, 2012; Corrêa et al., 2021). Por exemplo, adubos amonificado, como a uréia, tem potencial inibidor do N-NH₄⁺, no processo de Metanotrofia, responsável pela oxidação do CH₄ no solo (Hütsch, 2001).

3. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. F. et al. Emissão de óxido nitroso em solos com diferentes usos e manejos: Uma revisão. **Revista em Agronegócio Meio Ambiente**, v. 8, n. 2, 2015. Doi: <http://doi.org/10.17765/2176-9168.2015v8n2p441-461>
- BAKKEN, L. R. et al. Regulation of denitrification at the cellular level: a clue to the understanding of N₂O emissions from soils. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 367, p. 1226 – 1234, 2012. Doi: <http://doi.org/10.1098/rstb.2011.0321>
- BANGER, K.; TIAN, H.; LU, C. Do nitrogen fertilizers stimulate or inhibit methane emissions from rice fields? **Global Change Biology**, v. 18, n. 10, p. 3259 – 3267, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02762.x>
- BASTOS, A. S. et al. Amazon plinthosols: carbon stocks and physical properties under different land uses. **Ciência Florestal**, v. 31, n. 2, p. 749 – 765, 2021. Doi: <https://doi.org/10.5902/1980509838211>
- CARDOSO, A. S. et al., N₂O emissions from urine-treated tropical soil: Effects of soil moisture and compaction, urine composition, and dung addition. **Catena**, v. 157, p. 325 – 332, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.036>
- CARDOSO, A. S. et al. Effect of volume of urine and mass of faces on N₂O and CH₄ emissions of dairy-cow excreta in a tropical pasture. **Animal Production Science**, v. 58, p. 1079 – 1086, 2019. Doi: <http://doi.org/10.1071/AN15392>
- CARVALHO, J.L.N. et al. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil Tillage Research**, v. 110, p.175-186, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.07.011>
- CERI, C. C. et al. Estoques de carbono e nitrogênio no solo devido a mudança do uso da terra em áreas de cultivo de café em Minas Gerais. **Coffee Science**, v. 12, p. 30 – 41, 2017. <http://www.sbicafe.ufv.br:80/handle/123456789/8258>
- CICERONE, R. K. ; OREMLAND, R. S. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 2, p. 299 – 327, 1988. Doi : <https://doi.org/10.1029/GB002i004p00299>
- CHIN, K. K. ; LUKOW, T. ; CONRAD, R. Effect of Temperature on Structure and Function of the Methanogenic Archaeal Community in an Anoxic Rice Field Soil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 6, 2341 – 2349, 1999. Doi : <https://doi.org/10.1128/AEM.65.6.2341-2349.1999>

- CONRAD, R. The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved. **Environmental Microbiology Reports**, v. 1, n. 5, p. 285 – 292, 2009. Doi : <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2009.00038.x>
- CONRAD, R. ; KLOSE, M. ; NOLL, M. Functional and structural response of the methanogenic microbial community in rice field soil to temperature change. **Environmental Microbiology**, v. 11, n. 7, p. 1844 – 1853, 2009. Doi : <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.01909.x>
- CORRÊA, D.C.C. et al. Are CH₄, CO₂, and N₂O emissions from soil affected by the sources and doses of nitrogen warm-season pasture? **Atmosphere**, v. 12, p. 697, 2021. <https://doi.org/10.3390/atmos12060697>
- D'AMOUR, C. B et al. Future urban land expansion and implications for global croplands. **Social Sciences**, v. 144, n. 34, p. 8939 – 8944, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1606036114>
- DIJKSTRA, F.A. et al. Effects of elevated carbon dioxide and increased temperature on methane and nitrous oxide fluxes: evidence from field experiments. **Frontiers in Ecology Environmental**, v. 10, n. 10, p. 52 – 527, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1890/120059>
- DOMINGUES, S. C. O. et al. Dinâmica do arco do desmatamento : Fonteiras agrícolas. **Scientific Electronic Archives**, v. 13, n. 8, p. 104 – 110, 2020. Doi : <https://doi.org/10.36560/13820201035>
- ENWALL, K. et al. Is coproporphyrin III a copper-acquisition compound in *Paracoccus denitrificans*? **Biochimica et Biophysica Acta - Bioenergetics.**, v. 1807, p. 311 – 318, 2010. Doi : <http://doi.org/10.1016/j.bbabbio.2010.12.014>
- FEARNSIDE, P. Deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Science**, retrieved 1, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>
- FENG, H. et al. Global estimates of forest soil methane flux identify a temperate and tropical forest methane sink. **Geoderma**, v. 429, p. 116239, 2023. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116239>
- FINDELL, K. L., et al. The impact of anthropogenic land use and land cover change on regional climate extremes. **Nature communication**, v. 8, p. 989, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01038-w>
- FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. (1989) Microbiological Basis of NO and N₂O Production and Consumption in Soils. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMEL, D.S., Eds.,

- Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere**, John Willey and Sons, New York, 7-21.
- GAY, J.S.; SÁNCHEZ, L. E. The outbreak of illegal gold mining in the Brazilian Amazon boosts deforestation. **Regional Environmental Change**, v. 21, p. 28, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01761-7>
- HUANG, L. et al. Trends in global research in forest carbon sequestration: A bibliometric analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 252, p. 119908, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119908>
- HÜTSCH, B. W. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production - invited paper. **European Journal of Soil Science**, v. 14, p. 237 – 260, 2001. Doi: [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(01\)00110-1](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(01)00110-1)
- IBGE- Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. Produção Agrícola municipal. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>>. Acesso: 8 jan. 2023.
- IPCC. 2006. **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. In: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K eds. Kamiyamaguchi, IGES. 2006
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2013. **Climate change 2013: the physical science basis - anthropogenic and natural radiative forcing supplementary material**. Cambridge University Press, Cambridge
- LE, M.E.R.J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Science**, v. 37, p. 25–50, 2001. Doi: [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação: **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**, 2ªed. Brasília, 2014.
- MOREIRA FMS, SIQUEIRA JO. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006.
- MYKHAYLOV, A. et al. Global climate change and greenhouse effect. **Entrepreneurship and Sustainability Issues**, v. 7, n. 4, p. 2897 – 2913, 2020. Doi: [https://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4\(21\)](https://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4(21))
- NAZARIES, J. L. et al. Methane, microbes and models: fundamental understanding of the soil methane cycle for future predictions, **Environmental Microbiology Reports**, v. 15, n. 9, p. 2395 – 2417, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12149>
- OLIVEIRA, P. P. A. et al. Emissão de gases na atividade agropecuária. In: II SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS

- AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS – II SIGERA, 2011, Foz do Iguaçu. Palestras, v.I, 2011.
- ORE, S. et al. Copper toxicity to bioluminescent *Nitrosomonas europaea* in soil is explained by the free metal ion activity in pore water. **Environmental Science Technology**., v. 44, p. 9201 – 9206, 2010. Doi: <http://doi.org/10.1021/es1026294>
- PAIVA, P. F. P. et al. Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. **Tropical Collection: Forest and Plantation Biodiversity**, v. 29, p. 19 – 38, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01867-9>
- RAPOSO, E. et al. Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected en fertilby nitrogizer management. **Agronomy Journal** v. 112, p. 4666–4680, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1002/agj2.20385>
- REGO, A. K. C.; KATO, O. R. Agricultura de corte e queima e alternativas agroecológicas na Amazônia. **Novos Cadernos NAEA**, v. 20, n. 3, p. 203-224, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v20i3.3482>
- SIGNOR, D.; CERRI, C.E.P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: A review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, p. 322–338, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1983-40632013000300014>
- SOUZA, L. E. V. Violence and Illegal Deforestation: The Crimes of “Environmental Militias” in the Amazon Forest. **Capitalism Nature Socialism**, v. 33, p. 5 – 25, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1080/10455752.2021.1980817>
- SZOBOSZLAY, M., et al. Impact of land-use change and soil organic carbon quality on microbial diversity in soils across Europe. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 93 n. 12, p. fix146, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1093/femsec/fix146>
- TAYLOR, A. et al. Modeling of soil nitrification responses to temperature reveals thermodynamic differences between ammonia-oxidizing activity of archaea and bacteria. **ISME J.**, v. 11, p. 896–908, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1038/ismej.2016.179>
- THE ROYAL SOCIETY. **Climate change: A Summary of the Science**. London: The Royal Society Science Policy Centre. Royal Society, 1-23 pp, 2010.
- THOMSON, A. J. et al. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 367, p. 1157 – 1168, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0415>
- VALE, P. et al. The Expansion of Intensive Beef Farming to the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 57, p. 101922, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.05.006>

WMO - World Meteorological Organization (2019): **Greenhouse Gas Bulletin: The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2018**, 5. ISSN 2078-0796.

ZHANG, M. et al. Short-term responses of soil nitrogen mineralization, nitrification and denitrification to prescribed burning in a suburban forest ecosystem of subtropical Australia. **Science Total Environmental**, v. 642, p. 879–886, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.144>

CAPÍTULO 2: O USO DA TERRA, TEMPERATURA E O NITROGÊNIO AFETAM AS EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO EM SOLOS DA AMAZÔNIA

LAGE FILHO, N.M.; CARDOSO, A. S.; AZEVEDO, J.C.; FATURI, C.; SILVA, T.C.; DOMINGUES, F.N.; RUGGIERI, A.C.; REIS, R.A.; RÊGO, A.C. Land Use, Temperature, and Nitrogen Affect Nitrous Oxide Emissions in Amazonian Soils. **Agronomy**, v. 12, p. 1680, 2022.

RESUMO

O óxido nitroso (N_2O) é um dos principais gases emitidos pelos solos, e as mudanças no uso da terra na Amazônia podem alterar os padrões de emissão de gases. O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos do uso da terra, temperatura e nitrogênio nas emissões de N_2O em solos da Amazônia. Para isso, foram realizadas três incubações em delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições, para quantificar as emissões de N_2O : (i) três diferentes usos da terra (floresta nativa, pastagem e agricultura); (ii) diferentes temperaturas (25; 30; 35, ou 40 °C); e (iii) diferentes adições de nitrogênio no solo (0; 90; 180, ou 270 kg de N ha^{-1}). Nossos resultados mostram que o uso da terra altera o fluxo de N_2O , com as maiores emissões observadas em solos agrícolas em comparação com áreas de floresta e pastagem. A mudança na temperatura do solo para 30 °C aumentou as emissões de N_2O com o uso da terra, em que a emissão de N_2O foi maior nos solos de pastagem e agricultura. Nossos resultados mostraram que a emissão de N_2O no solo da floresta amazônica foi baixa independente da temperatura e do tratamento com nitrogênio. Portanto, a mudança no uso da terra altera a resiliência do ecossistema, proporcionando emissões de N_2O .

Palavras-chave: arco do desmatamento amazônico; emissão de N_2O ; gás de efeito estufa; floresta úmida; mudança de uso da terra

CHAPTER 2: LAND USE, TEMPERATURE, AND NITROGEN AFFECT NITROUS OXIDE EMISSIONS IN AMAZONIAN SOILS

ABSTRACT

Nitrous oxide (N_2O) is one of the main gases emitted from soils, and the changes in land use in the Amazon may alter gas emission patterns. The objective of this study was to evaluate the effects of land use, temperature, and nitrogen on N_2O emissions in soils in the Amazon. For this, three treatments randomized, with five repetitions were incubated out to quantify N_2O emissions: (i) three different land uses (wet rainforest, pasture, and agriculture); (ii) different temperatures (25; 30; 35, and 40 °C); and (iii) different nitrogen additions to the soil (0; 90; 180, and 270 kg of N ha^{-1}). Our results show that land use alters the flux of N_2O , with the highest emissions observed in agricultural soils compared to that in forest and pasture areas. The change in soil temperature to 30 °C increased N_2O emissions with land use, at which the emission of N_2O was higher in the pasture and agriculture soils. Our results showed that the emission of N_2O in the soil of the Amazon rainforest was low regardless of the temperature and nitrogen treatment. Therefore, the change in land use alters the resilience of the ecosystem, providing emissions N_2O .

Key words: amazon deforestation arc; N_2O emission; greenhouse gas; wet rainforest; land use change

1. INTRODUÇÃO

A Amazônia é um importante ecossistema global composto por uma rica biodiversidade que contribui para o ciclo global de chuvas e serviços ecossistêmicos. Hidrologicamente, esta é uma das três principais regiões de corrente ascendente nos trópicos. A floresta úmida recebe aproximadamente 2200 mm de chuva anualmente em toda a bacia [1]. No entanto, a atividade de mineração e extração ilegal de madeira historicamente iniciaram e aceleraram a supressão de áreas florestais [2,3], contribuindo para a expansão do arco do desmatamento na Amazônia [4]. Sucessivamente a esses distúrbios, a introdução da agricultura e da pecuária alterou o uso da terra na região como atividades geradoras de renda [1]. Embora essas mudanças no uso da terra possam afetar as emissões de gases de efeito estufa [5], esses processos precisam ser mais bem compreendidos.

Entre os principais gases de efeito estufa, o óxido nitroso (N_2O) é o terceiro maior contribuinte para as mudanças climáticas. O poder de aquecimento desse gás é 265 vezes maior que o do dióxido de carbono e está envolvido em processos químicos prejudiciais à camada de ozônio [5]. As emissões de N_2O têm origem em fontes naturais como variações edafoclimáticas e fontes antrópicas ligadas à agricultura, aplicação de fertilizantes e fezes de animais [6].

O desmatamento das florestas e as mudanças climáticas afetaram diretamente a temperatura do ambiente e, conseqüentemente, do solo [7]. No entanto, a resiliência das florestas permite que elas se adaptem rapidamente às novas condições ambientais devido ao aumento dos níveis de carbono no solo em virtude da alta deposição de matéria orgânica, possibilitando que sejam restauradas ao seu estado anterior [8,9]. No solo, a temperatura é conhecida por ser uma variável chave que influencia as emissões de N_2O , regulando o crescimento e a atividade microbiana [10], que por sua vez aumenta as emissões de N_2O por nitrificação ou desnitrificação [11]. O aumento da respiração do solo induzida pela temperatura leva ao esgotamento das concentrações de oxigênio e aumenta a anaerobiose do solo, sendo este último um precursor e indutor primário das emissões de N_2O [10].

A quantidade de N mineral (amônio e nitrato) presente no solo determina a magnitude da produção de N_2O para a atmosfera [12]. A resposta do solo à adição de N depende do tipo de manejo ou condição do solo e sua finalidade. As florestas nativas geralmente sofrem processos de queima para formar pastagens ou áreas agrícolas e, a princípio, a disponibilidade de N no solo aumenta devido à mineralização causada pelo fogo [13]. Nas áreas de pastagem, a fertilização nitrogenada e as excretas dos animais em pastejo aumentam o suprimento de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) para organismos desnitrificantes [12]. Áreas agrícolas

com cultivos anuais apresentam altos níveis de adubação nitrogenada, aplicada anualmente, resultando em características semelhantes às observadas em áreas de pastagem.

Vários estudos abordaram o efeito das mudanças no uso da terra nas emissões de gases em diferentes ecossistemas da América do Sul, como o Cerrado [14], Caatinga [15] e Pampas [16]. Na região amazônica, estudos analisaram as emissões de N_2O em floresta primária, floresta secundária, pastagem e pastagem degradada [17]. No entanto, estudos que objetivam identificar os direcionadores das emissões de N_2O como temperatura e concentração de nitrogênio no solo na Amazônia brasileira são restritos, especialmente no arco do desmatamento. Portanto, é necessário estudar o bioma amazônico para entender como esses ecossistemas têm sido afetados por distúrbios e desenvolver estratégias de mitigação de N_2O nessas áreas, a partir da escolha de doses e fonte de adubo nitrogenado e cobertura vegetal.

Nossa hipótese é que: (i) solos em áreas agrícolas emitem mais N_2O na atmosfera do que solos de florestas e pastagens; (ii) o aumento da temperatura do solo aumenta a emissão de N_2O ; e (iii) a adição de nitrogênio no solo aumenta a emissão de N_2O . Portanto, estudos de incubação foram realizados para avaliar as emissões de N_2O nos solos de (i) diferentes formas de uso da terra, (ii) aumento da temperatura do solo e (iii) adição de nitrogênio ao solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área experimental, coletas e caracterização do solo

A avaliação do solo foi realizada em 2019 em áreas com três diferentes sistemas de uso da terra, ou seja, florestas tropicais úmidas, pastagens e agricultura. Para tanto, foi selecionada uma área localizada no arco de desmatamento da Amazônia brasileira [4], no município de Nova Esperança do Piriá, Pará, Brasil (2°19' S, 46°56" W, altitude de 70 m). Segundo a classificação de Köppen, o clima desta região é Am [18]. A precipitação média anual na região de estudo é de 2104 mm, com temperatura média anual de 26 °C, e os solos são classificados como Latossolos [19].

Amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0–20 cm para determinação das características físico-químicas (Tabela 1) e subsequentes testes de incubação. Nesse caso, o solo coletado foi homogeneizado, seco ao ar e macerado com rolo por 72 h para quebrar os torrões.

Tabela 1. Características físico-químicas do solo em diferentes sistemas de uso do solo.

Uso da terra	pH	MO	P *	Ca	Mg	K	Al	H	%V	Areia	Silte	Argila
	CaCl ₂	g dm ⁻³	mg dm ⁻³	-----mmolc	dm ⁻³	dm ⁻³	dm ⁻³	dm ⁻³		%	%	%
Floresta	4,3	23	10	4	2	0,3	14	38	10	67	11	22
Pastagem	4,8	10	1	12	4	1,0	0	23	42	81	4	15
Agricultura	4,7	13	11	17	5	0,5	1	26	46	78	5	17

Fonte: EMBRAPA

A área florestal escolhida corresponde a um trecho de floresta úmida intacta representativa do bioma da região. A pastagem avaliada foi um monocultivo de *Urochloa brizantha* cv. Marandú formada em 2012 a partir de processos de queimada, e roçada anualmente para controle de plantas daninhas. Anteriormente, havia uma floresta nesta área que foi suprimida por derrubada e queimada em 1988 para cultivo de mandioca, que durou 24 anos. Em 2016, a pastagem foi adubada com fosfato natural reativo na dose de 90 kg P₂O₅ ha⁻¹. A área agrícola foi cultivada em 2012 com uma cultura semi-perene de pimenta-do-reino (*Piper nigrum*) com espaçamento de 2 × 2 m. Nesta área, foi cultivada pastagem de *Urochloa brizantha* cv. Marandú que foi queimada para a formação da cultura agrícola. No momento da coleta, a cultura estava no quinto ano de cultivo e era adubada anualmente com 130, 80 e 200 kg ha⁻¹ de nitrogênio, fósforo (P₂O₅) e potássio (KCl), respectivamente.

2.2. Desenho experimental

As emissões e os fluxos de gases foram quantificados nos sistemas de uso da terra, e as interações com o aumento da temperatura e a adição de nitrogênio (N) no solo foram quantificadas em três testes de incubação.

(a) Incubação 1

Um delineamento inteiramente casualizado foi utilizado para avaliar as emissões de N_2O em três diferentes sistemas de uso da terra (floresta úmida, pastagem e agricultura), com cinco repetições.

(b) Incubação 2

Um delineamento inteiramente casualizado foi usado em um arranjo fatorial 3×4 para avaliar as emissões de N_2O em três sistemas de uso da terra (floresta úmida, pastagem e agricultura) com quatro temperaturas (25; 30; 35 ou 40 °C) de incubação do solo, com cinco repetições por série.

(c) Incubação 3

Um delineamento inteiramente casualizado foi usado em um arranjo fatorial 3×4 para avaliar as emissões de N_2O em três diferentes sistemas de uso da terra (floresta úmida, pastagem e agricultura) e quatro doses de nitrogênio no solo (0; 90; 180 ou 270 kg de N ha^{-1}), com cinco repetições por série.

2.3. Preparação do solo e incubação

Em todas as incubações, 100 g de solo seco foram adicionados a uma câmara estática fechada de 500 mL (vasilha plásticas com tampa). Em seguida, adicionou-se nos tratamentos que previam o uso de nitrogênio, uma solução de uréia de acordo com a umidade do solo. A umidade do solo foi corrigida semanalmente monitorando o peso dos frascos.

As incubações foram realizadas em condições controladas, exceto pelos fatores que contribuíram para os tratamentos. A umidade do solo foi mantida em 33% da capacidade de retenção de água do solo. A umidade do solo foi ajustada três dias antes do início do estudo para que houvesse o crescimento de microrganismos do solo envolvidos na emissão de N_2O . A temperatura foi mantida em $25,0 \pm 1,0$ °C, com exceção da incubação 2, no qual a temperatura foi um fator avaliado. Uma solução aquosa contendo a dose proporcional de 50 kg de N ha^{-1}

foi adicionada a cada jarra para estimular a população microbiana do solo, exceto na incubação 3, pois a dose de nitrogênio foi avaliada como fator.

Na incubação 2, cada jarro foi mantido em câmara de temperatura constante de acordo com o tratamento com circulação forçada de ar a 25, 30, 35 ou 40°C, sendo retirado apenas para coleta de gás. Na incubação 3, soluções de água foram aplicadas a cada frasco correspondendo a proporções de dose de 0, 90, 180 ou 270 kg N ha⁻¹ na forma de uréia. O tratamento sem N recebeu apenas água.

2.4. Avaliação de N₂O e análise do solo

A emissão de N₂O foi avaliada por procedimentos padrão e as câmaras foram mantidas fechadas. As câmaras eram frascos com volume de 400 mL de espaço livre. O fluxo de N₂O foi medido ao longo de 25 dias para a incubação 1 e 28 dias de incubação nas incubações 2 e 3. Em todas as incubações, foram feitas medições diárias nos sete dias iniciais e a cada dois dias até o final da incubação. Neste caso, a amostragem foi realizada entre as 9h00 e as 10h00 [20].

Para medir os fluxos de N₂O, as câmaras foram abertas para renovação de ar dentro do das mesmas. Em seguida, foram fechadas por 30 min para avaliar a produção de gás nesse período. Cinco amostras de gás ambiente foram coletadas antes do fechamento das câmaras para quantificar a concentração inicial de N₂O. Após 30 min, uma amostra por câmara foi coletada usando uma seringa de polipropileno de 50 mL.

As amostras de gás foram transferidas para frascos pré-evacuados de 20 mL (Shimadzu®) para análise de N₂O em um cromatógrafo a gás (Shimadzu Green House Gas Analyzer GC-2014®; Kyoto, Japão) ajustado para as seguintes condições: injetor 250 °C, coluna a 80 °C, gás de arraste N₂ (30 mL min⁻¹) e detector de elétrons a 325 °C.

Os cálculos do fluxo de gás (unidade: ng N g⁻¹ solo seco dia⁻¹) assumiram um aumento linear na concentração de N₂O ao longo do tempo. As concentrações das amostras de gás foram ajustadas ao gás dissolvido na solução do solo usando o coeficiente de Bunsen [21]. As emissões acumuladas foram calculadas traçando-se o fluxo diário ao longo do tempo de incubação, com interpolação linear entre eles, e integrando os dados.

O teor de N mineral do solo foi medido no final do período de incubação após a extração com KCl 2 M e análise colorimétrica para determinar o teor de amônio [22] e nitrato [23].

2.5. Análise estatística

Todos os dados foram analisados quanto à normalidade e homogeneidade de variância seguindo os testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Nos três testes de incubação,

foi realizada análise de variância (ANOVA). Quando significativa para uso do solo, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, considerando $p < 0,05$ como diferença significativa. Quando foi observada diferença por ANOVA para variação de temperatura e nitrogênio, foi realizado ajuste de regressão para identificar o efeito dos tratamentos. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa estatístico R (versão 4.0.2; R Core Team, 2014).

3. RESULTADOS

3.1. Efeitos do uso da terra nas emissões de N_2O

Ao avaliar o efeito do uso da terra, foram observadas maiores emissões totais de N_2O ($p < 0,01$) no solo agrícola ($200 \mu g N_2O g^{-1}$ de solo seco; Figura 1) em relação aos outros dois solos. Em contraste, as emissões de N_2O em solos de floresta tropical úmida ($12 \mu g N_2O g^{-1}$ solo seco) e pastagens ($6 \mu g N_2O g^{-1}$ de solo seco) foram mínimas e não diferiram ($p > 0,05$) entre eles. As emissões totais de N_2O no solo agrícola foram aproximadamente 17 e 33 vezes maiores do que nos solos de floresta e pastagem, respectivamente. Em relação à variação temporal nas emissões de N_2O ao longo de 25 dias de incubação, observamos um aumento nos fluxos após o 8º dia no solo agrícola (Figura 2), com fluxo mais alto ocorrendo no 13º dia ($681 \mu g N_2O g^{-1}$ solo seco). A partir daí, medimos um aumento da emissão de fluxo entre os dias 8 e 13, que se manteve até o 19º dia, seguido de uma diminuição até o final do período de incubação (Figura 2). As baixas emissões de N_2O em solos de florestas e pastagens resultam em um fluxo quase indetectável ao longo dos 25 dias de incubação (Figura 2).

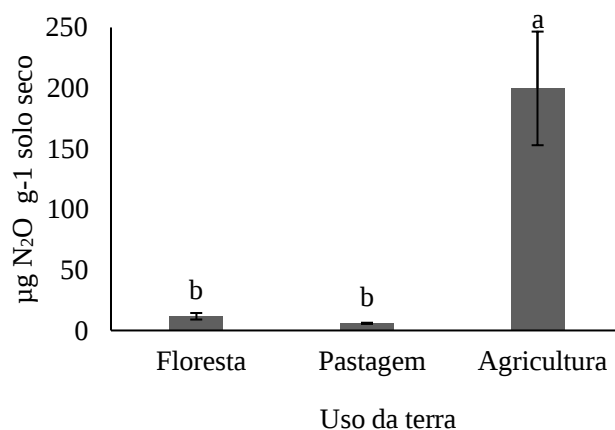


Figura 1. Emissão total de N_2O ($\mu g N_2O g^{-1}$ solo seco $diay^{-1}$) em diferentes usos da terra. Letras minúsculas diferentes apresentam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0.05$).

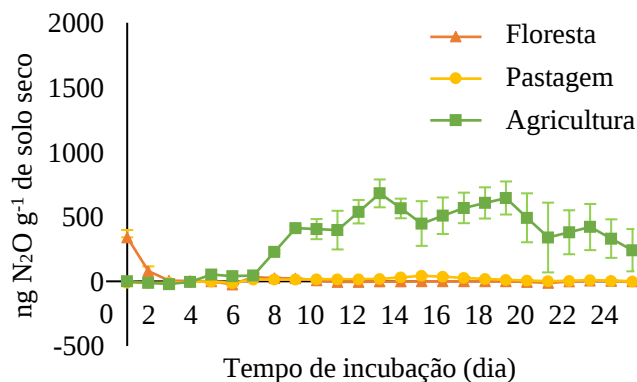


Figura 2. Fluxo de N₂O (ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹) em diferentes usos da terra na Amazônia brasileira

3.2. Efeito da temperatura de incubação na emissão de N₂O

O efeito da temperatura no N₂O foi dependente do uso do solo ($p = 0,0197$) do solo. O tratamento florestal apresentou as menores emissões de N₂O dos três tipos e usos, independente da temperatura avaliada, e não diferiu ($p > 0,05$) independente da temperatura do solo. No solo da pastagem, observou-se efeito quadrático ($p < 0,01$) nas emissões de gases em função da temperatura. Em contraste, no solo agrícola, foi encontrado um decréscimo linear ($p < 0,01$) com o aumento da temperatura de incubação em relação à emissão total de N₂O em diferentes temperaturas, apenas as incubações mantidas a 25 °C ($p = 0,01$) e 30 °C ($p < 0,01$) diferiu entre os usos do solo. A 25 °C, os solos de floresta e pastagem apresentam menores emissões de N₂O do que o solo agrícola. No entanto, ao elevar a temperatura para 30 °C, a emissão total de N₂O no solo da pastagem aumentou para um nível semelhante ao do solo agrícola. Independentemente do sistema de uso da terra, quando os solos foram incubados a 40 °C, as emissões foram baixas e não ultrapassaram 5 µg N₂O g⁻¹ solo seco (Tabela 2).

Tabela 2. Emissão total de N₂O (µg N₂O g⁻¹ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra, submetidos a elevação de temperatura.

Uso da terra	Temperatura (°C)				Média	Modelo de regressão	R ²
	25	30	35	40			
Floresta	-0,2 b	-0,2 b	16,4	-3,6	3,1	Y = 3,1	-
Pastagem	7,6 b	270,2 a	137,6	4,0	104,9	Y = -4,0X ² + 254,7X - 3863,0	84
Agricultura	230,4 a	176,2 a	108,6	5,2	130,1	Y = -14,9X + 613,2	98
Média	79,3	148,7	87,5	1,9			

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna apresentam diferença entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Ao todo, houve ligeira variação no fluxo de N₂O em solos florestais. O solo da área florestal foi incubado em temperaturas entre 25°C e 40°C (Figura 3A). O fluxo de gás mais alto ocorreu entre o sétimo e o 11º dia de incubação a 35 °C, com um pico de produção de ~373 ng N₂O g⁻¹ dia⁻¹ em comparação com os fluxos quase indetectáveis nos outros dias de incubação. A produção de N₂O foi observada no solo da pastagem apenas a 30 °C e 35 °C (Figura 3B). Sob essas temperaturas, o fluxo de N₂O foi maior a 30°C comparado a 35°C. Em ambas as temperaturas de incubação, o fluxo começou no nono dia; entretanto, uma produção máxima foi observada no 19º dia a 30 °C, correspondendo a 1099 ng N₂O g⁻¹ de solo dia⁻¹. Quando o solo foi mantido a 35 °C, observamos aumentos de fluxo até o 15º dia, mantendo-se constante até o 19º dia. Em ambas as temperaturas, o fluxo diminui após o 19º dia de incubação. Nas incubações mantidas a 25°C e 40°C, os fluxos foram mínimos e permaneceram constantes durante toda a incubação. No solo de floresta, nenhum fluxo significativo de N₂O foi observado,

exceto a 35 °C (Figura 3C). No solo agrícola mantido a 25 °C, o fluxo de gás começou no terceiro dia, atingindo um pico no 13º dia (1135 ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹). Nessa temperatura, um segundo pico mais baixo é observado no 17º dia (981 ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹), com redução gradual até o final do período de incubação. Quando os solos agrícolas foram mantidos a 30 °C e 35 °C, a produção de N₂O atingiu o pico no primeiro terço do período de incubação e depois diminuiu gradualmente.

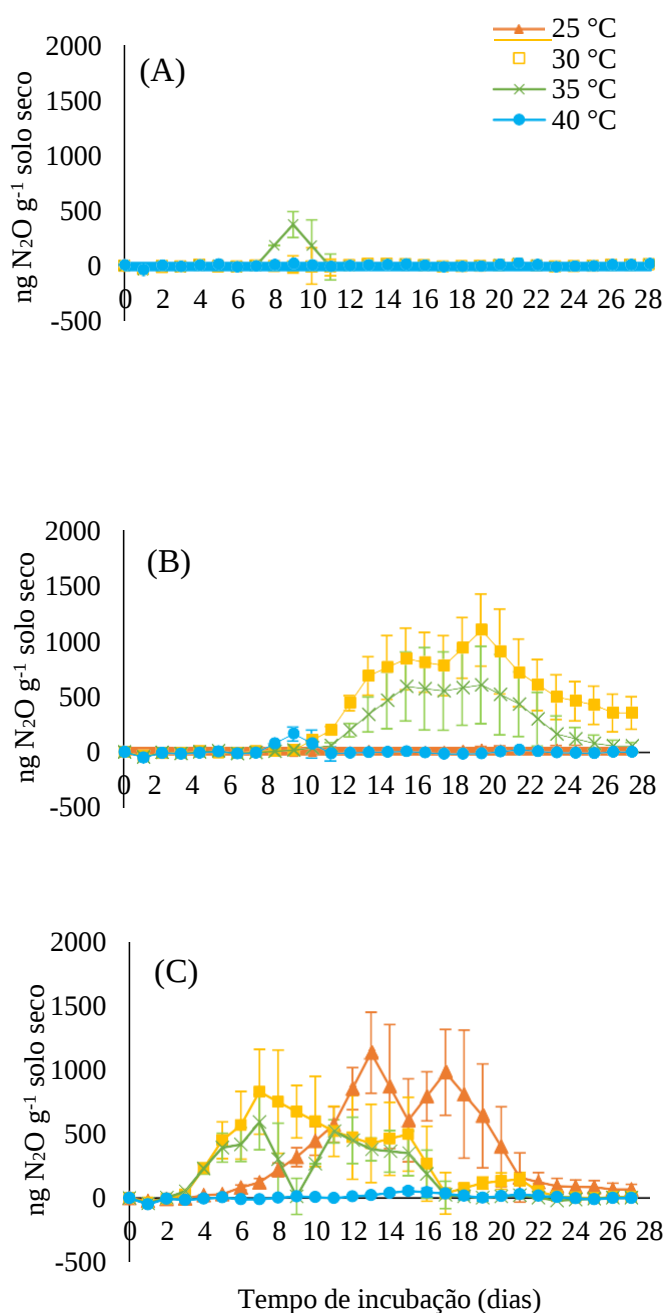


Figura 3. Fluxo de N₂O (ng N₂O g⁻¹ solo seco dia⁻¹) em diferentes usos da terra (A) floresta; (B) pasto; (C) agricultura na Amazônia brasileira, submetido a elevação da temperatura do solo.

3.3. Efeito da adição de nitrogênio no solo na emissão de N_2O

Foi encontrada uma interação significativa ($p < 0,01$) de uso da terra $\times$ nitrogênio no solo sobre a emissão total de N_2O . A adição de nitrogênio ao solo não afetou ($p > 0,05$) a emissão total de N_2O no solo florestal, que por sua vez não ultrapassou $36 \mu\text{g } N_2O \text{ g}^{-1}$ de solo seco. Um efeito linear crescente foi encontrado nas emissões totais de N_2O em solos de pastagens ($p < 0,01$) e agrícolas ($p < 0,01$) com a adição de nitrogênio. Com a adição de 90 kg N ha^{-1} , não foi observada diferença na emissão total de N_2O em nenhum dos diferentes usos do solo. No entanto, 180 e 270 kg N ha^{-1} exerceram efeito significativo na emissão de N_2O nos três solos ($p < 0,01$ para ambas as concentrações). Em ambas as concentrações de nitrogênio no solo, o solo florestal apresenta menor emissão de N_2O em comparação com pastagens e solo agrícola (Tabela 3).

Tabela 3. Emissão total de N_2O ($\mu\text{g } N_2O \text{ g}^{-1}$ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra, submetidos a adição de nitrogênio no solo.

Uso da terra	Nitrogênio no solo (kg N ha^{-1})				Média	Modelo de regressão	R^2
	0	90	180	270			
Floresta	4,8	7,4	12,0 b	35,8 b	15,0	$Y = 15,0$	-
Pastagem	20,4	67,8	215,4 a	323,2 a	156,7	$Y = 1,2X - 1,7$	97
Agricultura	15,6	36,6	196,2 a	263,4 a	127,9	$Y = 1,0X - 7,5$	93
Média	13,6	37,3	141,2	207,5			

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna apresentam diferença entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

No solo florestal, apenas o tratamento 270 kg N ha^{-1} alterou os fluxos de N_2O . Nesta concentração, o maior fluxo foi observado no 13º dia de incubação ($\sim 561 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1}$). Com os outros níveis de adição de nitrogênio, não há produção significativa de N_2O (Figura 4A). No solo da pastagem, observou-se aumento do fluxo de emissão de N_2O com a adição de nitrogênio (Figura 4B). Além disso, dois picos de N_2O foram observados no tratamento 270 kg N ha^{-1} , sendo o primeiro no 13º dia ($\sim 1581 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e o segundo no 17º dia ($\sim 1531 \text{ ng } N_2O \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Padrões de fluxo proporcional semelhantes são observados com as adições de 90 e 180 kg N ha^{-1} . Em ambas as adições de nitrogênio, o pico de emissão ocorreu no 13º dia de incubação, mesmo quando as emissões de N_2O iniciaram no 7º dia de incubação para os tratamentos 180 e 270 kg N ha^{-1} . Em solos onde não foi adicionado nitrogênio, a emissão de N_2O foi mínima. No solo agrícola, observou-se um aumento na magnitude do fluxo de N_2O com a adição de nitrogênio (Figura 4C). Os fluxos de N_2O dos tratamentos 180 e 270 kg N ha^{-1} iniciaram no 4º dia de incubação. Assim como no solo da pastagem, com adição proporcional a 270 kg N ha^{-1} , foram observados dois picos de emissão de N_2O , sendo o primeiro no 13º dia

($\sim 1112 \text{ ng N}_2\text{O g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e o segundo no o 17º dia ($\sim 1105 \text{ ng N}_2\text{O g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Após uma adição de 180 kg N ha^{-1} , o fluxo de N_2O é menos intenso e mais variável do que após 270 kg N ha^{-1} ; entretanto, a emissão máxima também ocorre no 13º dia de incubação. Quando 90 kg N ha^{-1} foram adicionados ao solo, o menor fluxo foi medido no 11º dia de incubação ($\sim 384 \text{ ng N}_2\text{O g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) em comparação com os demais tratamentos. Além disso, após o 14º dia, o fluxo permanece baixo até o final do período de incubação.

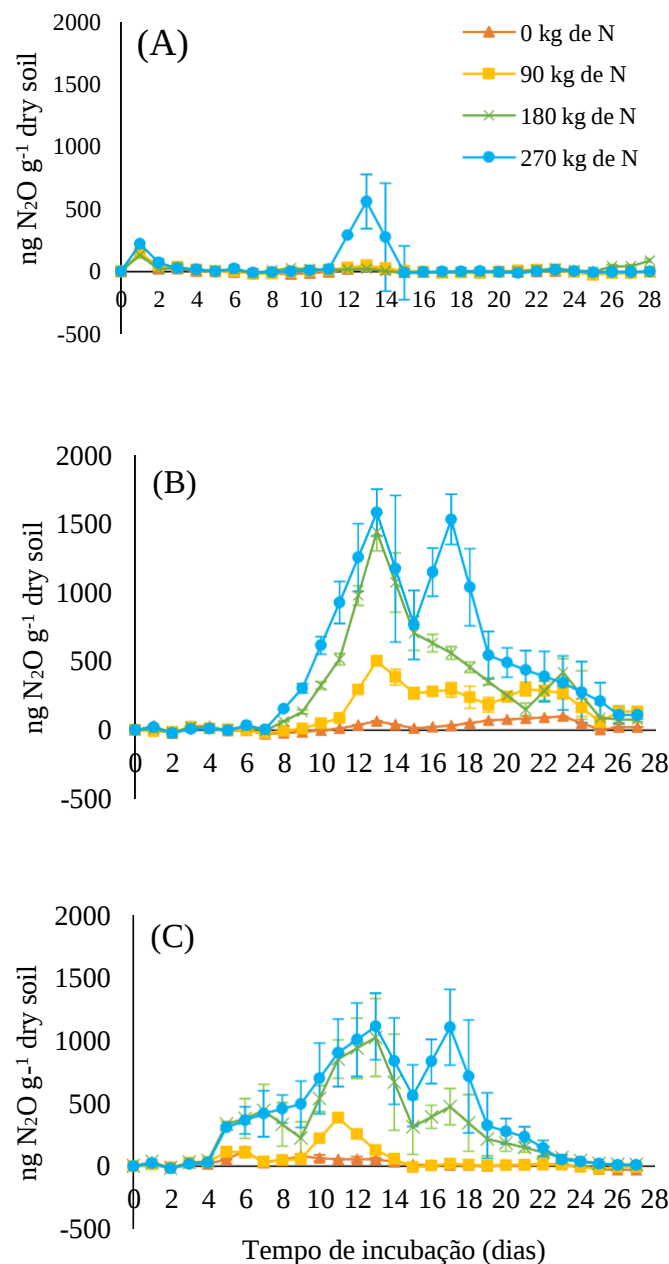


Figura 4. Fluxo de N_2O ($\text{ng N}_2\text{O g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em diferentes usos da terra (A) floresta; (B) pasto; (C) agricultura na Amazônia brasileira, submetido a adição de nitrogênio no solo.

3.4. Concentração de N-mineral

As concentrações médias de N-mineral nos solos de floresta tropical úmida, pastagem e agricultura antes e após o período de incubação são apresentadas na Tabela 4. O menor teor de amônio no solo foi observado na agricultura 0 e 90 kg N ha⁻¹ (7,50 mg N NH₄ kg⁻¹ solo seco) e o mais alto na floresta de tratamento 25 °C (30,0 mg N NH₄ kg⁻¹ solo seco). O menor teor de nitrato no solo foi encontrado no tratamento floresta (0,30 mg N NO₃ kg⁻¹ solo seco) e o maior no tratamento pastagem 180 kg N ha⁻¹ (12,5 mg N NO₃ kg⁻¹ solo seco).

Tabela 4. 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 incubações de temperatura e adição de nitrogênio.

	Uso da terra		
	Floresta	Pasto	Agricultura
Inicial			
Amônio	22,6	32,1	11,1
Nitrato	0,3	1,6	1,4
Incubação 1			
Amônio	38,4	28,7	17,7
Nitrato	0,6	2,4	2,4
Incubação 2			
Amônio 25 °C	30,0	22,5	18,0
Nitrato 25 °C	0,3	0,4	0,3
Amônio 30 °C	26,3	23,1	15,1
Nitrato 30 °C	0,3	0,5	0,3
Amônio 35 °C	25,3	27,1	14,8
Nitrato 35 °C	2,3	0,6	2,1
Amônio 40 °C	23,7	13,5	15,6
Nitrato 40 °C	1,4	1,5	1,5
Incubação 3			
Amônio 0 kg N	12,2	7,8	7,5
Nitrato 0 Kg N	2,3	8,3	6,9
Amônio 90 kg N	20,4	10,1	7,5
Nitrato 90 Kg N	2,4	11,8	14,2
Amônio 180 kg N	25,2	14,2	20,5
Nitrato 180 Kg N	1,9	12,5	7,1
Amônio 270 Kg N	43,4	26,1	37,3
Nitrato 270 Kg N	2,8	6,2	4,8

4. DISCUSSÃO

Os sistemas de uso do solo, bem como a sua gestão, são considerados um dos principais fatores que podem influenciar as emissões de gases de efeito estufa. Na Amazônia brasileira, especialmente no arco do desmatamento, as recentes mudanças no uso da terra avançaram com a supressão de áreas de floresta tropical úmida [4, 24, 25]. Em parte dessas áreas, a inserção de sistemas de produção agropecuária pode influenciar diretamente na emissão de gases de efeito estufa na atmosfera, como o N_2O [26, 27]. Portanto, os resultados obtidos no presente estudo contribuem para a compreensão da importância dessas mudanças.

4.1. *Efeito do Uso da Terra na Emissão de N_2O*

Em relação aos diferentes sistemas de uso da terra avaliados no presente trabalho, encontramos as maiores emissões de N_2O nos solos agrícolas (Figura 1). Essas altas emissões devem-se provavelmente à adubação nitrogenada utilizada nesta área. Em áreas agrícolas, como o cultivo de pimenta, a adubação e manutenção periódica da cultura aumenta o teor de amônio no solo e, conseqüentemente, a emissão de N_2O do sistema [26, 28]. Outro aspecto essencial é a presença de solo descoberto nas entrelinhas devido ao espaçamento entre plantas contribuindo para a emissão de N_2O , que neste estudo foi de 2×2 m no cultivo da pimenta. Outros estudos mostraram que milho e feijão causaram altas emissões de N_2O após a colheita, devido à falta de vegetação no final do cultivo [29]. As áreas de florestas tropicais úmidas são resilientes; ou seja, eles são capazes de restaurar as características originais após algum distúrbio, seja interno ou externo, por exemplo, o ecossistema florestal será menos afetado por variações de temperatura e precipitação que normalmente são o principal impulsionador da produção de N_2O [8, 30]. As características de resiliência conferem aos solos florestais a capacidade de reduzir as emissões de gases de efeito estufa [31], explicando os resultados observados. Os dados encontrados no presente estudo estão de acordo com a literatura, em que solos de florestas nativas da América do Sul apresentaram menor emissão de N_2O do que os de áreas agrícolas [14 -16].

Com relação aos solos de pastagem, as menores emissões de N_2O podem ser explicadas pela idade da pastagem, que foi de aproximadamente seis anos. A idade da pastagem após o estabelecimento é um fator que influencia a emissão de N_2O , em um momento que altera a taxa de desnitrificação do solo. Essas alterações tendem a aumentar em até 2,8 vezes o N_2O emitido e os solos de pastagens com mais de 10 anos de uso [32]. Além da idade do pasto, a baixa disponibilidade de nutrientes no solo explica a menor emissão de N_2O , já que a última adubação foi aplicada em 2016 com fosfato natural reativo e na ausência de nitrogênio [12, 33].

O N mineral presente no solo está diretamente relacionado ao N_2O [34]. Solos ácidos normalmente resultam em concentrações mais altas de $N-NH_4^+$ em comparação com $N-NO_3^-$, o que leva a maiores emissões de gases [6]. No Brasil, observamos diferentes condições edafoclimáticas, seja em ambientes tropicais ou subtropicais, mas a nitrificação ainda é a principal via de emissão de N_2O dos solos da Amazônia, em linha com diferentes condições edafoclimáticas observadas em ambientes tropicais ou subtropicais do Brasil [35, 36], Cerrado [37] e Mata Atlântica [38].

A concentração de N no solo influencia as emissões de N_2O , pois pode afetar diretamente a dinâmica microbiológica do solo [12, 26, 29, 32], principalmente a nitrificação e a desnitrificação [39]. Além desses fatores, a umidade e a temperatura do solo também causam alterações na proliferação desses microrganismos e, consequentemente, alterações no fluxo e nas emissões de N_2O . No presente estudo, os solos foram umedecidos apenas durante a incubação, o que justifica o início das atividades de emissão de gases no solo agrícola, a partir do 8º dia (Figura 2). Portanto, após a umidificação do solo e a adição de nitrogênio em ambiente com temperatura adequada, foram fornecidos umidade e substrato ideais para que as bactérias nitrificantes e desnitrificantes ativassem gradativamente a produção de N_2O [39]. Portanto, além das condições microbianas favoráveis, também é possível que a diversidade desses microrganismos esteja relacionada ao sistema de uso da terra e justifique os diferentes padrões de emissões de N_2O nos três solos estudados. Com base no que foi apresentado, é provável que algumas das condições ideais para a proliferação bacteriana não tenham sido atendidas nos solos de floresta e pastagem, explicando os baixos fluxos durante a incubação.

4.2. Efeitos da Temperatura na Emissão de N_2O

Os fenômenos ligados à emissão de N_2O em função da temperatura do solo são importantes, pois tais variações são cada vez mais frequentes devido às mudanças na temperatura ambiente decorrentes do aquecimento global [10, 40]. Portanto, a interação entre o sistema de uso da terra e a temperatura do solo na emissão de N_2O observada no presente estudo (Tabela 2) demonstra que este é um fator sensível e regulador, que atua de forma diferenciada na atividade de microrganismos em diferentes ecossistemas [12, 36, 41]. Além disso, é importante mencionar que a cobertura vegetal do sistema e a umidade do solo também influenciam na temperatura do solo [42], e consequentemente na emissão de N_2O . Portanto, as altas emissões de N_2O com temperatura de 35°C podem ser explicadas porque a nitrificação autotrófica ocorre na faixa de 15-35°C, que aumenta à medida que a temperatura aumenta [43, 44].

As menores emissões de N_2O em solos incubados a 40 °C podem ser explicadas pela alteração das reações no ciclo do nitrogênio e, conseqüentemente, das vias de nitrificação e desnitrificação que estão ligadas ao metabolismo microbiano no solo [45, 46]. Em temperaturas acima de 35°C, a ocorrência de uma maior despolimerização da matéria orgânica do solo é favorecida devido à atividade mais intensa de enzimas que produzem aminoácidos no solo [47] resultando em mineralização e indisponibilidade de N para emissão.

As maiores emissões de N_2O em solos agrícolas mantidos a 25 °C foram devidas a distúrbios nos ecossistemas agrícolas (aração, gradagem e fertilização), levando a mudanças mais sensíveis e rápidas na abundância e estrutura da comunidade microbiana. Além disso, pesquisas mostraram que há mudanças mais intensas no estoque de C e N orgânico nesse sistema de uso da terra e um aumento na atividade de microrganismos. Além disso, a aragem aumentou a aeração e a temperatura do solo, o que leva ao crescimento de microrganismos [48]. Essas variações induzem maiores emissões de N_2O do solo em comparação com pastagens e florestas [49]. No entanto, um aumento da temperatura do solo para 30°C pode levar a uma maior proliferação de microrganismos específicos que podem causar alterações na nitrificação [32]. No caso do solo de pastagem, isso explica o fato de a emissão de N_2O ter sido alta (270 $\mu g N_2O g^{-1}$ de solo seco) e semelhante à do solo agrícola quando incubado a 30 °C. Seguindo o mesmo raciocínio, em baixas temperaturas (25 °C), as emissões de N_2O em solos de pastagem foram baixas (8 $\mu g N_2O g^{-1}$ de solo seco) e não diferiram das emissões do solo florestal.

O único pico de emissão de N_2O que ocorreu nos solos florestais a 35 °C é provavelmente justificado pelos maiores valores de $N-NO_3^-$ (Figura 3A). Além disso, a resiliência da floresta permite que ela se adapte rapidamente às novas condições ambientais [8], resultando em fluxos de N_2O quase indetectáveis após o primeiro dia e outras temperaturas de incubação. O fluxo de emissão de N_2O em solos agrícolas mantidos a 25 ou 35°C iniciam a partir do primeiro e terceiro dia de incubação, provavelmente porque as condições para o início da atividade microbiana do solo foram ideais para o crescimento de microrganismos [39], não sendo observado nos demais sistemas. As emissões de N_2O no solo incubado a 30 e 35°C começaram primeiro em comparação com o solo incubado a 25°C, pois a comunidade microbiana é diversa e seu desenvolvimento depende da temperatura ideal para cada microrganismo [50].

4.3. Efeito da adição de nitrogênio ao solo na emissão de N_2O

A interação do sistema de uso da terra e a adição de nitrogênio ao solo na emissão de N_2O observada no presente estudo (Tabela 3) confirma seu papel regulador na emissão desse

gás, estando diretamente relacionado aos processos de nitrificação e desnitrificação de acordo com o ecossistema [6,12,33]. Além disso, o manejo de cultivo adotado nas áreas amostradas explica a emissão semelhante e mais intensa de N_2O de solos agrícolas e pastagens, equivalente a 180 e 270 kg de N ha^{-1} . Portanto, apesar do uso da pimenta-do-reino na área agrícola, a adubação é mais frequente do que nas pastagens; ou seja, a presença de animais em pastejo promove a deposição de fezes e urina, que por sua vez são fontes de N_2O [51]. Estudos relataram que a urina é a principal fonte de N_2O em áreas de pastagem, e a produção de gás foi potencializada pela umidade do solo, temperatura e N disponível [12, 20, 33, 52, 53]. Por outro lado, a resiliência característica dos solos florestais sob perturbação continua sendo considerada o principal fator responsável pela baixa emissão de N_2O , mesmo com a adição de nitrogênio [8].

A pequena variação observada no fluxo de N_2O em solos florestais com adição de nitrogênio também pode estar relacionada à resiliência do solo, capaz de resistir a variações edafoclimáticas adversas, fazendo com que o solo retorne às condições anteriores após sofrer perturbação, ou seja, após o desmatamento [8]. Sob cultivo, como pastagens ou áreas agrícolas, o aumento do nitrogênio no solo provoca alterações nos níveis de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$, modificando o fluxo de emissão de N_2O [54]. Portanto, isso ajuda a explicar os padrões de crescimento dos picos de emissão de N_2O no presente estudo à medida que aumenta a adição de nitrogênio ao pasto e à agricultura (Figura 4B,C). Se a umidade do solo e o carbono disponível não são os fatores limitantes, as variações na disponibilidade de nitrogênio no solo também podem induzir as emissões de N_2O [12, 28, 55].

5. CONCLUSÃO

- As emissões de óxido nitroso em solos de florestas tropicais úmidas são menores e não são afetadas pela temperatura e disponibilidade de nitrogênio no solo.
- Solos agrícolas emitem mais N_2O do que solos de florestas e pastagens na Amazônia brasileira.
- Quando submetidos a um aumento de temperatura de $35^{\circ}C$, pastagens e solos agrícolas na Amazônia aumentam as emissões de N_2O , reduzindo significativamente a produção em $40^{\circ}C$.
- A adição de nitrogênio ao solo aumenta a emissão de N_2O de pastagens e solos agrícolas na Amazônia brasileira.
- Os resultados deste estudo podem ser usados para modelagem de N_2O em função da temperatura e da adubação nitrogenada. Além disso, ajudar a desenvolver estratégias de mitigação do uso do solo.

6. REFERÊNCIAS

1. Gatti, L.V.; Basso, L.S.; Miller, J.B.; Gloor, M.; Domingues, L.G.; Cassol, H.L.G.; Tejada, G.; Aragon, L.E.O.C.; Nobre, C.; Peters, W.; et al. Amazon as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* **2020**, *595*, 388–408. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>.
2. Sonter, L.J.; Herrera, D.; Barrett, D.J.; Galford, G.L.; Moran, C.J.; Soares-Filho, B.S. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat. Comun.* **2017**, *8*, 1013. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>.
3. Hansen, M.C.; Potapov, P.V.; Hancher, M.; Turubanova, S.A.; Tykavina, A.; Thau, D.; Stehman, S.V.; Goetz, S.J.; Loveland, T.R.; Kommareddy, A.; et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* **2013**, *342*, 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.
4. Silva, F.F.; Fulginiti, L.E.; Perrin, R. The cost the forest preservation in the Brazilian Amazon: The “arc of deforestation”. *J. Agric. Resour. Econ.* **2019**, *44*, 497–512. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.292328>.
5. IPCC. Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Chapter 11*; International Panel on Climate Change (IPCC): Geneva, Switzerland, 2019; Volume 4.
6. Wang, Y.; Guo, J.; Vogt, R.D.; Mulder, J.; Wang, J.; Zang, X. Soil pH as the chief modifier for regional nitrous oxide emission: New evidence and implications for global estimates and mitigation. *Glob. Chang. Biol.* **2017**, *24*, e617–e626. <https://doi.org/10.1111/gcb.13966>.
7. Almeida, C.T.; Oliveira-Júnior, J.F.; Delgado, R.C.; Cubo, P.; Ramos, M.C. Spatiotemporal rainfall and temperature trends throughout the Brazilian Legal Amazon, 1973–2013. *Int. J. Climatol.* **2017**, *37*, 2013–2026. <https://doi.org/10.1002/joc.4831>.
8. Ghazoul, J.; Burivalova, Z.; Garcia-Ulloa, J.; King, L.A. Conceptualizing forest degradation. *Trends Ecol. Evol.* **2015**, *30*, 622–632. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.001>.
9. Sun, L.; Sang, C.; Wang, C.; Fan, Z.; Peng, B.; Jiang, P.; Xia, Z. N₂O production in the organic and mineral horizons of soil had different responses to increasing temperature. *J. Soils Sediments* **2019**, *19*, 3499–3511. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02316-4>.
10. Cardoso, A.S.; Junqueira, J.B.; Reis, R.A.; Ruggieri, A.C. How do greenhouse gas emissions vary with biofertilizer type and soil temperature and moisture in a tropical grassland? *Pedosphere* **2020**, *30*, 607–617. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60025-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60025-X).
11. Lai, T.V.; Farquharson, R.; Denton, M.D. High soil temperatures alter the rates of nitrification, denitrification and associated emissions of N₂O. *J. Soils Sediments* **2019**, *19*, 2176–2189. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-02238-7>.
12. Raposo, E.; Brito, L.F.; Januszkiewicz, E.R.; Oliveira, L.F.; Versuti, J.; Assumpção, F.M.; Cardoso, A.S.; Siniscalchi, D.; Delevaatti, L.M.; Malheiros, E.B.; et al. Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected by nitrogen fertilizer management. *Agron. J.* **2020**, *112*, 4666–4680. <https://doi.org/10.1002/agj2.20385>.
13. Zhang, M.; Wang, W.; Wang, D.; Heenan, M.; Xu, Z. Short-term responses of soil nitrogen mineralization, nitrification and denitrification to prescribed burning in a suburban forest ecosystem of subtropical Australia. *Sci. Total Environ.* **2018**, *642*, 879–886. [doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.144](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.144).
14. Figueiredo, C.C.; Oliveira, A.D.; Santos, I.L.; Ferreira, E.A.B.; Malaquias, J.V.; Sá, M.A.C.; Carvalho, A.M.; Santos-Júnior, J.D.G. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. *Sci. Total Environ.* **2018**, *618*, 1572–1582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.333>.
15. Ribeiro, K.; Sousa Neto, E.R.; Carvalho Junior, J.A.; Lima, J.R.S.; Menezes, R.S.C.; Duarte Neto, P.J.; Guerra, G.S.; Ometto, J.P.H.B. Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. *Sci. Total Environ.* **2016**, *571*, 1048–1057. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.095>.

16. Alvarez, C.; Costantini, A.; Alavres, C.R.; Alves, B.J.R.; Jantalia, C.P.; Martelloto, E.; Urquiaga, S. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2012**, *94*, 209–220. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9534-9>.
17. Verchot, L.V.; Davidson, E.A.; Cattânio, J.H.; Ackerman, I.L.; Erickson, H.E.; Keller, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochem. Cycles* **1999**, *13*, 31–46. <https://doi.org/10.1029/1998GB900019>.
18. Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* **2013**, *22*, 711–728. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9534-9>.
19. USDA. *Soil Survey Manual*, 18th ed.; USDA-United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA, 2017.
20. Cardoso, A.S.; Quintana, B.G.; Januszkiewicz, E.R.; Brito, L.F.; Morgado, E.S.; Reis, R.A.; Ruggieri, A.C. N₂O emissions from urine-treated tropical soil: Effects of soil moisture and compaction, urine composition, and dung addition. *Catena* **2017**, *157*, 325–332. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.036>.
21. Moraghan, J.T.; Buresh, R.J. Chemical reduction of nitrite and nitrous oxide by ferrous iron. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **1977**, *41*, 47–50. <https://doi.org/10.2136/sssaj1977.03615995004100010017x>.
22. Forster, J.C. Soil nitrogen. In *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, 1st ed.; Alef, K., Nannipieri, P., Eds.; Academic press: London, UK, 1995; pp. 79–87.
23. Doane, T.A.; Horwath, W.R. Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. *Anal. Lett.* **2003**, *36*, 2713–2722. <https://doi.org/10.1081/AL-120024647>.
24. Marengo, J.A.; Souza Jr, C.M.; Thonicke, K.; Burton, C.; Halladay, K.; Betts, R.A.; Alves, L.A.; Soares, W.R. Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends. *Front. Earth Sci.* **2018**, *6*, 228. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>.
25. Castle, L.; Macedo, M. Large-scale degradation of Amazonian fresh water Ecosystem. *Glob. Chang. Biol.* **2016**, *22*, 990–1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>.
26. Huddell, A.; Neil, C.; Santos, L.M.; Cerri, C.E.P.; Menge, D. Nitric and nitrous oxide fluxes from intensifying crop agriculture in the seasonally dry tropical Amazon–Cerrado border region. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2021**, *4*, e20169. <https://doi.org/10.1002/agg2.20169>.
27. Sapkota, T.K.; Khanam, F.; Mathivanan, G.P.; Vetter, S.; Hussain, S.G.; Pilat, A.L.; Shahrin, S.; Hossain, M.K.; Sarker; Krupnik, T. Quantifying opportunities for greenhouse gas emissions mitigation using big data from smallholder crop and livestock farmers across Bangladesh. *Sci. Total Environ.* **2021**, *786*, 147344. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147344>.
28. Lyianage, A.; Grace, P.R.; Scheer, C.; Pink, D.; Ranwala, S.; Rowlings, D.W. Carbon limits non-linear response of nitrous oxide (N₂O) to increasing N inputs in a highly-weathered tropical soil in Sri Lanka. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2020**, *292*, 106808. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106808>.
29. Wachiye, S.; Merbold, L.; Vesala, T.; Rime, J.; Rasanen, M.; Laitner, S.; Pellikka, P. Soil greenhouse gas emissions under different land-use types in savanna ecosystems of Kenya. *Biogeosciences* **2020**, *17*, 2149–2167. <https://doi.org/10.5194/bg-17-2149-2020>.
30. Albirich, K.; Rammer, W.; Turner, M.G.; Ratajczak, Z.; Braziunas, K.H.; Hansen, W.D.; Seidl, R. Simulating forest resilience: A review. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2020**, *29*, 2082–2096. <https://doi.org/10.1111/geb.13197>.
31. Peri, P.L.; López, D.R.; Rusch, V.; Rusch, G.; Rosas, Y.M.; Pastur, G.M. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): Linking ecosystem services, thresholds and resilience. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* **2017**, *13*, 105–118. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1304995>.

32. Meurer, K.H.E.; Franko, U.; Stange, C.F.; Rosa, J.D.; Madari, B.E.; Jungkunst, H.F. Direct nitrous oxide (N₂O) fluxes from soils under different land use in Brazil—A critical review. *Environ. Res. Lett.* **2016**, *11*, 023001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/2/023001>.
33. Corrêa, D.C.C.; Cardoso, A.S.; Ferreira, M.R.; Siniscalchi, D.; Toniello, A.D.; Lima, G.C.; Reis, R.A.; Ruggieri, A.C. Are CH₄, CO₂, and N₂O emissions from soil affected by the sources and doses of nitrogen in warm-season pasture? *Atmosphere* **2021**, *12*, 697. <https://doi.org/10.3390/atmos12060697>.
34. Sato, J.H.; Carvalho, A.M.; Figueiredo, C.C.; Coser, T.R.; Sousa, T.T.; Vilela, L.; Marchão, R.L. Nitrous oxide fluxes in a Brazilian clayey oxisol after 24 years of integrated crop-livestock management. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2017**, *108*, 55–68. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9822-5>.
35. Abalos, M.; Orbe, C.; Kinnison, D.E.; Plummer, D.; Oman, L.D.; Jockel, P.; Morgenstern, O.; Garcia, R.R.; Zeng, G.; Stone, K.A.; et al. Future trends in stratosphere-to-troposphere transport in CCM1 models. *Atmos. Chem. Phys.* **2020**, *20*, 6883–6901. <https://doi.org/10.5194/acp-20-6883-2020>.
36. Mazzetto, A.M.; Barneze, A.S.; Feigl, B.J.; Van Groeningen, J.W.; Oenema, O.; Cerri, C.C. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. *Soil Biol. Biochem.* **2014**, *76*, 242–248. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.05.026>.
37. Cardoso, A.S.; Brito, L.F.; Januszkiewicz, E.R.; Morgado, E.S.; Barbero, R.P.; Korckeck, J.F.W.; Reis, R.A.; Ruggieri, A.C. Impact of grazing intensity and seasons on greenhouse gas emissions in tropical grassland. *Ecosystems* **2016**, *20*, 845–859. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0065-0>.
38. Jantalia, C.P.; Santos, H.P.; Urquiaga, S.; Boddey, R.M.; Alves, B.J.R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2008**, *82*, 161–173. <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9178-y>.
39. Wu, D.; Dong, W.; Oenema, O.; Wan, G.Y.; Trebs, I.; Hu, C. N₂O consumption by low-nitrogen soil and its regulation by water and oxygen. *Soil Biol. Biochem.* **2017**, *60*, 165–172. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.028>.
40. Ri, X.; Prentice, C.; Spahni, R.; Niu, H.S. Modelling terrestrial nitrous oxide emissions and implications of climate feedback. *New Phytol.* **2012**, *196*, 472–488. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04269.x>.
41. Cui, P.; Fan, F.; Yin, C.; Song, A.; Huang, P.; Tang, Y.; Zhu, P.; Peng, C.; Li, T.; Wakelin, S.A.; et al. Long-term organic and inorganic fertilization alters temperature sensitivity of potential N₂O emissions and associated microbes. *Soil Biol. Biochem.* **2016**, *93*, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.005>.
42. Parra, J.L.; Pulido, M.; Fondón, C.L.; Schnabel, S. How do soil moisture and vegetation cover influence soil temperature in drylands of Mediterranean regions? *Water* **2018**, *10*, 1747. <https://doi.org/10.3390/w10121747>.
43. Zhang, Y.; Wang, J.; Dai, S.; Sun, Y.; Chen, J.; Cai, Z.; Zhang, J.; Muller, C. Temperature effects on N₂O production pathways in temperate forest soils. *Sci. Total Environ.* **2019**, *691*, 1127–1136. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.208>.
44. Taylor, A.; Giguere, A.; Zoebelin, C.; Myrold, D.D.; Bottomley, P.J. Modeling of soil nitrification responses to temperature reveals thermodynamic differences between ammonia-oxidizing activity of archaea and bacteria. *ISME J.* **2017**, *11*, 896–908. <https://doi.org/10.1038/ismej.2016.179>.
45. Grant, R.F.; Pattey, E. Temperature sensitivity of N₂O emissions from fertilized agricultural soils: Mathematical modeling in ecosystems. *Glob. Biogeochem. Cycles* **2008**, *22*, GB4019. <https://doi.org/10.1029/2008GB00327>.
46. Dai, Z.; Yu, M.; Chen, H.; Zhtu, H.; Huang, Y.; Su, W.; Xia, F.; Chang, S.; 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. *Glob. Chang. Biol.* **2020**, *26*, 5267–5276. <https://doi.org/10.1111/gcb.15211>.
47. Guntinãs, M.E.; Leirós, M.C.; Trasar-Cepeda, C.; Sotes, F.G. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *Eur. J. Soil Biol.* **2012**, *48*, 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.07.015>.
 48. Zinn, Y.L.; Marrenjo, G.J.; Silva, C.A. Soil C:N ratios are unresponsive to land use change in Brazil: A comparative analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2018**, *255*, 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.019>.
 49. Krauss, M.; Ruser, R.; Müller, T.; Hansen, S.; Mader, P.; Gattinger, A. Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stock in an organic grass-clover ley-winter wheat cropping sequence. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2017**, *239*, 324–333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.029>.
 50. Borowik, A.; Wyszowska, J. Soil moisture as a factor affecting the microbiological and biochemical activity of soil. *Plant Soil Environ.* **2016**, *62*, 250–255. <https://doi.org/10.17221/158/2016-PSE>.
 51. Klein, C.A.M.; Weerden, T.J.C.D.; Lo, J.; Cameron, K.C.; Di, H.J. A review of plant options for mitigating nitrous oxide emissions from pasture-based systems. *N. Z. J. Agric. Res.* **2020**, *63*, 29–43. <https://doi.org/10.1080/00288233.2019.1614073>.
 52. Lessa, A.C.R.; Madari, B.; Walls, D.S.; Boddey, R.M.; Urquiaga, S.; Jantalia, C.P.; Alves, B.J.R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2014**, *190*, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.010>.
 53. Cardoso, A.S.; Oliveira, S.C.; Januszkiewicz, E.R.; Brito, L.F.; Morgado, E.S.; Reis, R.A.; Ruggieri, A.C. Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. *Soil and Tillage Res.* **2019**, *194*, 104341. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104341>.
 54. Signor, D.; Cerri, C.E.P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: A review. *Pesq. Agropec. Trop.* **2013**, *43*, 322–338. <https://doi.org/10.1590/S1983-40632013000300014>.
 55. Xie, B.; Gu, J.; Yu, J.; Han, G.; Zheng, X.; Xu, Y.; Lin, H. Effects of N fertilizer on soil N₂O emissions and CH₄ uptake: A two-year study in an apple orchard in eastern China. *Atmosphere* **2017**, *8*, 181–193. <https://doi.org/10.3390/atmos8100181>.

CAPÍTULO 3: A EMISSÃO DE GÁS METANO É AFETADA PELA MUDANÇA DE USO DA TERRA

RESUMO

A emissão de metano (CH_4) do solo aumenta de acordo com as alterações realizadas em solos florestais e fatores edafoclimáticos adversos. O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos do uso da terra, temperatura e aplicação de nitrogênio nas emissões de CH_4 em solos da Amazônia. Para isso, foram realizadas três incubações em delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições, para quantificar as emissões de CH_4 : (i) três diferentes usos da terra (floresta nativa, pastagem e agricultura); (ii) diferentes temperaturas (25; 30; 35, ou 40 °C); e (iii) diferentes adições de nitrogênio no solo (0; 90; 180, ou 270 kg de N ha^{-1}). Foi observado que as maiores emissões acontecem em solos de pastagem, com valores de 470 μg de $\text{CH}_4 \text{ g}^{-1}$ de solo seco, enquanto solos de floresta e agricultura sofrem efeitos de oxidação do metano. A temperatura é um fator que contribui para as emissões do CH_4 , sendo observado que temperaturas acima de 30 °C tendem a reduzir as emissões do gás, nos sistemas estudados. A adubação nitrogenada em solos de pastagem resulta na redução do CH_4 emitido conforme a dose é aumentada, uma vez que a uréia, um adubo amonificado foi utilizado como fonte. Solos de pastagem tendem a emitir maiores concentrações de CH_4 para a atmosfera, porém, é possível reduzir essas emissões a partir do manejo empregado no pasto.

Palavras-chave: Amazônia; emissão de CH_4 ; mudança de uso da terra; nitrogênio; temperatura

CHAPTER 3: METHANE GAS EMISSION IS AFFECTED BY LAND USE CHANGE

ABSTRACT

The emission of methane (CH₄) increases according to changes made in forest soils and adverse edaphoclimatic factors. The aim of this study was to evaluate the effects of land use, temperature and nitrogen doses on CH₄ emissions in soils in the Amazon. The objective of this study was to evaluate the effects of land use, temperature, and nitrogen on CH₄ emissions in soils in the Amazon. For this, three treatments randomized, with five repetitions were incubated out to quantify CH₄ emissions: (i) three different land uses (wet rainforest, pasture, and agriculture); (ii) different temperatures (25; 30; 35, and 40 °C); and (iii) different nitrogen additions to the soil (0; 90; 180, and 270 kg of N ha⁻¹). It was observed that the highest emissions happened in pasture soils, with values of 470 µg of CH₄ g⁻¹ of dry soil, while forest and agricultural soils suffer the effects of methane oxidation. Temperature is a factor that contributes to CH₄ emissions, and it is observed that temperatures above 30 °C tend to reduce gas emissions in the studied systems. Nitrogen fertilization in pasture soils result on reduction of CH₄ emission as the dose is increased, since urea, an ammonified fertilizer, was used as a source. Pasture soils tend to emit higher concentrations of CH₄ into the atmosphere, however, it is possible to reduce these emissions using pasture management strategies.

Keywords: Amazon; CH₄ emission; land use change; nitrogen; temperature

1. INTRODUÇÃO

A floresta amazônica é considerada um dos mais importantes reservatórios de biodiversidade da Terra (Heckenberger et al., 2007), fornecendo diversos serviços ecossistêmicos para a humanidade, como ciclagem de água e nutrientes, regulação climática e armazenamento de carbono (Carvalho et al., 2017; Córdoba et al., 2019). Diversos fatores vêm mostrando a expansão do desmatamento e mudança de uso da terra na Amazônia, como o uso de mais áreas para fins agropecuários, exploração madeireira, garimpo, queimadas e o aumento populacional da região, que vem aumentando desde a década de 70 (Fearnside, 2017; Paiva et al., 2020; Gay; Sánches, 2019; Souza et al., 2022).. A maneira a qual o homem interfere na natureza provoca diversas alterações na superfície terrestre, logo, à medida que as mudanças se intensificam é preciso ter maior atenção para com o meio ambiente. É estabelecido que solos da bacia amazônica são sumidouros de metano (CH_4), uma vez que os solos da região possuem alto teor de umidade, porém, as mudanças de uso da terra que vem ocorrendo acabam convertendo essas áreas à fontes de CH_4 , devido os impactos provocados nas comunidades bacterianas do solo (Steudler et al., 1996; Fernandes et al., 2002; Meyer et al., 2017), que irão alterar a ciclagem de nutrientes e consequentemente a emissão de gases do efeito estufa, como o CH_4 (Khan et al., 2019; Garcia-Montiel et al., 2019).

A temperatura do solo é conhecida por ser uma variável chave que influencia a emissão de gases do efeito estufa, uma vez que ela regula o crescimento e atividade microbiana no solo, além de influenciar a disponibilidade de O_2 , a porosidade e o conteúdo de água no solo (Preuss et al., 2013; Cardoso et al., 2020). Estudos anteriores em regiões de área temperada, verificaram que a elevação da temperatura do ambiente potencializa a emissão de CH_4 para a atmosfera, devido a maior eficiência de microrganismos metanotróficos presentes no solo (Liikanen et al., 2002; Zheng et al., 2018).

A presença de nitrogênio no solo tem efeito direto na emissão de CH_4 para atmosfera, uma vez que acelera o processo de senescência e morte dos tecidos da planta, a taxa de perfilhamento, aumentando assim a camada de serapilheira presente nas área e a cobertura vegetal, acelerando o consumo dos microrganismos metanotróficos (Nayak et al., 2007; Bin-Feng et al., 2016). Entretanto, a fonte de adubo nitrogenado pode promover altas oscilações nos fluxos de CH_4 logo após sua aplicação (Zanatta et al., 2010), correlacionando-se principalmente com o conteúdo de N-mineral do solo, devido ao efeito inibitório do N-NH_4^+ no processo de metanotrofia, responsável pela oxidação do CH_4 no solo (Hütsch, 2001).

Diversos estudos vêm abordando a temática de mudanças de uso da terra no Brasil, porém, em sua maioria os estudos acontecem em regiões que não a Amazônia. Metay et al. (2017) e Carvalho et al. (2014) estudaram as emissões de CH₄ em solos do cerrado, enquanto Ribeiro et al. (2016) realizaram análises na caatinga e Mordernel et al. (2016) realizaram estudos nos pampas. Diferenças físicas e químicas do solo podem modificar a emissão dos gases no bioma amazônico, fazendo-se necessário estudos na região para compreender como ocorre a emissão em diferentes ecossistemas, para buscar estratégias de mitigação de CH₄ para essas áreas.

Neste estudo, foram testadas as hipóteses de que a mudança de áreas de floresta para áreas de agropecuária aumentam a emissão de CH₄ para a atmosfera, que a elevação de temperatura altera o fluxo de metano do solo, e que quanto maior a adição de nitrogênio no solo, maior será a emissão do gás. Com isso, foi realizado coletas de solo em áreas de floresta, pastagem e agricultura localizadas na região Amazônica, a fim de avaliar as emissões de CH₄ nos solos a partir de 1) diferentes formas de uso da terra, 2) elevação da temperatura do solo e 3) elevação da disponibilidade de nitrogênio no solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização e características do solo

Para condução das incubações foram selecionadas áreas de características de solo semelhantes no município de Nova Esperança do Piriá, Pará, Brasil (2°15'47'' S, 46°58'41'' O; altitude 73 m). O solo foi coletado a uma profundidade de 20 cm em três sistemas de uso da terra (floresta nativa, pastagem e agricultura), distantes entre si a um raio de aproximadamente dois quilômetros. As características dos solos podem ser conferidas na Tabela 1. As incubações foram conduzidas no laboratório de forragicultura da Universidade Estadual de São Paulo “Júlio de Mesquita Filho” campus de Jaboticabal, São Paulo, Brasil.

Tabela 1: Características químicas do solo utilizados no experimento

Uso da terra	<u>pH</u> CaCl ₂	<u>MO</u> g dm ⁻³	<u>P *</u> mg dm ⁻³	<u>Ca</u> -----	<u>Mg</u> mmol _c	<u>K</u> dm ⁻³	<u>Al</u> -----	<u>H</u>	%V	<u>Areia</u> %	<u>Silte</u>	<u>Argila</u>
Floresta	4,3	23	10	4	2	0,3	14	38	10	67	11	22
Pastagem	4,8	10	1	12	4	1,0	0	23	42	81	4	15
Agricultura	4,7	13	11	17	5	0,5	1	26	46	78	5	17

Fonte: EMBRAPA

Os sistemas foram escolhidos com base em diagnóstico realizado no município de Nova Esperança do Piriá (PA), visto que a economia da região gira em torno da produção de pimenta do reino. Quanto ao sistema de pastagem, é uma região que pouco investe em intensificação do sistema. A área de floresta nativa é correspondente a uma referência do ecossistema original da região. A pastagem utilizada para coleta de solo foi formada em 2007 após processo de queimada, com implantação de gramínea da espécie *Urochloa brizantha* cv. Marandu. Anualmente é feito um processo de roçagem para retirada de plantas invasoras, o sistema de produção é extensivo com produção de bovinos em sistema de lotação contínuo com taxa de lotação variada, com sua última adubação realizada no ano de 2018 com fosfato natural reativo à uma dose de 90 kg de P₂O₅ ha⁻¹. A área correspondente a agricultura possui cultivo de pimenta do reino (*Piper nigrum*), e foi aberta em 2012 por meio de queimada. O plantio atual possui cinco anos e está no terceiro ciclo de coleta. No momento da coleta, a cultura estava no quinto ano de cultivo e era adubada anualmente com 130, 80 e 200 kg ha⁻¹ de nitrogênio, fósforo (P₂O₅) e potássio (KCl), respectivamente.

As amostras de solo coletadas foram secas ao ar por 72 horas, homogeneizado e macerado com uso de rolo para quebra de torrões.

2.2. *Desenho experimental*

Para determinar as emissões e fluxo de CH₄ em cada sistema de uso da terra e suas interações com a elevação de temperatura e input de nitrogênio no solo, três incubações foram conduzidas.

a) Incubação 1

Foi realizado um delineamento inteiramente casualizado, consistindo de três tratamentos, correspondentes ao uso da terra (mata, pastagem e agricultura) com cinco repetições, totalizando 15 unidades experimentais.

b) Incubação 2

Foi realizado um experimento em esquema fatorial 3 × 4 com delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições cada, totalizando 60 unidades experimentais. O primeiro fator foi o uso da terra (floresta nativa, pastagem e agricultura) e o segundo fator foi a elevação da temperatura do solo (25, 30, 35 e 40 °C).

c) Incubação 3

Um experimento em esquema fatorial 3 × 4 foi realizado em delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições cada, totalizando 60 unidades experimentais. Testou-se o efeito de diferentes sistemas uso da terra (floresta nativa, pastagem e agricultura) e a aplicação de nitrogênio (N) no solo (0, 90, 180 e 270 kg de N ha⁻¹).

2.3. *Preparação dos tratamentos*

O estudo foi conduzido em condições controladas: umidade do solo foi mantida em 33% da capacidade de retenção de água na floresta nativa, pastagem e agricultura, respectivamente. Nas incubações em que o efeito da temperatura não foi testado nos tratamentos, foi mantida em 25,0 ± 1,0 °C. Na incubação 1 e 2, foi realizada uma adição de 50 kg de N ha⁻¹ em cada solo na forma de solução líquida, para estimular a população microbiana do solo (na incubação 3, a adição de N foi um fator avaliado).

Em cada frasco (500 mL) foi adicionado 100 g de solo seco e adicionado à solução de ureia de acordo com a umidade de cada solo. Semanalmente era feita a pesagem dos frascos para realizar a correção da umidade do solo.

a) Tratamento de elevação de temperatura do solo

Estufas com circulação forçada de ar foram mantidas a temperatura constante, correspondendo aos valores definidos, os frascos foram mantidos nas temperaturas de 25, 30, 35 e 40 °C, sendo retirados apenas para coleta do gás.

b) Tratamento de input de N no solo

Durante o preparo das soluções de ureia, foram preparadas soluções com as concentrações de N pré-definidas (0, 90, 180 e 270 kg de N ha⁻¹). Para o tratamento de 0 kg de N ha⁻¹ apenas água foi adicionada aos frascos, de modo a ser mantida a umidade desejada.

2.4. Medição de CH₄ e análise do solo

Para quantificar as emissões de CH₄, foi utilizada a técnica da câmara estática fechada, constituídas por 400 mL de espaço livre. A rotina de amostragem foi entre 9h e 10h, conforme realizado por Cardoso et al. (2017). O fluxo de CH₄ foi medido ao longo de 25 dias para a incubação 1 e 28 dias de incubação nas incubações 2 e 3. As coletas foram realizadas, diariamente durante a primeira semana e a cada dois dias até o fim do período de incubação.

A produção de CH₄ foi determinada fechando a tampa do frasco por 30 min e quantificando a mudança na concentração do espaço livre. Amostras de ar foram coletadas, com seringas de polipropileno de 50 mL, ao final (T₃₀) do período de incubação. Amostras de gás ambiente (T₀) também foram coletadas para medir a concentração inicial de CH₄ em cinco câmaras antes de serem tampadas. A cada coleta era feito a troca das câmaras onde foi realizada a coleta das amostras iniciais.

As amostras de gás foram transferidas para frascos pré-evacuadas de 20 mL (frascos Shimadzu), para análise quantitativa usando cromatografia gasosa (Shimadzu Green House Gas Analyzer GC-2014; Kyoto, Japão) para medição de CH₄ nas seguintes condições: injetor 250 °C, coluna a 80 °C, gás de arraste N₂ (30 mL min⁻¹) e detector de ionização de chama (FID) a 280 °C.

O fluxo de CH₄ (μg CH₄ m⁻² h⁻¹) foi calculado a partir da mudança de concentração durante o período de amostragem com base na suposição de que houve aumento linear na concentração de CH₄ usando a seguinte expressão:

$$CH_{4\text{fluxo}} = P/RT \times V/A \times \Delta C/\Delta t$$

Onde, P é a pressão do ar no local de amostragem, R denota a constante do gás, T é a temperatura dentro dos frascos, V é o volume dos frascos, A é a área da superfície do solo de amostragem e $\Delta C/\Delta t$ é a inclinação linear da mudança de concentração durante o período de amostragem.

O fluxo diário foi plotado ao longo do tempo para obtenção das emissões acumulativas, utilizando interpolação linear entre os dias de amostragem, integrando assim os dados. Para obter o fluxo de CH₄ induzido pela aplicação dos tratamentos, as emissões acumulativas foram subtraídas do gás ambiente coletado no dia.

O teor de N mineral do solo foi medido no final do período de incubação após a extração com KCl 2 M e análise colorimétrica para determinar o teor de amônio (Foster, 1995) e nitrato (Doane; Horwath, 2003).

2.5. *Análise estatística*

Todos os dados foram analisados quanto à normalidade e homogeneidade de variância seguindo os testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Nos três testes de incubação, foi realizada análise de variância (ANOVA). Quando significativa para uso do solo, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, considerando $p < 0,05$ como diferença significativa. Quando foi observada diferença por ANOVA para variação de temperatura e nitrogênio, foi realizado ajuste de regressão para identificar o efeito dos tratamentos. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa estatístico R (versão 4.0.2; R Core Team, 2014).

3. RESULTADOS

3.1. Concentração de N-mineral

O menor teor de amônio no solo foi observado no solo onde se praticou a agricultura 0 e 90 kg N ha⁻¹ (7,50 mg N NH₄ kg⁻¹ solo seco) e o mais alto na floresta de tratamento de temperatura de 25 °C (30,0 mg N NH₄ kg⁻¹ solo seco). O menor teor de nitrato no solo foi encontrado no tratamento floresta (0,30 mg N NO₃ kg⁻¹ solo seco) e o maior no tratamento pastagem 180 kg N ha⁻¹ (12,5 mg N NO₃ 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 incubações de temperatura e adição de nitrogênio.

	Uso da terra		
	Floresta	Pasto	Agricultura
Inicial			
Amônio	22,6	32,1	11,1
Nitrato	0,3	1,6	1,4
Incubação 1			
Amônio	38,4	28,7	17,7
Nitrato	0,6	2,4	2,4
Incubação 2			
Amônio 25 °C	30,0	22,5	18,0
Nitrato 25 °C	0,3	0,4	0,3
Amônio 30 °C	26,3	23,1	15,1
Nitrato 30 °C	0,3	0,5	0,3
Amônio 35 °C	25,3	27,1	14,8
Nitrato 35 °C	2,3	0,6	2,1
Amônio 40 °C	23,7	13,5	15,6
Nitrato 40 °C	1,4	1,5	1,5
Incubação 3			
Amônio 0 kg N	12,2	7,8	7,5
Nitrato 0 Kg N	2,3	8,3	6,9
Amônio 90 kg N	20,4	10,1	7,5
Nitrato 90 Kg N	2,4	11,8	14,2
Amônio 180 kg N	25,2	14,2	20,5
Nitrato 180 Kg N	1,9	12,5	7,1
Amônio 270 Kg N	43,4	26,1	37,3
Nitrato 270 Kg N	2,8	6,2	4,8

3.2. Efeitos do uso da terra nas emissões de CH₄

Ao avaliar o efeito do uso da terra foram observadas maiores emissões totais de CH₄ (p < 0,001) no solo de pastagem (470 µg CH₄ g⁻¹ de solo seco; Figura 1) em relação aos solos dos outros dois sistemas. Em contraste, ocorreu processo de oxidação do CH₄ em solos de floresta

tropical úmida ($-303 \mu\text{g CH}_4 \text{ g}^{-1}$ solo seco) e agricultura ($-267 \mu\text{g CH}_4 \text{ g}^{-1}$ de solo seco) foram que não diferiram ($p > 0,05$) entre eles, por isso os valores foram negativos. Ao longo dos 25 dias de incubação, as maiores produções de metano ocorreram entre os dias 2 e 3, em solos de pastagem, variando entre 263 e $275 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ solo seco dia^{-1} . Após esse período, as emissões mantiveram-se nulas até o fim do período experimental. As emissões de CH_4 em solos de florestas e agricultura resultam em um fluxo quase indetectável ao longo dos 25 dias de incubação (Figura 2).

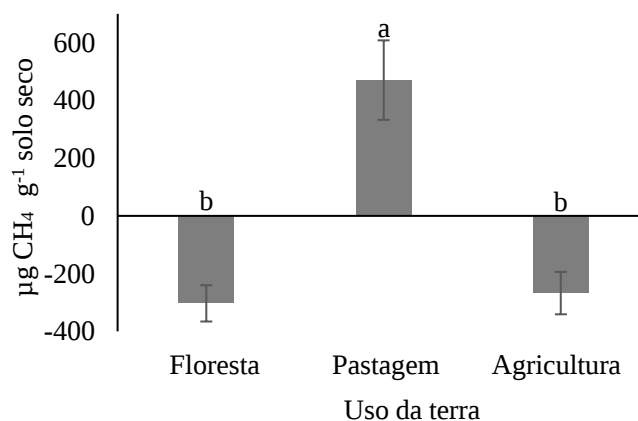


Figura 1. Emissão total de CH_4 ($\mu\text{g CH}_4 \text{ g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em solos de diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia Brasileira. Letras maiúsculas diferentes apresentam diferença pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

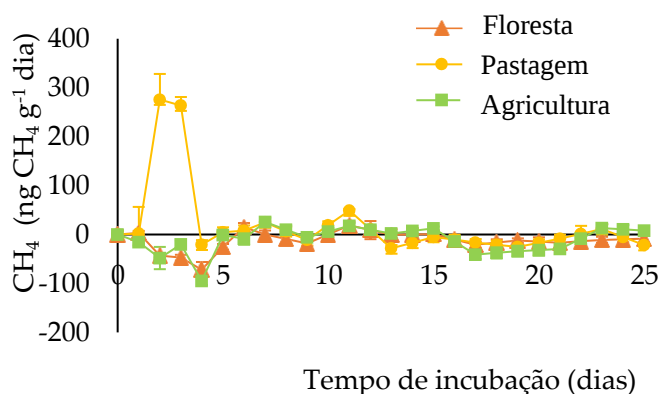


Figura 2. Fluxo de CH_4 ($\text{ng CH}_4 \text{ g}^{-1}$ solo seco dia^{-1}) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia

3.3. Efeitos da temperatura de incubação nas emissões de CH_4

Houve efeito de interação sistema de uso da terra e temperatura ($p < 0,001$). O tratamento floresta e agricultura apresentaram as menores ($p < 0,001$) emissões de CH_4 dentre os três tipos de usos, exceto na temperatura de 40°C , em que a menor produção foi observada apenas no

solo de agricultura ($p > 0,05$). No solo da pastagem, observou-se efeito quadrático negativo ($p < 0,001$) nas emissões de gases em função da temperatura, onde a menor produção do gás foi observada em temperaturas de 35 °C. Solos de floresta e agricultura não variaram ($p > 0,05$) as emissões de CH₄ em decorrência do aumento da temperatura de incubação. Ao longo da elevação de temperatura, o solo de pastagem apresenta-se com as maiores emissões, enquanto os solos de floresta e agricultura mantem os mesmos níveis de produção (Tabela 2).

Tabela 3. Emissão total de CH₄ ($\mu\text{g CH}_4 \text{ g}^{-1}$ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra, submetido a níveis de temperatura.

Uso da terra	Temperatura (°C)				Média	Modelo de regressão	R ²
	25	30	35	40			
Floresta	12,2 b	16,8 b	21,4 b	4,4 b	13,7	Y = 13,7	-
Pasto	1130,5 a	246,0 a	169,8 a	360,2 a	953,2	Y = 10,68 ² - 741,68X - 12963	90
Agricultura	1,8 c	27,2 b	-1,0 b	-0,8 b	6,8	Y = 6,8	-
Média	381,5	96,7	63,4	121,3			

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna apresentam diferença entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A variação de temperatura alterou o fluxo de CH₄ em solos de floresta (figura 3A). Nas temperaturas de 30, 35 e 40 °C, o fluxo se iniciou ainda no primeiro dia de incubação, enquanto aos 25 °C iniciou apenas no terceiro dia. Em cada temperatura estudada, o pico de produção ocorreu em momentos distintos, aos 25 °C o pico foi observado no sétimo dia, com produção de $\sim 103 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, em 30 °C o pico foi no dia 21, com $\sim 109 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, aos 35 °C no nono dia, com $\sim 62 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e aos 40 °C foram observados dois picos, no nono dia ($\sim 135 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e no 19º dia ($\sim 146 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Em solo de pastagem (figura 3B), a produção se iniciou ainda no primeiro dia, entretanto, um maior fluxo foi observado aos 25 °C com um pico de produção alcançando $\sim 12160 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ no 25º dia de incubação. No solo agrícola (figura 3C), foi observado maiores fluxos em duas temperaturas, de 25 °C, com dois picos de produção, no sétimo dia ($165 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e no 11º dia ($205 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), e aos 40 °C um pico no sexto dia ($148 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Os fluxos de metano nas temperaturas de 30 e 35 °C se mantiveram sem muitas alterações ao longo do período de incubação.

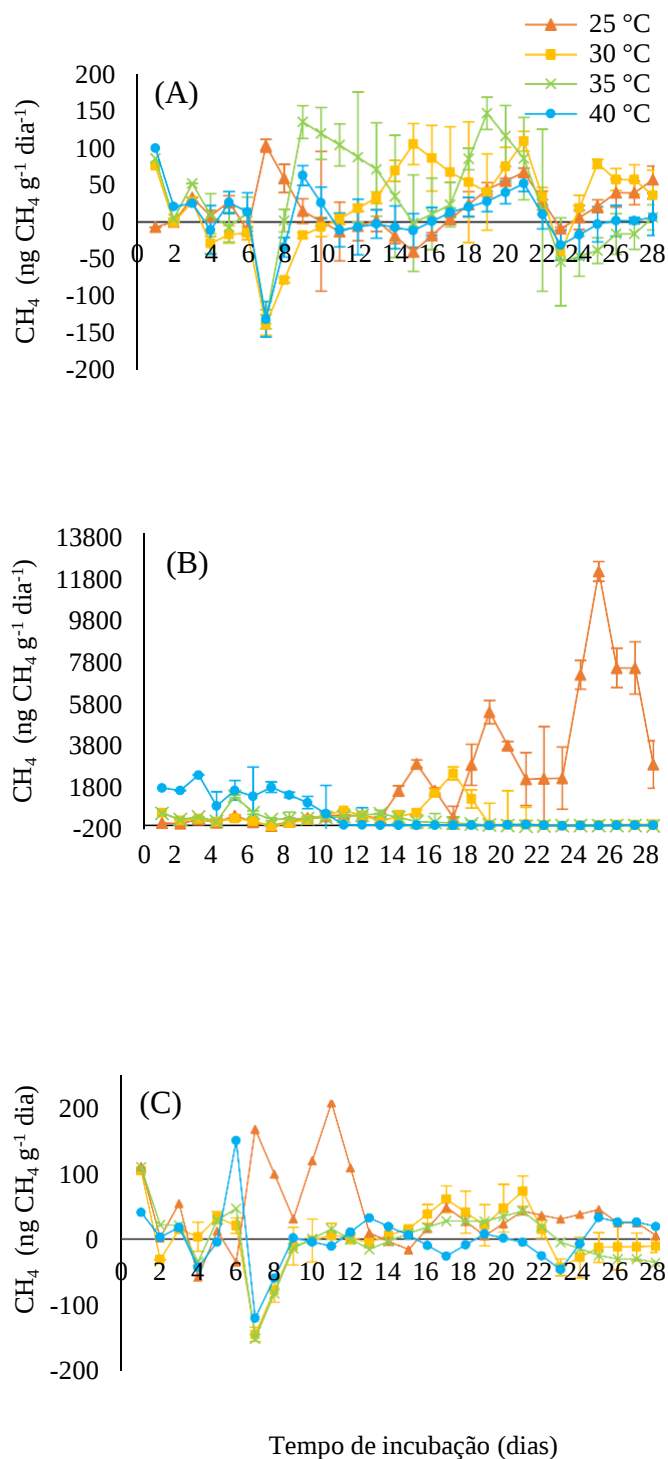


Figura 3. Fluxos de CH_4 (ng $\text{CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ solo seco}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) em diferentes sistemas de uso da (A) floresta; (B) pasto; (C) agricultura na Amazônia brasileira, submetido a diferentes temperaturas de incubação.

3.4. Efeito da adição de nitrogênio no solo nas emissões de CH_4

Foi observada uma interação ($p < 0,001$) de uso da terra $\times$ nitrogênio no solo sobre a emissão total de CH_4 . A adição de nitrogênio ao solo afetou ($p < 0,05$) a emissão total de CH_4 em todos os solos. Foi observado efeito quadrático nas emissões totais de CH_4 em solos de

floresta ($p = 0,005$), com maiores valores observados em solos que receberam 180 kg de N ha⁻¹. Em solos de pastagem foi observado efeito linear decrescente ($p=0,01$), enquanto solos de agricultura apresentaram efeito linear crescente ($p=0,04$), conforme foi aumentado a concentração de nitrogênio no solo. Solos de pastagem apresentaram maiores emissões totais de CH₄, independente da concentração de nitrogênio no solo, com valores que variam de 129,2 à 52,8 $\mu\text{g CH}_4 \text{ g}^{-1}$.

Tabela 4. Emissão total de CH₄ ($\mu\text{g CH}_4 \text{ g}^{-1}$ de solo seco) em diferentes sistemas de uso da terra, submetidos a adição de nitrogênio no solo.

Uso da terra	Nitrogênio no solo (kg N ha ⁻¹)				Média	Modelo de regressão	R ²
	0	90	180	270			
Floresta	5,2 b	6,6 b	22,2 b	3,0 b	9,3	$Y = -0,20X^2 + 13,57X - 207,75$	42
Pasto	129,2 a	88,6 a	51,8 a	52,8 a	80,6	$Y = -5,32X + 253,50$	58
Agricultura	0,2 b	9,6 b	5,8 c	34,0 ab	12,4	$Y = 1,95X - 51,04$	70
Média	44,9	34,9	26,6	29,9			

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna apresentam diferença entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

As doses de nitrogênio pouco alteraram o fluxo de CH₄ em solos de floresta (figura 3A) e agricultura (figura 3C) com os tempos de incubação. Em solos de floresta, foi observado apenas um grande pico de produção, no terceiro dia de incubação ($\sim 390 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), enquanto o solo de agricultura apresentou pico de produção no sexto dia de incubação ($\sim 1285 \text{ ng CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Já o solo de pastagem, apresentou variação maior entre as doses aplicadas, com maiores fluxos observados quando não foi realizada aplicação de uréia no solo. Quando realizada aplicação do adubo nitrogenado, os picos de produção eram menores.

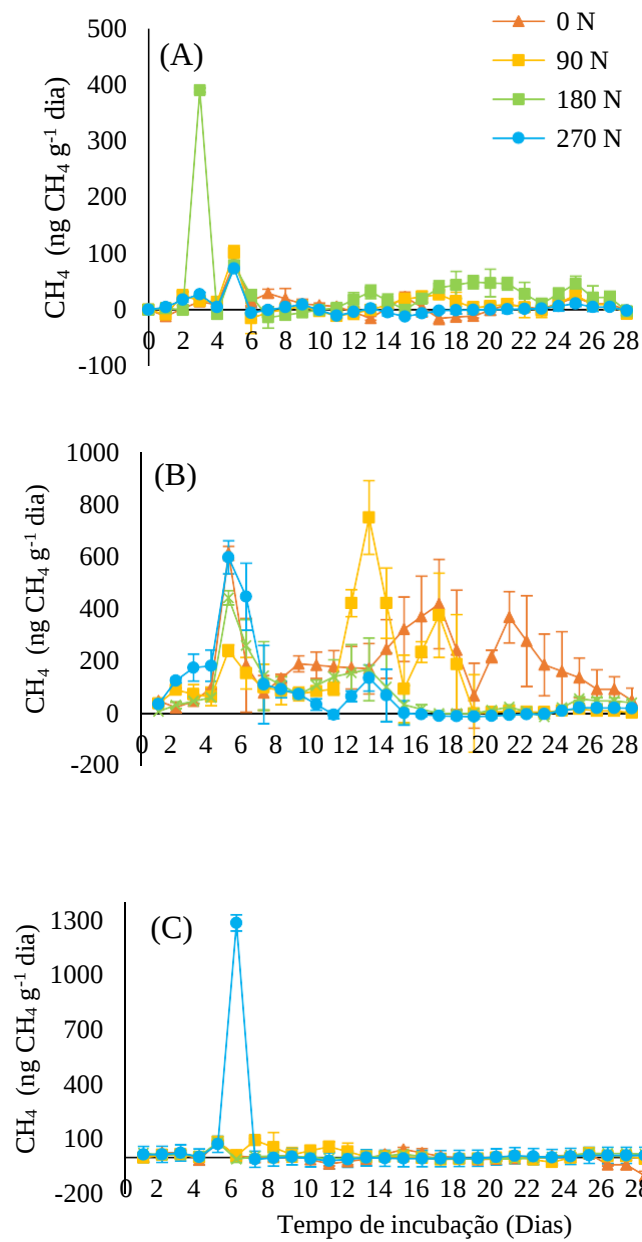


Figura 4. Fluxo de CH_4 (ng CH_4 g $^{-1}$ solo seco dia $^{-1}$) em diferentes usos da terra (A) floresta; (B) pasto; (C) agricultura na Amazônia brasileira, submetido a adição de nitrogênio no solo.

4. DISCUSSÃO

4.1. *Efeito do Uso da Terra na Emissão de CH₄*

Quando avaliados os diferentes usos da terra, foram encontradas maiores emissões de CH₄ em solos de pastagem (figura 1). De acordo com diversos estudos (Potter et al., 1996; Azevedo et al., 2018; Machacova et al., 2021) solos de floresta são sumidouros de CH₄, devido a vasta comunidade metanotrófica existente no solo. A mudança de uso da terra tende a causar alterações na comunidade microbiana do solo, estimulando as *Archeas* metanogênicas (Kroeger et al., 2021). Essas alterações se devem em virtude da alteração da comunidade botânica, pH do solo, ciclagem de nutrientes e alocação do carbono no solo, o conjunto de fatores altera a oxidação de CH₄ no solo, fazendo com que a área venha a emitir maiores quantidades do gás (Tate, 2015).

O CH₄ é produzido no solo a partir de processos de decomposição da matéria orgânica (Ye et al., 2015). Solos de pastagens estão em um constante ciclo de aparecimento e senescência de perfilhos, aumentando assim o ritmo de deposição de serrapilheira do solo, que irá entrar em processo de decomposição (Chianese; Rotz; Richard, 2009). Já o solo de agricultura estudado apresentava como característica um grande espaçamento entre linhas (2 × 2 m), sendo um solo bem arejado, proporcionando uma maior oxidação do CH₄ (Kirschke et al., 2013; Broucek, 2014).

A comunidade bacteriana também é uma das responsáveis pela ciclagem de metano, sendo que diversos fatores vão afetar a comunidade metanogênica. Entre os fatores passíveis de alteração no trabalho, a umidade do solo e a adição de nutrientes podem ser as maiores responsáveis pelas emissões (Knief, 2019). As atividades de produção de metano em solos de pastagem e oxidação em solos de floresta e agricultura se dão no mesmo período, em virtude da adição do nitrogênio e água no solo.

4.2. *Efeitos da temperatura de incubação nas emissões de CH₄*

As variações de temperatura são importantes chaves nos estudos de emissões de gases do efeito estufa, uma vez que o aquecimento global tende a aumentar as temperaturas do globo ao passar dos anos, então entender como essas variações alteram os padrões de emissões de metano hoje, auxiliam na busca por alternativas no futuro.

As emissões de metano em solos de floresta e agricultura independem da temperatura, uma vez que solos de floresta são considerados resilientes, ou seja, são menos afetados a condições adversas, como a variação de temperatura, com isso, reduz as emissões de metano

no sistema (Peri et al., 2017). Em estudo que avaliou 41 publicações revisadas por pares, foi observado que a elevação da temperatura pouco afeta as emissões de CH_4 de áreas de floresta (Dijkstra et al., 2012). Por sua vez, os solos agrícolas estudados são de pimenta-do-reino, uma cultura que se destaca pelo seu hábito de crescimento, do tipo trepadeira, o espaçamento utilizado no estudo foi grande, cerca de 2 x 2 m, diminuindo assim o teor de matéria orgânica presente no solo e mantendo mais aerado o solo, o que faz com que as comunidades de arqueias metanogênicas venham a diminuir (Abduh et al., 2020).

Em solos de pastagem, as maiores emissões em 25 °C são devido a capacidade do solo manter sua umidade por mais tempo, do que nas temperaturas de 30 e 35 °C, fazendo com que as bactérias metanogênicas possam realizar o processo de metanogênese (Conrad; Klose; Noll, 2009; Dijkstra et al., 2012). Nos solos de pastagem é visto uma variação grande nos teores de N-NH_4^+ em relação ao solo antes da incubação, apresentando um aumento, conforme a temperatura é aumentada (exceto aos 40 °C. Isso explica as maiores emissões em solos de pastagem, uma vez que o amônio tem efeito inibitório na metanotrofia, esse aumento reduz a oxidação do metano do solo (Hutsch, 2001; Corrêa et al., 2021).

Como visto no estudo anterior, as mudanças de uso da terra impactarão diretamente as emissões de metano, sendo visto que em todas as temperaturas estudadas, as emissões de CH_4 foram maiores em solos de pastagem. Mais uma vez é visto que, a mudança de uso da terra a alterar os padrões do solo, seja microbiológico, estrutura ou biodiversidade presente no ambiente (Ball et al., 2013; Kroeger et al., 2021). Outro ponto que se repete, são as menores emissões do solo agrícola (pimenta-do-reino) em relação a pastagem, mostrando que solos mais aerados e com baixa deposição de serrapilheira, emitirão menos CH_4 para a atmosfera (Kirschke et al., 2013; Valenzuela et al., 2017).

O fluxo em solo de pastagem pode ser bem observado, uma vez que as variações ao longo do tempo nos teores de N-NH_4 do solo são maiores, favorecendo assim a oxidação do metano do solo. Os picos observados em solos de floresta e agricultura, podem ser explicados justamente pelos momentos em que o solo apresentou um ambiente propício para a produção do gás.

4.3. *Efeito da adição de nitrogênio no solo nas emissões de CH_4*

A agricultura e a pecuária contribuem significativamente para as emissões de gases do efeito estufa, devido às práticas realizadas que alteram a dinâmica de carbono e nitrogênio nos solos (Bento et al., 2018), entre elas a fertilização é uma das práticas que podem impactar nessas emissões. A adubação nitrogenada contribui bastante para a qualidade do solo, aumentando

produtividades das culturas e o valor nutritivo (Delevatti et al., 2019; Santos et al., 2020) das mesmas, entretanto a fonte, dose e forma de aplicação devem ser observados, pois o uso inadequado tende a aumentar as emissões dos gases do efeito estufa (Raposo et al., 2020; Corrêa et al., 2021; Cardoso et al., 2022).

O adubo utilizado no tratamento é a uréia, um adubo amonificado, mostrando um aumento nos níveis de amônio nos solos de pastagem conforme a dose é aumentada. O amônio tem ação direta na metanotrófia, vindo então a aumentar a oxidação do metano no sistema (He et al., 2019). Os mesmos padrões não são observados em solos de agricultura, entretanto, as emissões apenas se equiparam nas maiores doses de N.

A variação encontrada em solos de floresta, se deve ao pico observado na dose de 180 kg de N ha⁻¹, ainda no terceiro dia de avaliação, entretanto, rapidamente o solo voltou aos padrões de emissão, mostrando a resiliência dos solos de florestas (Peri et al., 2017). Um padrão semelhante foi observado em solos de agricultura, entretanto, na dose de 270 kg de N ha⁻¹.

O pico observado em solos de pastagem em todas as doses se dá devido a uréia ser convertida em amônia somente entre os 4 e 6 dia no solo (He et al., 2019), o que explica a queda nas produções de CH₄ após o sexto dia de avaliação.

5. CONCLUSÃO

- As emissões de metano em solos de florestas tropicais úmidas e agricultura são menores e pouco afetadas pela temperatura e disponibilidade de nitrogênio.
- Solos pastagem emitem mais CH_4 do que solos de florestas e cultivo de pimenta-do-reino na Amazônia brasileira.
- Diferentes picos de produção podem ser observados quando o solo de pastagem é submetido a variação de temperatura.
- A aplicação de uréia, como fonte de fertilizante nitrogenada, tende a reduzir as emissões de metano.

6. REFERÊNCIAS

- ABDUH, A.M. et al. Effect of Plant Spacing and Organic Fertilizer Doses on Methane Emission in Organic Rice Fields. **Environment and Natural Resources Journal**, v. 18, n. 1, p. 66 – 74, 2020. Doi: <https://doi.org/10.32526/ennrj.18.1.2020.07>
- AZEVEDO, T. R. et al. Data Descriptor: SEEG initiative estimates of Brazilian greenhouse gas emissions from 1970 to 2015. **Scientific data**, v. 5, p. 180045, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.45>
- BALL, B.C. et al. Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. **European Journal of Soil Science**, v. 64, p. 357 -373, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1111/ejss.12013>
- BENTO, C. B. et al. Impacts of sugarcane agriculture expansion over low-intensity cattle ranch pasture in Brazil on greenhouse gases. **Journal of environmental management**, v. 206, p. 980 – 988, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.085>
- BIN-FENG S, et al. The effects of nitrogen fertilizer application on methane and nitrous oxide emission/uptake in Chinese croplands. **Journal of integrative agriculture**, v. 15, p. 440-450, 2016. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(15\)61063-2](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61063-2)
- BROUCEK, J. Production of Methane Emissions from Ruminant Husbandry: A Review. **Journal of Environmental Protection**, v. 5, p. 1482-1493, 2014. Doi: <http://doi.org/10.4236/jep.2014.515141>
- CARDOSO, et al. Pasture management and greenhouse gases emissions. **Bioscience Journal**, v. 39, p. e38099, 2022. Doi: <https://doi.org/10.14393/BJ-v38n0a2022-60614>
- CARDOSO, A. S., et al. 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**, v. 63, n. 11, p. 1533– 1540, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00484-018-1641-0>
- CARDOSO, A. S. et al. N₂O emissions from urine-treated tropical soil: Effects of soil moisture and compaction, urine composition, and dung addition. **Catena**, v. 157, p. 325–332, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.036>
- CARVALHO, J. L. N. et al. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 183, p.167-175, 2014. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.014>
- CARVALHO, T.; DOMINGUES, E.; HORRIDGE, J. Controlling deforestation in the Brazilian Amazon: regional economic impacts and land-use change. **Land Use Policy**, v. 64, p.327–341, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.03.001>
- CHIANESE, D. S.; ROTZ, C. A.; RICHARD, T. L. Whole-farm greenhouse gas emissions: a review with application to a Pennsylvania dairy farm. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 25, n. 3, p. 431 – 442, 2009. Doi: <https://doi.org/10.13031/2013.26895>

- CONRAD, R. The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved. **Environmental Microbiology Reports**, v. 1, n. 5, p. 285 – 292, 2009. Doi : <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2009.00038.x>
- CÓRDOBA, D. et al. Understanding local perceptions of the impacts of large-scale oil palm plantations on ecosystem services in the Brazilian Amazon. **Forest Policy and Economics** v. 109, p. 1-11, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.102007>
- CORRÊA, D.C.C. et al. Are CH₄, CO₂, and N₂O emissions from soil affected by the sources and doses of nitrogen warm-season pasture? **Atmosphere**, v. 12, p. 697, 2021. <https://doi.org/10.3390/atmos12060697>
- DELEVATTI, L. M. et al. Effect of nitrogen application rate on yield, forage quality, and animal performance in a tropical pasture. **Scientific Reports**, v. 19, p. 7296, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44138-x>
- DIJKSTRA, F.A. et al. Effects of elevated carbon dioxide and increased temperature on methane and nitrous oxide fluxes: evidence from field experiments. **Frontiers in Ecology Environmental**, v. 10, n. 10, p. 52 – 527, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1890/120059>
- 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>
- FEARNSIDE, P. Deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Science**, retrieved 1, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>
- FERNANDES, S. A. et al. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. **Geoderma**, v. 107, p. 227– 241, 2002. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00150-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00150-1)
- FORSTER, J.C. Soil nitrogen. In **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**, 1st ed.; Alef, K., Nannipieri, P., Eds.; Academic press: London, UK, 1995; pp. 79–87.
- GARCIA-MONTIEL, D. C. et al. Controls on soil nitrogen oxide emissions from forest and pastures in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochem. Cycles**, v. 15, p. 1021–1030, 2001. <https://doi.org/10.1029/2000GB001349>
- GAY, J.S.; SÁNCHEZ, L. E. The outbreak of illegal gold mining in the Brazilian Amazon boosts deforestation. **Regional Environmental Change**, v. 21, p. 28, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01761-7>
- HE, D. et al. 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**, v. 95, n. 7, p. fiz077, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz077>
- HECKENBERGER, M. J. et al. The legacy of cultural landscapes in the Brazilian Amazon: implications for biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society B** 362, p. 197 – 208, 2007. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1979>

- HÜTSCH, B. W. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production - invited paper. **European Journal of Soil Science**, v. 14, p. 237–260, 2011. Doi: [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(01\)00110-1](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(01)00110-1)
- KIRSCHKE, S. et al. Three decades of global methane sources and sinks. **Nature geoscience**, v. 6, p. 813 – 823, 2013. Doi: <https://doi.org/0.1038/NGEO1955>
- KHAN, M. A. W. et al. Deforestation impacts network co-occurrence patterns of microbial communities in Amazon soils. **FEMS Microbiol. Ecol.** V. 95, p. fiy230, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1093/femsec/fiy230>.
- KNIEF, C. Diversity of Methane-cycling Microorganisms in Soils and Their Relation to Oxygen. **Molecular Biology**, v. 33, p. 24 – 56, 2019. Doi: <https://doi.org/10.21775/cimb.033.023>
- KROEGER, M. E. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. **The ISME Journal**, v. 15, p. 658 – 672, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41396-020-00804-x>
- LIIKANEN, A. et al. Methane cycling in the sediment and water column of mid-boreal hyper-eutrophic Lake Kevätön, Finland, Ark. **Hydrobiology**., v. 154, p. 585–603, 2002. Doi: <https://doi.org/10.1127/archivhydrobiol/154/2002/585>
- MACHACOVA, K. et al. Trees as net sinks for methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) in the lowland tropical rain forest on volcanic Réunion Island. **New Phytologist**, v. 229, n. 4, p. 1983 – 1994, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1111/nph.17002>
- METAY, A. et al. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, v. 141, p. 78-88, 2007. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.05.010>
- MEYER, K. M. et al. Conversion of Amazon rainforest to agriculture alters community traits of methane-cycling organisms. **Molecular ecology**, v. 26, n. 6, p. 1547 – 1556, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1111/mec.14011>
- MODERNELL, P. et al. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. **Environmental Research Letters**, v. 11, p. 1-20, 2016. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113002>
- MOHANTY, et al. Differential effects of nitrogenous fertilizers on methane-consuming microbes in rice and forest soils. **Applied Environmental Microbiology**, v. 72, n. 2, p. 1346 – 1354, 2006. Doi: <https://doi.org/10.1128/AEM.72.2.1346-1354.2006>
- NAYAK, D. R. et al. Methane oxidation in an intensively cropped tropical rice field soil under long-term application of organic and mineral fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, p. 1577–1584, 2007. Doi: <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0501>
- PAIVA, P. F. P. et al. Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. **Tropical Collection: Forest and Plantation Biodiversity**, v. 29, p. 19 – 38, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01867-9>
- PERI, P. L. et al. 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**, v. 13, p. 105–118, 2017. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1304995>.
- POTTER, C. S.; DAVIDSON, E. A.; VERCHOT, L. V. Estimation of global biogeochemical controls and seasonality in soil methane consumption. **Chemosphere**, v. 32, n. 11, p. 2219 – 2246, 1996. Doi: [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(96\)00119-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(96)00119-1)
- PREUSS, I., et al. Improved quantification of microbial CH₄ oxidation efficiency in arctic wetland soils using carbon isotope fractionation, **Biogeosciences**, v. 10, p. 2539–2552, 2013. Doi: <https://doi.org/10.5194/bg-10-2539-2013>
- RAPOSO, E. et al. Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected en fertilby nitrogizer management. **Agronomy Journal**, v. 112, p. 4666–4680, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1002/agj2.20385>
- RIBEIRO, K. et al. Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. **Science of the total environment**, v. 571, p. 1048–1057, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.095>
- SANTOS, H. C. A. et al. Yield of fertigated bell pepper under different soil water tensions and nitrogen fertilization. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 1, p. 172 – 183, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n119rc>
- SOUZA, L. E. V. Violence and Illegal Deforestation: The Crimes of “Environmental Militias” in the Amazon Forest. **Capitalism Nature Socialism**, v. 33, p. 5 – 25, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1080/10455752.2021.1980817>
- STEUDLER, P. A. et al. Consequence of forest-to-pasture conversion on CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, p. 547– 554, 1996. Doi: <https://doi.org/10.1029/96JD01551>
- TATE, K. R. Soil methane oxidation and land-use change – from process to mitigation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 82, p. 260 – 272, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.010>
- VALENZUELA, E. I. Anaerobic Methane Oxidation Driven by Microbial Reduction of Natural Organic Matter in a Tropical Wetland. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 83, n. 11, p. e00645-17, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1128/AEM.00645-17>
- YE, R. et al. The effect of rice straw on the priming of soil organic matter and methane production in peat soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 81, p. 98 – 107, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.007>
- ZHENG, J. et al. Impacts of temperature and soil characteristics on methane production and oxidation in Arctic tundra. **Biogeosciences**, v. 15, p. 6621–6635, 2018. Doi: <https://doi.org/10.5194/bg-15-6621-2018>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos realizados mostram o quão importante é o componente arbóreo de um sistema, seja ele para estocar carbono atmosférico ou para manter o controle do ambiente. É possível observar o impacto de simples mudanças no ecossistema, uma vez que sistemas agrícolas, em especial as trepadeiras, pois apresentam uma grande área descoberta, facilitando aumentando as emissões do solo. Sistemas pastoris tendem a emitir mais metano para a atmosfera, entretanto, o manejo adotado pode reduzir os danos causados, seja através de diferentes fontes, fracionamento da aplicação das doses de adubos e épocas de aplicação.

O trabalho possibilitou um entendimento de como o solo se comporta frente a tais variações, porém, é visto a necessidade de estudos mais aprofundados na área. A avaliação in situ dos tratamentos é de grande importância, pois ditará o comportamento do sistema em ambiente aberto, sem controle de intemperes ambientais (precipitação, umidade e temperatura).

Outro estudo necessário, porém, em grande escala, seria uma rede de pesquisa na Amazônia, onde diversos locais na região fizessem uso das avaliações, afim de se ter um banco de dados das emissões de gases do efeito estufa na região Amazônia, como um todo.