



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE E PRODUÇÃO ANIMAL NA
AMAZÔNIA

NATAN LIMA ABREU

MUDANÇAS DE USO DA TERRA E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA
AMAZÔNIA LEGAL

BELÉM

2023

NATAN LIMA ABREU

**MUDANÇAS DE USO DA TERRA E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA
AMAZÔNIA LEGAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Produção Animal na Amazônia (PPGSPAA) da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Saúde e Produção Animal na Amazônia.

Orientador: Thiago Carvalho da Silva

Coorientador: Aníbal Coutinho do Rêgo

BELÉM

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

ABREU, NATAN LIMA

MUDANÇAS DE USO DA TERRA E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA AMAZÔNIA
LEGAL : DISSERTAÇÃO DE MESTRADO / NATAN LIMA ABREU. - 2023.

92 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Saúde e Produção Animal na
AMAZÔNIA(PPGSPAA), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia,
Belém, 2023.

Orientador: Prof. Dr. THIAGO CARVALHO DA SILVA Coorientador:
Prof. Dr. ANÍBAL COUTINHO DO RÊGO.

1 . FERTILIZAÇÃO. 2. MATA NATIVA. 3. PASTAGENS. 4. TEMPERATURA. I. DA SILVA, THIAGO
CARVALHO, *orient.* II. Título

CDD 631.47811

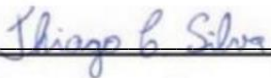
NATAN LIMA ABREU

**MUDANÇAS DE USO DA TERRA E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA
AMAZÔNIA LEGAL**

Dissertação de Mestrado apresentado à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Saúde e Produção Animal na Amazônia. Área de concentração: Forragicultura. Orientador: Prof. Dr. Thiago Carvalho da Silva.

Data da aprovação: 15/02/2023

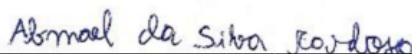
Banca examinadora:



Drº Thiago Carvalho da Silva (Orientador/Presidente)
Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA



Drª Ana Cláudia Ruggieri (Avaliador 1)
Universidade Estadual Paulista - UNESP



Drº Abmael da Silva Cardoso (Avaliador 2)
Universidade da Flórida

**Cristian
Faturi**

Assinado de forma digital
por Cristian Faturi
Dados: 2023.02.15
18:11:27 -03'00'

Drº Cristian Faturi (Avaliador 3)
Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA

Dedico à minha família, em especial aos meus pais Henrique e Francisca, à minha irmã Natane e ao meu avô Francisco (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha família, especialmente meu pai, mãe e irmã, que sempre me incentivaram e construíram uma base forte para que sempre que necessário, eu pudesse me apoiar.

Aos amigos de república, Jonathan, Vanessa e Thiago que foram imensamente acolhedores, tornando o período (1,2 anos) que passei em Jaboticabal bem leve.

À minha amiga belenense apresentada pelo mestrado, Eleanatan Syanne, que passou comigo por essa montanha russa de dois anos de duração. Obrigado pelo apoio.

Ao grupo GERFAM pelo acolhimento, vivência e transmissão de conhecimento durante esses 2 anos, além do auxílio prestado pelo grupo nas coletas de solo. Também, em especial, agradeço aos doutorandos do grupo: Nauara, Dayana e Lorena que me ajudaram na condução do projeto.

Ao departamento de Forragicultura da UNESP Jaboticabal, em especial à professora Ana Cláudia Ruggieri, aos professores Ricardo Reis e Abmael Cardoso. Também aos pós-graduandos do PPG em Ciência Animal: Francisco (Chico), Camila e Débora que me ajudaram a contornar vários imprevistos.

Também agradeço à professora Letícia por me ajudar nas vezes em que a procurei, pela confiança que ela continuou a depositar em mim, regando uma semente de conhecimento que ela mesma plantou durante a graduação.

À CAPES, que por meio do PDPG-Amazônia Legal, concedeu a bolsa de mestrado (Nº do processo: 88887.621522/2021-00) para execução deste projeto. À FAPESPA que por meio de auxílio à pesquisa custiou parte das análises deste projeto.

Agradeço os professores Aníbal, Cristian e Thiago que coordenaram a realização dessa fase do projeto e confiaram a mim sua execução. Somo ainda, ao professor Thiago, o agradecimento pelo aceite de orientação e orientação, pelos conhecimentos e conselhos transmitidos (que sim, eu ouvia e executava), pela paciência e esforço que teve. Com certeza o senhor contribuiu com meu crescimento científico e humano.

“Tempos como esse me fazem dizer, senhor se
você me vê, por favor, venha até mim, deixe
migalhas de pão para quando eu me perder.”

Grits - My life be like

RESUMO

Os riscos que o aquecimento global traz para a humanidade faz necessário a realização de estudos que melhorem o entendimento de como os diversos setores contribuem com as emissões de gases de efeito estufa (GEE) para atmosfera. Aqui, avaliamos o efeito da mudança de uso da terra nas emissões de GEE associadas ao aumento da temperatura e *input* de N no solo. Ademais, também levantamos mediante revisão de literatura as principais rotas de emissão dos GEE. Os resultados mostram que os sistemas avaliados (mata nativa - MN, pasto intensivo - PI, pasto extensivo -PE e agricultura - AG) quando apenas em função do uso da terra comportam-se como emissores de óxido nitroso (N_2O) com uma média de $107,67 \mu g N_2O.g$ de solo $seco^{-1}$ e consumidores de metano (CH_4) com uma média de $-146,5 \mu g CH_4.g$ de solo $seco^{-1}$, em adicional, o aumento da temperatura do solo também impulsionou as emissões N_2O , sendo que a temperatura de $45 \text{ }^\circ C$ gerou uma produção de N_2O 42 e 22 vezes mais alta nos sistemas de PE e AG respectivamente em comparação com a média do sistema de MN. Já em relação ao metano a temperaturas de $45 \text{ }^\circ C$ gerou um aumento de consumo com uma média de $-452 \mu g CH_4.g$ de solo $seco^{-1}$, equivalente a 1,92 e 7,38 vezes a capacidade média de emissão encontradas nas temperaturas de 25 e $35 \text{ }^\circ C$ respectivamente. Os resultados do *input* de N mostraram que o aumento de N no solo gerou uma maior emissão de N_2O , em que doses de 180 e 270 Kg.N.ha^{-1} produziram 5 vezes mais que a média dos inputs de 0 e 90 Kg.N.ha^{-1} , já sobre o CO_2 , o *input* de 180 Kg.N.ha^{-1} foi o que mais se destacou, com uma média de $1094 \mu g CO_2.g$ de solo $seco^{-1}$. Em função do *input* de N os sistemas comportaram-se como consumidores de metano (média de $-301 \mu g CH_4.g$ de solo $seco^{-1}$), exceto o sistema de pastagem intensiva sem a aplicação de N. Os comportamentos de emissão encontrados nas incubações controladas se assemelham a comportamentos observados em trabalhos extraídos da revisão, sendo possível assim, sustentar as hipóteses levantadas.

Palavras-chave: fertilização, mata nativa, pastagem, temperatura

ABSTRACT

The risks that global warming brings to humanity make it necessary to carry out studies that improve the understanding of how the various sectors built with greenhouse gas (GHG) emissions into the atmosphere. Here, we assess the effect of land-use change on GHG emissions associated with increased temperature and soil N input. In addition, we also surveyed the main GHG emission routes through a literature review. The results show that the evaluated systems (native forest - MN, intensive pasture - PI, extensive pasture -PE and agricultural - AG) when only due to land use behave as emitters of nitrous oxide (N₂O) with an average of 107.67 μg N₂O.g dry soil⁻¹ and methane (CH₄) consumers with an average of -146.5 μg CH₄.g dry soil⁻¹, in addition, rising soil temperature also boosted emissions N₂O, and the temperature of 45 °C generated a N₂O production 42 and 22 times higher in the PE and AG systems respectively compared to the average of the MN system. Regarding methane at temperatures of 45 °C, it generated an increase in consumption with an average of -452 μg CH₄.g of dry soil⁻¹, equivalent to 1.92 and 7.38 times the average transmission capacity compatible at temperatures of 25 and 35 °C respectively. The N input results surprised that the increase of N in the soil generated a higher N₂O emission, in which doses of 180 and 270 Kg.N.ha⁻¹ produced 5 times more than the average of inputs of 0 and 90 Kg. N.ha⁻¹, as for CO₂, the input of 180 Kg.N.ha⁻¹ stood out the most, with an average of 1094 μg CO₂.g of dry soil⁻¹. Depending on the N input, the systems behaved as methane consumers (average of -301 μg CH₄.g of dry soil⁻¹), except for the intensive pasture system without N application. The emission behaviors found in incubations controlled are similar to behaviors observed in works extracted from the review, thus being possible, supporting the raised hypotheses.

Keywords: fertilization, native forest, pasture, temperature

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo do Carbono (C) no solo	18
Figura 2 - Comparação entre emissão de CO ₂ eq entérico por bovinos e a recuperação estocada de CO ₂ eq exclusiva pelo solo de diferentes sistemas, todos equivalentes a um período de 2 anos	20
Figura 3 – Ciclo do metano (CH ₄) no solo	22
Figura 4 – Processos de Nitrificação (A) e Desnitrificação (B), envolvidos na produção de N ₂ O	24
Figura 5 - Município escolhido para o estudo	39
Figura 6 - Sistemas avaliados	40
Figura 7 - (A) câmara estática e (B) vail	42
Figura 8 - Acumulativo de metano (CH ₄)	50
Figura 9 - Acumulativo de óxido nitroso (N-N ₂ O).....	51
Figura 10 - Fluxo de metano (CH ₄) (A) e óxido nitroso (N-N ₂ O) em função do uso da terra (1° incubação).....	52
Figura 11 - Análise de componentes principais em função do uso da terra	54
Figura 12 - Acumulativo de CH ₄ em função do uso da terra e temperatura.....	56
Figura 13 - Fluxos de CH ₄ em função do uso da terra e temperatura.....	57
Figura 14 - Acumulativo de N-N ₂ O em função do uso da terra e temperatura	57
Figura 15 - Fluxos de N-N ₂ O em função do uso da terra e temperatura	58
Figura 16 - Acumulativo de CO ₂ em função do uso da terra e temperatura.....	59
Figura 17 - Fluxos de CO ₂ em função do uso da terra e temperatura.....	59
Figura 18 - Correlação de Spearman entre temperaturas e variáveis da 2° incubação.....	63
Figura 19 - Acumulativo de CH ₄ em função do uso da terra e input de N.....	65
Figura 20 - Fluxos de CH ₄ em função do uso da terra e inputs de N	66
Figura 21 - Acumulativo de N-N ₂ O em função do uso da terra e inputs de N	66
Figura 22 - Fluxos de N-N ₂ O em função do uso da terra e inputs de N	67
Figura 23 - Acumulativo de CO ₂ em função do uso da terra e inputs de N	68
Figura 24 - Fluxos de CO ₂ em função do uso da terra e inputs de N	68
Figura 25 - Correlação de Spearman entre inputs de N e variáveis da 3° incubação.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise descritiva dos parâmetros de fertilidade do solo nos sistemas avaliados (profundidade 0 – 0,2 m)	47
Tabela 2 - Análise descritiva dos parâmetros de quantidade de N e C do solo nos sistemas avaliados (profundidade 0 – 0,2 m)	48
Tabela 3 - Análise descritiva dos parâmetros físicos do solo nos sistemas avaliados (profundidade 0 – 0,2 m)	48
Tabela 4- ANOVA não paramétrica das variáveis da 1° incubação (influência do uso da terra)	49
Tabela 5 - Medianas seguidas do (intervalo interquartil) para variáveis de N mineral e pH.....	53
Tabela 6 - ANOVA não paramétrica das variáveis da 2° incubação (influência do uso da terra e temperaturas de incubação)	54
Tabela 7 – Medianas seguidas do (intervalo interquartil) das variáveis N-NO ₃ , N-NH ₄ , Nino-T e NO ₃ :NH ₄ em função do uso da terra e temperatura.....	60
Tabela 8 - Tabela 7 – medianas seguidas do (intervalo interquartil) das variáveis Txnitr, Txamon, Txmin, pH final e Δ pH em função do uso da terra e temperatura.....	61

SUMÁRIO

1	CONTEXTUALIZAÇÃO	12
1.1	Objetivo geral.....	13
1.2	Objetivos específicos.....	13
	REFERÊNCIAS	14
2	REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1	Efeito estufa e aquecimento global: uma breve explanação	16
2.2	Emissões de CO ₂ pelo solo.....	17
2.3	Emissões de CH ₄ no solo	21
2.4	Emissões de N ₂ O no solo.....	24
3	CONSIDERAÇÕES FINAIS	27
	REFERÊNCIAS	27
	CAPÍTULO II	34
1	INTRODUÇÃO	36
2	MATERIAL E MÉTODOS	38
2.1	Local do estudo	38
2.2	Descrição dos sistemas de produção	39
2.3	Amostragem e pré-preparo do solo.....	41
2.4	Preparo das incubações	42
2.5	Mensuração de N ₂ O, CH ₄ e CO ₂	43
2.6	Mensuração de N mineral do solo e pH do solo	44
2.7	Análise estatística.....	45
3	RESULTADOS	46
3.1	Descrição dos parâmetros químicos de fertilidade e qualidade do solo dos sistemas	46
3.2	1° incubação (diferentes usos da terra).....	49
3.3	2° incubação (usos da terra x aumento de temperatura)	54
3.4	3° incubação (usos da terra x <i>inputs</i> de N)	63
4	DISCUSSÃO	72
4.1	Características dos sistemas avaliados.....	72
4.2	Efeito do uso da terra (1° incubação) sobre as emissões de CH ₄	72
4.3	Efeito do uso da terra (1° incubação) sobre as emissões de N-N ₂ O, N mineral e pH do solo	73
4.4	Efeito do uso da terra e temperatura (2° incubação) sobre as emissões de CH ₄ ..	75

4.5	Efeito do uso da terra e temperatura (2° incubação) sobre as emissões de N ₂ O, N mineral e pH.....	77
4.6	Efeito do uso da terra e temperatura (2° incubação) sobre as emissões de CO ₂ ..	79
4.7	Efeito do Uso da terra e <i>inputs</i> de N (3° incubação) sobre as emissões de CH ₄	79
4.8	Efeito do Uso da terra e <i>inputs</i> de N (3° incubação) sobre as emissões de N-N ₂ O, N mineral e pH.....	80
4.9	Efeito do Uso da terra e <i>inputs</i> de N (3° incubação) sobre as emissões de CO ₂	82
5	CONCLUSÃO	83
	REFERÊNCIAS.....	84

1 CONTEXTUALIZAÇÃO

A região da Amazônia legal abrange nove estados brasileiros, sendo eles: Roraima, Acre, Amazonas, Rondônia, Pará, Amapá, Tocantins, Mato Grosso e Maranhão, correspondendo a uma área de 5.015.067,749 km², equivalente a 58,9% do território brasileiro (IBGE, 2019). Essa região apresenta grande variação nos sistemas de produção agrícolas e pecuários, sendo estes menos tecnificados no Oeste e Norte (Amazônia Ocidental) e mais tecnificados no Sul e Leste (Amazônia Oriental) (LOBAO; STADUTO, 2020).

Devido ao clima, a região Amazônica possui alta compatibilidade com as atividades agrícolas e pecuárias, sendo hoje uma das maiores responsáveis pela produção de bovinos (VALE, 2019), e ainda na última década houve um acelerado crescimento na criação de lavouras de soja e milho (ALMEIDA et al., 2016). Ressalta-se que a condição de fertilidade dos solos em geral é muito pobre, pois em suma, são intemperizados, ácidos e pouco férteis, fazendo com que muitos sistemas produtivos que dependem das propriedades do solo possuam baixa eficiência produtiva, principalmente quando essas atividades não são associadas à práticas de correção e fertilização (DEMATTE; DEMATTE, 1993; BODDEY et al. 2020).

A falta de manejo dos sistemas pode estimular modificações no uso da terra, tanto pela formação e/ou abandono de áreas degradadas, bem como pela substituição de áreas de mata nativa por novas áreas de pecuária ou agricultura, ou ainda, pela substituição de pastagens degradadas por lavouras ou silvicultura (RITTL; OLIVEIRA; CERRI, 2017). Todas essas modificações no uso da terra podem alterar as características físico-químicas e biológicas do solo, proporcionando condições favoráveis para a emissão dos GEE (Gases de Efeito Estufa) (MOGES; DAGNACHEW; YIMER, 2013; KROEGER et al., 2018). Ressalta-se que, algumas práticas que envolvem modificações no uso da terra podem reduzir as emissões GEE, tais como: recuperação de pastagens (TAVANTI et al., 2020), uso de inibidores de nitrificação (FISK et al., 2015), eficiente cobertura do solo (KROEGER et al. 2021) adubação verde (SANT'ANNA et al., 2018) e consórcio com leguminosas (TANG et al., 2017) dentre outros.

A avaliação do impacto de uso da terra na Amazônia é bem documentada, contudo os estudos existentes concentram-se basicamente no impacto da mudança de uso do terra sobre os estoques de carbono no solo (GARDON; SANTOS; RODRIGUES, 2020). A avaliação da capacidade de emissão de GEE pelo solo de diferentes sistemas ainda é pouco documentada (VENTURINI et al., 2022). Ambas avaliações podem ser feitas em crono ou bioseqüência. Na cronoseqüência as avaliações acontecem junto às alterações implantadas, portanto, para a conclusão de um determinado resultado pode ser necessário anos de espera. Já na bioseqüência, o impacto de uso da terra pode ser medido em um curto intervalo de tempo, pois os diferentes

sistemas podem ser avaliados em conjunto de uma única vez, desde que apresentem histórico inicial e parâmetros de textura do solo em comum (OLSON et al., 2014).

Em adicional, para a avaliação de emissão dos GEE pode ser usados métodos diretos como torres de *Eddy covariance*, uso de IRGA LI-COR[®] ou câmaras estáticas, a primeira e a segunda metodologia são mais onerosas que a terceira, contudo, o resultado é mais acurado com o que está acontecendo no ambiente estudado. Já as câmaras estáticas estão sujeitas à perturbações físicas do ambiente, como temperatura e pressão (COSTA et al., 2006; SALESKA et al., 2009), contudo é uma metodologia mais acessível para uso, podendo ser aplicadas até em incubações de solo.

O uso de câmaras estáticas para obtenção do fluxo de GEE do solo a partir de incubações submete esses resultados a implicações causadas pela amostragem do material que será incubado. Contudo, permite com que seja manipulado diversos *drivers* de emissão, tais como: umidade do solo, entrada de N e C e temperatura ambiental, tornando possível o estudo de cenários hipotéticos, ou facilitando/permitindo a compreensão de como um determinado fator age sobre as emissões de GEE.

De antemão, identificar a capacidade de cada sistema de uso da terra em emitir GEE na região Amazônica ainda é necessário, tendo em vista que existem diversas características de clima, solo e sistemas de produção dentro de uma mesma região, gerando diversas combinações de fatores para a emissão de GEE pelo solo, nessas condições, estudos com o uso de incubações de solo associadas à avaliações em biosequência podem ampliar a disponibilidade de dados de emissão de GEE no solo para a região Amazônica.

1.1 Objetivo geral

Avaliar em incubações controladas a potencialidade de emissão de GEE por quatro usos da terra (mata nativa, pasto intensivo, pasto extensivo e agricultura em biosequência) submetidos ou não, ao aumento de temperatura ou *inputs* de nitrogênio (N) no solo.

1.2 Objetivos específicos

Levantar as principais rotas de formação de GEE por meio de revisão de literatura.

Verificar a dinâmica do N mineral em função do uso da terra, aumento de temperatura e *inputs* de N do solo.

Gerar dados possíveis de serem usados em modelos de predição da emissão de GEE.

REFERÊNCIAS

1. ALMEIDA, C.A.; COUTINHO, A.C.; ESQUERDO, J.C.D.M.; ADAMI, M.; VENTURIERI, A.; DINIZ, C.G.; DESSAY, N.; DURIEUX, L.; GOMES, A.R. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, v. 46, p. 291–302. 2016.
2. BODDEY, R. M.; CASAGRANDE, D. R.; HOMEM B. G. C.; ALVES, B. J. R. Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: A review. **Grass Forage Science**. v. 00, p .1-15, 2020.
3. COSTA, F. DE. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases de efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, v. 36, p. 693-700, 2006.
4. DEMATTÊ, J.L.I.; DEMATTÊ, J.A.M. Comparações entre as propriedades químicas de solos das regiões da floresta amazônica e do cerrado do brasil central. **Sci. Agric**. v. 50, n. 2, p. 272-286, 1993.
5. FISK, L. M.; MACCARONE, L. D.; BARTON, L.; MURPHY, D. V. Nitrapyrin decreased nitrification of nitrogen released from soil organic matter but not amoA gene abundance at high soil temperature. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 88, p. 214-223, 2015.
6. GARDON, F. R.; SANTOS, R. F. DOS.; RODRIGUES, R. R. Brazil's forest restoration, biomass and carbon stocks: A critical review of the knowledge gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 462, 117972. 2020. doi:10.1016/j.foreco.2020.117972
7. IBGE. **Mapas regionais**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html?=&t=o-que-e>.
8. KROEGER, M. E.; DELMONT, T. O.; EREN, A. M.; MEYER, K. M.; GUO, J.; KHAN, K.; RODRIGUES, J. L. M.; BOHANNAN, B. J. M.; TRINGE, S. G.; BORGES, C. D.; TIEDJE, J. M.; TSAI, S. M.; NÜSSLEIN, K. New Biological Insights Into How Deforestation in Amazonia Affects Soil Microbial Communities Using Metagenomics and Metagenome-Assembled Genomes. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, p. 1635, 2018.
9. KROEGER, M. E.; MEREDITH, L. K.; MEYER, K. M.; WEBSTER, K. D.; DE CAMARGO, P. B.; DE SOUZA, L. F.; NÜSSLEIN, K. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. **The ISME journal**, v. 15, n. 3, p. 658-672, 2021.
10. LOBAO, M. S. P.; STADUTO, J. A. R. Modernização agrícola na Amazônia brasileira. **Rev. Econ. Sociol. Rural, Brasília**, v. 58, n. 2, e188276, 2020.
11. MOGES, A.; DAGNACHEW, M.; YIMER, F. Efeitos do uso da terra nos indicadores de qualidade do solo: um estudo de caso de Abo-Wonsho Sul da Etiópia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2013, 2013.

12. OLSON, K. R.; AL-KAISI, M. M.; LAL, R.; LOWERY, B. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. **Soil Science Society of America Journal**. v. 78, p. 348-360, 2014.
13. RITTL, T. F.; OLIVEIRA, D.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. **Geoderma Regional**, v. 10, p. 138–143, 2017.
14. SALESKA, S.; KRUIJT, B.; ROCHA, H.; NOBRE, A. D. Ecosystem Carbon Fluxes and Amazonian Forest Metabolism. **Geophysical Monograph Series**. 2009. Doi:10.1029/2008GM000728.
15. SANT'ANNA, S. A. C.; MARTINS, M. R.; GOULART, J. M.; ARAÚJO, S. N.; ARAÚJO, E. S.; ZAMAN, M.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. JR.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Fixação biológica de nitrogênio e emissões de N₂O no solo a partir de resíduos de leguminosas em um Acrisol no sudeste do Brasil. **Geoderma Regional**. V. 15, e00196, 2018.
16. TANG, Y.; YU, L.; GUAN, A.; ZHOU, X.; WANG, Z.; GOU, Y.; WANG, J. Soil mineral nitrogen and yield-scaled soil N₂O emissions lowered by reducing nitrogen application and intercropping with soybean for sweet maize production in southern China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 16, n. 11, p. 2586–2596. 2017.
17. TAVANTI, R.F.R.; MONTARINI, R.; PANOSSO, A.R.; SCALA JR, N.L.; NETO, M.C.; FREDDI, O.D.A.S.; GAZÁLES, A.P.; CARVALHO, M.A.C.; SOARES, M.B.; TAVANTI, T.R.; GALINO, F.S. What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO₂ emissions in the Brazilian Cerrado?. **Catena**, v. 194, 104702, 2020.
18. VALE, P.; GIBBS, H.; VALE, R.; CHRISTIE, M.; FLORENCE, E.; MUNGER, J.; SABAINI, D. The expansion of intensive beef farming to the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 57, p. 101922, 2019.
19. VENTURINI, A. M.; DIAS, N. M. S.; GONTIJO, J. B.; YOSHIURA, C. A.; PAULA, F. S.; MEYERE, K. M.; NAKAMURA, F. M.; FRANÇA, A. G. DA.; BORGES, C. D.; BARLOW, J.; BERENQUER, E.; NÜSSLEIN, K.; L.M.RODRIGUES, J.; BOHANNAN, B. J.M.; TSAI, S. M. Increased soil moisture intensifies the impacts of forest-to-pasture conversion on methane emissions and methane-cycling communities in the Eastern Amazon. **Environmental Research**, v. 212, 113139, 2022.

2 REVISÃO DE LITERATURA

O aquecimento global tem sido atribuído ao excesso de emissão de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera, como o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). Esses gases estão em diferentes concentrações na atmosfera, sendo que há maiores concentrações de CO_2 seguido do CH_4 e do N_2O , respectivamente. É notório enfatizar que dentre os gases com maior capacidade de poluição estão o metano e óxido nitroso, ambos com uma capacidade de poluição 28 e 265 vezes a do CO_2 , respectivamente (IPCC, 2019). Contudo, o principal GEE emitido pelo Brasil é o CO_2 (EGGLESTON et al., 2006). A produção desses gases ocorre de forma otimizada em setores de energia, agropecuária, processos industriais, resíduos e mudanças de uso da terra, sendo este último responsável por 45% das emissões de GEE no Brasil (SEEG, 2019).

Em 2019 o processo de modificação no uso da terra no Brasil foi responsável por aproximadamente 44% das emissões de gases de efeito estufa (GEE), seguido pela atividade agropecuária com 27% (SEEG, 2019). As modificações no uso da terra alteram as características físico-químicas e biológicas do solo proporcionando assim condições favoráveis à intensificação das emissões dos GEE (MOGES; DAGNACHEW; YIMER, 2013; KROEGER et al., 2018). Ademais a magnitude de emissão de GEE pela mudança do uso da terra está sujeita à influência da temperatura, umidade, teores de nitrogênio, carbono e padrão microbiológico no solo (TAVANTI et al. 2020).

Diante da situação nacional e global, verifica-se a importância de pesquisas que visem compreender a dinâmica de formação e emissão de GEE decorrentes das mudanças de uso da terra a fim de determinar técnicas de manejo eficientes que reduzam as emissões e propiciem maior conservação dos recursos naturais, contribuindo assim para o alcance de objetivos assumidos pelo Brasil em acordos como o de Paris em 2016 e ressaltados na COP26 em 2021.

Portanto nesta revisão é abordada a ação antrópica na potencialização do efeito estufa e, conseqüentemente, no aquecimento global. As principais rotas de formação dos GEE são expostas indicando os fatores mais importantes que influenciam a formação e emissão desses gases, e a compreensão sobre a influência das modificações do uso da terra nas rotas de emissão.

2.1 Efeito estufa e aquecimento global: uma breve explanação

O efeito estufa e a presença dos GEE na atmosfera são fenômenos naturais. Uma parte da radiação que chega ao planeta Terra é absorvida pelos oceanos, rios, solo e plantas, outra parte da energia é refletida para o espaço, onde é retida por uma camada de gases na atmosfera composta principalmente de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O),

esse fenômeno é denominado efeito estufa. A retenção de parte da radiação solar incidente na atmosfera é responsável por manter o planeta aquecido, impedindo-o de congelar (OKTYABRSKIY, 2016).

Ao longo dos últimos séculos houve significativas mudanças na intensidade de produção dos gases e na quantidade de emissões, assim, a camada de GEE na atmosfera está se tornando cada vez mais espessa e conseqüentemente está retendo mais energia estimulando assim o aquecimento global de forma desenfreada (XU; CUI, 2021).

Segundo o IPCC (2007) o aquecimento global é caracterizado pelo aumento substancial da temperatura média do planeta, influenciando na velocidade de degelo das calotas polares, no aumento no nível dos mares, na extinção de vários organismos vivos como plantas e animais e alterações nas condições climáticas, ocasionando impactos negativos na produtividade das áreas agrícolas.

Os GEE estão presentes na atmosfera em diferentes concentrações, sendo a ordem de grandeza: CO₂ (66%), CH₄ (16%) e N₂O (7%) do total de GEE presentes na atmosfera. Os gases são expressos em equivalente de CO₂ ou Potencial de Aquecimento Global (PAG), assim, o CO₂ tem peso de 1 PAG, o CH₄ tem peso de 28 PAG e o N₂O tem peso de 265 PAG (IPCC, 2019). Vale ressaltar que devido a ameaça do aquecimento global à sobrevivência do ser humano no planeta Terra, diversas nações têm se mobilizado na busca por meios de mitigar as emissões de GEE.

Em 2016 o Brasil assinou o acordo de Paris e se comprometeu a reduzir suas emissões de GEE em 37% até 2025 quando comparando esses dados aos de 2005, ratificando metas já estabelecidas pela Lei nacional nº12.187 de 2009 e pelo decreto nacional nº 9.578 de 2018 (BRASIL, 2009; BRASIL, 2018; TALANOA, 2020). Em 2021 durante a COP26 o país reafirmou seus objetivos estipulando redução de 50% das emissões de GEE comparando os dados de 2030 a 2005 (BRASIL, 2021a). Ademais, desde 2010 o Brasil possui implantado o plano ABC que visa uma economia de baixa emissão de GEE na agricultura atuando em 7 categorias, sendo elas: recuperação de pastagens, integração lavoura-pecuária-floresta e sistemas agroflorestais, sistema plantio direto, fixação biológica de nitrogênio, florestas plantadas, tratamento de dejetos de animais e adaptação às mudanças climáticas (BRASIL, 2021b).

2.2 Emissões de CO₂ pelo solo

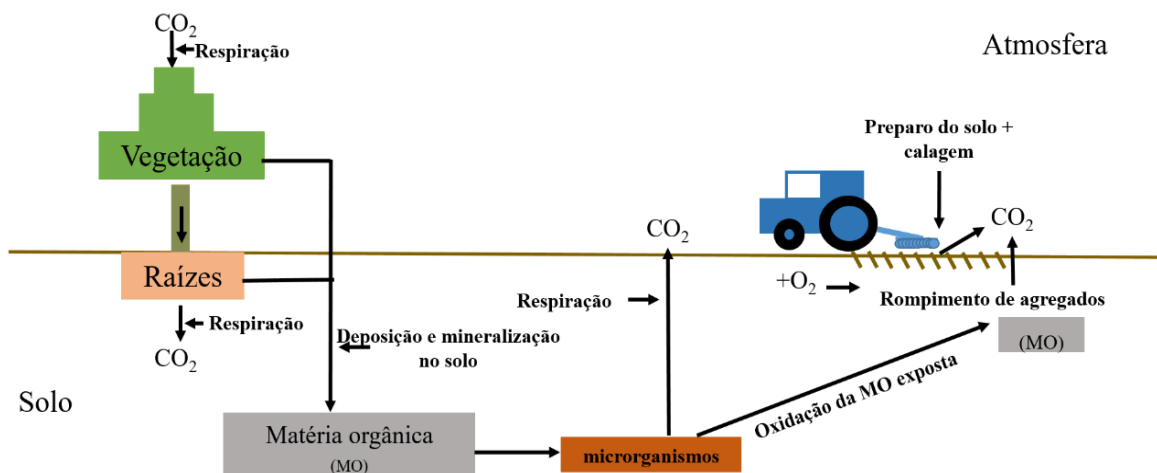
O solo é o principal reservatório de carbono do planeta, sendo a matéria orgânica (MO) constituída por 55 – 60% em massa de C considerada um dos maiores reservatórios do mundo

com 1.300 a 1.500 Pg de C no primeiro metro superficial (JACKSON et al., 2017). No solo as emissões de CO₂ estão relacionadas à respiração de raízes, microrganismos e com a decomposição da MO. Tratando-se especificamente de mudanças no uso da terra, as emissões de CO₂ são decorrentes principalmente de alterações nas concentrações das diferentes frações da MO do solo, mediante qualidade, adição ou remoção da mesma, além da fertilidade (YANG et al., 2017).

Usualmente mudanças de uso da terra causam alterações nos parâmetros químicos do solo, principalmente decorridos das diferenças de manejo entre o novo e o antigo sistema (D' CARVALHO et al.; 2018) ademais, algumas modificações realizam queima da biomassa (CHANG et al. 2021) levando à perdas nos estoques de C impulsionando as emissões de CO₂ (ANDREW et al.; 2021). As mudanças de uso da terra também podem influenciar na temperatura do solo, sendo essa considerada um fator limitante para a produção do CO₂ ($R^2 = 55$) uma vez que influencia na atividade microbiana do solo (ZHANG et al. 2018; 2020).

O revolvimento do solo presente em algumas atividades envolvidas na mudança de uso da terra pode ser um contribuinte para a emissão de CO₂, pois causa rompimentos nos agregados permitindo maior aeração (MOGES; DAGNACHEW; YIMER, 2013). Esse rompimento reflete em uma maior exposição da MO viabilizando o aumento da oxidação por microrganismos do C orgânico presente no solo, resultando em maior produção de CO₂ (Figura 1) (JACKSON et al., 2017, SAMSON et al., 2021). O preparo do solo também aumenta a drenagem proporcionando maior condição de aeração e melhores condições para a decomposição da MO por microrganismos (LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2020).

Figura 1 - Ciclo do Carbono (C) no solo



MO: matéria orgânica, CO₂: dióxido de carbono, O₂: oxigênio

Fonte: adaptado de Jackson et al. (2017); Lavallee; Soong; Cotrufo, (2020); Tavanti et al. (2020); Chang et al. (2021)

Por tanto a MO do solo é um dos principais fatores que regulam as emissões de CO₂, usualmente ela vem sendo dividida em duas frações, sendo elas: (1) carbono orgânico particulado (COP), (2) carbono orgânico associado a minerais (CAM). O COP possui densidade inferior a 1,6-1,85 g/cm³ ou superior a 1,6-1,85 g/dm³, porém, associados a um tamanho de partícula superior a 50-63 µm, já o CAM possui densidade superior a 1,6-1,85 g/dm³ associado a um tamanho de partícula inferior a 50-63 µm (LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2020).

Dentre as duas frações da MO do solo, o COP se destaca como fator influenciador da emissão de CO₂, sendo considerada uma fração mais grosseira do C no solo, enquanto o CAM é uma fração mais estável com menor possibilidade de ser reduzida no solo, pois detém associação organomineral (MIKUTTA et al., 2019; LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2020). Dessa forma, os maiores níveis de CAM no solo estão associados à menores emissões de CO₂.

Já o papel da textura do solo na proteção da MO e formação de frações mais estáveis do C no solo e consequente redução da emissão de GEE, ainda é contraditório. Bruun et al. (2015), Miranda et al. (2016) e Tavanti et al. (2020) demonstraram que a argila é capaz de proteger a MO do solo, logo, é capaz de impedir a oxidação do C em CO₂. Em contrapartida, Midwood et al. (2021) afirmaram que a textura do solo não tem alta correlação ($R^2 = 0,007 - 0,17$) com o processo de estabilização do C e a consequente formação das frações da MO, principalmente o CAM. Segundo esses autores, em solos argilosos a maior presença do CAM é decorrida do intemperismo mineral associado à alta umidade e não ao efeito direto da argila.

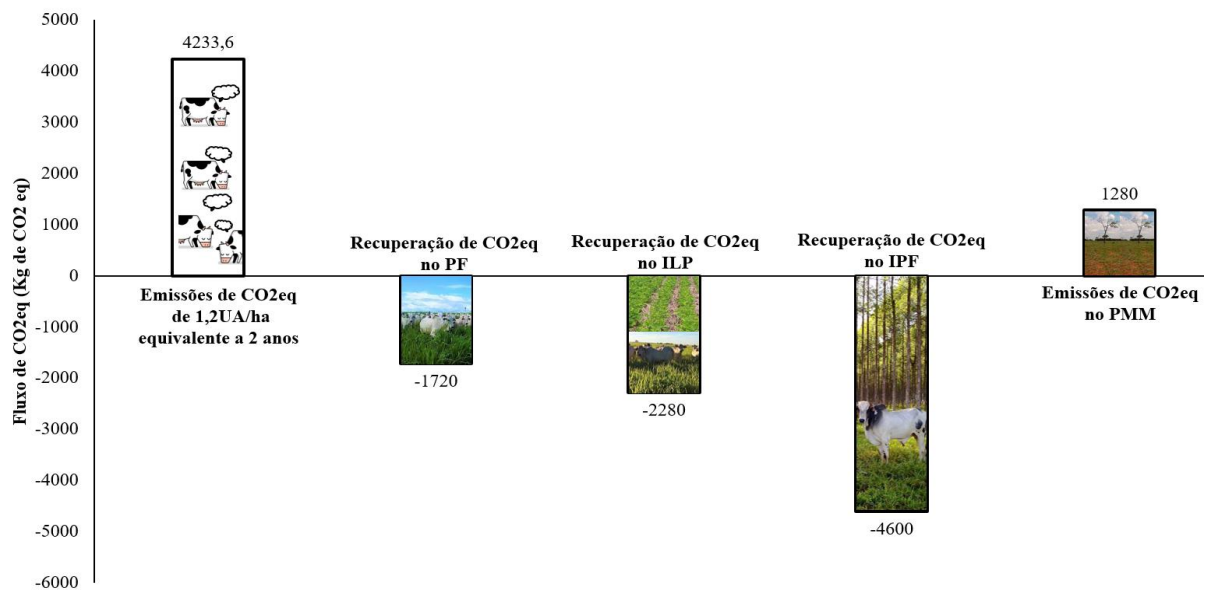
Uma alternativa para a redução das emissões de CO₂ em função do uso da terra é a diminuição nas práticas de preparo mecânico do solo, pois isso resultará em acúmulo nos níveis de MO, esse efeito ocorre majoritariamente nas camadas superficiais 0-30 cm conforme observado por Riltt et al. (2017) ao converterem pastagens para áreas de agricultura e por Damian et al. (2021) ao converterem pastagens mal manejadas em áreas de interação lavoura-pecuária-floresta ou em para áreas de pastagem bem manejadas.

Conforme observado no parágrafo anterior, a conversão de alguns usos da terra em sistemas de pastagem não costumam resultar em perdas nos ECOS, contudo essas mudanças exercem sim redução nos níveis de C, porém esse comportamento concentra-se nos primeiros anos após a conversão. É esperado que após 10 anos da conversão para sistemas de pastagem (desde que bem manejadas) os ECOS já estejam semelhantes ou superiores aos valores iniciais à implantação do sistema, grande parte desse resultado é ocasionado pela ampla deposição de C ao solo mediante à ação das gramíneas implantadas no sistema (SANTOS et al., 2019;

PINHEIRO et al. 2021). Já a conversão de áreas de pastagem ou de mata nativa à áreas de agricultura podem resultar em queda constante por até 25 anos após conversão nos ECOS, fato esse ocasionado pelo preparo do solo com uso de maquinário e pela baixa cobertura do solo em alguns períodos do ano (Dalal et al. 2021).

Conforme um compilado realizado (Figura 2) é possível observar que o cumulativo de C em sistemas bem gerenciados de pastagem conseguem neutralizar as emissões de CO₂eq de algumas taxas de lotação animal, indicando esses tipos de uso da terra como alternativas para consorciar ganho econômico à produção sustentável. Com base nesses trabalhos também fica claro que sistemas de pastagem mal gerenciados colaboram com a emissão de CO₂ para a atmosfera, não somente por emitirem CO₂, mas sim, porque não estocam C.

Figura 2 - Comparação entre emissão de CO₂eq entérico por bovinos e a recuperação estocada de CO₂eq exclusiva pelo solo de diferentes sistemas, todos equivalentes a um período de 2 anos



Legenda: **PMM**: pasto mal gerenciado (produtividade de 3,7Mg ha⁻¹); **PF**: pasto fertilizado, **ILP** : Interação lavoura pecuária, **IPF**: interação pecuária floresta

Fonte: adaptado de Resende et al. (2019) e Damian et al (2021)

Em sistemas de pastagem mal gerenciadas a entrada de C no solo é reduzida principalmente pela baixa eficiência das gramíneas do sistema em produzir raízes e palhada, semelhante ao que ocorre em áreas de agricultura, essa menor entrada de C no solo não consegue mitigar as emissões que ocorrem naturalmente nestes dois usos da terra (TAVANTI et al. 2020).

Por tanto, em geral aponta-se que o CO₂ é influenciado pelos estoques de C do solo, uma vez que esse é o principal substrato pelos microrganismos para a produção desse gás. Contudo, esse C pode ser encontrado no solo em formas mais resistentes ou susceptíveis à oxidação, embora ambas estejam sujeitas à oxidação microbiana. Em adicional, mudanças de uso da terra influenciam nas características químicas do solo podendo gerar aumento da exposição do C ao efeito da oxidação microbiana.

2.3 Emissões de CH₄ no solo

O gás metano (CH₄) possui capacidade de absorção de radiação infravermelho 28 vezes maior que o potencial do CO₂ (IPCC, 2019). Sua produção no solo é dependente de microrganismos anaeróbios que decompõem o carbono normalmente em condição de alagamento e nessas condições, sua faixa de temperatura ideal para produção é de 37° a 45° C (VIEIRA et al., 2008).

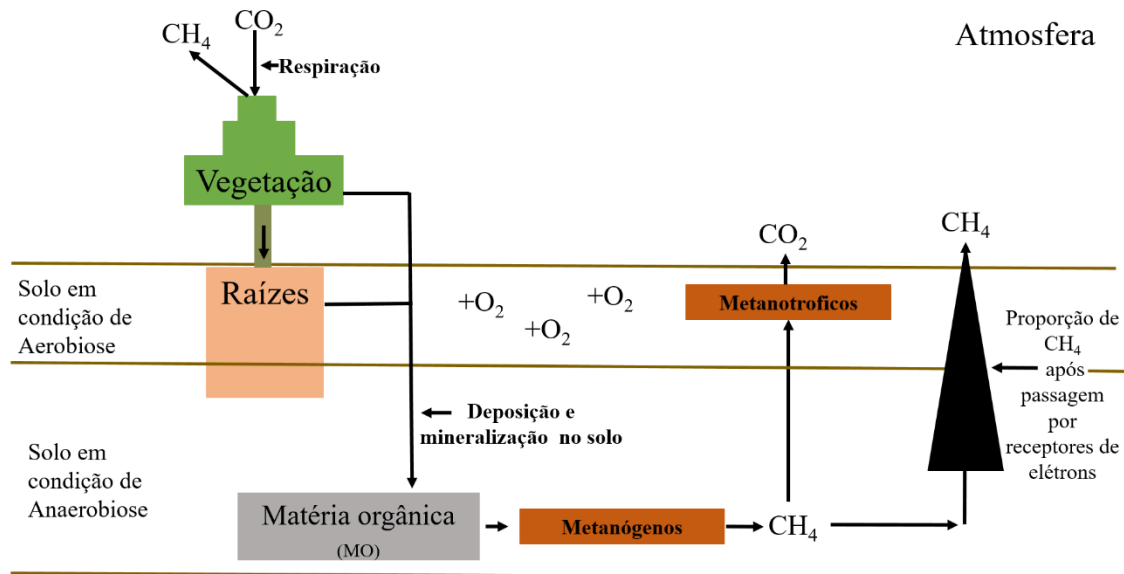
A produção de CH₄ ocorre a partir da ação de microrganismos denominados metanogênicos em condição de anaerobiose, esses usam de substratos como acetato, formato, H₂, CO₂ e compostos metilados (EVANS et al., 2019; MAYER et al., 2020). Já sua oxidação pode ser realizada por microrganismos denominados metanotróficos que o utilizam como única fonte de alimento em condições aeróbias, e adicionalmente, o metano também pode ser oxidado por oxidantes de amônia (NH₃), mas em ambas as vias de oxidação o CH₄ é convertido no solo em CO₂ (CHANG et al., 2021).

O processo de conversão de CH₄ em CO₂ no solo pode ser realizado por *Archeas* oxidantes de amônia (AOA), bactérias oxidantes de amônia (BOA) e metanotróficos, sendo que as AOA possuem maior afinidade com o CH₄, conseqüentemente quanto maior o número de AOA menor será o de BOA no solo (R²=0,53). Além disso, as AOA são pouco afetadas pelas mudanças do solo, principalmente com o aumento de temperatura e redução da umidade, podendo assim ser uma das principais rotas de oxidação do CH₄ no solo após mudanças de uso da terra (XU et al., 2021). No entanto, o inverso também pode ser aplicado, uma vez que o amônio (NH₄) um dos possíveis produtos do uso de nitrogênio como fertilizante também pode ser oxidado por metanotróficos, logo esse pode ser considerado como um competidor com o metano pela *monoxigenase* (enzima responsável pela oxidação do CH₄) (MOSIER et al. 1991).

Em solo sob condições de anaerobiose, a MO é decomposta por microrganismos em frações menores através de processos de hidrólise e fermentação. Os principais produtos finais deste processo são o CO₂ e o CH₄, em que posteriormente o CH₄ é difundido para a camada superior do solo, onde ocorre condição de aerobiose, nessa região ele pode ser oxidado por

organismos metanotróficos. No entanto, durante o processo de difusão para a camada superior pode ocorrer uma série de reações entre o CH_4 e n-receptores de elétrons, assim parte do CH_4 produzido a partir da decomposição da MO não chega a ser emitido para a atmosfera (Figura 3) (DEAN et al., 2018). Podemos citar como principais aceptores de elétrons do solo os óxidos de ferro e manganês (SILVA et al. 2011).

Figura 3 – Ciclo do metano (CH_4) no solo



MO: matéria orgânica, CO_2 : dióxido de carbono, CH_4 : metano

Fonte: adaptado de Silva et al. (2011); Keppler et al. (2006); Dean et al. (2018); Chang et al. (2021); Xu et al. (2021)

A produção de CH_4 proveniente do solo também está relacionada à deterioração da MO em condições alagadas, frequentemente observadas em sistemas agrícolas como em cultivos de arroz (SILVA et al., 2011; LIU et al., 2021). Esse processo também pode ocorrer em outras culturas em decorrência da alta precipitação em determinados períodos do ano, o que também pode levar algumas áreas à produzirem CH_4 , ocasionado pela saturação de umidade máxima do solo (KROEGER et al., 2021). Contudo, mudanças de uso da terra em que ocorre a conversão de um sistema para áreas de agricultura costumam gerar redução nas emissões de metano, uma vez que nestes sistemas ocorre uma redução dos ECOS e umidade do solo (ONDIEK et al., 2021; WACHIYE et al. 2021).

Em uma meta-análise avaliando emissões de GEE em diferentes sistemas agrícolas, Shakoor et al. (2021) constataram que as emissões de CH_4 aumentaram quando foi aplicado esterco de aves em solo com $\text{pH} > 7$, saturação de umidade do solo $> 60\%$, em área de cultivo

de arroz e em locais em que a área estava em descanso sem cobertura, sendo também verificado maiores emissões do gás em plantios com duração inferior a 320 dias. Cardoso et al. (2020) verificaram que a emissão de CH₄ é influenciada pela umidade e temperatura do extrato superior do solo (a faixa de temperatura do solo no estudo foi de 18-28° C), quanto maiores forem ambas, maior será a emissão de metano. Já segundo Parashar et al. (1993) a partir de 35° C ocorre uma redução da atividade metanogênica, discordando de (VIEIRA et al., 2008).

Segundo Sainju, Ghimire e Dangi (2021), há uma correlação entre concentrações de N aplicado e emissões de CH₄, para o sistema de monocultura ($R^2=0,56$) e para o sistema de rotação de cultura gramínea – leguminosa ($R^2= 0.91$), concluindo que o uso de rotação de culturas com leguminosas quando associado a diminuição da fertilização nitrogenada podem reduzir a emissão de CH₄ em -1 kg Ceq ha⁻¹. No entanto, o trabalho destaca que ainda não existe um consenso sobre a influência da fertilização na emissão de CH₄.

Evidências da maior emissão de CH₄ em áreas de pastagem após a substituição da floresta tropical pela pecuária foram observadas por Kroeger et al. (2021) na região Amazônica. Esse fenômeno está relacionado à uma maior concentração de microrganismos metanogênicos nessas áreas. Os mesmos autores verificaram a necessidade de mais estudos para a identificar o motivo do aumento na concentração de bactérias metanogênicas no solo, e sugeriram como possíveis fatores o pH, vegetação, compactação, entradas de nutrientes do gado, níveis de COS entre outros, o mesmos fatores também foram citados por Mayer et al. (2020).

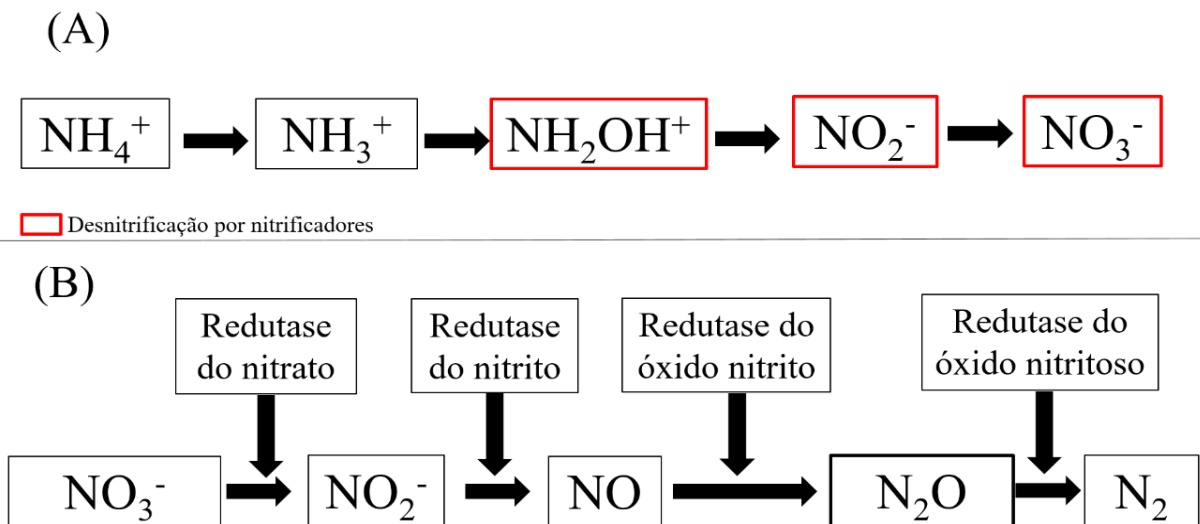
Em estudo de Ma et al. (2020), avaliando a emissão de CH₄ em áreas de pastejo intensivo (HG), áreas de pastagem artificial (AG) e em áreas de agricultura com fertilização de 100 kg de N ha⁻¹ (CL), encontraram diferença estatística para os resultados obtidos na força de absorção de CH₄ pelo solo de 14,7; 3,28 e 1,24 kg CH₄ - C ha⁻¹ ano⁻¹ para as áreas de CL, AG e HG respectivamente, a justificativa foi que a maior drenagem do solo e a textura mais arenosa das áreas de CL e AG tornou o solo mais aerado, favorecendo a absorção do metano. Os autores ainda concluem por meio de meta-análise que as emissões de CH₄ dependem de carbono orgânico do solo, nitrogênio total do solo, densidade aparente do solo, amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) do solo, temperatura do solo e conteúdo de água do solo. Liu et al. (2021) também observaram correlação positiva entre as emissões de CH₄ e ECOS.

Assim, os principais fatores de emissão do gás metano pelo solo atribuído nos trabalhos analisados compreenderam à umidade, microbiologia e à disponibilidade de MO no solo, sendo que a conversão de áreas úmidas em áreas de agricultura pode reduzir a produção de metano, uma vez que diminui a umidade e os estoques de carbono do solo.

2.4 Emissões de N₂O no solo

O óxido nitroso (N₂O) é uma das formas gasosas do Nitrogênio (N) produzido durante o processo de nitrificação mediante alguns microrganismos nitrificadores (Figura 4A), sendo também produzido durante o processo de desnitrificação mediante microrganismos desnitrificantes através da *redutase* do óxido nítrico que é comumente associado como principal processo de formação do N₂O (Figura 4B). Há também outros processos de emissão de N₂O que são a codesnitrificação e a quimiodesnitrificação, no entanto o produzem em menor proporção (VIEIRA, 2017). Em áreas de agricultura, sua produção ocorre principalmente pela conversão de fertilizantes nitrogenados em N₂O. Já em áreas de pastagem, sua produção é derivada da aplicação de fertilizantes e pela deposição de N na urina pelos animais (CLOUGH et al. 2020).

Figura 4 – Processos de Nitrificação (A) e Desnitrificação (B), envolvidos na produção de N₂O



NH₄⁺: amônio; NH₃⁺: amônia; NH₂OH: hidroxilamina; NO₂⁻: nitrito; NO₃⁻: nitrato; NO: óxido nítrico, N₂: dinitrogênio; N₂O: óxido nitroso

Fonte: adaptado de Vieira (2017)

A produção desse gás no solo é dependente da ação de bactérias, fungos e *Archeas* que utilizam o amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) disponível do fertilizante, urina dos animais ou da MO do solo como principal substrato durante alguma das fases do ciclo do N (MERLOTI et al., 2019). As *Archeas* oxidantes de amônia (AOA) dominam em solos onde há baixa concentração de NH₄⁺ e produzem menos N₂O comparadas às bactérias oxidantes de amônia (BOA) (PROSSER et al. 2020). Já os fungos podem realizar o processo de desnitrificação,

preferindo usar NO_3^- e NO_2^- para formar N_2O , uma vez que esses são incapazes de formar o N_2 , pois não possuem a enzima *redutase* do N_2O (MAEDA et al. 2015).

A fertilização nitrogenada pode interagir com a umidade e com a disponibilidade do C orgânico no solo, gerando uma maior proporção de nitrato, sendo este um dos principais substratos do processo de desnitrificação do N e, a consequente emissão de N_2O como um dos produtos finais. Esse efeito pode ser potencializado pela disponibilidade de C no solo uma vez que este também é um elemento indispensável para a maioria dos processos microbianos (GELFAND et al., 2015; CARDOSO et al. 2017). Picos de emissão do N_2O normalmente encontram-se poucos dias após a aplicação de fertilizantes nitrogenados (ZUROVEC et al., 2021).

Nas primeiras 24 – 48 horas os fertilizantes nitrogenados, principalmente a ureia, quando adicionados ao solo perpassam pela ação da enzima *urease* que hidrolisa ureia a amônio (NH_4^+) e íons de carbonato (CO_3^{2-}). O carbonato é hidrolisado futuramente em bicarbonato (HCO_3^-) e íons de OH, o que aumenta drasticamente o pH do solo ($\text{pH} > 8$). Esse elevado pH tem a capacidade de fazer com que a MO do solo libere NH_3^- , pois o OH afeta a relação $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3^-$ uma vez que em pH mais elevados o N da ureia tende a ficar na forma de amônia. Por fim essa maior disponibilidade de NH_3^- pode ser oxidada por BOA podendo gerar N_2O (CLOUGH et al. 2020).

Yuttitham, Chidthaisong e Ruangchu (2020) corroboraram que as emissões de N_2O podem ser potencializadas pela aplicação de fertilizantes e Silva et al. (2011) observaram que as emissões de N_2O podem estar associadas aos teores de carbono (C) e nitrogênio (N) microbiano. Dados do IPCC (2007) demonstraram que em condições ambientais ideais os fertilizantes agrícolas nitrogenados podem corresponder até 1% das emissões de N_2O . As áreas agrícolas que usam fertilização nitrogenada estão sujeitas a maiores emissões de N_2O (IPCC, 2007; BELL et al., 2015), principalmente as que utilizam a ureia, pois após reação deste fertilizante com a água do solo ocorre a formação de amônio podendo este ser utilizado posteriormente no processo desnitrificação por nitrificadores (VIEIRA, 2017).

A utilização de fertilização com resíduos animais também pode estimular as emissões de N_2O e NO_x . Pu et al. (2019) comparando aplicação de nitrogênio em forma de esterco suíno (ES), esterco suíno + NPK (ESNPK), resíduo de colheita + NPK (RCNPK) e NPK isolado (NPK), a emissão de N_2O foi maior nas áreas fertilizadas com ES e menores nas áreas de ESNPK e RCNPK quando comparadas as áreas fertilizadas apenas com NPK, esse resultado foi decorrente da inibição das enzimas que reduzem nitrato e nitrito.

Na pecuária a emissão de N_2O é relacionada à associação da deposição de urina e esterco ao solo, a urina libera N ao solo e as fezes realizam o fornecimento de C (CARDOSO et al., 2017). No entanto, embora essa seja uma combinação favorável para a produção de N_2O , a liberação de N pelo esterco é lenta, o que pode favorecer a formação de baixos níveis de NH_4^+ no solo, estimulando a presença de AOA e conseqüentemente menores emissões de N_2O (CLOUGH et al. 2020).

A concentração de MO presente no solo também pode influenciar na produção de N_2O , uma vez que essa em grande quantidade no solo age como um tamponante do pH, o que faz com que a concentração de NH_4^+ seja reduzida na solução do solo em resposta a esse fenômeno, as concentrações subsequentes de NH_3 , NO_x^- e N_2O também são reduzidas (BREUILLIN-SESSOMS et al., 2017).

Outro fator inerente ao solo e capaz de influenciar nas emissões de N_2O é a textura do solo. Segundo Carmo et al. (2005), a textura do solo quando associada a umidade poderá influenciar a emissão de N_2O , pois está diretamente relacionada com a capacidade de retenção de água logo após o enchimento dos micros e macroporos. Com a saturação por água, ocorre a condição de anaerobiose suficiente para alguns microrganismos produzirem N_2O . Assim, solos argilosos tendem a emitir mais N_2O (PIHLATIE et al., 2004). É importante ressaltar que a produção de N_2O também pode ocorrer em condição de aerobiose devido a ação de microrganismos aeróbios, portanto a condição de aerobiose não é um fator limitante para a produção de N_2O e não deve ser desprezada como justificativa para quantificação do gás (XU et al., 2013).

O pH do solo também pode influenciar na emissão de N_2O através da inibição ou potencialização das enzimas envolvidas nos processos de nitrificação e desnitrificação, como também influencia a população microbiana presente no solo (SAGGAR et al., 2013). O pH entre 5,4 e 5,9 potencializa as emissões de N_2O devido ao maior processo de desnitrificação (RUSSENES et al., 2016). Menores valores de pH também reduzem a *redutase* do óxido nitroso (Figura 4B), o que acaba aumentando as emissões de N_2O (ZHENG et al., 2019). Quando comparado sistemas de pastagens com e sem manejo de calagem por longos períodos observou-se diferenças em relação a emissão de N_2O . Solos de pastagem que foram corrigidos por meio da calagem apresentam aumento no pH e redução das emissões de N_2O (ZUROVEC et al., 2021).

As emissões de N_2O são influenciadas pelas modificações de uso da terra, principalmente em áreas em que ocorre a substituição da floresta nativa pela agricultura ou por pastagens (PEDRINHO et al., 2018). Nessas áreas ocorrem alterações microbiológicas no solo

favorecendo o processo de nitrificação e desnitrificação, enquanto que a floresta natural é considerada um sumidouro de N₂O (MERLOTI et al., 2019).

Para tentar reduzir a emissão de N₂O por fertilizantes nitrogenados, a fixação biológica de nitrogênio (FBN) por leguminosas pode ser uma opção. Segundo Sant'Anna et al. (2018), que avaliaram três leguminosas utilizadas em sistema de adubação verde, comprovaram a emissão de N₂O decorrente dos resíduos das plantas. No entanto, as concentrações de emissão foram inferiores aos estipulados pelo IPCC e demonstraram que a utilização de culturas capazes de realizar FBN é vantajosa por diminuir as necessidades de fertilizantes nitrogenados, e consequentemente reduzem as emissões de CO₂ produzidas durante o processo de fabricação, distribuição e aplicação. Ademais o uso de leguminosas pode compensar a necessidade de fertilização nitrogenada em sistemas de pastagem (BODDEY et al., 2020), ficando assim evidentes alternativas de manejo para a mitigação desse GEE.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mudanças de uso da terra interferem nos parâmetros químicos, físicos e biológicos do solo, influenciando na emissão de GEE para atmosfera. O CO₂ é produzido naturalmente no solo pela ação de microrganismos, sua emissão depende principalmente dos ECOS. A produção de CH₄ também depende dos ECOS, porém esse é produzido em condição de anaerobiose, sendo que solos de alta drenagem ou com baixo ECOS apresentam dificuldade para produzir esse gás. Já o N₂O, é dependente da disponibilidade de substrato (NH₄⁺ ou NO₃⁻), solos de agricultura geralmente são associados à maiores emissões desse gás, porém isso é consequência da maior entrada de N nesse sistema de uso da terra.

REFERÊNCIAS

1. ANDREW, J. M.; KIRSTEN, D. H.; TIRHAS, G.; DAVID, E.; MELANIE, D. J. Storage of soil carbon as particulate and mineral associated organic matter in irrigated woody perennial crops. **Geoderma**, v. 403, 11 5185, 2021.
2. BELL, M. J.; HINTON, N.; CLOY, J. M.; TOPP, C. F. E.; REES, R. M.; CARDENAS, L.; T. SCOTT, C.; WEBSTER, R.W.; ASHTON, A.P.; WHITMORE, J.R.; WILLIAMS, H.; BALSHAW, F.; PAINE, K.; GOULDING, W.T.; CHADWICK, D. R. Nitrous oxide emissions from fertilised UK arable soils: Fluxes, emission factors and mitigation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 212, p. 134–147. 2015.
3. BRASIL, Lei nº 12.187, DE 29 DE DEZEMBRO DE 2009. **Diário Oficial da União - DOU**, 2009.

4. BRASIL, **MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE**. Acesso em 10-06-2022, disponível em < <https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/brasil-inicia-agenda-de-negociacoes-com-boas-perspectivas>>. 2021a.
5. BRASIL, **MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO**. Acesso em 20-12-2022, disponível em < <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/plano-abc-agricultura-de-baixa-emissao-de-carbono> >. 2021b.
6. BRASIL, Nº 9.578, DE 22 DE NOVEMBRO DE 2018. **Diário Oficial da União - DOU**, 2018.
7. BREUILLIN-SESSOMS, F. VENTEREA, R.T., SADOWSKY, M. J.; COULTER, J.A.; CLOUGH, T.J.; WANG, P. Nitrification gene ratio and free ammonia explain nitrite and nitrous oxide production in urea-amended soils. **Soil Biol Biochem**, v. 111, p. 143-153, 2017.
8. BRUUN, T.B.; ELBERLING, B.; DE NEERGAARD, A.; MAGID, J. **Organic carbon dynamics in different soil types after conversion of forest to agriculture**. L. Degrad. 2015, p. 272–283.
9. CARDOSO, A. DA 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**, v. 30, p. 607-617. 2020.
10. CARDOSO, A. DA S.; QUINTANA, B. G.; JANUSCKIEWICZ, E. R.; BRITO, L. DE. F.; MORGADO, E. DA. S.; REIS, R. A.; RUGGIERIA, A. C. 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.
11. CARMO, J. B.; ANDRADE, C. A.; CERRI, C. C.; PICOLLO, M. C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, p. 735-746, 2005.
12. CHANG, J.; CIAIS, P.; GASSER, T.; SMITH, P.; HERRERO, M.; HAVLÍK, P.; OBERSTEINER, M.; GUENET, B.; GOLL, D. S.; LI, W.; NAIPAL, V.; PENG, S.; QIU, C.; TIAN, H.; VIOVY, N.; YUE, C.; ZHU, D. Climate warming from managed grasslands cancels the cooling effect of carbon sinks in sparsely grazed and natural grasslands. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, 2021.
13. CLOUGH, T. J.; CARDENAS, L. M.; FRIEDL, J.; WOLF, B. Nitrous oxide emissions from ruminant urine: science and mitigation for intensively managed perennial pastures. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 47, p. 21–27. 2020.
14. DALAL, R. C.; THORNTON, C. M.; ALLEN, D. E.; OWENS, J. S.; KOPITTKE, P. M. Long-term land use change in Australia from native forest decreases all fractions of soil organic carbon, including resistant organic carbon, for cropping but not sown pasture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 311, 107326, 2021.
15. DAMIAN, J. M.; MATOS, E. S.; PEDREIRA, B. C.; CARVALHO, P. C. F.; PREMAZZI, L. M.; WILLIAMS, S.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C. E. P. Predicting soil C

changes after pasture intensification and diversification in Brazil. **CATENA**, 202, 105238. 2021.

16. DE CARVALHO, M.A.C.; PANOSSO, A. R.; RIBEIRO TEIXEIRA, E.E.; ARAÚJO, E.G.; BRANCAGLIONI, V.A.; DALLACORT, R. Multivariate approach of soil attributes on the characterization of land use in the southern Brazilian Amazon. **Soil Tillage Res**, v. 184, p. 207–215. 2018.

17. DEAN, J. F.; MIDDELBURG, J. J.; RÖCKMANN, T.; AERTS, R.; BLAUW, L. G.; EGGER, M.; MIKE S. M. J.; ANNIEK E. E. J.; MEISEL, O. H.; RASIGRAF, O.; SLOMP, C. P.; MICHIEL, H.; DOLMAN, A. J. Methane feedbacks to the global climate system in a warmer world. **Reviews of Geophysics**, v. 56, n. 1, p. 207-250. 2018.

18. EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIKA, K.; NGARA, T.; TANAKE, K. 2006 **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Hayama: IGES, 2006.

19. EVANS, P. N.; BOYD, J. A.; WOODCROFT, B. J.; PARQUES, D. H.; HUGENHOLTZ, P.; TUSON, G. W. An evolving view of methane metabolism in the Archaea. **Nature**. v. 17, p. 219-232, 2019.

20. GELFAND, I.; CUI, M.; TANG, J.; ROBERTSON, G. P. Short-term drought response of N₂O and CO₂ emissions from mesic agricultural soils in the US Midwest. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 212, p. 127-133, 2015.

21. IPCC. Climate change 2007: **the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, United Kingdom, 2007. 996 p.

22. IPCC. Resumo para formuladores de políticas. In: *Mudança Climática e Terra: um relatório especial do IPCC sobre mudança climática, desertificação, degradação da terra, gestão sustentável da terra, segurança alimentar e fluxos de gases de efeito estufa em ecossistemas terrestres*. 2019. 41p.

23. JACKSON, R. B.; LAJTHA, K.; CROW, S. E.; HUGELIUS, G.; KRAMER, M. G.; PIÑEIRO, G. The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**. v. 48, p. 419-445, 2017.

24. KEPPLER, F.; HAMILTON, J. T. G.; BRA, M.; RÖCKMANN, T. Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. **Nature**, v. 439, n. 7073, p. 187–191, 2006.

25. KROEGER, M. E.; DELMONT, T. O.; EREN, A. M.; MEYER, K. M.; GUO, J.; KHAN, K.; RODRIGUES, J. L. M.; BOHANNAN, B. J. M.; TRINGE, S. G.; BORGES, C. D.; TIEDJE, J. M.; TSAI, S. M.; NÜSSLEIN, K. New Biological Insights Into How Deforestation in Amazonia Affects Soil Microbial Communities Using Metagenomics and Metagenome-Assembled Genomes. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, p. 1635, 2018.

26. KROEGER, M. E.; MEREDITH, L. K.; MEYER, K. M.; WEBSTER, K. D.; DE CAMARGO, P. B.; DE SOUZA, L. F.; NÜSSLEIN, K. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. **The ISME journal**, v. 15, n. 3, p. 658-672, 2021.

27. LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 261-273, 2020.
28. LIU, X.; PEÑUELAS, J.; SARDANS, J.; FANG, Y.; WIESMEIER, M.; WU, L.; CHEN, X.; CHEN, Y.; JIN, Q.; WANG, W. Response of soil nutrient concentrations and stoichiometry, and greenhouse gas carbon emissions linked to change in land-use of paddy fields in China. **CATENA**, v. 203, 2021.
29. MA, L.; YANG, H.; PAN, Z.; RONG, Y. In situ measurements and meta-analysis reveal that land-use changes combined with low nitrogen application promote methane uptake by temperate grasslands in China. **Science of The Total Environment**, v. 706, 2020.
30. MAEDA, K.; SPOR, A.; EDEL-HERMANN, V.; HERAUD, C.; BREUIL, M.C.; BIZOUARD, F.; TOYODA, S.; YOSHIDA, N.; STEINBERG, C.; PHILIPPOT, L.; N₂O production, a widespread trait in fungi. **Sci Rep.** v, n. 59697, 2015.
31. MERLOTI, L. F.; MENDES, L. W.; PEDRINHO, A.; DE SOUZA, L. F.; FERRARI, B. M.; TSAI, S. M. Forest-to-agriculture conversion in Amazon drives soil microbial communities and N-cycle. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 137, p. 107567, 2019.
32. MEYER, K. M.; MORRIS, A. H.; WEBSTER, K.; KLEIN, A. M.; KROEGER, M. E.; MEREDITH, L. K.; BRAENDHOLT, A.; NAKAMURA, F.; VENTURINI, A.; SOUZA, L. F. DE.; SHEK, K. L.; DANIELSON, R.; HAREN, J. V.; CAMARGO, P. B. DE.; TSAI, S. M.; DINI-ANDREOTE, F.; DE MAURO, J. M. S.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; NÜSSEIN, K.; SALESKA, S.; RODRIGUES, J. L.M.; BOHANNAN, B. J. M. Belowground changes to community structure alter methane-cycling dynamics in Amazonia. **Environment International.**, v. 145, 2020.
33. MIDWOOD, A. J.; HANNAM, K. D.; GEBRETSADIKAN, T.; EMDE, D.; JONES, M. D. Storage of soil carbon as particulate and mineral associated organic matter in irrigated woody perennial crops. **Geoderma**, v. 403, 115185, 2021.
34. MIKUTTA, R.; TURNER, S.; SCHIPPERS, A.; GENTSCH, N.; MEYER-STÜVE, S.; CONDRON, L. M.; PELTZER, DA.; RICHARDSON, S. J.; EGER, A.; HEMPEL, G.; KAISER, K.; KLOTZBÜCHER, T.; UGGENBERGER, G. G. Microbial and abiotic controls on mineral-associated organic matter in soil profiles along an ecosystem gradient. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 1-9, 2019.
35. MIRANDA, E.; CARMO, J.; COUTO, E.; CAMARGO, P. **Long-term changes in soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado under commercial soybean. L. Degrad.** 2016, p. 1586–1594.
36. MOGES, A.; DAGNACHEW, M.; YIMER, F. Efeitos do uso da terra nos indicadores de qualidade do solo: um estudo de caso de Abo-Wonsho Sul da Etiópia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2013, 2013.
37. MOSIER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous-oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, v. 350, p. 330-332, 1991.

38. OKTYABRSKIY, V. P. A new opinion of the greenhouse effect. **St. Petersburg Polytechnical University Journal: Physics and Mathematics**. v. 2, p. 124-126, 2016.
39. ONDIEK, R. A.; HAYES, D. S.; KINYUA, D. N.; KITAKA, N.; LAUTSCH, E.; MUTUO, P.; HEIN, T. Influence of land-use change and season on soil greenhouse gas emissions from a tropical wetland: A stepwise explorative assessment. **Science of the Total Environment**. v. 787, 2021.
40. PARASHAR, D. C.; GUPTA, P. K.; RAI, J.; SHARMA, R. C.; SINGH, N. (1993). Effect of soil temperature on methane emission from paddy fields. **Chemosphere**, 26(1-4), 247–250. doi:10.1016/0045-6535(93)90425-5
41. PEDRINHO, A.; MENDES, L. W.; MERLOTI, L. F.; DA FONSECA, M. DE. C.; CANNAVAN, F. DE. S.; TSAI, S. M. Forest-to-pasture conversion and recovery based on assessment of microbial communities in Eastern Amazon Rainforest. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 95, p. 1-10, 2018.
42. PIHLATIE, M.; SYVÄSALO, E.; SIMOJOKI, A.; ESALA, M.; REGINA, K. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions. **Nutrient Cycling Agroecosystem**, v. 70, n. 2, p. 135-141, 2004.
43. PINHEIRO, F. M.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; TONUCCI, R. G.; VENTURIN, R. P. Soil carbon stock and stability under Eucalyptus-based silvopasture and other land-use systems in the Cerrado biodiversity hotspot. **Journal of Environmental Management**, 299, 113676. 2021.
44. PROSSER, J.I.; HINK L.; GUBRY-RANGIN C.; NICOL, G.W.; Nitrous oxide production by ammonia oxidizers: physiological diversity, niche differentiation and potential mitigation strategies. **Global Change Biol**. V. 26, p. 103–118, 2020.
45. PU, Y.; ZHU, B.; DONG, Z.; LIU, Y.; WANG, C.; YE, C. As emissões de N₂O e NO_x do solo estão diretamente ligadas às atividades enzimáticas do ciclo N. **Ecologia Aplicada ao Solo**. v. 139, p. 15-24, 2019.
46. RESENDE, L. DE O.; MULLER, M. D.; KOHMANN, M. M.; PINTO, L. F. G.; JUNIOR, L. C.; ZEN, S. D.; REGO, L. F. G. Silvopastoral management of beef cattle production for neutralizing the environmental impact of enteric methane emission. **Agroforest Syst**. 2019.
47. RITTL, T. F.; OLIVEIRA, D.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. **Geoderma Regional**, v. 10, p. 138–143, 2017.
48. BODDEY, R. M.; CASAGRANDE, D. R.; HOMEM, B. G. C.; ALVES, B. J. R. Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: A review. **Grass and forage Science**, 2020.

49. RUSSENES, A. L.; KORSAETH, A.; BAKKEN, L. R.; DÖRSCH, P. Spatial variation in soil pH controls off-season N₂O emission in an agricultural soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 99, p. 36-46, 2016.
50. SAGGAR, S.; JHA, N.; DESLIPPE, J.; BOLAN, N. S.; LUO, J.; GILTRAP, D. L.; KIM, D. G.; ZAMAN, M.; TILLMAN, R. W. Denitrification and N₂O: N₂ production in temperate grasslands: processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. **Science and Total Environment**, v. 465, n. 1, p. 173-195, 2013.
51. SAINJU, U. M.; GHIMIRE, R.; DANGI, S. Soil carbon dioxide and methane emissions and carbon balance with crop rotation and nitrogen fertilization. **Science of the Total Environment**. v. 775, 2021.
52. SAMSON, M. E.; CHANTIGNY, M.H.; VANASSE, A; MENASSERI-AUBRY, S.; ROYER, I.; ANGERS, D.A. Management practices differently affect particulate and mineral-associated organic matter and their precursors in arable soils. **Soil Biol. Biochem.**, v. 148, p. 107867 .2020.
53. SANT'ANNA, S. A. C.; MARTINS, M. R.; GOULART, J. M.; ARAÚJO, S. N.; ARAÚJO, E. S.; ZAMAN, M.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. JR.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Fixação biológica de nitrogênio e emissões de N₂O no solo a partir de resíduos de leguminosas em um acrisolo no sudeste do Brasil. **Geoderma Regional**. V. 15, e00196, 2018.
54. SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**, v. 337, p. 394-401, 2019.
55. SHAKOOR, A.; SHAKOOR, S.; REHMAN, A.; ASHRAF, F.; ABDULLAH, M.; SHAHZA, S. M.; FAROOQ, T. H.; ASHRAF, M.; MANZOOR, M. A.; ALTAF, M. M.; ALTAF, M. A. Effect of animal manure, crop type, climate zone, and soil attributes on greenhouse gas emissions from agricultural soilsA global meta-analysis. **Journal of Cleaner Production**. v. 278, 2021.
56. SILVA, L. S. D.; GRIEBELER, G.; MOTERLE, D. F.; BAYER, C.; ZSCHORNACK, T.; POCOJESKI, E. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 473-781, 2011.
57. SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – SEEG. SEEG Brasil. **Emissões totais série histórica**. Disponível em: <http://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#> Acesso em 15/05/2021.
58. TALANOIA – Instituto Internacional de Políticas Públicas. **A Política Nacional de Mudança do Clima em 2020: estado de metas, mercados e governança assumidos na Lei 12.187/2009**. Rio de Janeiro, Brasil. 2020, 83p.
59. TAVANTI, R.F.R.; MONTARINI, R.; PANOSSO, A.R.; SCALA JR, N.L.; NETO, M.C.; FREDDI, O.DA.S.; GAZÁLES, A.P.; CARVALHO. M.A.C.; SOARES, M.B.;

TAVANTI, T.R.; GALINO, F.S. What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO₂ emissions in the Brazilian Cerrado?. **Catena**, v. 194, 104702, 2020.

60. VIEIRA, C. F. A.; LIMA, L. C. D.; COUTINHO, M. M.; CAVALCANTE, F. S. A. Efeitos climáticos do metano na atmosfera. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, v. 29, n. 1, p. 72-83, jun. 2008.

61. VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Brasília: Embrapa. 1 ed. 2017. 165p.

62. WACHIYE, S.; MERBOLD, L.; VESALA, T.; RINNE, J.; LEITNER, S.; ANEN M. R.; VUORINNE, I.; HEISKANEN, J.; PELLIKKA, P. Soil greenhouse gas emissions from a sisal chronosequence in Kenya. **Agricultural and Forest Meteorology**. v. 307, 2021.

63. XU, X.; XIA, Z.; LIU, Y.; LIU, E.; MULLER, K. WANG, H.; LUO, J.; WU, X.; BEIYUAN, J.; FANG, Z.; XU, J.; DI, H.; LI, Y.; Interactions between methanotrophs and ammonia oxidizers modulate the response of in situ methane emissions to simulated climate change and its legacy in an acidic soil. **Science of the Total Environment**. v. 752, 2021.

64. XU, Y.; CUI, G. Influence of spectral characteristics of the Earth's surface radiation on the greenhouse effect: Principles and mechanisms. **Atmospheric Environment**. v. 244, 2021.

65. XU, Y.; XU, Z.; CAI, Z.; REVERCHON, F. Review of denitrification in tropical and subtropical soils of terrestrial ecosystems. **Journal of Soil and Sediment**, v. 13, n. 4, p. 699-710, 2013.

66. YANG, X.; MENG, J.; LAN, Y.; CHEN, W.; YANG, T.; YUAN, J.; LIU, S.; HAN, J. Effects of maize stover and its biochar on soil CO₂ emissions and labile organic carbon fractions in Northeast China. **Agric. Ecosyst. Environ.** v, 240, p. 24–31, 2017.

67. YUTTITHAM, M.; CHIDTHAISONG, A.; RUANGCHU, U. N₂O fluxes and direct N₂O emission factors from maize cultivation on Oxisols in Thailand. **Geoderma Regional**, v. 20, e00244, 2020.

68. ZHANG, Q.; WU, J.; LEI, Y.; YANG, F.; ZHANG, D.; ZHANG, K.; ZHANG, Q.; CHENG, X. Agricultural land use change impacts soil CO₂ emission and its ¹³C-isotopic signature in central China. **Soil and Tillage Research**, v. 177, p. 105–112. 2018.

69. ZHANG, Y.; ZHAO, W.; FU, L.; ZHAO, C.; JIA, A. Land use conversion influences soil respiration across a desert-oasis ecoregion in Northwest China, with consideration of cold season CO₂ efflux and its significance. **CATENA**, v. 188, 104460, 2020.

70. ZHENG, Q.; HU, Y.; ZHANG, S.; NOLL, L.; BÖCKLE, T.; DIETRICH, M.; HERBOLD, C.W.; EICHORST, S.A.; WOEBKEN, D.; RICHTER, A.; WANER, W. Soil multifunctionality is affected by the soil environment and by microbial community composition and diversity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 136, 107521. 2019.

71. ZUROVEC, O.; WALL, D.P.; BRENNAN, F. P.; KROL, D. J.; FORRESTAL, P. J.; RICHARDS, K. G. Increasing soil pH reduces fertiliser derived N₂O emissions in intensively managed temperate grassland, **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 311, 107319, 2021.

CAPÍTULO II

MUDANÇAS DE USO DA TERRA ASSOCIADAS A AUMENTO DE TEMPERATURA E *INPUTS* DE N NO SOLO INTERFEREM NAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA AMAZÔNIA LEGAL

RESUMO

Mudanças de uso da terra são consideradas como uma das principais responsáveis pela emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), principalmente porque com a mudança do sistema ocorre uma série de alterações nos parâmetros do solo. Avaliamos em condições controladas a potencialidade de emissão de GEE por quatro usos da terra submetidos ou não a aumento de temperatura ou *inputs* de Nitrogênio (N) no solo. Os sistemas avaliados foram mata nativa (MN), pasto intensivo (PI), pasto extensivo (PE) e agricultura (AG). Já os gases avaliados foram metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) e dióxido de carbono (CO₂). Quando apenas em função do uso da terra comportam-se como emissores de óxido nitroso (N₂O) com uma média de 107,67 µg N₂O.g de solo seco⁻¹ e consumidores de metano (CH₄) com uma média de -146,5 µg CH₄.g de solo seco⁻¹, em adicional, o aumento da temperatura do solo também impulsionou as emissões N₂O, sendo que a temperatura de 45 °C gerou uma produção de N₂O 42 e 22 vezes mais alta nos sistemas de PE e AG respectivamente em comparação com a média do sistema de MN. Já em relação ao metano a temperaturas de 45 °C gerou um aumento de consumo com uma média de -452 µg CH₄.g de solo seco⁻¹, equivalente a 1,92 e 7,38 vezes a capacidade média de emissão encontradas nas temperaturas de 25 e 35 °C respectivamente, além disso, também foi observada correlação negativa entre temperaturas de incubação e emissão de metano (R = -0,95). Os resultados do *input* de N mostraram que o aumento de N no solo gerou uma maior emissão de N₂O, em que doses de 180 e 270 Kg.N.ha⁻¹ produziram 5 vezes mais que a média dos *inputs* de 0 e 90 Kg.N.ha⁻¹, já sobre a emissão de CO₂, o *input* de 180 Kg.N.ha⁻¹ foi o que mais se destacou, com uma média de 1094 µg CO₂.g de solo seco⁻¹. Em função do *input* de N os sistemas comportaram-se como consumidores de metano (média de -301 µg CH₄.g de solo seco⁻¹), exceto o sistema de pastagem intensiva sem a aplicação de N. também foi verificada correlação negativa entre *inputs* de N e emissão de metano (R = -0,85). Com base em todas as incubações realizadas uma série de fatores químicos, físicos agem em uma complexa rede para a produção de GEE, sendo que o aumento da temperatura estimula a emissão de N₂O principalmente em sistemas de PE e AG, porém também estimula a absorção de metano em

todos os sistemas avaliados. Os *inputs* de N causam uma série de alterações nas concentrações de N mineral do solo, o que acabou gerando efeito sobre a emissão de N₂O.

Palavras-chave: nitrificação, metanogênese, metanotrofia, mineralização

ABSTRACT

Changes in land use are considered to be one of the main factors responsible for the emission of Greenhouse Gases (GHG), mainly because with the change in the system, a series of alterations in soil parameters occur. We evaluated under controlled conditions the potential of GHG emissions by four land uses subject or not to temperature increase or Nitrogen (N) inputs in the soil. The evaluated systems were native forest (MN), intensive pasture (PI), extensive pasture (PE) and agriculture (AG). The gases evaluated were methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O) and carbon dioxide (CO₂). When solely due to land use, they behave as emitters of nitrous oxide (N₂O) with an average of 107.67 µg N₂O.g of dry soil⁻¹ and consumers of methane (CH₄) with an average of -146.5 µg CH₄.g of dry soil⁻¹, in addition, the increase in soil temperature also boosted N₂O emissions, with a temperature of 45 °C generating N₂O production 42 and 22 times higher in PE and AG systems respectively compared to the mean of the MN system. In relation to methane at temperatures of 45 °C, it generated an increase in consumption with an average of -452 µg CH₄.g of dry soil⁻¹, equivalent to 1.92 and 7.38 times the average emission capacity found at temperatures of 25 and 35 °C respectively, in addition, a negative correlation was also observed between incubation temperatures and methane emission (R = -0.95). The N *input* results showed that the increase of N in the soil generated a higher N₂O emission, in which doses of 180 and 270 Kg.N.ha⁻¹ produced 5 times more than the average of *inputs* of 0 and 90 Kg. N.ha⁻¹, as for CO₂ emissions, the input of 180 Kg.N.ha⁻¹ stood out the most, with an average of 1094 µg CO₂.g of dry soil⁻¹. Depending on the N input, the systems behaved as methane consumers (average of -301 µg CH₄.g of dry soil⁻¹), except for the intensive pasture system without N application. A negative correlation was also verified between inputs of N and methane emission (R = -0.85). Based on all incubations carried out, a series of chemical and physical factors act in a complex network for the production of GHG, and the increase in temperature stimulates the emission of N₂O mainly in PE and AG systems, but also stimulates the absorption of methane in all evaluated systems. The N inputs cause a series of changes in mineral N concentrations in the soil, which ended up having an effect on N₂O emission.

Keywords: nitrification, methanogenesis, metanotrofia, mineralization

1 INTRODUÇÃO

A região Amazônica possui uma das maiores biodiversidades e capacidade hídrica disponível no mundo, porém, não tem a atenção apenas por esses motivos (SOUZA et al. 2012). Por ser uma das maiores áreas com uma grande concentração de florestas primárias que contribuem com a estabilidade do clima, muitas políticas externas e internas fazem pressão para que as taxas de desmatamento e queimadas sejam reduzidas na região. Nacionalmente, a redução do desmatamento teria um papel importante na manutenção da produção agrícola, uma vez que a floresta nativa consegue regular o calor extremo e episódios de seca, prejudiciais à agricultura brasileira (SPERA; WINTER; PARTRIDGE, 2020; FLACH et al., 2021; RATTIS et al., 2021).

De modo geral, alterações climáticas como o aumento de temperatura, aparecimento de períodos de seca ou chuvas com maior intensidade e frequência, podem estar associadas aos efeitos negativos do fenômeno conhecido como aquecimento global (OKTYABRSKIY, 2016; XU; CUI, 2021). Esse é causado pelo aumento da concentração de GEE na camada atmosférica, gerando aumento na absorção de radiação, conseqüentemente aumento na temperatura do planeta. Os principais GEE são: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (IPCC, 2019). Os GEE podem ser formados por diversos setores, tais como: energia, agropecuária, processos industriais, resíduos e mudanças de uso da terra, este último é um dos principais contribuintes com a emissão de GEE pelo Brasil (SEEG, 2019).

A significativa contribuição pelas mudanças de uso da terra na emissão de GEE pode ser atribuídas ao volume de C liberado pela queima das árvores durante a conversão da floresta para algum outro uso da terra. E também, pela própria liberação de GEE provenientes naturalmente do solo, sendo esse último afetado pelas diferentes peculiaridades de cada sistema de uso da terra.

No solo, o CO_2 pode ser produzido pelo por meio da respiração de microrganismos e a partir da mineralização do C da matéria orgânica (MO) (LAVALLEE et al. 2020; TAVANTI et al. 2020). O metano pode ser formado no solo por intermédio de microrganismos metanogênicos em condição de anaerobiose, em que esses usam da MO disponível como substrato (CHANG et al. 2021; XU et al. 2021). E o N_2O pode ser produzido no solo por microrganismos desnitrificadores e nitrificadores, sua emissão também está diretamente ligada a quantidade e a forma com que o nitrogênio (N) se encontra no solo (VIEIRA 2017).

A quantificação destes gases pode ser feita com a utilização de câmaras estáticas (um método direto de quantificação), essa metodologia pode ser aplicada à incubações de solo, favorecendo a compreensão dos resultados e fatores influenciadores na emissão de GEE (COSTA et al., 2006; SALESKA et al., 2009). Ademais o impacto do uso da terra sob as emissões de GEE pode ser realizado por biosequencia associado a incubações de solo, em que os diferentes sistemas são coletados e avaliados de uma única vez, sendo necessário que eles apresentem um sistema inicial em comum, proximidade geográfica e condição de textura do solo semelhante (OLSON et al., 2014).

Em geral mudanças de uso da terra, sejam elas quais forem, causarão modificações nos parâmetros químicos, físicos e biológicos do solo. Contudo essas alterações não resultaram necessariamente no aumento da emissão de GEE (TAVANTI et al. 2020). Sendo que um mesmo sistema pode apresentar diferentes dinâmicas de emissão em função de um único fator divergente. Por isso, os estudos sobre mudanças de uso da terra devem ser realizados na região de forma mais ampla e frequente, se possível, verificando a dinâmica de cada sistema em diferentes fatores de resposta, tais como: umidade, temperatura do solo, aplicação de fertilizantes, correção do solo, entre outros, gerando assim um leque maior de resultados de emissão.

Estudos que avaliam o impacto causado pelas mudanças de uso da terra na emissão de GEE pelo solo podem contribuir com o fortalecimento e acurácia dos inventários ambientais realizados na região (SILVA; ALMEIDA; CARVALHO, 2023), ou até, para a geração de dados que facilitem estudos de modelagem de predição com base em cenários hipotéticos (LIU et al., 2021; LI et al., 2022; ZHANG et al., 2022). Já a avaliação do efeito do aumento da temperatura associado ao uso da terra pode ajudar a entender como os diferentes sistemas poderão responder a um possível aumento da temperatura do solo impulsionado pelo aquecimento global e também ajudarão a entender como o solo pode responder imediatamente após a conversão (condição em que o solo é exposto à altas temperaturas). E por fim, estudar qual o efeito da fertilização nitrogenada associada aos diferentes usos da terra sobre as emissões de GEE, é importante para uma região que possui uma agropecuária cada vez mais intensificada, fato esse, possibilitado pela utilização de fertilizantes (YUTTITHAM, CHIDTHAISONG; RUANGCHU (2020) já a avaliação da fertilização em sistemas de mata nativa pode ajudar a compreender sobre o fenômeno de deposição atmosférica do N reativo, um dos principais responsáveis pelo sequestro do C em sistemas de floresta (JANSSENS et al. 2010).

Neste estudo, hipotetizamos que as diferentes características de cada sistema causaria diferença de resposta entre os tratamentos na emissão de GEE. Que o aumento da temperatura

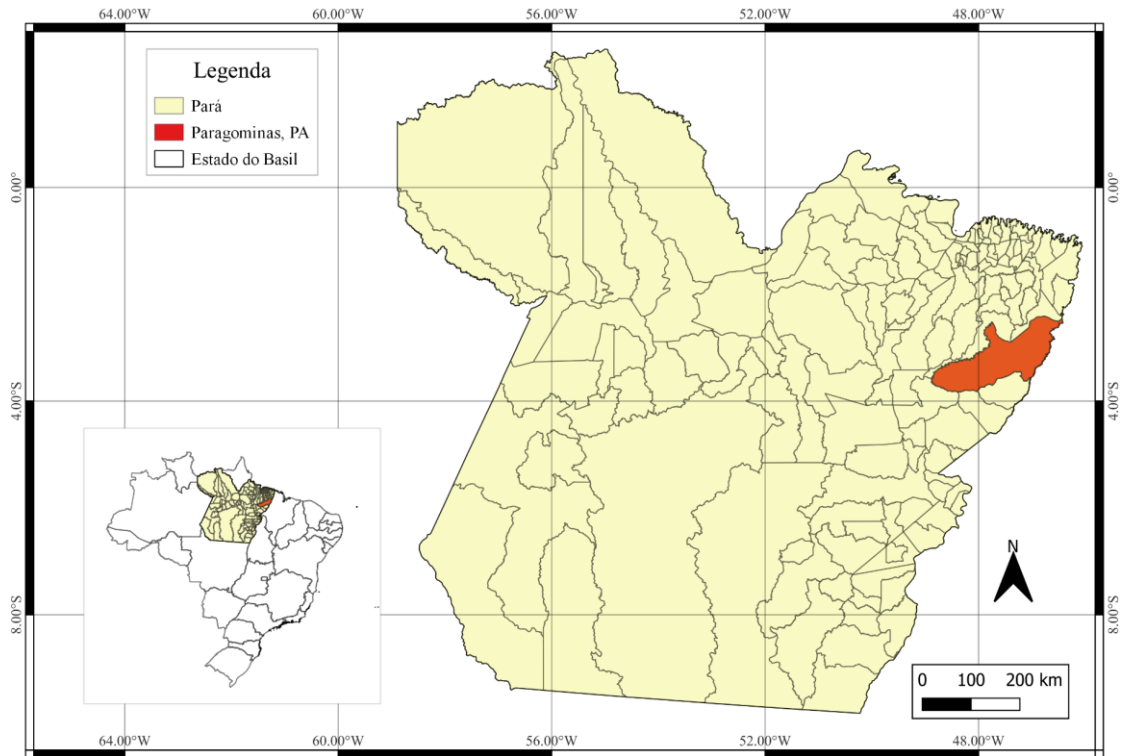
do solo e *input* de N aumentaria a emissão todos os GEE em todos os sistemas avaliados. Para testar essas hipóteses, avaliamos as emissões de GEE, parâmetros de fertilidade, N mineral do solo de mata nativa, pastagem intensiva, pastagem extensiva e agricultura amostrados em bioseqüência na região Amazônica, e incubados em câmaras estáticas submetidos ao aumento de temperatura (25, 30, 35 e 45 °C) ou *inputs* de N (0, 90, 180 e 270 kg.N.ha⁻¹).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Local do estudo

Os solos foram coletados em uma propriedade no município de Paragominas Estado do Pará (Latitude: 2° 59' 51" Sul, Longitude: 47° 21' 13" Oeste) (Figura 5), localizado no Bioma Amazônico com clima caracterizado do tipo Aw segundo a classificação de Köppen (Apresenta estação chuvosa no verão, de novembro a abril, e nítida estação seca no inverno, de maio a outubro (julho é o mês mais seco). A temperatura média do mês mais frio é superior a 18°C. As precipitações são superiores a 750 mm anuais, atingindo 1800 mm). Essa propriedade foi escolhida após uma criteriosa análise, pois nela deveria haver todos os sistemas a serem avaliados em condições de solo (classe e textura) semelhantes entre si. Os quatro sistemas avaliados na propriedade foram: vegetação nativa (VN), pastagens intensivas (PI), pastagens extensivas (PE) e agricultura (AG) (Figura 6). As coletas de campo foram realizadas entre 2 a 8 de junho de 2021 e todas as áreas de coleta foram classificadas como Latossolo Amarelo (SANTOS et al., 2018).

Figura 5 - Município escolhido para o estudo



Legenda: SIRGAS 2000. EPSG: 4674, organização de território IBGE (2021), Qgiss 3.22,5®

Fonte: pessoal

2.2 Descrição dos sistemas de produção

Os sistemas foram descritos com base em informações repassadas pelo proprietário da fazenda e por observação visual realizada pela equipe de coleta que foi à propriedade.

Figura 6 - Sistemas avaliados



Legenda: VN= Vegetação Nativa; AG = Agricultura; PE = Pasto extensivo e PI = Pasto Intensivo

Fonte: Gerfam (2021)

A vegetação nativa (VN) foi caracterizada com vegetação predominante de árvores de grande e médio porte com ciclo fotossintético C3, características de floresta amazônica com pouca presença de cipós. Nesse sistema, também havia uma camada de folhas e galhos em decomposição formando uma espessa liteira sobre o solo. Nessa área não havia ação antrópica há pelo menos 30 anos.

A pastagem intensiva (PI) foi composta exclusivamente por *Megathyrus maximus* cv. Mombaça, em que foi fertilizada a partir 2018 com 30 kg.ha⁻¹ da fórmula NPK 20-00-20, em 2019 recebeu 1 t.ha⁻¹ de calcário juntamente com 10 t.ha⁻¹ de esterco de gado mais 100 kg.ha⁻¹ de MAP (fosfato monoamônico) com 10% de N e 52% de P, em 2020 recebeu 200kg da fórmula NPK 30-00-20 e em 2021 recebeu mais 100 kg.ha⁻¹ de MAP (fosfato monoamônico) com 10% de N e 52% de P.

A pastagem extensiva (PE) apresentou gramíneas do gênero *Urochloa brizanta* cv. MG5 e *U. brizanta* cv. MG4, sendo predominante a primeira cultivar. O pasto apresentava características de degradação biológica (presença de daninhas e queda de produção) com diminuição da cobertura do solo, além de não receber fertilização desde 2017.

A agricultura (AG) estava sendo usada desde 2016 com cultivo de milho e soja. Na safra de 2016/2017 foi cultivado milho com aplicação média de 350 kg.ha⁻¹ de NPK para implantação e cobertura. Para safra de 2017/2018 foi cultivado milho com aplicação média de 400 kg.ha⁻¹ de NPK para implantação e cobertura, junto a 1.755 t.ha⁻¹ de calcário. Na safra 2018/2019 foi cultivado milho com aplicação média de 222 kg.ha⁻¹ de NPK para implantação e cobertura, junto a 1,5 t.ha⁻¹ de calcário. Na safra 2019/2020 foi cultivado milho com aplicação média de 236 kg.ha⁻¹ de NPK para implantação pré-plantio, junto a 1,3 t.ha⁻¹ de calcário. Na safra 2020/2021 foi cultivado soja com aplicação média de 225 kg.ha⁻¹ de NPK para implantação e cobertura, junto a 1 t.ha⁻¹ de calcário, após a retirada da soja houve plantio de milho para safrinha.

2.3 Amostragem e pré-preparo do solo

Em cada uso da terra foram realizadas múltiplas amostragens de solo com o uso de um trado holandês em profundidade de 0,0-0,2 m. Os locais de amostragem foram na área central de cada sistema, distantes de estradas, rios ou cercas. As múltiplas coletas (>60) individuais em cada sistema foram agrupadas e homogeneizadas para formar uma amostra composta e representativa de cada local. Destas, foram retiradas subamostras para determinar os parâmetros de fertilidade (pH, Ca trocável, Mg, Na, Al e P e K disponíveis em Mehlich I e parâmetros físicos do solo (teor de areia grossa e fina, silte e argila) (CLAESSEN et al., 1997).

As amostras de solo foram secas ao ar por três dias e maceradas ao fim desse período, com o objetivo de reduzir a umidade e o tamanho das partículas, além de tornar a amostra homogênea. Após esse procedimento, as amostras de solo foram destinadas às incubações.

Em todos os sistemas também foram abertas 4 trincheiras de 1m³, onde foram coletadas amostras de solo indeformadas de 0-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m. As coletas ocorreram em duas das paredes da trincheira, totalizando 6 amostras por trincheira e 24 amostras por sistema de uso da terra (as amostras indeformadas foram usadas para determinar a densidade média do solo na camada de 0-0,2 m). Nas mesmas trincheiras e profundidades também foram coletadas amostras deformadas para determinação da textura do solo, fração de leve da MOS, C total, N total onde subamostras de cada intervalo foram tomadas, moídas finamente através de um moinho de rolos (ARNOLD; SCHEPERS, 2004) e analisadas usando um espectrômetro de

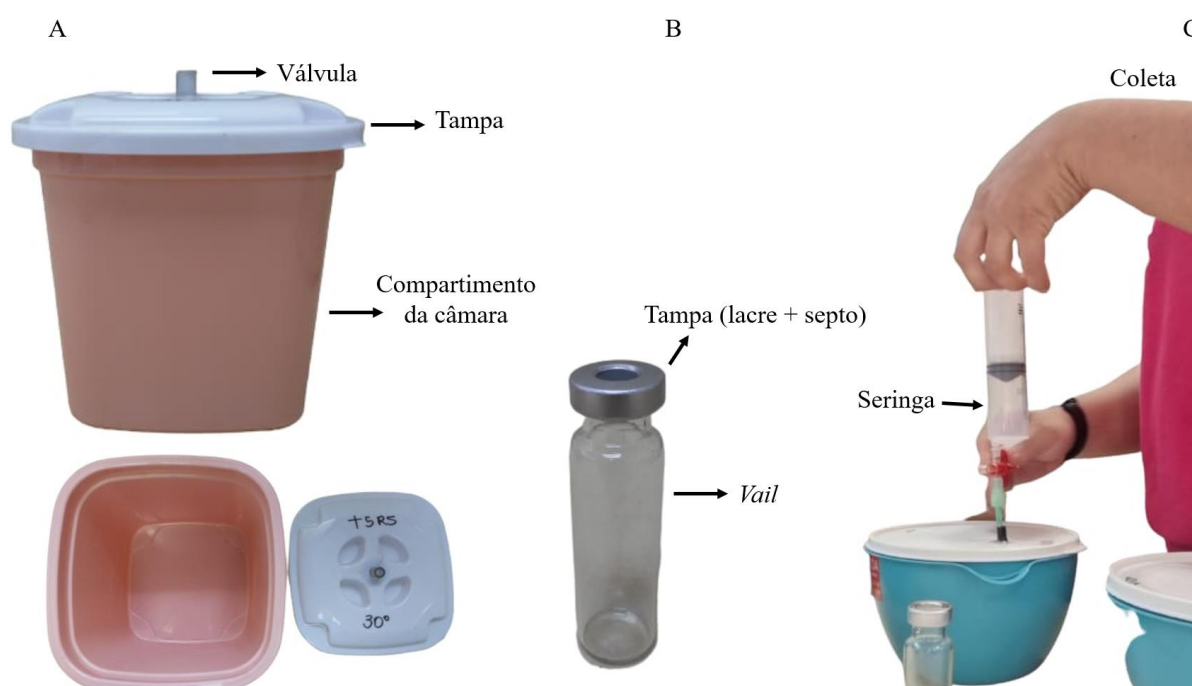
fluxo contínuo (Finnigan DeltaPlus, ou espectrômetro de massa Delta V acoplado à saída de um analisador total C e N da Costech [modelo ECS4010] - Finnigan MAT).

2.4 Preparo das incubações

Os solos macerados e secos por três dias foram incubados em câmaras estáticas fechadas com capacidade de 1000 mL (Figura 7A) no laboratório de forragicultura localizado no departamento de Zootecnia da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias FCAV/UNESP, na cidade de Jaboticabal, São Paulo.

As incubações consistiam na adição de 100g de solo dentro de uma câmara estática fechada, em que foi possível controlar as condições ambientais de temperatura, umidade ou aplicação de nitrogênio (N), se necessário para o tratamento. A umidade do solo foi controlada pela a adição de água com base em um teste de capacidade de campo (CP) realizado previamente às incubações, em que 10g de solo foram elevados a 100% da CP, com base na diferença do peso do solo completamente saturado e o peso inicial do solo foi possível calcular a quantidade de água (em gramas) necessário para atingir 100% de CP e posteriormente inferir a quantidade de água necessária para manter o solo a 60% de CP (considerando que 1mL de água tem 1g). As câmaras (Figura 7) foram mantidas em estufas com controle de temperatura, e a aplicação de N foi realizada com base no tratamento considerando a densidade média do solo na profundidade de 00-0,2m de cada sistema.

Figura 7 - (A) câmara estática, (B) *vail* e (C) coleta



Fonte: pessoal

Por meio das incubações foi possível verificar o fluxo dos gases (CH_4 , N_2O e CO_2) ao longo de 28 dias. As coletas foram realizadas todos os dias na primeira semana e em dias alternados a partir das demais semanas, totalizando 14 coletas durante os 28 dias de incubação.

Incubações

Foram realizadas 3 incubações, sendo elas:

1° Incubação: Foi realizada sob delineamento inteiramente casualizado com quatro tratamentos e cinco repetições visando avaliar apenas o efeito dos diferentes usos da terra (tratamentos) nas emissões de N_2O e CH_4 , em que 100 g de solo de cada sistema foi incubado com umidade constante de 60% e adição de N no primeiro dia de coleta equivalente a 90 kg de $\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}$ na forma de ureia com temperatura de incubação à 25°C.

2° Incubação: Foi realizado um delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 4 x 4, o primeiro fator correspondeu aos quatro sistemas e o segundo, a quatro temperaturas de incubação (25, 30, 35 e 45°C) totalizando 16 tratamentos com cinco repetições. Nessa incubação foi utilizado 100 g de solo de cada sistema para incubação com umidade constante de 60% e adição de N no primeiro dia de coleta equivalente a 90 kg de $\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}$ na forma de ureia.

3° Incubação: Foi realizada sob delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 4 x 4, o primeiro fator correspondeu aos quatro sistemas e o segundo, a quatro *inputs* de N (0, 90, 180 e 240 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) totalizando 16 tratamentos com cinco repetições. Nessa incubação foi utilizado 100 g de solo de cada sistema incubados com umidade constante de 60% e adição de N no primeiro dia de coleta de acordo com o respectivo tratamento. O N utilizado foi na forma de ureia e a temperatura de incubação foi de 25°C.

2.5 Mensuração de N_2O , CH_4 e CO_2

Nos dias de coleta, as câmaras foram retiradas das estufas e alocadas em uma mesa, em que permaneciam abertas por cerca de 10 minutos, depois desse tempo foi realizada uma amostragem correspondente ao padrão, enquanto as avaliações dos tratamentos foram coletadas após esse processo, quando as câmaras voltaram a ser fechadas, sendo vedadas individualmente com intervalo de tempo de 1 minuto entre duas câmaras, no entanto a coleta dos gases ocorria 30 minutos após a vedação das mesmas.

A coleta dos gases foi realizada com uma seringa de polipropileno com capacidade de 50 mL e o volume de gás amostrado foi de 30 mL (Figura 7C). Após a amostragem, os gases foram acondicionados em *vails* de 20 mL (frascos Shimadzu de vidro transparente) (Figura 7B), previamente aplicado vácuo por 3 minutos. Durante a coleta dos gases também foi verificado a temperatura do ambiente com um termômetro digital.

Os *vails* foram analisados em um cromatógrafo a gás modelo Shimadzu Green House Gas Analyzer GC-2014. Em que o injetor, a coluna e o detector de elétrons estavam a 250, 80 e 325°C respectivamente. O gás de arraste utilizado foi o N₂ com fluxo de 30 mL.min⁻¹ e a duração da análise no cromatógrafo para cada amostra foi de 10 min. A produção diária de N₂O, CH₄ e CO₂ foram determinadas conforme Cardoso et al. (2016) e foram expressas em µg de N₂O, CH₄ ou CO₂ por g solo seco⁻¹ de acordo com a fórmula a seguir:

$$\text{(Eq.1) Fluxo de gás (}\mu\text{g do gás. g solo seco}^{-1}\text{)} = (\delta C/\delta t) (M/V_m) V/MA$$

Em que $\delta C/\delta t$ é variação entre a concentração do gás dentro da câmara aberta e fechada após o tempo de incubação (h), M é a massa molecular do gás (mg), V_m é o volume do gás na temperatura de amostragem (mL), V é o volume da câmara (L) e MA é massa de solo seco incubado (g). Para a obtenção do fluxo diário, os resultados da Eq1 foram multiplicados por 24.

As emissões cumulativas para o período de incubação (28 dias) foram calculadas com base na fórmula a seguir:

$$\text{(Eq.2) Pac} = \sum D_{X=1} + D_{X=2} + \dots + D_{X=28}$$

Em que *Pac* é a produção do gás acumulada em 28 dias dada em µg do gás. g solo seco⁻¹ levando em consideração o volume de solo seco na câmara. D_x é a produção de gás no respectivo dia de coleta “x”. Para os dias que não eram coletados foi adotado como valor a média entre da leitura anterior e a subsequente àquele respectivo dia.

2.6 Mensuração de N mineral do solo e pH do solo

Antes da aplicação do nitrogênio e ao final dos 28 dias de incubação foi realizado a determinação dos teores N inorgânico do solo, para isso o solo passou por uma extração em KCl 2M e em seguida foi analisado por espectrofotometria seguindo a metodologia de Forster (1995) para amônio e a metodologia de Doane; Horwath (2003) para nitrato. Com esses resultados também foi possível determinar as Taxas de amonificação (Txamon), nitrificação

(Txnitr), mineralização total (Txmin) e Nitrogênio inorgânico total (Nino-T) e relação nitrato amônio ($\text{NO}_3:\text{NH}_4$), baseando-se nas fórmulas propostas por Picollo et al. (1994):

(Eq.3) Taxa de amonificação = $(\text{N-NH}_4^+_{\text{Final}} - \text{N-NH}_4^+_{\text{inicial}})/28$

(Eq.4) Taxa de nitrificação = $(\text{N-NO}_3^-_{\text{Final}} - \text{N-NO}_3^-_{\text{inicial}})/28$

(Eq.5) Taxa de mineralização = $(\text{N-NH}_4^+_{\text{Final}} + \text{N-NO}_3^-_{\text{Final}}) - (\text{N-NH}_4^+_{\text{inicial}} + \text{N-NO}_3^-_{\text{inicial}})/28$

(Eq.6) N inorgânico = $(\text{N-NH}_4^+_{\text{Final}} + \text{N-NO}_3^-_{\text{Final}})$

(Eq.7) Relação $\text{NO}_3:\text{NH}_4 = \text{N-NO}_3^-_{\text{Final}} / \text{N-NH}_4^+_{\text{Final}}$

Equações 3, 4 e 5 são expressas em $\text{mg.kg de solo seco}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Equações 6 e 7 são expressas em $\text{mg.kg de solo seco}^{-1}$.

Ao final do período de cada incubação também foi mensurado o pH do solo de cada câmara, esse valor foi subtraído do pH inicial de cada sistema gerando um valor de ΔpH .

2.7 Análise estatística

As emissões cumulativas de CH_4 , N_2O e CO_2 bem como os resultados de N-NH_4 , N-NO_3 , taxas de amonificação, nitrificação, mineralização, N inorgânico, relação $\text{NO}_3:\text{NH}_4$, pH final e ΔpH foram submetidos aos testes de normalidade de Shapiro-Wilk e teste de homocedasticidade de Bartlett. Contudo, não atenderam aos pressupostos para uma análise paramétrica (ANOVA). Assim, para comparar as variáveis citadas anteriormente foi utilizada apenas a estatística não paramétrica.

Para a 1º incubação foi usado o teste de Kruskal Wallis (equivalente à ANOVA de uma via paramétrica) seguido por um pos-hoc com o teste Dun com ajuste do valor de p para bonferroni. Por fim, para descobrir se houve alguma relação entre os fatores químicos, físicos do solo e os sistemas, também foi realizada uma análise de componentes principais.

Já para a 2 e 3º incubação, por se tratar de esquema fatorial foi usada uma ANOVA de duas vias não paramétrica por meio da análise de alinhamento de ranques transformados (ART) do pacote “ARToll” (equivalente à ANOVA de duas vias paramétrica) seguido por testes de contraste pelo método dos graus de liberdade com ajuste de “holm” por meio do procedimento ART-C do mesmo pacote (ELKIN et al. 2021). Ademais, para essas duas incubações também foi testado o efeito de correlação de Spearman entre os fatores temperatura (2º incubação), *input* de nitrogênio (3º incubação) e todas as variáveis analisadas em cada uma destas incubações. Todas as análises foram realizadas no software R.

3 RESULTADOS

3.1 Descrição dos parâmetros químicos de fertilidade e qualidade do solo dos sistemas

Por meio das análises químicas e físicas dos solos dos sistemas avaliados ficou evidente que apresentam uma ampla variação em alguns parâmetros específicos, como exemplo pode-se citar os teores de MO, níveis de P, K, Al e o pH (Tabela 1). Em geral, os valores máximos observados dos parâmetros que indicam uma boa fertilidade do solo como P, K, pH, CTC e V% foram encontrados no sistema de agricultura. Antagônico a esse resultado, os valores mínimos dos parâmetros de fertilidade já citados anteriormente e os valores máximos de parâmetros de infertilidade do solo como Al, H+Al e m% foram encontrados no sistema de mata nativa.

Tabela 1 - Análise descritiva dos parâmetros de fertilidade do solo nos sistemas avaliados (profundidade 0 – 0,2 m)

Atributos	Média	Mediana	CV (%)	MN	PI	PE	AG
M.O (g.kg ⁻¹)	26,29	25,43	5,94	25,14	25,71	28,6	25,71
pH	5,48	5,67	15,03	4,34	5,89	5,44	6,23
P (mg.dm ⁻³)	20,94	6,80	139,62	5,40	5,60	8,00	64,76
K(mg.dm ⁻³)	50,54	47,12	51,46	28,54	79,37	28,54	65,69
Ca (cmol _c .dm ⁻³)	2,80	2,96	52,06	0,92	3,37	2,55	4,37
Mg (cmol _c .dm ⁻³)	0,85	0,86	43,57	0,46	0,61	1,10	1,22
Al (cmol _c .dm ⁻³)	0,52	0,33	104,84	1,30	0,11	0,22	0,43
H + Al (cmol _c .dm ⁻³)	2,58	2,48	26,19	3,44	1,93	2,78	2,17
SB (cmol _c .dm ⁻³)	3,78	3,95	46,99	1,46	4,18	3,72	5,76
CTC ef (cmol _c .dm ⁻³)	4,29	4,11	33,17	2,76	4,29	3,93	6,19
CTC pH 7 (cmol _c .dm ⁻³)	6,36	6,31	19,62	4,90	6,12	6,49	7,93
m (%)	15,58	6,27	136,05	47,26	2,53	5,52	7,02
V (%)	56,99	62,82	33,87	29,72	68,40	57,23	72,59
N-NH ₄ (inicial)	13,64	9,48	64,39	26,79	9,78	8,79	9,19
N-NO ₃ (inicial)	15,69	15,81	18,35	14,38	12,81	19,53	16,3

Legenda: M.O = Matéria orgânica; SB = Soma de bases; CTC ef = Capacidade de troca catiônica efetiva; CTC pH 7 = Capacidade de troca catiônica efetiva em pH 7; m = Saturação por Al; V% = Saturação por bases; N-NH₄ (inicial) = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); CV = Coeficiente de variação; MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

Os resultados de COT, NOT e razão C/N (Tabela 2) foram menos variáveis entre os sistemas, apresentando coeficientes de variação alternados entre moderado a baixo. Os parâmetros físicos do solo (Tabela 3) também apresentaram coeficientes de variação variados de moderado a baixo.

Tabela 2 - Análise descritiva dos parâmetros de quantidade de N e C do solo nos sistemas avaliados (profundidade 0 – 0,2 m)

Atributos	Média	Mediana	CV (%)	MN	PI	PE	AG
COT (g.kg ⁻¹)	74,59	75,3	12,86	76,54	74,14	85,48	62,2
NOT (g.kg ⁻¹)	5,575	5,7	9,59	5,92	5,42	6,07	4,89
C/N	13,34	13,3	4,37	13,01	13,62	14,01	12,72

Legenda: NOT = Nitrogênio orgânico total; COT = Carbono orgânico total; C/N = Relação C/N; CV = Coeficiente de variação; MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

Tabela 3 - Análise descritiva dos parâmetros físicos do solo nos sistemas avaliados (profundidade 0 – 0,2 m)

Atributos	Média	Mediana	CV (%)	MN	PI	PE	AG
Areia grossa(g.kg ⁻¹)	16,08	17,83	32,96	17,67	8,33	18,00	20,33
Areia Fina (g.kg ⁻¹)	23,00	23,17	23,58	28,67	20,00	17,00	26,33
Silte (g.kg ⁻¹)	152,58	139,33	24,39	147,00	125,00	131,67	206,67
Argila (g.kg ⁻¹)	808,33	820,00	5,49	806,67	846,67	833,33	746,67
Den (kg.dm ⁻³)	1,31	1,30	6,92	1,20	1,29	1,31	1,42

Legenda: Den = Densidade do solo; CV = Coeficiente de variação; MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

3.2 1° incubação (diferentes usos da terra)

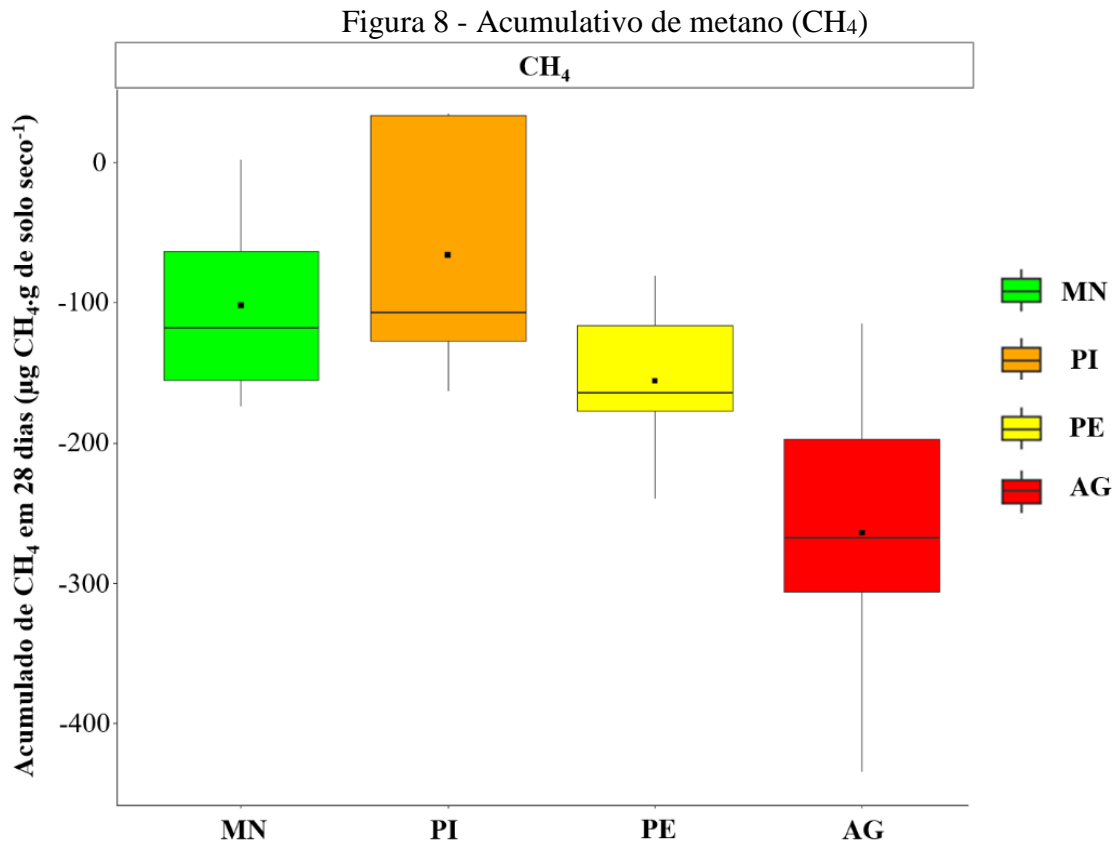
De acordo com a ANOVA da 1° incubação (Tabela 4) houve efeito do teste de Kruskall Wallis para todas as variáveis analisadas. Contudo, não foi encontrado diferença estatística pelo teste de Dun para a variável acumulado de CH₄ e isso ocorreu devido à característica conservadora do teste associada à correção de Bonferroni necessária para evitar erro do tipo I. Assim, assume-se a ausência de significância mesmo com um valor de p marginal de 0,048 indicado pelo teste de Kruskall Wallis. Para essa variável todos os sistemas mostraram-se como sumidouros de CH₄ com medianas (Md) de -118, -107, -165 e -268 e Intervalo interquartil (IQ) de 92, 160, 60,8, 109 µg CH₄.g de solo seco⁻¹ para MN, PI, PE e AG respectivamente (Figura 8).

Tabela 4 - ANOVA não paramétrica das variáveis da 1° incubação (influência do uso da terra)

Coef	Variáveis							
	CH ₄	N-N ₂ O	N-NH ₄	Txamon	N-NO ₃	Txnitr	Txmin	NO ₃ :NH ₄
Q ₂	7,89	12,57	17,85	17,58	11,06	12,029	13,88	16,074
GL	3	3	3	3	3	3	3	3
p	0,048	0,005	0,000	0,000	0,011	0,007	0,003	0,001

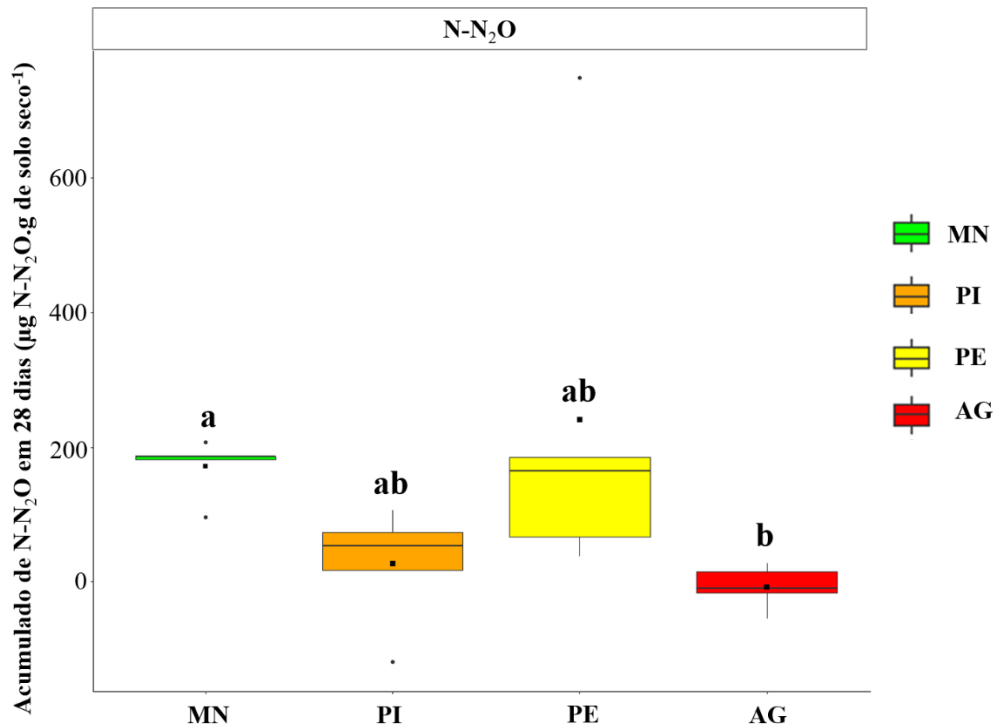
Coef	Variáveis		
	Nino-T	pH final	ΔpH
Q ₂	15,52	17,89	16,19
GL	3	3	3
p	0,001	0,001	0,001

Legenda: Coef= coeficientes; Q₂= qui-quadrado; GL= grau de liberdade; p = significância do teste de Kruskall Wallis; CH₄ = acumulado de CH₄ em 28 dias (µg CH₄.g de solo seco⁻¹); N-N₂O = acumulado de N-N₂O em 28 dias (µg N₂O.g de solo seco⁻¹); N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); N-NO₃= N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txmin= taxa de mineralização (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio; Nino-T= N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); ΔpH = variação de pH.



Legenda: Letras diferentes entre tratamentos acusa uma diferença da mediana a 0,05 de probabilidade pelo teste de Dun. MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura. Acumulativo = somatório da produção do gás durante os 28 dias de incubação.

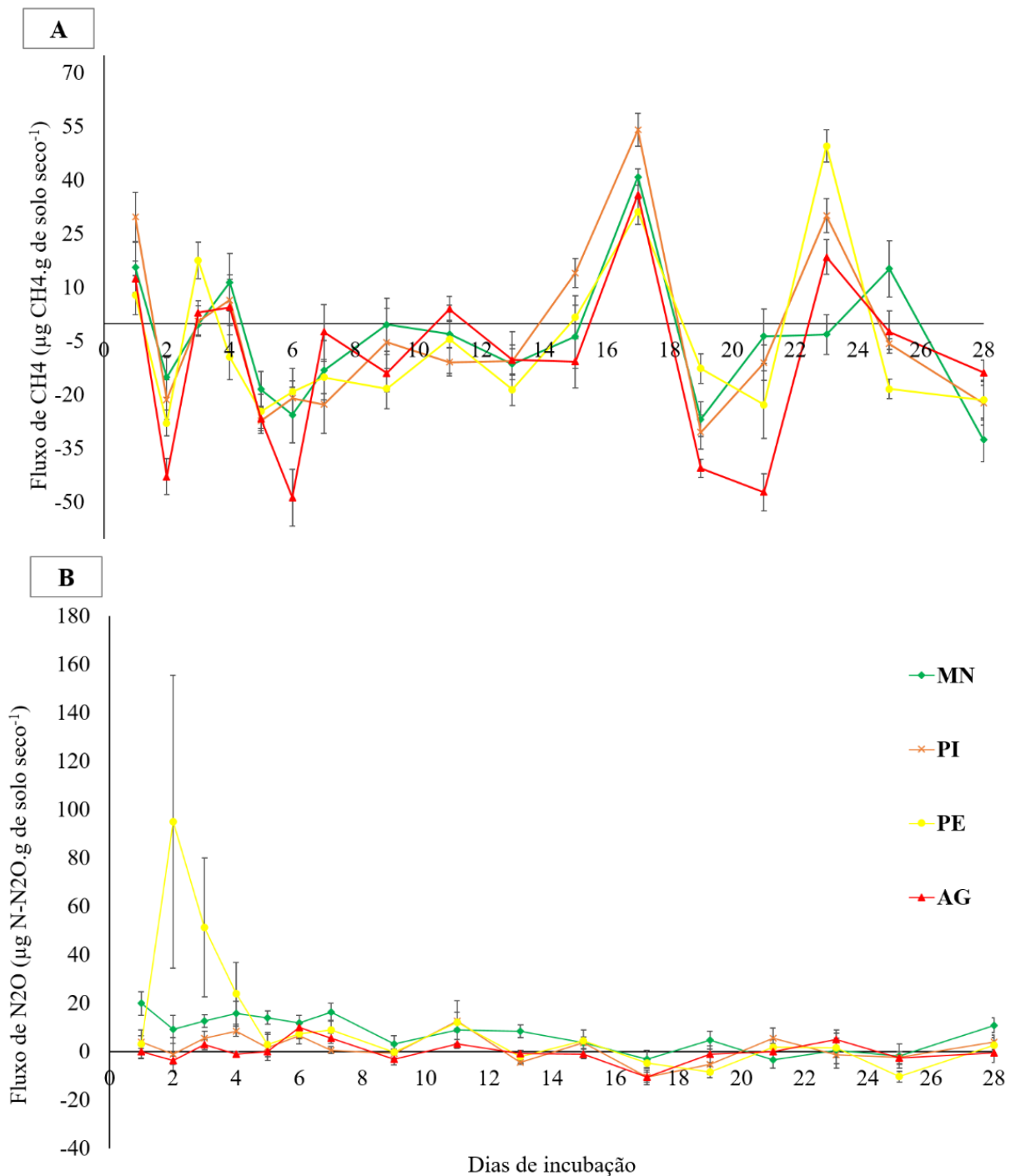
O acumulado de N-N₂O (Figura 9) foi maior no sistema de MN com Md = 186 e IQ = 4,7 µg N-N₂O.g de solo seco⁻¹) e menor no sistema de AG (Md = -10, IQ = 31,7 µg N-N₂O.g de solo seco⁻¹), sendo que PI (Md = 54, IQ = 56 µg N-N₂O.g de solo seco⁻¹) e PE (Md = 165, IQ = 118 µg N-N₂O.g de solo seco⁻¹) foram considerados como emissores intermediários entre MN e AG.

Figura 9 - Acumulativo de óxido nitroso ($N-N_2O$)

Legenda: Letras diferentes entre tratamentos acusa uma diferença da mediana a 0,05 de probabilidade pelo teste de Dun. MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura. Acumulativo = somatório da produção do gás durante os 28 dias de incubação.

As figuras 10A e 10B demonstram os fluxos médios diários de CH₄ e N₂O respectivamente. O fluxo de CH₄ foi bem variável ao longo dos dias com picos positivos nos dias 17 e 23 e picos negativos nos dias 2, 6, 19 e 21 para todos os sistemas. Já o N₂O teve pico positivo para o sistema PE no 2º e 3º dia de incubação, após esse período o fluxo não variou drasticamente entre os sistemas avaliados.

Figura 10 - Fluxo de metano (CH₄) (A) e óxido nitroso (N-N₂O) em função do uso da terra (1^o incubação)



Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

Os resultados de N-NH₄ foram maiores no sistema de MN e menores para AG e PI (Tabela 5). Os resultados de N-NO₃ foram maiores para PE e menores para AG, já MN e PI foram considerados como tratamentos intermediários. O N₂O foi maior para MN e menor para AG, sendo que os sistemas de PI e PE foram considerados como intermediários. Já em

relação as taxas, a Txamo foi positiva apenas para o sistema de MN, a Tnitr foi maior no PE e menor no sistema de AG sendo os sistemas de MN e PI considerados como intermediários. A Txmin foi maior para MN e menor para AG, sendo PI e PE tratamentos intermediários. A relação $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ foi superior para PI, PE e AG sendo em média 17737 % superior ao resultado da MN. O pH final foi superior para AG e PI, sendo menor em MN e PE. A variação de pH foi maior em AG e MN (Tabela 5).

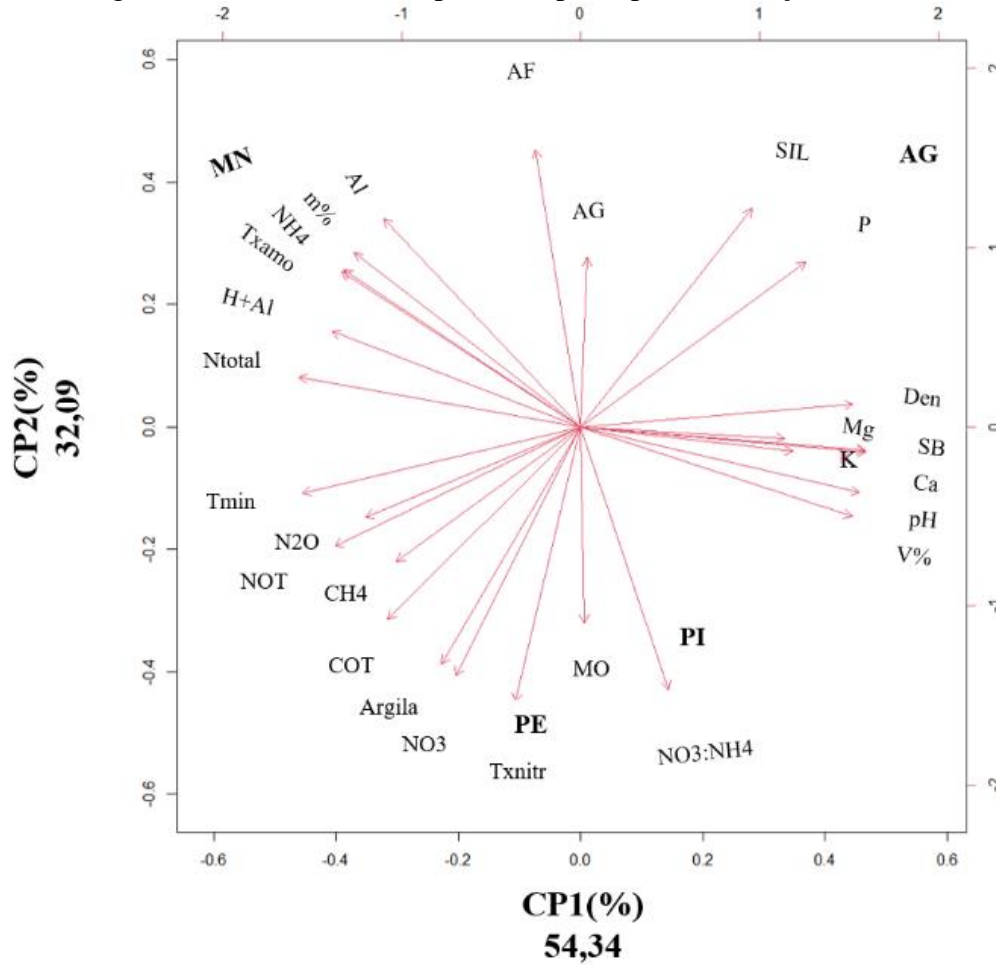
Tabela 5 - Medianas seguidas do (intervalo interquartil) para variáveis de N mineral e pH

Sistemas	Variáveis		
	N-NH ₄	N-NO ₃	Nino-T
Mata Nativa	45,0 (2,96) a	61,9 (0,56) ab	107,0 (5,01) a
Pasto Intensivo	-0,23 (0,03) bc	69,5 (8,42) ab	69,3 (8,52) ab
Pasto Extensivo	0,24 (0,09) ab	75,1 (4,14) a	75,5 (4,17) ab
Agricultura	-0,62 (0,26) c	54,3 (16,8) b	53,9 (16,6) b
Sistemas	Txamon	Txnitr	Txmin
Mata Nativa	0,65 (0,10) a	1,51 (0,02) ab	2,16 (0,17) a
Pasto Intensivo	-0,36 (0,00) b	2,02 (0,30) ab	1,67 (0,30) ab
Pasto Extensivo	-0,31 (0,00) ab	2,17 (0,14) a	1,87 (0,14) ab
Agricultura	-0,35 (0,01) b	1,37 (0,60) b	1,02 (0,59) b
Sistemas	NO ₃ :NH ₄	pH final	ΔpH
Mata Nativa	1,37 (0,13) b	4,90 (0,02) c	-0,05 (0,02) a
Pasto Intensivo	318,0 (46,3) a	5,90 (0,02) ab	-0,27 (0,02) ab
Pasto Extensivo	313,0 (68,2) a	5,53 (0,01) bc	-0,34 (0,01) b
Agricultura	100,0 (17,9) ab	6,48 (0,08) a	0,00 (0,08) a

Legenda: N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Nino-T = N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txmin = taxa de mineralização (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio; ΔpH = variação de pH. Letras diferentes entre tratamentos na mesma coluna acusam uma diferença da mediana a 0,05 de probabilidade pelo teste de Dun.

Foi possível montar quatro componentes principais (CP), que representavam: CP1= 54,34, CP2= 32,08, CP3= 13,57, e CP4= 0,00% da proporção da variação. Como o CP1 e CP2 já representavam a maior proporção da variação (85,45%) apenas estes foram alocados no biplot (Figura 11). Com base nos dois componentes principais verificou-se que os parâmetros de fertilidade (pH, SB, V% e teores de Ca, K e Mg) tenderam para os sistemas de AG e PI sendo que o teor de P se destacou apenas para a AG. Já parâmetros de baixa fertilidade (Al e m%), NH₄ e txamo tenderam para MN. As emissões cumulativas de CH₄ e N₂O, teor de argila NO₃ e COT tenderam para PE. A relação NO₃:NH₄ tendenciou para PI.

Figura 11 - Análise de componentes principais em função do uso da terra



Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura. MO = Matéria orgânica; SB = Soma de bases; m% = Saturação por Al; V% = Saturação por bases; NH₄ = N na forma de amônio; N-NO₃ = N na forma de nitrato; Ca = cálcio; K = Potássio; P = Fósforo, AG = areia grossa; AF = areia fina, SIL = silte; Al = Alumínio; Mg = Magnésio; CH₄ = acumulado de metano; N₂O = acumulado de óxido nitroso; COT = C orgânico total; NOT = N orgânico total; Txamo = taxa de amonificação; Txnitr = taxa de nitrificação; Txmin = taxa de mineralização; NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio.

3.3 2° incubação (usos da terra x aumento de temperatura)

De acordo com a ANOVA não paramétrica (Tabela 6) foi obtido efeito de interação para a maioria das variáveis, exceto para cumulativo de CH₄ que apresentou efeito do uso da terra e da temperatura isoladamente, e o cumulativo de CO₂ que apresentou efeito apenas para temperatura.

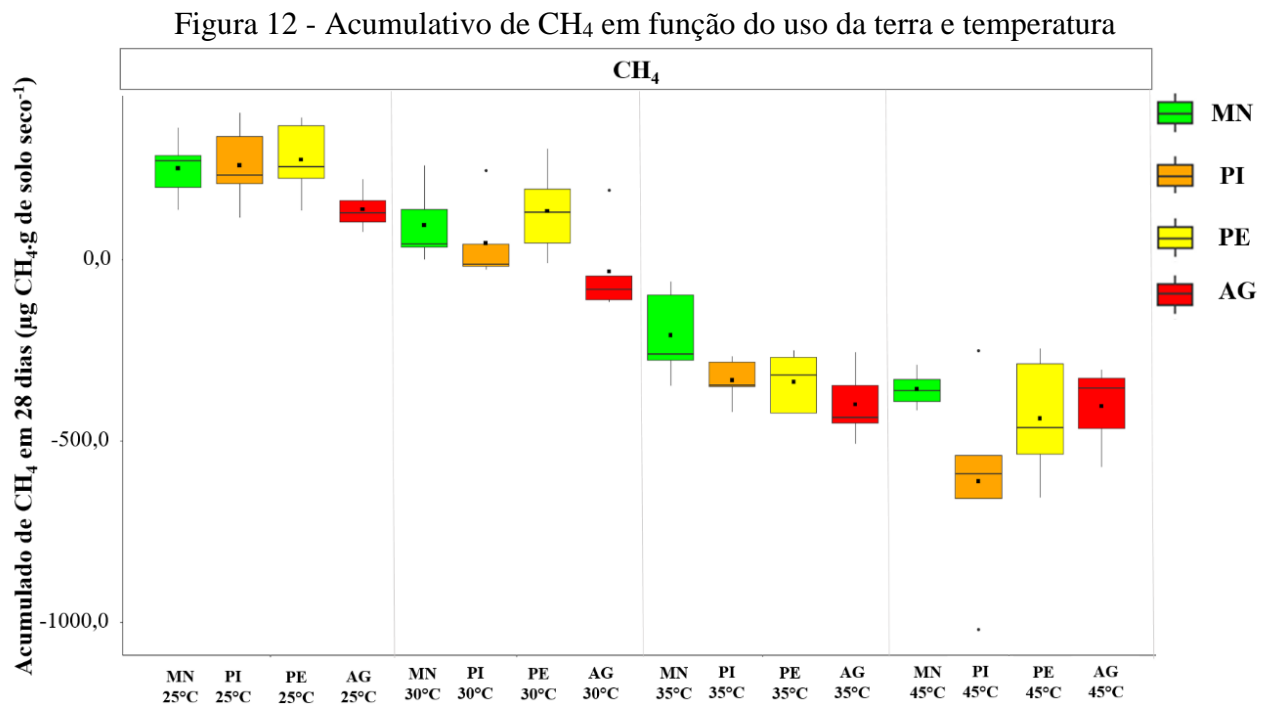
Os dados apresentados serão baseados em desdobramentos, e por se tratar de uma análise não paramétrica, o que foi desdobrado foram os *postos* (posições dos valores), aos quais se referem as letras maiúsculas e minúsculas. Contudo, para tornar os dados mais transparentes foi adicionado nas tabelas medianas (Md) e intervalos interquartis (IQ).

Tabela 6 - ANOVA não paramétrica das variáveis da 2° incubação (influência do uso da terra e temperaturas de incubação)

Variáveis	Efeito do uso da terra			Efeito da temperatura			Efeito de interação uso da terra x temperatura		
	GL	F	<i>p</i>	GL	F	<i>p</i>	GL	F	<i>p</i>
CH ₄	3	6,55	0,00065	3	131,53	2,2x10 ⁻¹⁶	9	1,87	0,072
N-N ₂ O	3	8,36	9,9x10 ⁻³	3	7,30	0,0002	9	3,90	0,0006
CO ₂	3	0,65	0,5800	3	5,62	0,0018	9	1,88	0,0715
NO ₃	3	35,78	2,18x10 ⁻¹³	3	29,92	5,80x10 ⁻¹²	9	37,63	2,20x10 ⁻¹⁶
NH ₄	3	168,72	2,22x10 ⁻¹⁶	3	45,09	2,21x10 ⁻¹⁵	9	25,06	2,22x10 ⁻¹⁶
Nino-T	3	21,49	1,41x10 ⁻⁹	3	8,79	6,38x10 ⁻⁵	9	7,39	3,63x10 ⁻⁷
Txamon	3	207,5	2,22x10 ⁻¹⁶	3	45,09	2,21x10 ⁻¹⁵	9	25,05	2,22x10 ⁻¹⁶
Txnitr	3	34,13	5,34x10 ⁻¹³	3	29,92	5,89x10 ⁻¹²	9	37,63	2,22x10 ⁻¹⁶
Txmine	3	8,56	8,11x10 ⁻⁵	3	8,79	6,30x10 ⁻⁵	9	7,39	3,63x10 ⁻⁷
NO ₃ :NH ₄	3	15,64	1,25x10 ⁻⁷	3	14,63	2,90x10 ⁻⁷	9	8,08	9,70x10 ⁻⁸
pH final	3	331,3	2,20x10 ⁻¹⁶	3	28,37	1,50x10 ⁻¹¹	9	36,54	2,20x10 ⁻¹⁶
ΔpH	3	312,0	2,20x10 ⁻¹⁶	3	28,37	1,50x10 ⁻¹¹	9	36,54	2,20x10 ⁻¹⁶

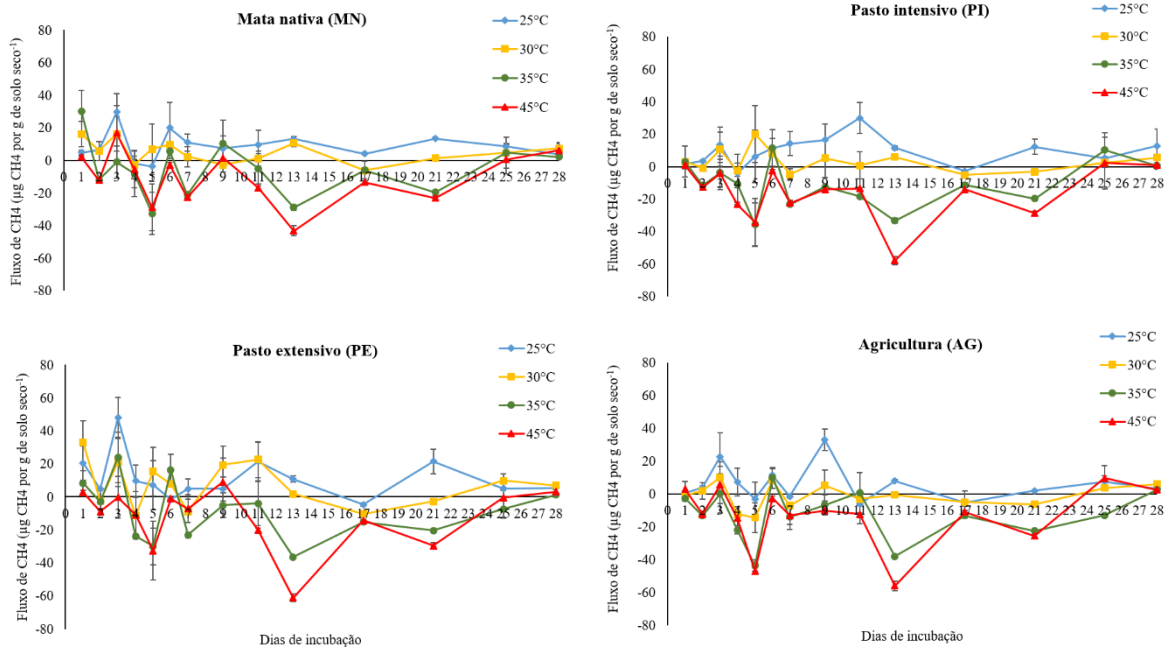
Legenda: F= resíduo; *p* = significância do teste de Kenward-Roger's a 0,05 de probabilidade; CH₄ = acumulado de CH₄ em 28 dias (μg CH₄.g de solo seco⁻¹); N-N₂O = acumulado de N-N₂O em 28 dias (μg N-N₂O.g de solo seco⁻¹); CO₂ = acumulado de CO₂ em 28 dias (μg CO₂.g de solo seco⁻¹); N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txmin= taxa de mineralização (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio; Nino-T= N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); ΔpH = variação de pH.

Quando apenas em função do uso da terra o cumulativo de CH_4 apresentou Md de -29,4, -139, -127 e -185 com IQ de 455, 506, 548, 458 de $\mu\text{g CH}_4\cdot\text{g de solo seco}^{-1}$ para MN, PI, PE e AG, respectivamente, com diferença entre MN e AG, já os sistemas PI e PE foram considerados como intermediários. Já em função da temperatura os resultados diferiram entre si, apresentando Md de 224, 39,6, -332, e -402 com IQ de 164, 174, -332 e -402 de $\mu\text{g CH}_4\cdot\text{g de solo seco}^{-1}$ para 25, 30, 35 e 45° C respectivamente (Figura 12).



O fluxo diário de CH_4 é representado na Figura 13, sendo que em todos os sistemas temperaturas de 25 e 30°C apresentaram quase sempre leituras com valores positivos, o que foi contrário ao resultado das temperaturas de 35 e 45° C que quase sempre apresentou valores negativos de leitura. Também é possível observar dois picos negativo em todos os sistemas nas temperaturas de 35 e 45°C nos dias 5 e 13 de coleta.

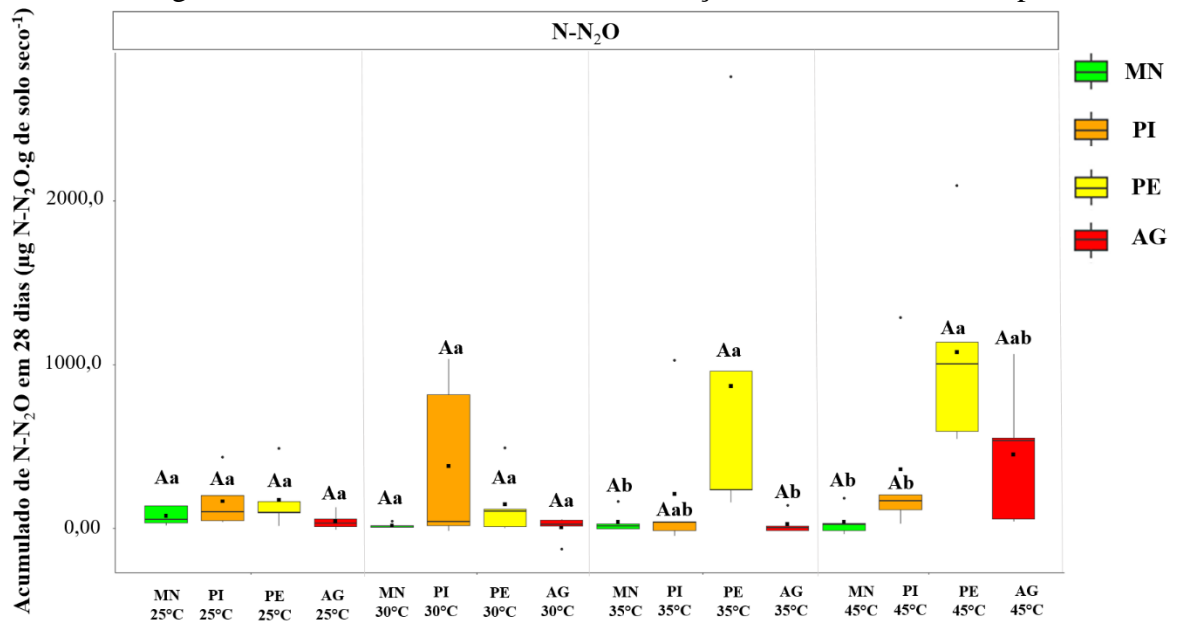
Figura 13 - luxos de CH₄ em função do uso da terra e temperatura



Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

É possível observar que os sistema de PE se destacou sobre a temperatura de 35 °C, enquanto os sistemas de PE e AG se destacaram sob a temperatura de 45 °C na produção de N₂O. No geral, todos os tratamentos apresentaram valores positivos de emissão (Figura 14).

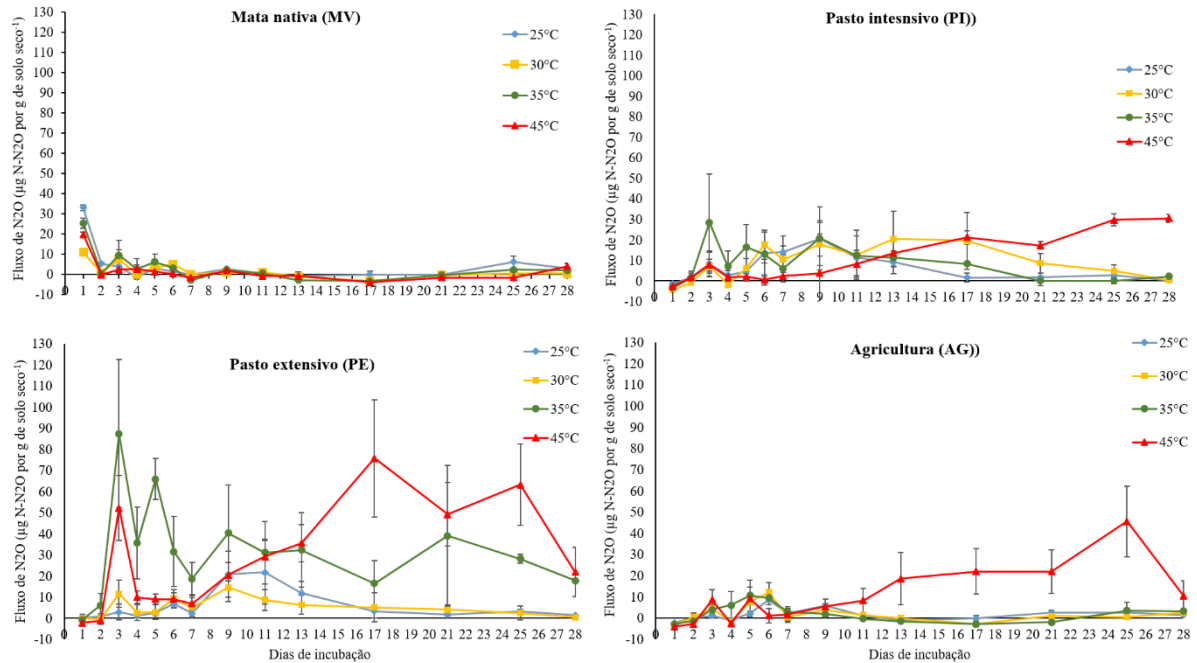
Figura 14 - Acumulativo de N-N₂O em função do uso da terra e temperatura



Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura. Letras maiúsculas diferentes representam diferença do sistema dentro das diferentes temperaturas. Letras minúsculas diferentes representam diferença entre os sistemas dentro da mesma temperatura. Tratamentos comparados pelo método dos graus de liberdade com ajuste de *p* pelo método de holm.

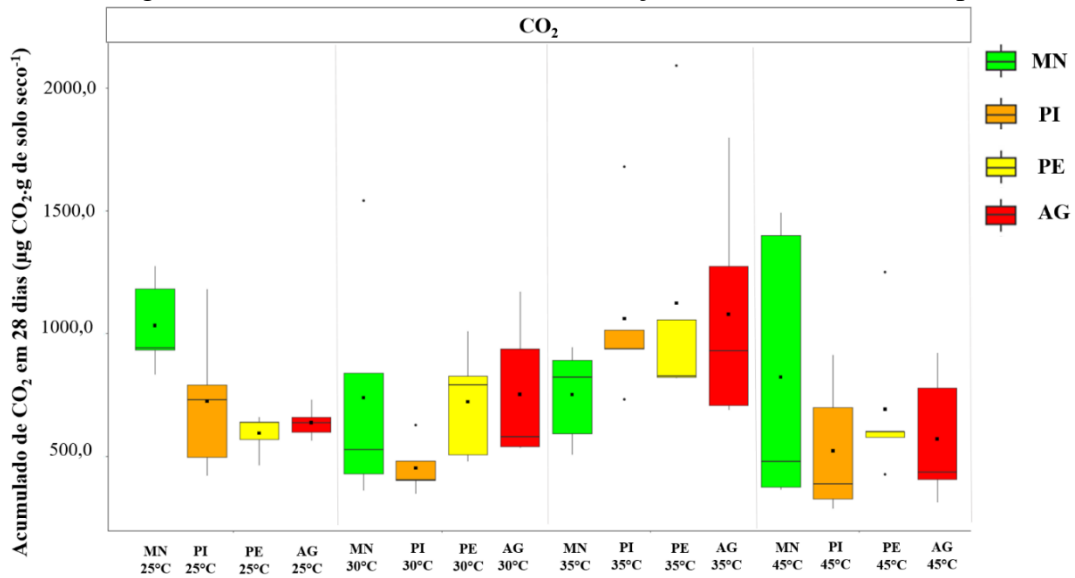
O fluxo de N-N₂O (Figura 15) mostrou que a produção do N-N₂O foi mais evidente nos sistemas de PE e AG, principalmente nas temperaturas de 35 e 45° C. Observou-se também uma estabilidade do sistema MN em não alterar sua emissão com o aumento da temperatura. Os fluxos de N-NO₂ foram aumentando com o passar dos dias de incubação nos sistemas PI, PE e AG (Figura 15).

Figura 15 - Fluxos de N-N₂O em função do uso da terra e temperatura



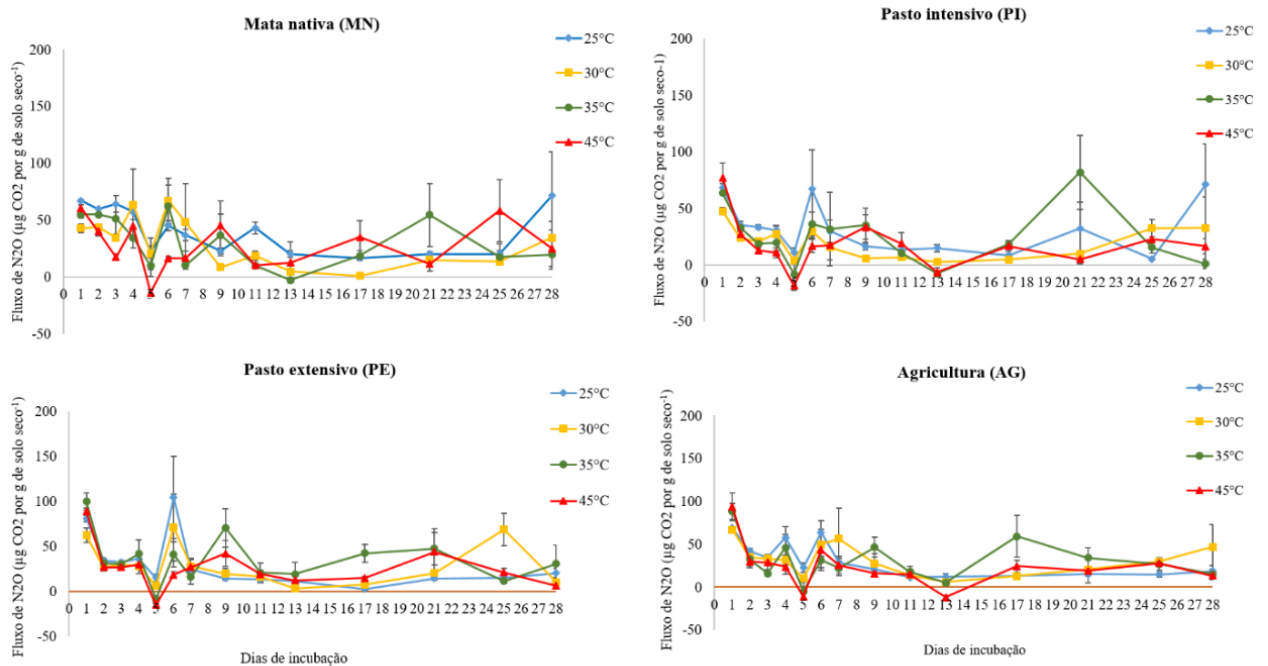
Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

Quando apenas em função da temperatura, o acumulado de CO₂ apresentou Md de 660, 537, 911 e 530 com IQ de 268, 363, 229 e 418 µg CO₂.g de solo seco⁻¹ para 25, 30, 35 e 45°C respectivamente, a temperatura de 35 °C diferiu de todas as temperaturas exceto da temperatura de 25 °C, sendo que essa não diferiu das demais, sendo considerada um fator intermediário (Figura 16).

Figura 16 - Acumulativo de CO₂ em função do uso da terra e temperatura

Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

Já em função do uso da terra, o acumulado de CO₂ apresentou Md de 836, 663, 631 e 676 com IQ de 504, 516, 252 e 676 µg CO₂·g de solo seco⁻¹ para os sistemas de MN, PI, PE e AG respectivamente, assim, fica evidente que independente do sistema ou da temperatura utilizados a dinâmica de emissão foi sempre positiva. O fluxo diário de CO₂ mostrou-se bem variado em todos os sistemas ao longo dos 28 dias de incubação (Figura 17)

Figura 17 - Fluxos de CO₂ em função do uso da terra e temperatura

Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

O aumento da temperatura não influenciou nos resultados de concentração de N-NO₃ do sistema de MN, mas influenciou em todos os demais sistemas. Nas temperaturas 25, 30 e 35 °C, o sistema de MN apresentou menores resultados de N-NO₃ em relação aos demais, com alteração na temperatura de 45 °C em que o sistema de MN se igualou a PI e PE (Tabela 7).

Tabela 7 – Medianas seguidas do (intervalo interquartil) das variáveis N-NO₃, N-NH₄, Nino-T e NO₃:NH₄ em função do uso da terra e temperatura

Sistemas	N-NO ₃ (mg.kg de solo seco ⁻¹)			
	Temperaturas			
	25°C	30°C	35°C	45°C
MN	27,4 (4,65) Ac	19,9 (11,1) Ac	7,20 (93,36) Ac	20 (1,93) Ab
PI	107 (9,56) Ba	109 (2,79) ABa	117 (4,59) Aa	28,6 (2,76) Cb
PE	93,9 (7,18) Bab	111 (9,39) Aa	112 (2,09) Aa	40 (6,13) Bb
AG	84,6 (9,63) Bb	93,3 (14,1) ABb	92,3 (10,9) Bb	109 (6,91) Aa
Sistemas	N-NH ₄ (mg.kg de solo seco ⁻¹)			
MN	105 (26,7) Aa	132 (18) Aa	115 (6,42) Aa	131 (14,6) Aa
PI	0,25 (0,39) Ab	-0,98 (0,72) Bc	-0,74 (0,02) Bb	63,7 (5,42) Aa
PE	0,83 (1,13) ABab	-0,37 (0,47) Bbc	-0,65 (0,12) Cb	65,6 (2,97) Aa
AG	-0,40 (0,31) Ab	-1,02 (0,09) Bc	-0,74 (0,09) ABb	-0,43 (0,63) ABb
Sistemas	Nino-T (mg.kg de solo seco ⁻¹)			
MN	129 (21,4) Aa	150 (20,1) Aa	124 (9,67) Aa	153 (11,1) Aa
PI	107 (9,30) ABab	108 (3,35) ABab	117 (4,78) Aa	90,8 (10,8) Bb
PE	94,2 (5,89) Ab	111 (9,10) Aab	111 (1,96) Aa	106 (5,43) Aab
AG	83,9 (9,16) Ab	92,3 (13,6) Ab	91,6 (10,9) Ab	107 (6,35) Aab
Sistemas	NO ₃ :NH ₄			
MN	0,26 (0,12) Ab	0,14 (0,11) Ac	0,07 (0,01) Ab	0,16 (0,04) Ab
PI	429 (688) Aa	110 (283) Aab	161 (13) Aa	0,45 (0,10) Bb
PE	116 (208) ABab	300 (7063) Aa	173 (34,3) Aa	0,61 (0,19) Bab
AG	239 (11,25) Aa	91 (22,6) Ab	121 (58,3) Aa	116 (151) Aa

Legenda: N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Nino-T = N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio. Letras maiúsculas diferentes na mesma linha representam diferença do sistema dentro das diferentes temperaturas. Letras minúsculas diferentes na mesma coluna representam diferença entre os sistemas dentro da mesma temperatura. Tratamentos comparados pelo método dos graus de liberdade com ajuste de *p* pelo método de holm.

Nos resultados para a concentração de N-NH₄⁺, o aumento da temperatura não influenciou no sistema de MN que manteve concentrações estáveis, mas influenciou nos demais usos da terra. Para essa variável os maiores resultados foram observados no sistema de MN, porém sob a temperatura de 45 °C, o PI e PE se igualaram a MN (Tabela 7).

O Nino-T foi positivo para todos os sistemas em todas as temperaturas, sendo que MN, PI e AG não foram afetados pelo aumento da temperatura. Já dentro de cada temperatura o sistema de MN apresenta resultados superiores a AG, sendo que esse sistema só consegue se igualar a MN na temperatura de 45°C (Tabela 7).

A relação $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ foi afetada pelo aumento de temperatura. Essa variável é altamente influenciável pelos valores de nitrato e amônio, logo qualquer influência nessas variáveis também refletirá na relação $\text{NO}_3:\text{NH}_4$. Observando os valores de Md do sistema de MN nas temperaturas de 25, 30 e 35° C verificou-se valores inferiores aos demais sistemas, isso só mudou na temperatura de 45° C (Tabela 7).

O aumento da temperatura não influenciou na Txnitr do sistema de MN, mas influenciou em todos os demais sistemas. Para essa variável, em todas as temperaturas o sistema de MN apresentou menores valores em relação aos demais (Tabela 8).

Tabela 8 - Medianas seguidas do (intervalo interquartil) das variáveis Txnitr, Txamon, Txmin, pH final e Δ pH em função do uso da terra e temperatura

Sistemas	Txnitr (mg.kg de solo seco ¹ . dia ⁻¹)			
	Temperaturas			
	25°C	30°C	35°C	45°C
MN	0,28 (0,12) Ac	0,01 (0,39) Ac	-0,44 (0,12) Ac	0,02 (0,06) Ac
PI	3,36 (0,34) Ba	3,44 (0,10) Aba	3,74 (0,16) Aa	0,56 (0,10) Cbc
PE	2,84 (0,25) Bab	3,46 (0,33) Aa	3,48 (0,07) Aa	0,91 (0,21) Bb
AG	2,45 (0,34) Ab	2,76 (0,50) ABb	2,72 (0,38) ABb	3,31 (0,24) Aa
Sistemas	Txamon (mg.kg de solo seco ¹ . dia ⁻¹)			
MN	2,78 (0,95) Aa	3,74 (0,64) Aa	3,15 (0,23) Aa	3,73 (0,52) Aa
PI	-0,34 (0,01) Bb	-0,38 (0,03) Cc	-0,38 (0,00) Cc	1,92 (0,19) Aa
PE	-0,28 (0,04) ABab	-0,33 (0,02) Bb	-0,34 (0,00) Bb	2,03 (0,10) Aa
AG	-0,34 (0,01) Ab	-0,36 (0,00) Abc	-0,36 (0,00) Abc	-0,3 (0,02) Ab
Sistemas	Txmin (mg.kg de solo seco ¹ . dia ⁻¹)			
MN	2,96 (0,76) Aa	3,71 (0,72) Aa	2,77 (0,34) Aab	3,82 (0,39) Aa
PI	3,0 (0,33) ABa	3,06 (0,11) ABb	3,36 (0,17) Aa	2,44 (0,38) Bb
PE	2,54 (0,21) Ba	3,14 (0,32) ABb	3,15 (0,07) Aa	2,96 (0,19) Bab
AG	2,1 (0,32) Aa	2,40 (0,48) Ab	2,37 (0,38) Ab	2,94 (0,22) Aab
Sistemas	pH final			
MN	5,84 (0,09) Bc	5,9 (0,07) Bc	5,87 (0,04) Bc	6,0 (0,03) Ac
PI	6,02 (0,03) Bb	5,98 (0,01) BCb	5,97 (0,02) Cb	6,48 (0,04) Ab
PE	5,66 (0,13) Bd	5,58 (0,02) Bd	5,57 (0,03) Bd	6,09 (0,03) Ab
AG	6,62 (0,02) Ba	6,71 (0,06) ABa	6,70 (0,02) ABa	6,77 (0,04) Aa
Sistemas	Δ pH			
MN	0,86 (0,09) Ba	0,95 (0,07) Aba	0,92 (0,04) Aba	1,05 (0,03) Aa
PI	-0,15 (0,03) Bb	-0,19 (0,01) Bb	-0,20 (0,02) Bc	0,31 (0,04) Ab
PE	-0,21 (0,13) Ac	-0,29 (0,02) Ad	-0,30 (0,03) Ad	-0,22 (0,03) Ac
AG	0,14 (0,02) Bc	0,23 (0,06) ABc	0,22 (0,02) Bb	0,29 (0,04) Ab

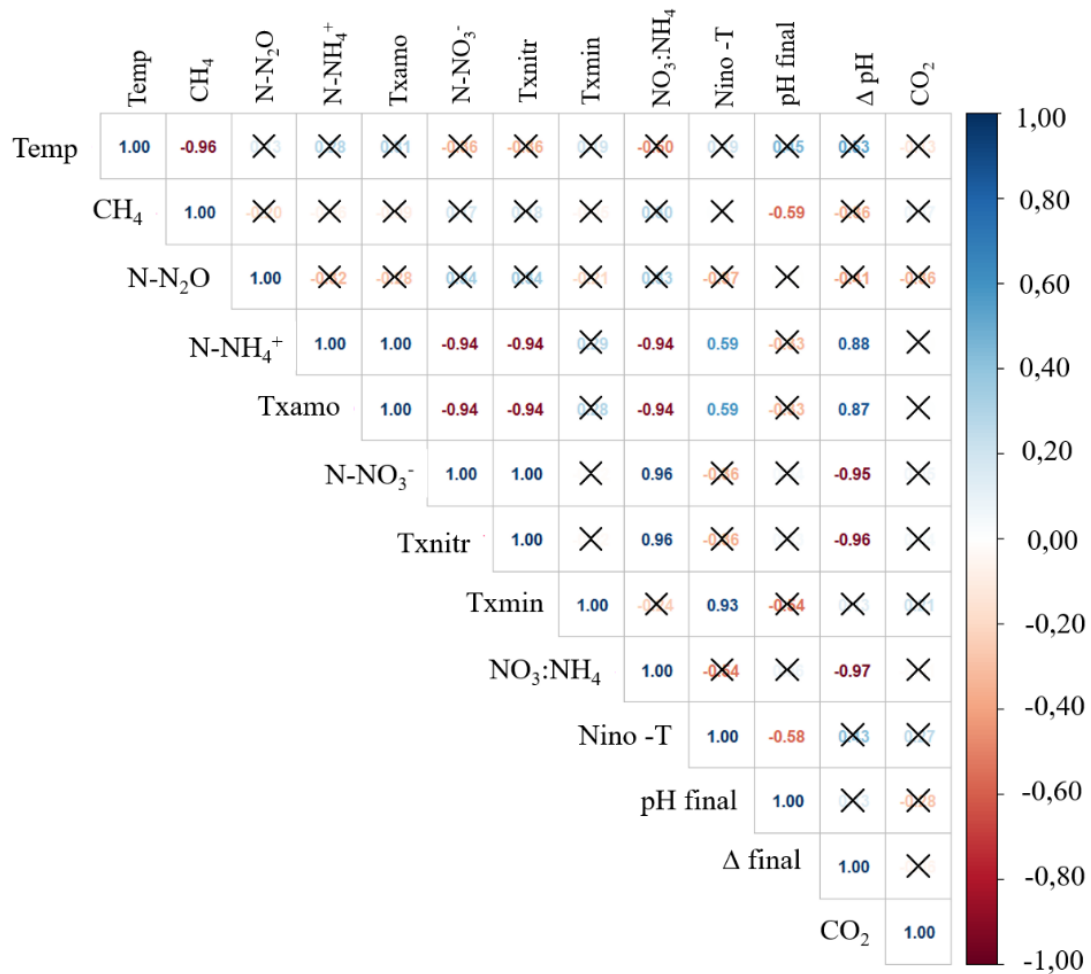
Legenda: Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco¹. dia⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco¹. dia⁻¹); Txmin = taxa de mineralização (mg.kg de solo seco¹. dia⁻¹); Δ pH = variação de pH. Letras maiúsculas diferentes na mesma linha representam diferença do sistema dentro das diferentes temperaturas. Letras minúsculas diferentes na mesma coluna representam diferença entre os sistemas dentro da mesma temperatura. Tratamentos comparados pelo método dos graus de liberdade com ajuste de *p* pelo método de holm.

Para a variável Txamon não foi observado efeito da temperatura sobre os sistemas de MN e AG. Em todas as temperaturas o sistema de MN apresentou maiores valores, esses somente foram igualados por PI e PE na temperatura de 45°C (Tabela 8). A temperatura também não afetou a Txmin nos sistemas de MN e AG, embora em todos os sistemas e temperaturas as medianas observadas são sempre positivas (Tabela 8).

Todos os sistemas tiveram seu pH influenciados pelo aumento da temperatura, sendo que maior temperatura resultou em maior pH final (Tabela 8). Em todas as temperaturas o pH foi menor no sistema de MN (Tabela 8). Os valores de ΔpH foram afetados em todos os sistemas pelo aumento da temperatura (Tabela 8). Isoladamente, a variação no pH do sistema de floresta foi superior aos demais em todas as temperaturas (Tabela 8).

Com a correlação foi possível observar que o CH_4 está correlacionado negativamente com a temperatura e com o pH final. Já o $\text{N-N}_2\text{O}$ e o CO_2 não se mostraram correlacionados com nenhuma outra variável (Figura 18).

Figura 18 - Correlação de Spearman entre temperaturas e variáveis da 2ª incubação



Legenda: × = não significativo a 0,05 de probabilidade; Temp = temperatura; CH₄ = acumulado de CH₄ em 28 dias (μg CH₄.g de solo seco⁻¹); N-N₂O = acumulado de N-N₂O em 28 dias (μg N₂O.g de solo seco⁻¹); CO₂ = acumulado de CO₂ em 28 dias (μg CO₂.g de solo seco⁻¹); N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txmin = taxa de mineralização (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio; Nino-T = N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); ΔpH = variação de pH. Coeficientes de correlação equivalentes ao coeficiente “RÔ

3.4 3ª incubação (usos da terra x inputs de N)

Segundo a ANOVA não paramétrica da 3ª incubação (Tabela 9) houve interação entre os fatores para a variável cumulativo de CH₄ e demais variáveis exceto o N-N₂O que respondeu de forma isolada ao efeito do uso da terra e do *input* de N, e o CO₂ que respondeu apenas em função do *input* de N (Tabela 9).

Tabela 9 - ANOVA não paramétrica das variáveis da 3º incubação (influência do uso da terra e *inputs* de N)

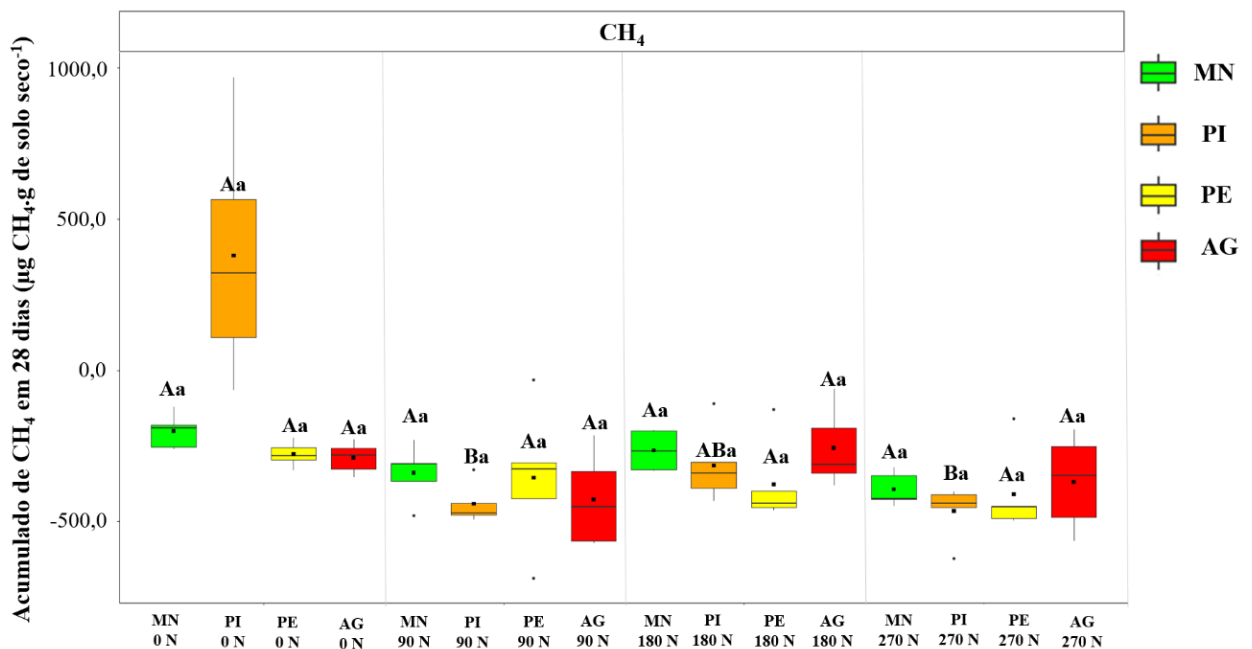
Variáveis	Efeito do uso da terra			Efeito do <i>input</i> de nitrogênio			Efeito de interação uso da terra x <i>input</i> de nitrogênio		
	GL	F	<i>p</i>	GL	F	<i>p</i>	GL	F	<i>p</i>
CH ₄	3	5,15	0,003	3	17,56	2,67x10 ⁻⁸	9	7,32	4,10x10 ⁻⁷
N-N ₂ O	3	3,09	0,0128	3	11,37	5,24x10 ⁻⁶	9	1,507	0,1659
CO ₂	3	0,930	0,4314	3	12,154	2,56x10 ⁻⁶	9	1,097	0,3781
NO ₃	3	43,47	4,67x10 ⁻¹⁵	3	205,94	2,22x10 ⁻¹⁶	9	21,97	6,8x10 ⁻¹⁶
NH ₄	3	99,36	2,22x10 ⁻¹⁶	3	41,75	1,06x10 ⁻¹⁴	9	26,15	2,22x10 ⁻¹⁶
Nino-T	3	21,86	1,09x10 ⁻⁹	3	192,68	2,22x10 ⁻¹⁶	9	4,08	3,9x10 ⁻⁴
Txamon	3	108,06	2,22x10 ⁻¹⁶	3	41,75	1,06x10 ⁻¹⁴	9	26,15	2,22x10 ⁻¹⁶
Txnitr	3	51,70	2,22x10 ⁻¹⁶	3	205,94	2,22x10 ⁻¹⁶	9	21,97	6,8x10 ⁻¹⁶
Txmine	3	6,96	4,2x10 ⁻⁴	3	192,68	2,22x10 ⁻¹⁶	9	4,08	3,9x10 ⁻⁴
NO ₃ :NH ₄	3	21,86	1,09x10 ⁻⁹	3	11,73	3,76x10 ⁻⁶	9	3,14	3,6x10 ⁻³
pH final	3	138,43	2,22x10 ⁻¹⁶	3	13,90	5,4x10 ⁻⁷	9	33,59	2,22x10 ⁻¹⁶
ΔpH	3	136,18	2,22x10 ⁻¹⁶	3	13,90	5,4x10 ⁻⁰⁷	9	33,59	2,22x10 ⁻¹⁶

Legenda: F= resíduo; *p* = significância do teste de Kenward-Roger's a 0,05 de probabilidade; CH₄ = acumulado de CH₄ em 28 dias (μg CH₄.g de solo seco⁻¹); N-N₂O = acumulado de N-N₂O em 28 dias (μg N₂O.g de solo seco⁻¹); CO₂ = acumulado de CO₂ em 28 dias (μg CO₂.g de solo seco⁻¹); N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txmin= taxa de mineralização (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio; Nino-T= N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); ΔpH = variação de pH.

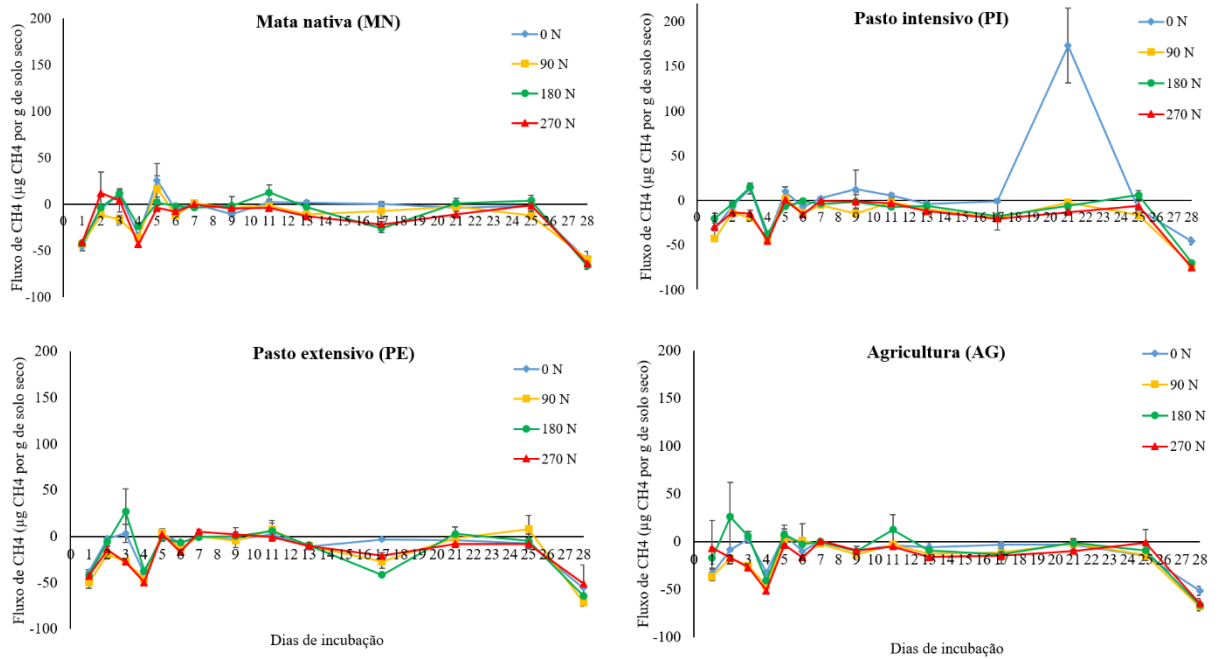
A partir de agora, serão apresentados os dados de desdobramentos, por se tratar de uma análise não paramétrica o que foi desdobrado foram os *postos* (posições dos valores), as letras maiúsculas e minúsculas referem-se a eles. Contudo, para tornar os dados mais transparentes foi adicionado nas tabelas medianas (Md) e intervalos interquartis (IQ).

Os sistemas apresentaram valores negativos de acumulado de metano em todos os inputs de N, exceto o sistema de PI sem aplicação de N (Figura 19). O sistema PI sem aplicação de N também apresentou uma emissão no 23º dia de incubação que se destacou dos demais *inputs* de N aplicados neste sistema (Figura 20). Os sistemas de MN, PE e AG apresentaram baixa variação no fluxo de emissão em função da aplicação de diferentes doses de N (Figura 20).

Figura 19 - Acumulativo de CH₄ em função do uso da terra e input de N

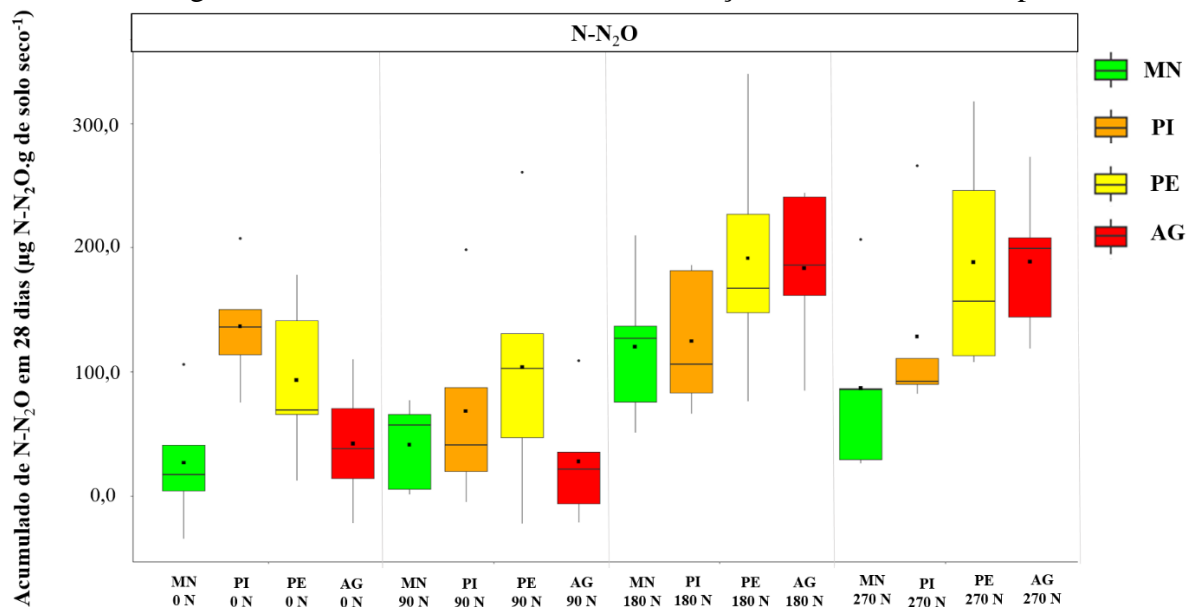


Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura. Letras maiúsculas diferentes representam diferença do sistema dentro dos diferentes *inputs* de N. Letras minúsculas diferentes representam diferença entre os sistemas dentro do mesmo *input* de N. Tratamentos comparados pelo método dos graus de liberdade com ajuste de *p* pelo método de holm.

Figura 20 - Fluxos de CH₄ em função do uso da terra e inputs de N

Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

Quando apenas em função do sistema de uso da terra o acumulado de N-N₂O apresentou Md de 61; 99,2; 136 e 110 com IQ de 67,4; 77,5; 116 e 157 µg N-N₂O.g de solo seco⁻¹ para os sistemas de MN, PI, PE e AG respectivamente. O sistema de MN apresentou menor emissão e se destacou dos demais sistemas ($p < 0,05$), PI, PE e AG foram considerados como idênticos entre si ($p > 0,05$) (Figura 21).

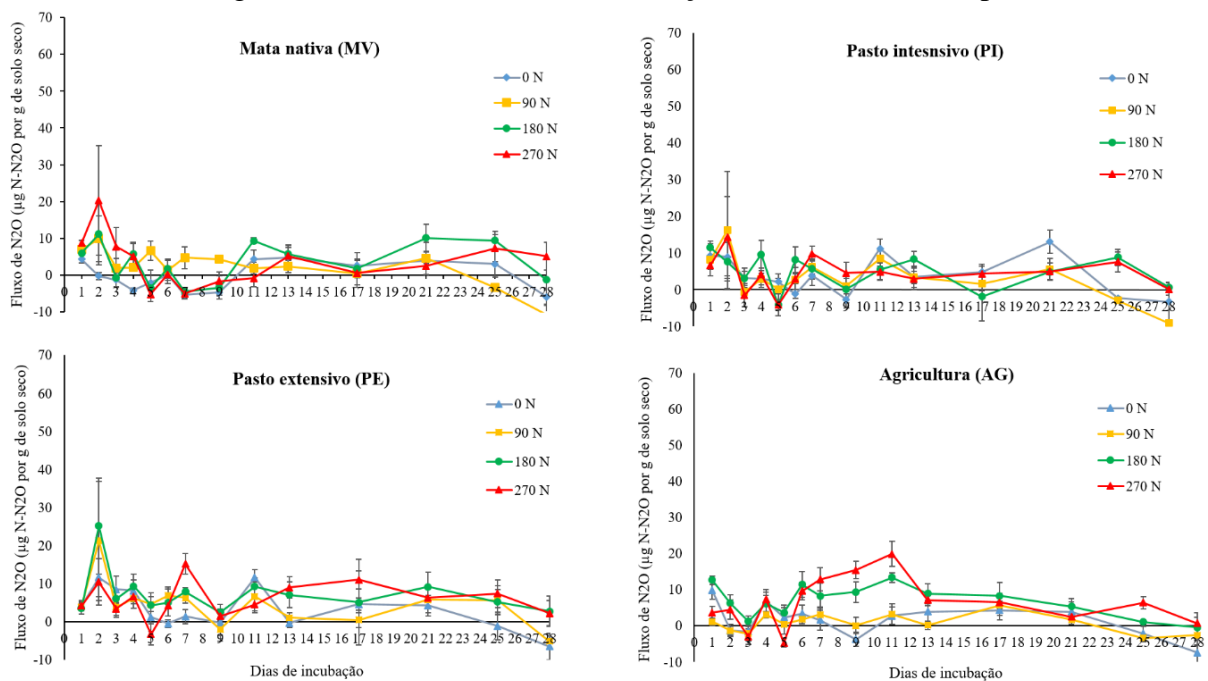
Figura 21 - Acumulativo de N-N₂O em função do uso da terra e inputs de N

Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

Já em função do input de N, o acumulado de N-N₂O apresentou Md de 70; 44; 155 e 116 com IQ de 103; 86,7; 108 e 116 $\mu\text{g N-N}_2\text{O.g de solo seco}^{-1}$ para os inputs de 0, 90, 180 e 270 kg.N.ha^{-1} respectivamente. Os inputs de N equivalentes a 180 e 270 foram idênticos entre si e diferiram dos demais, já os inputs de 0 e 90 kg.N.ha^{-1} não diferiram entre si.

A maioria das coletas de gás apresentaram valores positivos para o N-N₂O em todos os sistemas e inputs de N, sendo que independente do sistema os fluxos dos inputs de 180 e 270 são frequentemente superiores aos inputs de 0 e 90 kg.N.ha^{-1} (Figura 22).

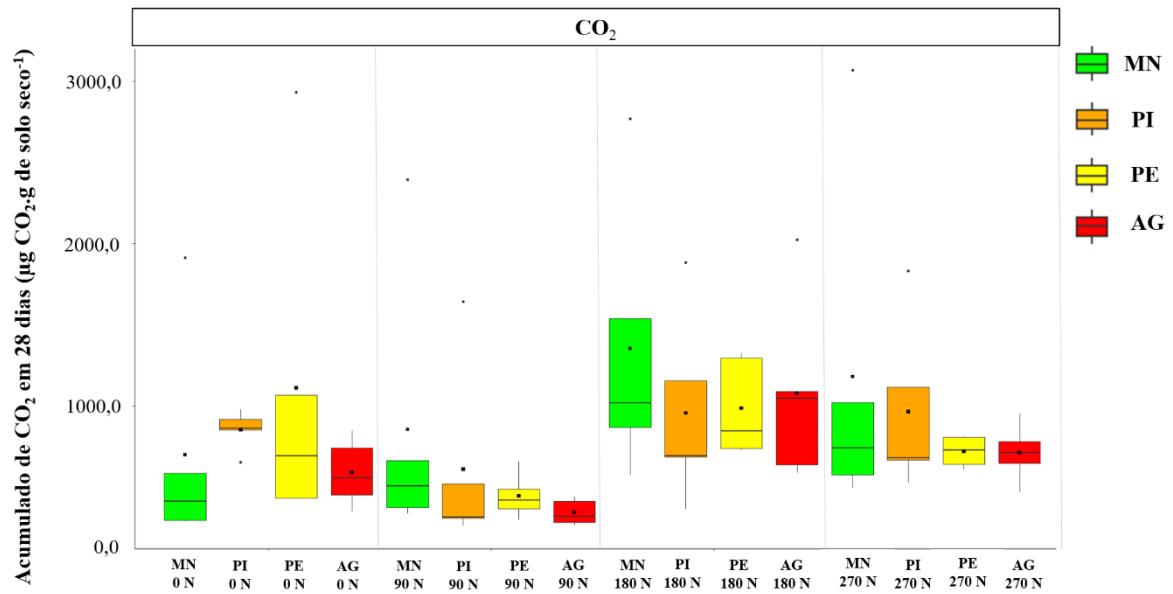
Figura 22 - Fluxos de N-N₂O em função do uso da terra e inputs de N



Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

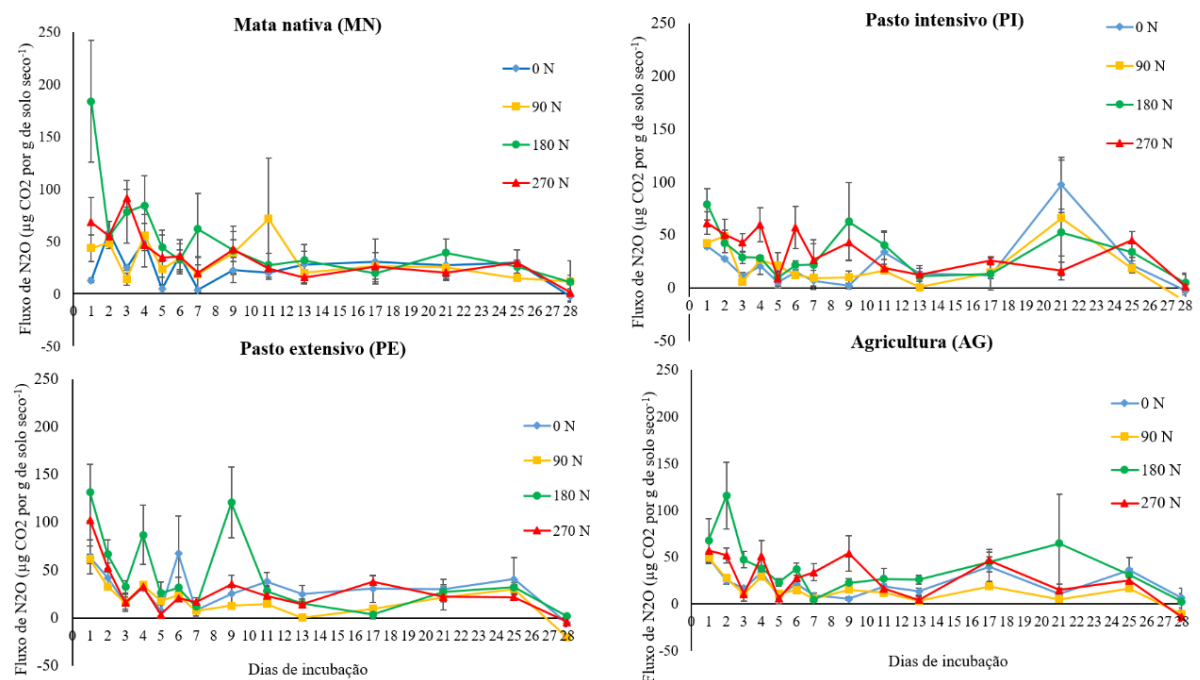
Quando apenas em função do sistema de uso da terra o acumulado de CO₂ apresentou Md de 626; 691; 711 e 615 com IQ de 676; 489; 346 e 364 $\mu\text{g CO}_2.\text{g de solo seco}^{-1}$ para os sistemas de MN, PI, PE e AG respectivamente ($p > 0,05$). Todos os valores foram positivos (Figura 23).

Já em função do input de N, o acumulado de CO₂ apresentou Md de 674; 395; 945 e 722 com IQ de 442; 197; 609 e 213 $\mu\text{g CO}_2.\text{g de solo seco}^{-1}$ para os inputs de 0, 90, 180 e 270 kg.N.ha^{-1} respectivamente. O input de N equivalentes 180 e 270 não diferiram entre si (apresentando os maiores resultados), mas o input de 270 não diferiu do *input* de 0. O *input* de 90 kg.N.ha^{-1} diferiu de todos os demais, apresentando a menor emissão (Figura 23).

Figura 23 - Acumulativo de CO₂ em função do uso da terra e inputs de N

Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

Praticamente todas as coletas de gás apresentaram valores positivos para a emissão de CO₂ em todos os sistemas e inputs de N, valores negativos só foram observados na última coleta (Figura 24). Mesmo sem a adição de N este ainda conseguiu se destacar dos demais *inputs* em alguns dias de coleta, isso ocorreu em todos os sistemas mas não foi uma dinâmica frequente (Figura 24).

Figura 24 - Fluxos de CO₂ em função do uso da terra e inputs de N

Legenda: MN = Mata nativa; PI = Pasto intensivo; PE = Pasto extensivo; AG = Agricultura.

O aumento da dose de N não influenciou nos resultados de N-NO₃ do sistema de MN, mas influenciou em todos os demais sistemas. Em todos os *inputs* de N, o sistema de MN apresentou menores resultados de N-NO₃ em relação aos demais, além disso, todos os resultados apresentaram valores positivos (Tabela 10).

Tabela 10 - Medianas seguidas do (intervalo interquartil) das variáveis N-NO₃, N-NH₄, Nino-T e NO₃:NH₄ em função do uso da terra e inputs de N

Sistemas	N-NO ₃ (mg.kg de solo seco ¹)			
	Inputs de N (kg N ha ⁻¹)			
	0	90	180	270
MN	23,8 (6,8) Ab	32 (6,21) Ab	29,1 (3,36) Ab	26,6 (6,27) Ab
PI	61,3 (2,4) Da	110 (4,21) Ca	149 (3,37) Ba	186 (4,94) Aa
PE	45,8 (27,4) Da	119 (0,42) Ca	141 (13,3) Ba	177 (17,3) Aa
AG	56,7 (2,4) Ca	103 (9,52) Ba	128 (11,7) Ba	162 (1,61) Aa
Sistemas	N-NH ₄ (mg.kg de solo seco ⁻¹)			
MN	84 (37,2) Aa	115 (4,91) Aa	146 (5,70) Aa	160 (24,4) Aa
PI	0,73 (1,18) Ab	-0,11 (0,80) Ab	0,05 (1,15) Abc	0,90 (1,28) Ab
PE	1,22 (0,39) ABab	0,38 (0,53) Bb	1,48 (0,44) ABb	2,18 (0,16) Aab
AG	0,22 (0,37) Ab	-0,72 (0,12) Bb	-0,91 (0,57) Bc	-0,59 (0,64) ABc
Sistemas	Nino-T (mg.kg de solo seco ⁻¹)			
MN	98,1 (34,8) Ca	147 (3,66) Ba	172 (8,76) ABa	179 (23,7) Aa
PI	62,2 (1,49) Da	110 (3,44) Cb	150 (4,56) Bab	187 (3,90) Aa
PE	46,7 (27,5) Da	119 (0,95) Cb	142 (15,2) Bab	179 (16,7) Aa
AG	57,2 (2,28) Ca	102 (9,65) Bb	127 (12,0) Bb	162 (1,54) Aa
Sistemas	NO ₃ :NH ₄			
MN	0,34 (0,12) Ac	0,28 (0,03) Ab	0,2 (0,08) Ab	0,17 (0,02) Ac
PI	82,6 (87,7) Aab	158 (615) Aa	196 (234) Aa	203 (1267) Aa
PE	41,8 (221) Bbc	274 (81,9) Aa	107 (26,3) ABa	77,9 (14,9) Bb
AG	223 (132) Aa	154 (23,2) Aa	135 (97,2) Aa	278 (816) Aa

Legenda: N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Nino-T = N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio. Letras maiúsculas diferentes na mesma linha representam diferença do sistema dentro dos diferentes inputs de N. Letras minúsculas diferentes na mesma coluna representam diferença entre os sistemas dentro do mesmo input de N. Tratamentos comparados pelo método dos graus de liberdade com ajuste de *p* pelo método de holm.

Os valores de N-NH₄ foram afetados em função do input de N nos sistemas PI, PE e AG, porém, em todos os *inputs* de N o sistema de MN se destacou com seus resultados (verificar Md do sistema de MN na tabela 10). Todos os sistemas de uso da terra apresentaram valores de amônio positivos no input 0, porém, alguns tratamentos como input de 90 nos sistemas PI e AG e *input* de 180 e 270 kg.N.ha⁻¹ no sistema de AG apresentaram valores finais negativos (Tabela 10).

O Nino-T foi afetado em todos os sistemas pelo input de N, além disso todos os tratamentos apresentaram valores positivos (Tabela 10). A relação NO₃:NH₄ só foi afetada pelo

input de N dentro do sistema de PE, além disso, em todos os inputs o sistema de MN apresentou os menores resultados (Tabela 10).

Todos sistemas exceto o de MN foram afetados pelo input de N para a variável Txnitr, ademais o sistema de MN sempre apresentou os menores resultados independentemente do input de N (Tabela 11). A Txamo foi influenciada apenas no sistema de AG pelos inputs de N e os valores de Txamo só foram positivos no sistema de MN (Tabela 11).

Tabela 11 - Medianas seguidas do (intervalo interquartil) das variáveis Txnitr, Txamon, Txmin, pH final e Δ pH em função do uso da terra e inputs de N

Sistemas	Txnitr (mg.kg de solo seco ¹ . dia ⁻¹)			
	Inputs de N (kg N ha ⁻¹)			
	0	90	180	270
MN	1,54 (0,24) Ab	0,44 (0,22) Ab	0,34 (0,12) Ab	0,25 (0,22) Ab
PI	1,73 (0,08) Da	3,48 (0,15) Ca	4,87 (0,12) Ba	6,19 (0,17) Aa
PE	1,12 (0,97) Da	3,73 (0,01) Ca	4,51 (0,47) Ba	5,79 (0,61) Aa
AG	1,45 (0,08) Ca	3,09 (0,34) Ba	4,02 (0,41) Ba	5,20 (0,05) Aa
Sistemas	Txamon (mg.kg de solo seco ¹ . dia ⁻¹)			
MN	2,04 (1,33) Aa	3,14 (0,17) Aa	4,25 (0,21) Aa	4,76 (0,87) Aa
PI	-0,32 (0,04) Ac	-0,35 (0,02) Ab	-0,35 (0,04) Ac	-0,32 (0,04) Ab
PE	-0,27 (0,01) Aab	-0,3 (0,02) Ab	-0,26 (0,02) Ab	-0,24 (0,00) Aa
AG	-0,32 (0,01) Abc	-0,35 (0,00) ABb	-0,36 (0,02) Bc	-0,35 (0,02) ABb
Sistemas	Txmin (mg.kg de solo seco ¹ . dia ⁻¹)			
MN	1,85 (1,25) Ba	3,58 (0,13) Aa	4,50 (0,31) Aa	4,74 (0,84) Ab
PI	1,42 (0,05) Ca	3,13 (0,12) Ca	4,55 (0,16) Ba	5,88 (0,13) Aa
PE	0,84 (0,98) Da	3,42 (0,02) Ca	4,25 (0,54) Ba	5,58 (0,59) Aab
AG	1,14 (0,08) Ca	2,74 (0,34) Ba	3,64 (0,42) Ba	4,87 (0,05) Aab
Sistemas	pH final			
MN	5,55 (0,07) Cc	5,75 (0,05) Bb	5,99 (0,03) Ab	6,14 (0,07) Ab
PI	5,94 (0,02) Ab	5,7 (0,08) Bb	5,91 (0,09) Abc	5,61 (0,13) Bc
PE	5,51 (0,06) Ac	5,55 (0,01) Ac	5,51 (0,02) ABd	5,39 (0,01) Bd
AG	6,46 (0,06) Aa	6,57 (0,05) Aa	6,67 (0,09) Aa	6,58 (0,03) Aa
Sistemas	Δ pH			
MN	0,6 (0,07) Ba	0,8 (0,05) Ba	1,04 (0,03) ABa	1,19 (0,07) Aa
PI	-0,23 (0,02) Ab	-0,47 (0,08) Ac	-0,26 (0,09) Ac	-0,52 (0,13) Bc
PE	-0,36 (0,06) Ac	-0,32 (0,01) Ac	-0,36 (0,02) Ac	-0,48 (0,01) Bc
AG	-0,02 (0,06) Ab	0,09 (0,05) Ab	0,19 (0,09) Ab	0,1 (0,03) Ab

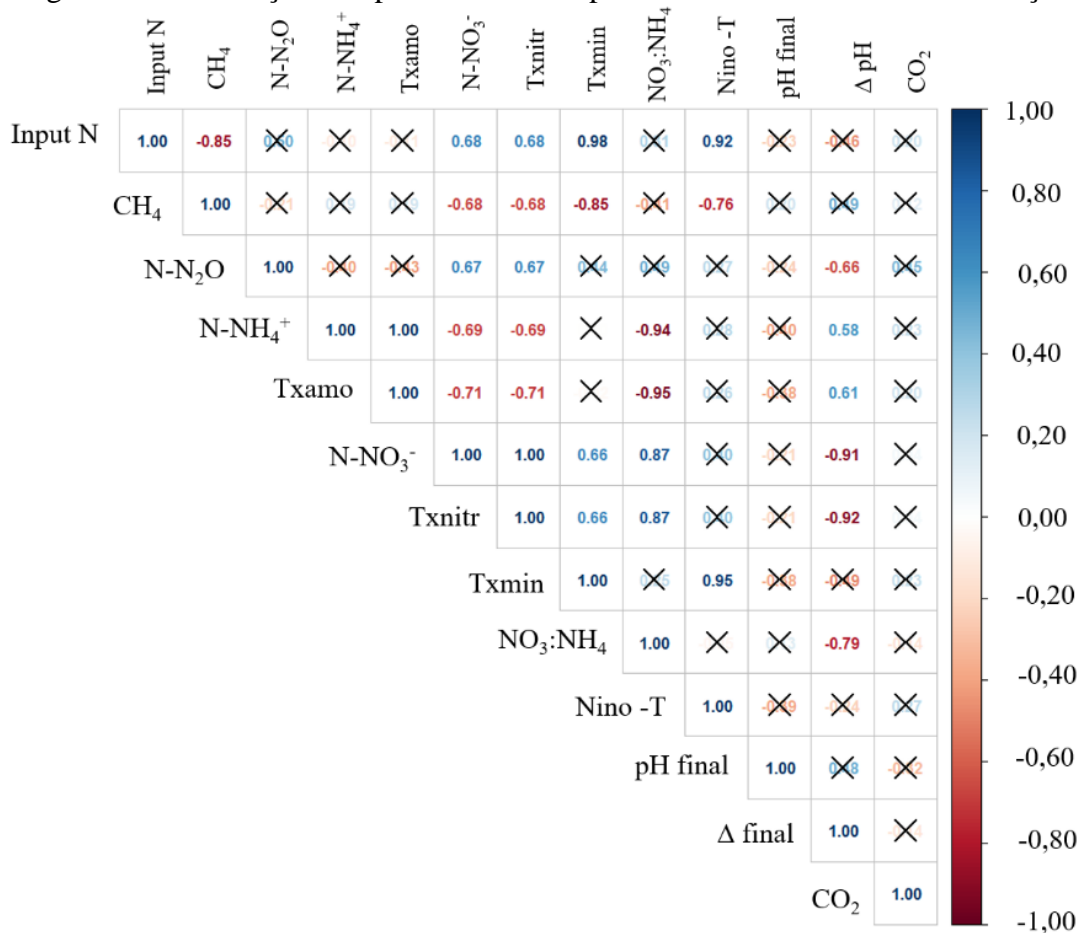
Legenda: Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco¹. dia⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco¹. dia⁻¹); Txmin= taxa de mineralização (mg.kg de solo seco¹. dia⁻¹); Δ pH = variação de pH. Letras maiúsculas diferentes na mesma linha representam diferença do sistema dentro dos mesmos *inputs* de N. Letras minúsculas diferentes na mesma coluna representam diferença entre os sistemas dentro do mesmo *input* de N. Tratamentos comparados pelo método dos graus de liberdade com ajuste de *p* pelo método de holm.

A Txmin foi afetada em todos os sistemas pelos diferente inputs de N, maiores inputs resultaram em maiores Txmin. Todos os resultados observados para essa variável também foram positivos (Tabela 11). Os inputs de N também influenciaram em todos os sistemas exceto

AG na variável pH, maiores inputs de N causaram maior produção de N mineral no sistema de MN, maiores inputs de N também causaram maior Δ pH neste mesmo sistema (Tabela 11).

Com a correlação foi possível observar que o CH_4 está correlacionado negativamente com N- NO_3 , Txnitr, Txmin e Nino-T. Já o N- N_2O correlacionou-se positivamente com N- NO_3 e Txnitr, porém correlacionou-se negativamente com a Δ pH. O CO_2 não se mostrou correlacionado com nenhuma outra variável (Figura 25).

Figura 25 - Correlação de Spearman entre inputs de N e variáveis da 3^o incubação



Legenda: × = não significativo a 0,05 de probabilidade; Input N = inputs de Nitrogênio; CH_4 = acumulado de CH_4 em 28 dias ($\mu\text{g CH}_4.\text{g}$ de solo seco^{-1}); N- N_2O = acumulado de N- N_2O em 28 dias ($\mu\text{g N}_2\text{O}.\text{g}$ de solo seco^{-1}); CO_2 = acumulado de CO_2 em 28 dias ($\mu\text{g CO}_2.\text{g}$ de solo seco^{-1}); N- NH_4^+ = N na forma de amônio ($\text{mg}.\text{kg}$ de solo seco^{-1}); Txamon = taxa de amonificação ($\text{mg}.\text{kg}$ de solo $\text{seco}^{-1}.\text{dia}^{-1}$); N- NO_3^- = N na forma de nitrato ($\text{mg}.\text{kg}$ de solo seco^{-1}); Txnitr = taxa de nitrificação ($\text{mg}.\text{kg}$ de solo $\text{seco}^{-1}.\text{dia}^{-1}$); Txmin = taxa de mineralização ($\text{mg}.\text{kg}$ de solo $\text{seco}^{-1}.\text{dia}^{-1}$); $\text{NO}_3^-:\text{NH}_4^+$ = relação nitrato amônio; Nino-T = N inorgânico total ($\text{mg}.\text{kg}$ de solo seco^{-1}); Δ pH = variação de pH. Coeficientes de correlação equivalentes ao coeficiente “RÔ”.

4 DISCUSSÃO

4.1 Características dos sistemas avaliados

A ampla variação nos parâmetros de fertilidade apresentada entre os sistemas é decorrida das características de manejo empregadas em cada área. Parâmetros que indicam uma boa fertilidade foram maiores nos sistemas que frequentemente foram fertilizados e corrigidos com calagem a um curto período de tempo (verificar sistemas de PI e AG Tabela 1). Já os parâmetros de baixa fertilidade foram mais frequentes nos sistemas de MN (sendo este um sistema sem ação antrópica), e no sistema de PE, esse por sua vez não recebia fertilização nem correção desde 2017.

Na avaliação de emissão de GEE do solo, a textura é um parâmetro que influencia diretamente na emissão de GEE (XU et al. 2020). Neste estudo, os diferentes sistemas, embora na mesma propriedade e aproximados, apresentaram textura do solo pouco variável (Tabela 3) podendo isso ser um efeito direto das práticas de manejo implementadas nesse sistema, sendo que entre os quatro sistemas o de AG foi o que mais se distanciou dos demais, isso também pode ter sido um reflexo da maior densidade do solo do sistema de AG em relação aos demais, demonstrando um dos efeitos direto da conversão de uso da terra em função do preparo do solo e da forma de cultivo.

A produção e emissão de GEE é dependente de fatores como fertilidade e textura do solo, características da microbiota do solo e do ambiente, tais como temperatura umidade e substrato disponível para os microrganismos (TAVANTI et al., 2020; CHANG et al., 2021; XU et al., 2021; DANIELSON; RODRIGUES, 2022). Nesse estudo os valores de C e N do solo foram pouco variáveis entre os sistemas apresentando uma relação C/N média de 13,34 (Tabela 2). O Carbono (C) e o Nitrogênio (N) são os principais substratos necessários para a maioria dos microrganismos produzirem seu alimento e indiretamente emitirem alguns dos GEE para a atmosfera (TAVANTI et al., 2020).

4.2 Efeito do uso da terra (1° incubação) sobre as emissões de CH₄

Todos os sistemas mostraram-se como sumidouros de CH₄ (Figura 8), estes resultados corroboraram com Venturini et al. (2022) que avaliaram a capacidade de emissão de metano em solos de pastagem e floresta submetidos a diferentes níveis de umidade, inclusive a umidade usada neste trabalho (60%). Segundo esses autores, os solos de pastagem podem se tornar

emissores de CH₄ em condição de 100% de saturação de umidade, o que pode ser comum em épocas do ano em que há uma grande quantidade ou frequência de precipitação, comuns na região Amazônica.

A umidade é um fator limitante para a produção de CH₄, pois os microrganismos produtores de metano são anaeróbicos, no solo, a condição de anaerobiose é obtida mais facilmente sob alagamento das áreas (BERGIER et al. 2019). A umidade do experimento foi mantida a 60% a partir de múltiplas aplicações de água ao longo do período de coleta, porém, apenas dois picos positivos na emissão de metano foram registrados, nos dias 17 e 21 (Figura 10A). Possivelmente, a presença desses picos pode ser uma associação da decomposição da MO ao longo dos dias anteriores. Ademais, segundo Seuss; Scheibe e Spohn, (2022), a mineralização do C e do N é aumentada com o incremento da umidade do solo.

A análise de componentes principais mostrou que a emissão de CH₄ do solo está mais relacionada com a mineralização do N, a quantidade de C e N total disponível no solo, além dos teores de argila do solo (Figura 11). Solos argilosos tendem a produzir mais metano, uma vez que têm maior capacidade de retenção de água nos poros, favorecendo a formação de anaerobiose (CARDOSO et al., 2020). A quantidade de argila e C no solo tendenciaram a relação do metano para o sistema de PE e distanciaram essa variável do sistema AG, possivelmente porque esse sistema apresentava os menores valores de argila e C total (Tabela 2). Ademais, parâmetros de fertilidade não se mostraram relacionados com a emissão de CH₄, indicando que os parâmetros de fertilidade não são tão efetivos na emissão de metano quanto os parâmetros físicos e microbiológicos do solo.

A maior relação entre emissão de CH₄ do solo no sistema de PE pode estar associada ao efeito da substituição da floresta tropical pela pecuária, que segundo Kroeger et al. (2021) e Venturini et al. (2022) pode resultar em uma maior concentração de microrganismos metanogênicos. Porém, os mesmos autores verificaram a necessidade de mais estudos para a identificar o motivo do aumento na concentração de bactérias metanogênicas no solo, sugerindo como possíveis fatores o pH, vegetação, compactação, entradas de nutrientes do gado, níveis de carbono orgânico do solo entre outros.

4.3 Efeito do uso da terra (1^o incubação) sobre as emissões de N-N₂O, N mineral e pH do solo

A maior emissão de N-N₂O na área de mata nativa pode estar relacionada a uma possível microbiota distinta do solo e também a uma maior concentração de COP. Em sistemas de MN,

geralmente não existe uma grande quantidade de microrganismos desnitrificadores, e os que existem, em sua maioria são BOA (Bactérias com maior capacidade de produzir N_2O), uma vez que na mata nativa não costuma haver grande disponibilidade de N no solo (PROSSER et al., 2020), enquanto neste estudo, se encontrava alta concentração de N na forma de amônio comparado aos demais sistemas (Tabela 5). Quando aplicado N ao sistema de MN, pode ter iniciado um rápido crescimento na concentração de microrganismos desnitrificadores, gerando a maior emissão em relação aos demais tratamentos, conforme observado por LI et al. (2016). Outra hipótese é que com o abalo da estrutura durante a coleta do solo associada a adição de N, umidade e temperatura constantes pode ter gerado em um primeiro momento um ambiente mais favorável para a produção de amônio, este pode ter influenciado em uma maior concentração de BOA e conseqüente maior emissão de N_2O , ademais, pode ter gerado um ambiente propício para fungos, e estes por sua vez só conseguem desnitrificar o N para $N-N_2O$ (MAEDA et al., 2015).

Os demais sistemas têm uma maior entrada de N, PI e PE por meio da urina e fertilização, e por meio da entrada de N pela fertilização no sistema de AG. Além disso, o N presente no solo se encontrava em sua maioria na forma de nitrato, estimulando a presença de AOA (menos eficientes em produzir N_2O). Quando aplicado N a esses sistemas a emissão tendência a ser mais moderada devido à baixa eficiência dos microrganismos característicos desses sistemas em emitir N_2O (PROSSER et al., 2020).

Outro fator que contribuiu para a maior emissão de $N-N_2O$ em solos de MN e PE, foi o pH, ambos os sistemas apresentavam os menores valores de pH (Tabela 5), contribuindo assim com a menor ação da *redutase* do óxido nitroso, o que acaba aumentando as emissões de N_2O (ZHENG et al., 2019).

Observando o fluxo de N_2O ao longo das coletas é possível evidenciar que houve um pico no sistema PE na segunda coleta. Picos na emissão de N_2O nas primeiras 24 - 48h após aplicação do N são comuns, pois nesse período os fertilizantes nitrogenados, principalmente a ureia (usada neste trabalho), quando adicionados ao solo, passam pela ação da enzima *urease* que hidrolisa ureia a amônio (NH_4^+) e íons de carbonato (CO_3^{2-}). O carbonato é hidrolisado futuramente em bicarbonato (HCO_3^-) e íons de OH, o que aumenta drasticamente o pH do solo ($pH > 8$), esse elevado pH tem a capacidade de fazer a MO do solo liberar NH_3^- , pois o OH afeta a relação NH_4^+/NH_3^- uma vez que em pH mais elevados o N da ureia tende a ficar na forma de amônia, por fim, essa maior disponibilidade de NH_3^- pode ser oxidada por BOA podendo gerar N_2O (CLOUGH et al. 2020).

De acordo com o a análise de componentes principais a emissão de N-N₂O estava relacionada a maior taxa de mineralização, C e principalmente N orgânico total, assim tendenciou intermediariamente para os sistemas de MN e PE (Figura 11). A maior presença de N e C nestes dois sistemas pode ter estimulado o desenvolvimento de microrganismos em geral (auto ou heterotróficos), uma vez que são elementos obrigatórios para o desenvolvimento das comunidades microbianas do solo.

O sistema de AG apresentou menores valores de N₂O, isso foi atribuído a maior quantidade de areia, maior pH e menor taxa de nitrificação (Tabelas 3, 4 e 4 respectivamente) presentes nesse sistema. Lage Filho et al. (2022) encontraram um valor acumulado médio de emissão de N₂O próximo de 250 µg N-N₂O.g de solo seco⁻¹ para área de AG, valor esse, próximo a média e mediana de MN e PE deste estudo. No entanto, ambos os trabalhos foram realizados na região Amazônica e no mesmo estado do Brasil, contudo, as culturas implantadas nos sistemas de AG e PE, o clima local, a textura e fertilidade dos solos e, possivelmente, até a diversidade microbiana dos solos também são completamente diferentes entre os estudos, gerando assim uma dificuldade em afirmar que um determinado uso da terra sempre responde de uma determinada forma sob o bioma Amazônico, necessitando assim, de estudos que caracterizem as diferentes configurações de sistemas presentes na região, afim de gerar múltiplas possibilidades de resposta.

4.4 Efeito do uso da terra e temperatura (2° incubação) sobre as emissões de CH₄

A temperatura é um fator importante para a atividade microbiana, no entanto, cada microrganismo tem sua faixa de temperatura ideal para sobrevivência (LOMBÃO et al., 2021). Assim, implicando diretamente na dinâmica de emissão dos GEE pelo solo (HE et al. 2020).

Na ausência de interação, os fatores foram analisados isoladamente (Tabela 6). Dessa forma, os sistemas de uso da terra apresentaram-se como sumidouros de CH₄, sendo que temperaturas mais baixas (25 e 30°C) estimulam a produção. Já temperaturas mais altas (35 e 45° C) potencializam a absorção de metano. Assim, hipotetiza-se que temperaturas mais elevadas (35 e 45° C) têm um efeito deletério sobre os microrganismos produtores de metano (metanogênicos) ou possuem um efeito estimulante a consumidores de metano (metanotróficos). A ação conjunta dessas duas hipóteses também é plausível, mas a segunda é mais provável, uma vez que, nas temperaturas de 35 e 45° C os valores de acumulado de metano são negativos, ou seja, foi encontrado menor valor de CH₄ na quantidade de metano 30 min após vedação das câmaras em comparação com a quantidade de metano presente no momento

da vedação, gerando assim, um balanço negativo, indicando consumo. Para a segunda hipótese não ter ocorrido, os valores obtidos nas temperaturas de 35 e 45 °C 30 minutos após vedação deveriam ser superiores ou semelhantes aos valores iniciais pré-vedação, quando semelhantes, os valores seriam bem próximos de zero.

Os resultados corroboraram com Parashar et al. (1993), que afirmaram que a partir de 35 °C ocorre uma redução da atividade metanogênica. O fluxo de CH₄ ao longo das coletas é bem variável entre os tratamentos e entre as temperaturas, mas é possível observar que em praticamente todas os sistemas nas temperaturas de 35 e 45 °C apresentaram valor negativo. Assim sendo, temperaturas de 25 e 30° podem estimular a ação de microrganismos metanogênicos.

O sistema MN foi indicado como o menor sumidouro de metano. Sistemas de floresta são mais relacionados a maior emissão de metano devido a maior disponibilidade de MO de fácil mineralização no solo (KROEGER et al., 2021), a forma como a MO se encontra no solo é tão importante quanto sua quantidade. Podemos observar que o sistema de PI apresenta COT, MO e conteúdo de argila (Tabelas 1, 2 e 3 respectivamente) próximos aos valores observados no sistema de MN, porém seu efeito em absorver metano é maior. Em sistemas de pastagem bem manejados o C no solo se encontra na forma associada a minerais, essa é uma forma mais resiliente à mineralização por microrganismos do solo, diminuindo assim a possibilidade de conversão da MO do solo a metano em sistemas de PI (TAVANTI et al., 2020). Além disso, segundo Souza et al. (2022) a manutenção de pastagens, tanto a partir da realização da calagem como pelo controle da cobertura do solo pelas gramíneas, é capaz de modificar a microbiota metanogênica do solo, reduzindo assim, significativamente, as emissões de metano em áreas de PI.

O sistema de AG foi o que mais consumiu metano, isso pode ter sido decorrido da menor quantidade de argila nesse sistema, dificultando a retenção da água e conseqüentemente diminuindo a possibilidade de formação de zonas anaeróbicas essenciais aos microrganismos metanogênicos (BERGIER et al., 2019; ONDIEK et al., 2021).

A correlação negativa entre emissão de CH₄ e pH do solo, indica que solos mais ácidos tendem a emitir mais metano, ou seja, isso pode indicar que o pH do solo age sobre os microrganismos metanogênicos (SOUZA et al. 2022; KROEGER et al., 2021).

4.5 Efeito do uso da terra e temperatura (2° incubação) sobre as emissões de N₂O, N mineral e pH

A partir Txamo e Txnitr é possível concluir que havia a formação de substrato para a produção do N-N₂O (Tabelas 7 e 8), porém houve uma dinâmica dependente do sistema de uso da terra, em que, o sistema de MN produziu mais amônio que nitrato em comparação com os outros tratamentos independentemente da temperatura, as taxas de nitrificação foram próximas de zero ou até negativas para esse sistema, evidenciando que não havia uma alta concentração de microrganismos nitrificadores. Com base nesses resultados e no fluxo diário de N-N₂O da MN (Figura 15), ficou evidente que a falta do substrato nitrato para esse sistema resultou em uma contínua e baixa emissão de N-N₂O (Md = 21,4; IQ = 40,2 µg N-N₂O.g de solo seco⁻¹) ao longo das coletas, que independente da temperatura, indicou a ausência ou baixa presença de microrganismos nitrificadores nesse sistema, corroborando com Merloti et al. (2019), que afirmaram que em sistemas de mata nativa há uma menor perda de N por desnitrificação quando comparado a outros sistemas como pastagens e agricultura, mas esse fenômeno também é decorrente da menor quantidade de N no solo.

Já nos sistemas de PI, PE e AG houve uma maior taxa de nitrificação e praticamente nenhuma de amonificação, isso indica que nesses sistemas a microbiota é em suma nitrificadora e que esses podem ter consumido o amônio presente no solo, o que justificaria os valores negativos de Txamo nesses três sistemas nas temperaturas de 25, 30 e 35° C (BREUILLIN-SESSOMS et al., 2017). Com base nesse resultado e com o fluxo diário de N-N₂O para os sistemas de PI, PE e AG (Figura 15) pode-se observar que esses sistemas obtiveram emissões mais altas (Md = 74,1; 233; 36,4 com IQ = 228; 581 e 67,7 µg N-N₂O.g de solo seco⁻¹ para os sistemas PI, PE e AG respectivamente) que o sistema de MN (p < 0,05, contraste isolado do fator sistema).

Quando submetidos a temperatura de 45 °C, os sistemas de PI e PE reduziram sua taxa de nitrificação indicando que microrganismos nitrificadores foram sensíveis à temperatura nesses sistemas. Esses resultados serviram para confirmar a hipótese de que nos sistemas de PI, PE e AG os microrganismos nitrificantes estavam consumindo o amônio presente, gerando Txamo negativas nesses sistemas. Porém, para os sistemas de PI e PE quando submetidos a temperatura de 45 °C houve uma redução na taxa de nitrificação, ocasionando assim, aumento na taxa de amonificação, indicando que nessa condição de temperatura o amônio não estava mais sendo consumido pelo nitrificadores presentes no solo de PI e PE. O efeito deletério da

temperatura não se estendeu para o sistema de AG, que continuou a produzir nitrato, mesmo sob a temperatura de 45 °C (Figura 14).

Mesmo sem nitrato como substrato para a produção de N-N₂O por desnitrificadores, o sistema PE se destacou junto ao sistema AG na emissão desse gás quando submetidos a 45°C. No caso do PE, o amônio pode ter sido convertido a outros substratos, como a hidroxalamina (NH₂OH⁺) e o nitrito (NO₂⁻) (VIEIRA, 2017), esses dois substratos podem ter sido utilizados por desnitrificadores. Outra justificativa é que a maior presença do amônio nesse sistema pode indicar uma modificação da microbiota do solo de BOA para AOA, embora menos eficientes, essas ainda são capazes de produzir N-N₂O (PROSSER et al., 2020) e em adição, o aumento da temperatura do solo tende a estimular a quantidade de AOA (TAYLOR et al., 2017). O sistema AG pode ter se destacado pela maior disponibilidade de nitrato como substrato disponível para a produção do N₂O. Outro fator que pode ser levantado é a configuração microbiana de cada sistema, pois os solos de agricultura frequentemente ficam descobertos por alguns períodos do ano, geralmente nos períodos mais quentes e secos onde é mais difícil realizar o cultivo de alguma cultura sem irrigação, levando à seleção de microrganismos mais resistentes a temperaturas mais elevadas (TATTI et al., 2014), ressalta-se que para essa situação, sistemas integrados podem ser usados para ocupar a área de forma mais eficiente, embora seja relatado que nesses sistemas a emissão de N-N₂O ainda seja estimulada pelo aumento da temperatura (CARDOSO et al. 2022).

O aumento da temperatura ocasionou o aumento do pH em todos os sistemas avaliados, sendo que o solo de MN sempre apresentou os menores resultados, ou seja, apresentava maior resiliência aos fatores. O pH inicial da floresta já era menor que os demais sistemas na caracterização inicial (Tabela 1). A variação significativa do ΔpH, não foi biologicamente importante para os sistemas PI, PE e AG devido a baixa magnitude, pois atingiu menos de 0,45 na escala de pH. Enquanto para o sistema de MN, a ΔpH foi mais expressiva na temperatura de 45°C, chegando a 1 na escala de pH, contudo, não resultou em efeito direto sobre a emissão dos GEE avaliados.

Com base no que foi exposto, os solos independentemente do sistema utilizado, apresentaram-se como emissores de N-N₂O, e que não foi observada correlação entre N-N₂O e as demais variáveis dessa incubação. Porém há uma complexa rede de fatores que agem em conjunto para a emissão do N-N₂O.

4.6 Efeito do uso da terra e temperatura (2° incubação) sobre as emissões de CO₂

A maior emissão de CO₂ na temperatura de 35 °C pode ser um indício de que essa é a temperatura ideal para a proliferação da maioria dos microrganismos presentes no solo, e que independente do sistema e da temperatura os resultados na emissão de CO₂ foram sempre positivos, indicando que estava havendo uma complexa rede microbiana respirando e perpetuando no solo. A presença de resultados positivos de emissão de CO₂ indicou que estava havendo a produção de um GEE, porém, também servem para atestar que a microbiota presente nos solos se encontra viva no período da incubação.

4.7 Efeito do Uso da terra e *inputs* de N (3° incubação) sobre as emissões de CH₄

O sistema de PI mostrou-se como um emissor de metano quando não submetido à fertilização, esse resultado indica que sem a adição de N a possibilidade desse sistema emitir metano pode aumentar. Uma possível explicação para esse resultado é que para o sistema de PI a menor disponibilidade de N pode ter prejudicado a ação de microrganismos metanotróficos e estimulado a sobrevivência de metanogênicos.

Das 14 coletas realizadas, apenas duas apresentaram resultados positivos no sistema PI sem adição de N, ou seja, não é um fenômeno frequente. O segundo pico do sistema PI associado a 0N foi o mais alto encontrado entre todas as observações e foi replicado em todas as repetições que compunham esse tratamento.

Com a adição de N todos os sistemas comportaram-se como consumidores de metano, conforme descrito por Bodelier; Laanbroek (2004). Segundo esses autores o N é necessário para iniciar a ativação enzimática envolvida na metanotrofia, e nesse estudo pode ter sido um fator crucial para o sistema PI, essa mesma justificativa foi atribuída por RAPOSO et al. 2020, que também verificou redução na emissão de metano com a aplicação de N. O efeito da aplicação de ureia sobre as emissões de metano ainda não é clara, mas no geral, a aplicação de ureia em solos de pastagens não contribui com a emissão líquida de metano (CARDOSO et al. 2019; SAINJU; GHIMIRE; DANGI, 2021). Aqui, o *input* de N mostrou-se correlacionado negativamente com a emissão de metano. Embora não seja verificada diferença estatística nos sistemas MN, PE e AG em função da aplicação de N, é possível observar que nesses sistemas, os valores de Md de CH₄ das aplicações de 270 kg N.ha⁻¹ são o dobro quando comparadas aos valores de 0N.

Ademais, a presença de amônio pode prejudicar a metanotrofia, uma vez que essa molécula apresenta uma estrutura semelhante a molécula de metano, competindo assim com o mesmo sítio de ligação para ser oxidado por metanotróficos (MOSIER et al. 1991), além de causar salinidade ao solo, dificultando o desenvolvimento de metanotróficos (SAARI; RINNAN; MARTIKAINEM, 2004). Neste estudo o metano apresentou correlação negativa com N-NO₃, Txnitr, Txmin e Nino-T e nenhuma relação com o amônio, porém o amônio se mostrou correlacionado negativamente com N-NO₃⁻, indicando que a menor presença de nitrato implica em uma maior presença de amônio, mas que aqui, não foi capaz de causar redução na emissão de metano. Ademais, a correlação negativa entre nitrato e metano pode ser explicada pela reação entre metano e nitrato em condição de anaerobiose resultando em CO₂ e água, conforme relatado por THAUER; SHIMA, 2006.

4.8 Efeito do Uso da terra e *inputs* de N (3^o incubação) sobre as emissões de N-N₂O, N mineral e pH

A emissão de N-N₂O é dependente da presença de substrato no solo, sendo os principais amônio e nitrato (VIEIRA, 2017). Nesta incubação a proporção com que essas duas formas se encontravam no solo variou entre os tipos de uso da terra, em que, no sistema de MN havia uma maior presença de amônio e uma menor presença de nitrato em relação aos demais sistemas independente do *input* de N, indicando que não havia a presença de microrganismos nitrificadores neste sistema. Isso fica mais evidente quando avaliado os resultados de nitrato no sistema de MN em função do *input* de N, em que, com o aumento da *input* de N não ocorreu aumento na produção de nitrato, indicando que a formação de nitrato nesse sistema pode ser mais dependente da presença de microrganismos nitrificadores do que da entrada e disponibilidade de N.

O nitrato é o principal substrato usado no processo de desnitrificação, em que este é convertido em alguma forma gasosa do N, sendo o N-N₂O uma delas. Com a menor presença de nitrato no sistema de MN ocorreu uma menor produção de N-N₂O em relação aos demais sistemas (Figura 21). Em contra partida, a capacidade de produção de nitrato mostrou-se semelhante nos sistemas de PI, PE e AG resultando em maiores emissões. A importância do nitrato para emissão de N-N₂O também foi evidenciado a partir da correlação positiva observada entre N-N₂O, N-NO₃ e Txnitr. Corroborando que a concentração de nitrato acima de 50 mg.N-NO₃⁻.kg de solo⁻¹ encontrada aqui, nos sistemas PI, PE e AG prejudica a redução do N-N₂O para N₂ conforme evidenciado por LIU et al. (2022).

A maior presença de amônio no sistema de MN também pode indicar que nesse sistema havia a dominância de AOA que são menos eficientes em produzir N-N₂O. Já a maior presença de nitrato nos sistemas PI, PE e AG pode indicar que nesses sistemas havia a dominância de BOA, em que essas são mais eficientes em produzir N-N₂O (GIGUERE et al., 2017; PROSSER et al., 2020) corroborando com o resultado inferior de N-N₂O no sistema de MN e maior nos sistemas de PI, PE e AG.

Nos sistemas de PI, PE e AG mesmo sob as maiores doses de (270 kg.N.ha⁻¹) os resultados da taxa de amonificação permaneceram negativos, indicando que o amônio existente ou formado durante a incubação foi consumido por nitrificadores para a formação do nitrato. Esse processo não ocorreu no sistema de MN porque possivelmente essa classe de microrganismos estava ausente ou em baixa quantidade conforme relatado por Osburn; Barrett, (2020).

A maior emissão e semelhança entre os *inputs* de 180 e 270 Kg.N.ha⁻¹ pode demonstrar que a maior entrada de N no sistema favorece a formação de substrato e consequente formação e emissão do N-N₂O, porém, a estabilização da produção de N-N₂O ocorrida entre o *input* de 180 e 270 pode indicar uma faixa limítrofe para os microrganismos aproveitarem o substrato e converte-lo em N-N₂O. Isso pode ter ocorrido por uma quantidade limitada de microrganismos desnitrificadores, uma vez que, pelo menos para os sistemas de PI, PE e AG havia uma diferença estatística entre a produção de nitrato entre esses dois *inputs*, ou seja, o aumento na aplicação de N estimulou a produção de nitrato (nitrificação) sem chegar a uma estabilização. Conforme relatado por Ding et al. (2022), que ao aumentarem a dose de N aplicado de 400 para 800 Kg.N.ha⁻¹ observaram redução na recuperação de N nas formas de N-N₂O e N₂, indicando a amônia e o nitrato como as principais componentes de recuperação do N no solo.

A dinâmica de produção do N-N₂O se mostrou variável ao longo dos dias de coleta entre os quatro sistemas. Os sistemas de MN, PI e PE com algum *input* de N apresentaram picos de produção do N-N₂O logo na primeira semana (1 a 3 dias após início da incubação), enquanto que no sistema de AG com algum *input* de N os maiores resultados foram observados entre 6 e 8 dias após o início da incubação. Picos mais altos no sistema de MN logo na primeira semana já eram esperados, pois após a aplicação do N pode ocorrer uma súbita multiplicação de microrganismos desnitrificadores em função de um desbalanço na quantidade de N natural do sistema (LI et al., 2016). Contudo, o aproveitamento do N natural do solo também é uma alternativa para os microrganismos desnitrificadores produzirem N-N₂O, sendo os principais substratos naturais a arginina, mistura de aminoácidos, ureia (ZHENG et al., 2023) e a MOS (LI et al., 2022).

O pH foi afetado pela adição de N em todos os sistemas, contudo, a variação de pH para os sistemas de PI, PE e AG foi baixa e não chega a ser biologicamente expressiva. Já no sistema de MN a variação do pH foi maior, chegando a mais de um ponto na escala de pH quando esse sistema foi submetido ao maior *input* de N. A correção negativa entre ΔpH e $\text{N-N}_2\text{O}$ indica que quanto maior a variação do pH menor será a emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$, justamente o que aconteceu no sistema de MN. A maior variação do pH indica que houve um aumento do pH, favorecendo a ação da enzima *redutase* do óxido nitroso, estimulando o consumo do N_2O produzido (VIEIRA, 2017; ZHENG et al., 2023).

4.9 Efeito do Uso da terra e *inputs* de N (3° incubação) sobre as emissões de CO_2

O aumento da emissão de CO_2 em função do aumento do *input* de N é uma resposta ao aumento da respiração radicular e atividade microbiana do solo além do incremento de C advindo do crescimento das plantas (SAINJU; GHIMIRE; DANGI, 2021), aqui a ausência de plantas exclui a respiração de raízes e aponta a atividade microbiana como principal causa, sendo que doses de 180 e 270 Kg.N.ha^{-1} resultaram em uma possível redução da relação C/N que culminou no aumento da oxidação da MO e conseqüentemente aumentou a emissão de CO_2 (BORGES et al. 2019). A ausência de correlação dessa variável e as demais avaliadas neste estudo junto à falta de interação e efeito do uso da terra indicam que a emissão de CO_2 pelo solo é altamente complexa, portanto, quando possível de se realizar, recomendamos o uso adicional de outras variáveis resposta, principalmente as que medem quantitativamente a atividade e presença de microrganismos. Por fim, a presença de resultados positivos de emissão de CO_2 indicou que a microbiota presente nos solos se encontra viva no período da incubação.

5 CONCLUSÃO

Conforme hipotetizado a dinâmica de emissão de CH₄ e N-N₂O é influenciada pela mudança de uso da terra. De forma geral, os sistemas são sumidouros de CH₄ e emissores de N-N₂O. Essa dinâmica é intensificada pelo aumento da temperatura do solo, em que, temperaturas do solo mais elevadas (35 e 45 °C) resultam em maior metanotrofia e emissão de N-N₂O possivelmente por desnitrificação, indicando que temperaturas do solo mais elevadas podem estimular a proliferação de microrganismos responsáveis por estes dois processos.

Quando adicionado N ao solo, todos os sistemas consomem metano, sendo correlacionado que o aumento da dose de N aplicada ao solo intensifica o poder de consumo do metano. Ademais, a ausência de aplicação de N no sistema PI, pode torná-lo um emissor de CH₄. Já em relação a emissão de N₂O, o aumento da adição de N ao solo intensifica a disponibilidade de N mineral no solo, porém, há uma estabilidade da emissão de N₂O entre as doses de 180 e 270 kg.N.ha⁻¹ indicando uma possível limitação de utilização do substrato por desnitrificadores.

Todos os sistemas são emissores de CO₂, e não foram influenciados pelo uso da terra, porém, sistemas submetidos à temperaturas de 25 e 35 °C ou *inputs* de 180 e 270 kg.N.ha⁻¹ são mais potentes em emitir CO₂.

Os dados apresentados aqui podem ajudar na elaboração de inventários ambientais e alimentação de modelos preditores para a região, também recomendamos mais estudos que avaliem a dinâmica de emissão de GEE na região Amazônica, uma vez que existe uma ampla diversificação de usos da terra dos sistemas mais comuns como florestas, pastagens e lavouras. Em adicional, também recomendamos quando possível, a complementação de estudos com a adição de variáveis microbiológicas do solo, como PCRpolimerase, por exemplo.

REFERÊNCIAS

- 1 ARNOLD, S. L.; SCHEPERS, J. S. A simple roller-mill grinding procedure for plant and soil samples. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.35, n.3-4, p.537-545, 2004.
- 2 BERGIER, I.; SILVA, A.P. S.; DE ABREU, U. G. P.; DE OLIVEIRA, L. O. F.; TOMAZI, M.; DIAS, F. R. T.; URBANETZ, C.; NOGUEIRA, É.; BORGES-SILVA, J. C. Could bovine livestock intensification in Pantanal be neutral regarding enteric methane emissions?. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 463-472, 2019.
- 3 BODELIER, P. L.; LAANBROEK, H. J. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 47, p. 265–277. 2004. doi:10.1016/s0168-6496(03)00304-0.
- 4 BORGES, B. M. M. N.; BORDONAL, R. DE. O.; SILVEIRA, M. L.; COUTINHO, E. L. M. Short-term impacts of high levels of nitrogen fertilization on soil carbon dynamics in a tropical pasture. **CATENA**, v. 174, p.413-416, 2019.
- 5 BREUILLIN-SESSOMS, F. VENTEREA, R.T., SADOWSKY, M. J.; COULTER, J.A.; CLOUGH, T.J.; WANG, P. Nitrification gene ratio and free ammonia explain nitrite and nitrous oxide production in urea-amended soils. **Soil Biol Biochem**, v. 111, p. 143-153, 2017.
- 6 CARDOSO, A. DA S., ALVES, B. J. R., URQUIAGA, S., & BODDEY, R. M. Effect of volume of urine and mass of faeces on N₂O and CH₄ emissions of dairy-cow excreta in a tropical pasture. **Animal Production Science**, v. 58, n. 6, 2016. doi:10.1071/an15392.
- 7 CARDOSO, A. DA 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**, v. 30, p. 607-617. 2020.
- 8 CARDOSO, A. DA S.; OLIVEIRA, S. C.; JANUSCKIEWICZ, E. R.; BRITO, L. F.; MORGADO, E. DA 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 Research**, v. 194, 104341. 2019. doi:10.1016/j.still.2019.104341.
- 9 CARDOSO, A. DA. S.; ALARI, F. DE. O.; ANDRADE, N. DE.; NASCIMENTO, T. DA. S.; CLEEF, F. DE. O. S. V.; ALVES, B. J. R.; RUGGIERI, A.C.; MALHEIROS, E. B. Nitrous oxide emissions in silvopastoral systems: Key driving variables and seasonality. **Agricultural and Forest Meteorology**. v. 316, 108851, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.108851>.
- 10 CHANG, J.; CIAIS, P.; GASSER, T.; SMITH, P.; HERRERO, M.; HAVLÍK, P.; OBERSTEINER, M.; GUENET, B.; GOLL, D. S.; LI, W.; NAIPAL, V.; PENG, S.; QIU, C.; TIAN, H.; VIOVY, N.; YUE, C.; ZHU, D. Climate warming from managed grasslands cancels the cooling effect of carbon sinks in sparsely grazed and natural grasslands. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, 2021.

- 11 CLAESSEN, M.E.C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1997. 212p.
- 12 CLOUGH, T. J.; CARDENAS, L. M.; FRIEDL, J.; WOLF, B. Nitrous oxide emissions from ruminant urine: science and mitigation for intensively managed perennial pastures. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 47, p. 21–27. 2020.
- 13 COSTA, F. DE. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases de efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, v. 36, p. 693-700, 2006.
- 14 DANIELSON, R. E.; RODRIGUES, J. L. M. Chapter Three - Impacts of land-use change on soil microbial communities and their function in the Amazon Rainforest. **Advances in Agronomy**, v. 175, p. 179-258, 2022. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.04.001>.
- 15 DING, K.; LUO, J.; CLOUGH, T. J.; LEDGARD, S.; LINDSEY, S.; DI, H. J. In situ nitrous oxide and dinitrogen fluxes from a grazed pasture soil following cow urine application at two nitrogen rates. **Science of The Total Environment**. v. 838, 156473, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156473>.
- 16 DOANE, T.A.; HORWATH, W.R. **Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent**. *Anal Lett* 36:2713–2722. 2003.
- 17 ELKIN, L. A.; KAY, M.; HIGGINS, J. J.; WOBROCK, J. O. **An Aligned Rank Transform Procedure for Multifactor Contrast Tests**. *UIST '21: The 34th Annual ACM Symposium on User Interface Software and Technology* October 2021 Pages 754–768 <https://doi.org/10.1145/3472749.3474784>.
- 18 FLACH, R.; ABRAHÃO, G.; BRYANT, B.; SACARABELLO, M.; SOTERRONI, A. C.; RAMOS, F. M.; VALIN, H.; OBERSTEINER, M.; COHN, A. S. Conserving the Cerrado and Amazon biomes of Brazil protects the soy economy from damaging warming. **World Development**, v. 146, 105582. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105582>.
- 19 FORSTER, J.C. Soil nitrogen. In: Alef K, Nannipieri P (eds) **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. 1995. Academic, San Diego, p. 79–87.
- 20 GIGUERE, A. T.; TAYLOR, A. E.; SUWA, Y.; MYROLD, D. D.; BOTTOMLEY, P. J. Uncoupling of ammonia oxidation from nitrite oxidation: Impact upon nitrous oxide production in non-cropped Oregon soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 104, p. 30–38, 2017. doi:10.1016/j.soilbio.2016.10.011.
- 21 HE, Y.; ZHANG, T.; ZHAO, Q.; GAO, X.; HE, T.; YANG, S. Response of GHG emissions to interactions of temperature and drying in the karst wetland of the YunnanGuizhou Plateau. **Frontiers in Environmental Science**. v. 10, 973900, 2022.
- 22 IBGE. **Geociências, organização do território dados2021**. disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 25/03/22.
- 23 IPCC. Resumo para formuladores de políticas. In: Mudança Climática e Terra: **um relatório especial do IPCC sobre mudança climática, desertificação, degradação da terra,**

gestão sustentável da terra, segurança alimentar e fluxos de gases de efeito estufa em ecossistemas terrestres. 2019. 41p.

24 JANSSENS, I. A.; DIELEMAN, W.; LUYSSAERT, S.; SUBKE, J. A.; REICHSTEIN, M.; CEULEMANS, R.; CIAIS, P.; DOLMAN, A. J.; GRACE, J.; MATTEUCCI, G.; PAPALE, D.; PIAO, S. L.; SCHULZE, E. D.; TANG, J.; LAW, B. E. reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. **Nature geoscience**, v. 3, 2010.

25 KROEGER, M. E.; MEREDITH, L. K.; MEYER, K. M.; WEBSTER, K. D.; DE CAMARGO, P. B.; DE SOUZA, L. F.; NÜSSLEIN, K. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. **The ISME journal**, v. 15, n. 3, p. 658-672, 2021.

26 LAGE FILHO, N.M.; CARDOSO, A.D.S.; AZEVEDO, J.C.D.; FATURI, C.; DA SILVA, T.C.; DOMINGUES, F.N.; RUGGIERI, A.C.; REIS, R.A.; DO RÊGO, A.C. Land Use, Temperature, and Nitrogen Affect Nitrous Oxide Emissions in Amazonian Soils. **Agronomy**, v. 12, 1608. 2022. <https://doi.org/10.3390/agronomy12071608>.

27 LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 261-273, 2020.

28 LI, C.; DI, HONG. J.; CAMERON, K. C.; PODOLYAN, A.; ZHU, B. Effect of different land use and land use change on ammonia oxidiser abundance and N₂O emissions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 96, p. 169–175. 2016.

29 LI, K.; XIONG, P.; WU, Y.; DONG, Y. Forecasting greenhouse gas emissions with the new information priority generalized accumulative grey model. **Science of The Total Environment**, v. 807, 150859, 2022.

30 LI, Y.; MOINET, G. Y. K.; CLOUGH, T. J.; WHITEHEAD, D. Organic matter contributions to nitrous oxide emissions following nitrate addition are not proportional to substrate-induced soil carbon priming. **Science of The Total Environment**, v. 851, 158274. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158274>.

31 LIU, H.; ZHENG, X.; LI, Y.; YU, J.; DING, H.; SVEEN, T. R.; ZHANG, Y. Soil moisture determines nitrous oxide emission and uptake. **Science of The Total Environment**. v. 822, 153566, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153566>.

32 LIU, X.; PEÑUELAS, J.; SARDANS, J.; FANG, Y.; WIESMEIER, M.; WU, L.; CHEN, X.; CHEN, Y.; JIN, Q.; WANG, W. Response of soil nutrient concentrations and stoichiometry, and greenhouse gas carbon emissions linked to change in land-use of paddy fields in China. **CATENA**, 203, 105326. 2021.

33 LOMBÃO, A.; BARREIRO, A.; FONTÚRBEL, M. T.; MARTÍN, A.; CARBALLAS, T.; DÍAS-RAVINA, M. Effect of repeated soil heating at different temperatures on microbial activity in two burned soils. **Science of The Total Environment**, v. 799, 149440. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149440>.

- 34 MAEDA, K.; SPOR, A.; EDEL-HERMANN, V.; HERAUD, C.; BREUIL, M.C.; BIZOUARD, F.; TOYODA, S.; YOSHIDA, N.; STEINBERG, C.; PHILIPPOT, L.; N₂O production, a widespread trait in fungi. **Sci Rep.** v, n. 59697, 2015.
- 35 MERLOTI, L. F.; MENDES, L. W.; PEDRINHO, A.; DE SOUZA, L. F.; FERRARI, B. M.; TSAI, S. M. Forest-to-agriculture conversion in Amazon drives soil microbial communities and N-cycle. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 137, p. 107567, 2019.
- 36 MOSIER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous-oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, v. 350, p. 330-332, 1991.
- 37 OKTYABRSKIY, V. P. **A new opinion of the greenhouse effect. St. Petersburg Polytechnical University Journal: Physics and Mathematics.** v. 2, p. 124-126, 2016.
- 38 OLSON, K. R.; AL-KAISI, M. M.; LAL, R.; LOWERY, B. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. **Soil Science Society of America Journal.** v. 78, p. 348-360, 2014.
- 39 ONDIEK, R. A.; HAYES, D. S.; KINYUA, D. N.; KITAKA, N.; LAUTSCH, E.; MUTUO, P.; HEIN, T. Influence of land-use change and season on soil greenhouse gas emissions from a tropical wetland: A stepwise explorative assessment. **Science of the Total Environment.** v. 787, 2021.
- 40 OSBURN, E. D.; BARRETT, J. Abundance and functional importance of complete ammonia-oxidizing bacteria (comammox) versus canonical nitrifiers in temperate forest soils. **Soil Biology and Biochemistry.** v. 145, 107801, 2020.
- 41 PARASHAR, D. C.; GUPTA, P. K.; RAI, J.; SHARMA, R. C.; SINGH, N. (1993). Effect of soil temperature on methane emission from paddy fields. **Chemosphere**, 26(1-4), 247–250. doi:10.1016/0045-6535(93)90425-5.
- 42 PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; CERRI, C. C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. **Plant and Soil.** V. 162, p.61-70
- 43 PROSSER, J. I.; HINK L.; GUBRY-RANGIN C.; NICOL, G.W.; Nitrous oxide production by ammonia oxidizers: physiological diversity, niche differentiation and potential mitigation strategies. **Global Change Biol.** V. 26, p. 103–118, 2020.
- 44 RAPOSO, E.; BRITO, L. F.; JANUSCKIEWICZ, E. J.; OLIVEIRA, L. F.; VERSUTI, J.; ASSUMPÇÃO, F. M.; CARDOSO, A. S.; SINISCALCHI, D.; DELEVATTI, L. M.; MALHEIROS, E. B.; REIS, R. A.; RUGGIERI, A. C. Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected by nitrogen fertilizer management. *Agronomy Journal.* v. 112, n. 6, 2020. <https://doi.org/10.1002/agj2.20385>
- 45 RATTIS, L.; BRANDO, P.M.; MACEDO, M.N.; SPERA, S. A.; CASTANHO, A. D. A.; MARQUES, E. Q.; COSTA, N. Q.; SILVERIO, D.; COE, M. T. Climatic limit for agriculture in Brazil. **Nature Climate Change**, v. 11, p. 1098–1104. 2021.

- 46 SAARI, A.; RINNAN, R.; MARTIKAINEN, P. Methane oxidation in boreal forest soils: kinetics and sensitivity to pH and ammonium. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 36, p.1037-1046. 2004.
- 47 SAINJU, U. M.; GHIMIRE, R.; DANGI, S. Soil carbon dioxide and methane emissions and carbon balance with crop rotation and nitrogen fertilization. **Science of the Total Environment**, v. 775, 2021.
- 48 SALESKA, S.; KRUIJT, B.; ROCHA, H.; NOBRE, A. D. Ecosystem Carbon Fluxes and Amazonian Forest Metabolism. **Geophysical Monograph Series**. 2009. Doi:10.1029/2008GM000728.
- 49 SANTOS, H.G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRARAS, J. F. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Embrapa, Brasília. 2018.
- 50 SEUSS, I.; SCHEIBE, A.; SPOHN, M. N₂ fixation is less sensitive to changes in soil water content than carbon and net nitrogen mineralization. **Geoderma**, v. 424, 115973, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115973>.
- 51 SILVA, J. G. DA.; ALMEIDA, R. B. DE.; CARVALHO, L. V. An economic analysis of a zero-deforestation policy in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 203, 107613, 2023.
- 52 SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – SEEG. SEEG Brasil. **Emissões totais série histórica**. Disponível em: <http://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#> Acesso em 15/05/2021.
- 53 SOUZA, C. R.; AZEVEDO, C. P. DE.; ROSSI, L. M. B.; SILVA, K. E.; SANTOS, J. DOS.; HIGUCHI, N. Dynamics and carbon storage in primary forest in the region of Manaus / AM. *Acta Amazonica*, v. 42, n. 4, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000400007>.
- 54 SOUZA, L. F.; ALVEZ, D. O.; LUIZ, A. D.; GOMES, F. V.; ALMEIDA, C. D. S.; MERLOTI, L. F.; MENDES, G. L.; ANDREOTE, F. D.; BOHANNAN, B. J. M.; RODRIGUES, J. L. M.; NUSSLEIN, K.; TSAI, S. M. Maintaining grass coverage increases methane uptake in Amazonian pastures, with a reduction of methanogenic archaea in the rhizosphere. **Science of The Total Environment**. v. 838, 156225, 2022.
- 55 SPERA, S. A.; WINTER, J. M.; PARTRIDGE, T. F. Brazilian maize yields negatively affected by climate after land clearing. **Nature Sustainability**, v. 3, p. 845–852, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0560-3>.
- 56 TATTI, E., GOYER, C., CHANTIGNY, M., WERTZ, S., ZEBARTH, B. J., BURTON, D. L., & FILION, M. Influences of over winter conditions on denitrification and nitrous oxide-producing microorganism abundance and structure in an agricultural soil amended with different nitrogen sources. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 183, p. 47–59. 2014. doi:10.1016/j.agee.2013.10.021.
- 57 TAVANTI, R.F.R.; MONTARINI, R.; PANOSSO, A.R.; SCALA JR, N.L.; NETO, M.C.; FREDDI, O.D.A.S.; GAZÁLES, A.P.; CARVALHO. M.A.C.; SOARES, M.B.;

TAVANTI, T.R.; GALINO, F.S. What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO₂ emissions in the Brazilian Cerrado?. **Catena**, v. 194, 104702, 2020.

58 TAYLOR, A., GIGUERE, A., ZOEBELEIN, 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**, v. 11, p. 896–908. 2017. <https://doi.org/10.1038/ismej.2016.179>.

59 THAUER, R.; SHIMA, S. Methane and microbes. **Nature**, v. 440, p. 878–879, 2006. <https://doi.org/10.1038/440878a>

60 VENTURINI, A. M.; DIAS, N. M. S.; GONTIJO, J. B.; YOSHIURA, C A.; PAULA, F. S.; MEYERE, K. M.; NAKAMURA, F M.; FRANÇA, A. G. DA.; BORGES, C. D.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; NÜSSLEIN, K.; L.M.RODRIGUES, J.; BOHANNAN, B. J.M.; TSAI, S. M. Increased soil moisture intensifies the impacts of forest-to-pasture conversion on methane emissions and methane-cycling communities in the Eastern Amazon. **Environmental Research**, v. 212, 113139, 2022.

61 VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Brasília: Embrapa. 1 ed. 2017. 165p.

62 XU, X.; XIA, Z.; LIU, Y.; LIU, E.; MULLER, K. WANG, H.; LUO, J.; WU, X.; BEIYUAN, J.; FANG, Z.; XU, J.; DI, H.; LI, Y.; Interactions between methanotrophs and ammonia oxidizers modulate the response of in situ methane emissions to simulated climate change and its legacy in an acidic soil. **Science of the Total Environment**. v. 752, 2021.

63 XU, Y.; CUI, G. Influence of spectral characteristics of the Earth's surface radiation on the greenhouse effect: Principles and mechanisms. **Atmospheric Environment**. v. 244, 2021.

64 XU, Z.; ZHANG, T.; WANG, S.; WANG, Z. Soil pH and C/N ratio determines spatial variations in soil microbial communities and enzymatic activities of the agricultural ecosystems in Northeast China: Jilin Province case. **Applied Soil Ecology**, v. 155, 103629. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103629>.

65 YUTTITHAM, M.; CHIDTHAISONG, A.; RUANGCHU, U. N₂O fluxes and direct N₂O emission factors from maize cultivation on Oxisols in Thailand. **Geoderma Regional**, v. 20, e00244, 2020.

66 ZHANG, H.; LIANG, Z.; LI, Y.; CHEN, Z.; ZHANG, J.; CAI, Z.; ELSGAARD, L.; CHENG, Y.; GROENINGEN, K. J. V.; ABALOS, D. Liming modifies greenhouse gas fluxes from soils: A meta-analysis of biological drivers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 340, 108182, 2022.

67 ZHENG, J.; SAKATA, T.; SUKARTININGSIH.; FUJII, K. Deciphering nitrous oxide emissions from tropical soils of different land uses. **Science of The Total Environment**. v. 862, 160916, 2023.

68 ZHENG, Q.; HU, Y.; ZHANG, S.; NOLL, L.; BÖCKLE, T.; DIETRICH, M.; HERBOLD, C.W.; EICHORST, S.A.; WOEBKEN, D.; RICHTER, A.; WANER, W. Soil

multifunctionality is affected by the soil environment and by microbial community composition and diversity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 136, 107521. 2019.

APÊNDICE

Anexo 1. Dados brutos da 1^o incubação

REP	Sistemas	CH4	N-N2O	N-NH4	Txamon	N-NO3	Txnitr	Txmin	NO3:NH4	Nino-T	pH final	Δ pH
1	MN	-118,31	207,02	46,31684	0,697387	61,87668	1,512381	2,209768	1,335943	108,1935	4,91	-0,04
2	MN	-63,34	185,51	40,89862	0,503879	62,28861	1,527093	2,030972	1,523001	103,1872	4,89	-0,06
3	MN	-173,94	186,31	42,92978	0,576421	52,15787	1,165281	1,741702	1,214958	95,08765	4,89	-0,06
4	MN	-155,25	181,62	44,98833	0,64994	61,72739	1,50705	2,15699	1,372076	106,7157	4,97	0,02
5	MN	1,63	96,08	45,88536	0,681977	67,63896	1,718177	2,400155	1,474086	113,5243	4,9	-0,05
1	PI	34,57	-119,16	-0,23735	-0,35776	75,85628	2,251653	1,89389	319,5914	75,61893	5,83	-0,34
2	PI	-163,06	106,61	-0,25428	-0,35837	69,50612	2,024861	1,666494	273,3397	69,25184	5,91	-0,26
3	PI	33,26	53,67	-0,05479	-0,35124	51,27576	1,373777	1,022534	935,8024	51,22096	5,89	-0,28
4	PI	-127,01	17,72	-0,31685	-0,3606	62,04342	1,758336	1,397734	195,8117	61,72656	5,91	-0,26
5	PI	-107,18	74,03	-0,22162	-0,3572	70,46406	2,059074	1,701873	317,9471	70,24244	5,9	-0,27
1	PE	-239,98	747,88	0,241928	-0,30529	75,60849	2,186732	1,881444	312,5244	75,85042	5,53	-0,34
2	PE	-81,14	67,04	0,367622	-0,3008	75,14375	2,170134	1,869335	204,4047	75,51137	5,54	-0,33
3	PE	-164,52	184,79	0,313287	-0,30274	81,97641	2,414157	2,111418	261,6652	82,2897	5,48	-0,39
4	PE	-177,12	164,84	0,184967	-0,30732	68,77697	1,942749	1,635426	371,8336	68,96194	5,53	-0,34
5	PE	-116,31	37,78	0,216628	-0,30619	71,46654	2,038805	1,732613	329,9046	71,68317	5,52	-0,35
1	AG	-197,46	15,45	-0,3753	-0,34162	43,08993	0,966426	0,624809	114,816	42,71464	6,44	-0,04
2	AG	-434,91	-9,94	-0,35846	-0,34102	54,27764	1,365987	1,024971	151,4197	53,91918	6,48	0
3	AG	-306,07	27,31	-0,69126	-0,3529	38,07855	0,787448	0,434546	55,08537	37,38729	6,43	-0,05
4	AG	-267,82	-16,25	-0,64351	-0,3512	64,4999	1,731068	1,379871	100,2306	63,85639	6,55	0,07
5	AG	-114,71	-54,95	-0,61802	-0,35029	59,88338	1,566192	1,215906	96,89612	59,26537	6,52	0,04

REP = repetição, MN = mata nativa, PI = pasto intensivo, PE = pasto extensivo, AG = agricultura, CH4 = acumulado de CH₄ em 28 dias ($\mu\text{g CH}_4\text{.g de solo seco}^{-1}$); N-N₂O = acumulado de N-N₂O em 28 dias ($\mu\text{g N}_2\text{O.g de solo seco}^{-1}$); N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txmin = taxa de mineralização (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio; Nino-T = N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); ΔpH = variação de pH.

Anexo 2. Dados brutos da 2° incubação

REP	Sistemas	temp	CH4	N2O	N-NH4	Txamo	N-NO3	Txnitr	Txmin	NO3:NH4	Nino-T	pHfinal	ΔpH	CO2
1	MN	25	363,75	18,94	111,64	3,03	28,99	0,34	3,37	0,26	140,64	5,89	0,94	834,09
2	MN	25	200,85	35,25	104,76	2,78	24,34	0,17	2,96	0,23	129,10	5,87	0,92	1273,89
3	MN	25	287,62	138,72	82,29	1,98	29,13	0,34	2,32	0,35	111,42	5,78	0,83	934,06
4	MN	25	272,68	136,75	77,76	1,82	27,39	0,28	2,10	0,35	105,15	5,73	0,78	942,25
5	MN	25	137,73	54,41	109,03	2,94	23,80	0,15	3,09	0,22	132,83	5,84	0,89	1182,81
1	PI	25	209,63	201,90	0,51	-0,33	98,67	3,07	2,74	192,49	99,18	6,02	-0,15	497,84
2	PI	25	116,15	436,02	0,12	-0,34	109,19	3,44	3,10	880,83	109,32	6,01	-0,16	421,99
3	PI	25	405,22	102,15	0,25	-0,34	108,23	3,41	3,07	428,75	108,48	6,06	-0,11	731,87
4	PI	25	234,11	37,77	-0,11	-0,35	106,75	3,36	3,00	936,68	106,64	6,05	-0,12	791,79
5	PI	25	340,73	46,09	1,51	-0,30	94,68	2,92	2,63	62,85	96,18	6,02	-0,15	1180,68
1	PE	25	392,25	489,81	0,26	-0,30	93,89	2,84	2,54	356,84	94,16	5,52	-0,35	641,93
2	PE	25	256,99	14,96	0,35	-0,30	94,50	2,86	2,56	266,42	94,85	5,54	-0,33	569,87
3	PE	25	370,52	94,71	0,84	-0,28	97,07	2,95	2,67	115,87	97,91	5,66	-0,21	464,37
4	PE	25	225,12	166,09	1,49	-0,26	86,65	2,58	2,32	58,24	88,13	5,67	-0,20	639,89
5	PE	25	136,18	98,36	1,64	-0,26	87,32	2,60	2,35	53,09	88,96	5,67	-0,20	660,13
1	AG	25	104,81	-9,36	-0,80	-0,36	92,81	2,74	2,39	116,06	92,01	6,62	0,14	636,72
2	AG	25	222,05	31,93	-0,64	-0,35	84,58	2,45	2,10	132,44	83,94	6,62	0,14	564,36
3	AG	25	129,34	58,16	-0,23	-0,34	78,91	2,25	1,91	348,85	78,69	6,64	0,16	659,83
4	AG	25	77,52	9,84	-0,40	-0,34	94,53	2,80	2,46	238,58	94,13	6,61	0,13	729,98
5	AG	25	164,61	127,33	-0,32	-0,34	83,17	2,40	2,06	257,34	82,85	6,64	0,16	598,40
1	MN	30	260,07	3,53	114,97	3,15	29,80	0,37	3,52	0,26	144,77	5,92	0,97	1542,63
2	MN	30	1,30	8,69	131,65	3,74	18,67	-0,03	3,71	0,14	150,32	5,94	0,99	838,79
3	MN	30	140,14	13,67	149,20	4,37	19,92	0,01	4,39	0,13	169,12	5,90	0,95	360,16
4	MN	30	34,66	18,17	148,28	4,34	63,49	1,57	5,91	0,43	211,78	5,85	0,90	429,01
5	MN	30	44,47	45,36	130,30	3,70	18,68	-0,03	3,67	0,14	148,97	5,77	0,82	527,39
1	PI	30	-12,67	1034,45	-0,99	-0,38	105,59	3,31	2,93	106,30	104,59	5,97	-0,20	348,06
2	PI	30	-27,91	816,28	-0,99	-0,38	109,17	3,44	3,06	110,49	108,18	5,98	-0,19	403,04
3	PI	30	246,63	18,02	0,28	-0,34	109,78	3,46	3,12	388,91	110,07	5,98	-0,19	481,67

4	PI	30	44,48	42,06	-1,28	-0,39	111,82	3,54	3,14	87,53	110,54	5,97	-0,20	404,40
5	PI	30	-18,14	-14,87	-0,27	-0,36	106,99	3,36	3,00	394,25	106,72	6,07	-0,10	628,09
1	PE	30	306,72	118,50	-0,79	-0,34	114,70	3,58	3,24	146,02	113,92	5,58	-0,29	506,28
2	PE	30	-8,93	490,32	-0,02	-0,31	115,54	3,61	3,30	7276,23	115,53	5,58	-0,29	790,56
3	PE	30	46,37	105,65	0,01	-0,31	103,24	3,17	2,86	8621,51	103,26	5,56	-0,31	479,78
4	PE	30	196,31	10,56	-0,37	-0,33	111,37	3,46	3,14	299,68	111,00	5,55	-0,32	827,58
5	PE	30	131,90	1,23	-0,49	-0,33	105,31	3,25	2,92	213,67	104,82	5,61	-0,26	1008,06
1	AG	30	-110,49	14,23	-1,02	-0,36	93,32	2,76	2,40	91,68	92,30	6,66	0,18	938,85
2	AG	30	-82,39	23,88	-1,07	-0,37	107,55	3,27	2,90	100,19	106,48	6,71	0,23	539,80
3	AG	30	191,43	52,39	-0,96	-0,36	34,44	0,66	0,30	35,94	33,49	6,73	0,25	535,20
4	AG	30	-43,96	-125,56	-1,42	-0,38	106,42	3,23	2,85	75,01	105,00	6,72	0,24	580,47
5	AG	30	-116,34	52,82	-0,95	-0,36	92,33	2,73	2,36	97,63	91,39	6,61	0,13	1169,12
1	MN	35	-96,05	28,02	114,88	3,15	27,27	0,28	3,42	0,24	142,15	5,94	0,99	823,80
2	MN	35	-275,82	-3,92	75,98	1,76	5,94	-0,49	1,27	0,08	81,92	5,87	0,92	593,92
3	MN	35	-60,19	-6,02	113,16	3,08	7,20	-0,44	2,64	0,06	120,36	5,91	0,96	506,69
4	MN	35	-260,45	12,57	119,58	3,31	4,31	-0,54	2,77	0,04	123,89	5,87	0,92	944,47
5	MN	35	-346,82	163,61	120,72	3,35	9,31	-0,37	2,99	0,08	130,03	5,84	0,89	891,98
1	PI	35	-280,97	1026,03	-0,75	-0,38	110,94	3,50	3,13	148,88	110,20	5,92	-0,25	938,48
2	PI	35	-420,32	-13,27	-0,93	-0,38	115,26	3,66	3,28	123,56	114,32	5,97	-0,20	1679,01
3	PI	35	-265,80	38,67	-0,73	-0,38	117,50	3,74	3,36	161,91	116,77	5,99	-0,18	1014,86
4	PI	35	-345,13	40,07	-0,74	-0,38	119,85	3,82	3,45	161,12	119,11	5,97	-0,20	938,46
5	PI	35	-348,81	-44,90	-0,49	-0,37	122,60	3,92	3,55	248,79	122,10	6,01	-0,16	733,73
1	PE	35	-318,26	958,08	-0,55	-0,33	110,63	3,44	3,10	202,00	110,08	5,56	-0,31	1057,60
2	PE	35	-421,27	2757,09	-0,52	-0,33	106,19	3,28	2,95	205,91	105,68	5,59	-0,28	823,54
3	PE	35	-250,57	233,45	-1,28	-0,36	126,07	3,99	3,63	98,42	124,79	5,61	-0,26	827,46
4	PE	35	-267,95	158,62	-0,67	-0,34	112,72	3,51	3,17	167,68	112,04	5,53	-0,34	818,07
5	PE	35	-422,86	233,06	-0,65	-0,34	111,93	3,48	3,15	173,25	111,29	5,57	-0,30	2091,69
1	AG	35	-254,32	141,19	-1,35	-0,38	106,87	3,24	2,87	79,33	105,52	6,68	0,20	1796,49
2	AG	35	-450,23	-16,20	-0,67	-0,35	51,25	1,26	0,91	77,01	50,58	6,71	0,23	930,01
3	AG	35	-435,02	4,30	-0,76	-0,36	91,17	2,68	2,33	120,53	90,42	6,69	0,21	688,22
4	AG	35	-507,07	14,47	-0,62	-0,35	92,27	2,72	2,37	148,14	91,64	6,74	0,26	707,72

5	AG	35	-344,95	-11,36	-0,74	-0,35	102,06	3,07	2,72	137,60	101,31	6,70	0,22	1273,82
1	MN	45	-289,84	-12,53	131,22	3,73	22,20	0,10	3,83	0,17	153,42	6,00	1,05	1492,56
2	MN	45	-329,05	-36,90	157,80	4,68	20,03	0,02	4,70	0,13	177,83	6,00	1,05	1399,89
3	MN	45	-360,50	185,13	49,92	0,83	18,69	-0,03	0,80	0,37	68,61	5,94	0,99	375,61
4	MN	45	-389,64	31,65	128,58	3,64	20,61	0,04	3,67	0,16	149,19	5,97	1,02	364,65
5	MN	45	-414,82	23,81	143,14	4,16	17,12	-0,09	4,07	0,12	160,27	6,03	1,08	481,10
1	PI	45	-1018,82	1287,25	68,39	2,09	31,01	0,65	2,74	0,45	99,40	6,44	0,27	327,36
2	PI	45	-589,42	167,72	49,30	1,41	28,60	0,56	1,98	0,58	77,90	6,52	0,35	698,69
3	PI	45	-538,91	205,79	63,66	1,92	24,96	0,43	2,36	0,39	88,62	6,55	0,38	288,19
4	PI	45	-250,39	26,46	68,01	2,08	37,75	0,89	2,97	0,55	105,76	6,48	0,31	388,75
5	PI	45	-657,71	113,89	62,59	1,89	28,25	0,55	2,44	0,45	90,84	6,48	0,31	913,44
1	PE	45	-244,31	2093,68	59,98	1,83	50,82	1,30	3,13	0,85	110,80	6,15	0,28	427,56
2	PE	45	-655,71	1136,43	65,57	2,03	44,47	1,07	3,10	0,68	110,04	6,12	0,25	1251,65
3	PE	45	-462,66	1001,43	64,73	2,00	39,88	0,91	2,91	0,62	104,61	6,06	0,19	577,95
4	PE	45	-535,81	545,34	67,70	2,10	38,34	0,86	2,96	0,57	106,04	6,09	0,22	600,45
5	PE	45	-286,18	593,50	69,05	2,15	35,52	0,76	2,91	0,51	104,57	6,09	0,22	602,28
1	AG	45	-353,38	1062,15	13,27	0,15	113,79	3,49	3,64	8,57	127,06	6,73	0,25	779,63
2	AG	45	-325,97	552,95	-1,28	-0,37	108,68	3,31	2,93	85,01	107,40	6,81	0,33	436,16
3	AG	45	-302,51	40,84	-0,44	-0,34	102,79	3,10	2,75	235,86	102,36	6,76	0,28	313,38
4	AG	45	-572,23	59,09	-0,95	-0,36	109,70	3,35	2,98	116,04	108,76	6,80	0,32	407,62
5	AG	45	-465,08	535,83	-0,31	-0,34	102,72	3,10	2,76	335,80	102,41	6,77	0,29	920,20

REP = repetição, temp = temperatura em °C, MN = mata nativa, PI = pasto intensivo, PE = pasto extensivo, AG = agricultura, CH₄ = acumulado de CH₄ em 28 dias (µg CH₄.g de solo seco⁻¹); N-N₂O = acumulado de N-N₂O em 28 dias (µg N₂O.g de solo seco⁻¹); N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txmin = taxa de mineralização (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio; Nino-T = N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); ΔpH = variação de pH, CO₂ = acumulado de CO₂ em 28 dias (µg CO₂.g de solo seco⁻¹).

Anexo 3. Dados brutos da 3° incubação

REP	Sistema	input	CH4	N2O	N-NH4	Txamo	N-NO3	Txnitr	Txmine	NO3:NH4	Nino-T	pHfinal	ΔpH	CO2
1	MN	0	-262,12	17,27	86,93	2,15	29,84	0,37	2,52	0,34	116,77	5,68	0,73	1914,36
2	MN	0	-180,72	41,29	83,97	2,04	23,84	0,15	2,20	0,28	107,82	5,61	0,66	587,21
3	MN	0	-122,11	-34,17	48,14	0,76	24,83	0,19	0,95	0,52	72,97	5,54	0,59	297,95
4	MN	0	-191,76	105,98	44,56	0,63	18,03	-0,05	0,58	0,40	62,59	5,55	0,60	416,24
5	MN	0	-253,50	4,15	85,34	2,09	12,79	-0,24	1,85	0,15	98,13	5,53	0,58	289,76
1	PI	0	-65,77	150,30	-0,19	-0,36	62,52	1,78	1,42	336,91	62,33	5,91	-0,26	853,08
2	PI	0	108,85	75,57	-0,36	-0,36	54,55	1,49	1,13	150,56	54,19	5,94	-0,23	918,25
3	PI	0	320,45	113,73	0,73	-0,32	60,12	1,69	1,37	82,63	60,84	5,96	-0,21	656,17
4	PI	0	968,00	207,70	1,00	-0,31	61,25	1,73	1,42	61,52	62,25	5,95	-0,22	980,92
5	PI	0	564,64	136,07	1,10	-0,31	68,87	2,00	1,69	62,83	69,97	5,93	-0,24	862,72
1	PE	0	-222,82	65,76	1,51	-0,26	63,02	1,74	1,48	41,78	64,53	5,51	-0,36	2930,30
2	PE	0	-282,56	12,63	0,94	-0,28	45,79	1,12	0,84	48,76	46,73	5,51	-0,36	1067,03
3	PE	0	-296,08	141,26	0,88	-0,28	64,83	1,80	1,52	73,41	65,71	5,49	-0,38	692,81
4	PE	0	-331,82	69,29	1,22	-0,27	31,89	0,63	0,35	26,18	33,10	5,57	-0,30	435,31
5	PE	0	-256,21	178,05	1,34	-0,27	35,66	0,76	0,49	26,68	36,99	5,59	-0,28	431,98
1	AG	0	-327,62	-21,88	-0,24	-0,34	54,67	1,38	1,04	223,48	54,43	6,44	-0,04	849,48
2	AG	0	-353,34	14,46	0,09	-0,32	57,99	1,50	1,17	616,18	58,09	6,46	-0,02	742,97
3	AG	0	-229,95	70,68	1,10	-0,29	58,16	1,50	1,22	52,97	59,26	6,52	0,04	557,38
4	AG	0	-257,91	109,88	0,46	-0,31	56,71	1,45	1,14	123,00	57,17	6,51	0,03	454,24
5	AG	0	-281,13	38,25	0,22	-0,32	55,59	1,41	1,09	254,65	55,81	6,45	-0,03	353,41
1	MN	90	-310,69	66,02	144,79	4,21	22,94	0,12	4,34	0,16	167,73	5,75	0,80	2395,82
2	MN	90	-307,23	57,11	111,41	3,02	34,45	0,53	3,55	0,31	145,86	5,76	0,81	665,01
3	MN	90	-368,32	5,82	114,61	3,14	31,96	0,44	3,58	0,28	146,57	5,71	0,76	338,79
4	MN	90	-230,74	76,94	109,74	2,96	27,00	0,27	3,23	0,25	136,74	5,76	0,81	508,90
5	MN	90	-481,01	1,22	116,32	3,20	33,20	0,49	3,69	0,29	149,52	5,70	0,75	374,65
1	PI	90	-477,95	19,96	-0,92	-0,38	113,50	3,60	3,21	123,39	112,58	5,70	-0,47	521,31
2	PI	90	-439,78	41,18	-0,11	-0,35	110,31	3,48	3,13	1031,90	110,20	5,70	-0,47	1642,07

3	PI	90	-329,15	-4,59	-0,15	-0,35	109,30	3,45	3,09	738,20	109,15	5,78	-0,39	262,39
4	PI	90	-472,44	198,33	0,65	-0,33	103,39	3,24	2,91	158,42	104,05	5,67	-0,50	309,07
5	PI	90	-493,09	87,52	2,02	-0,28	113,96	3,61	3,34	56,43	115,98	5,92	-0,25	317,05
1	PE	90	-327,45	130,75	-0,08	-0,32	118,92	3,73	3,42	1584,05	118,85	5,54	-0,33	420,69
2	PE	90	-306,33	260,81	-0,46	-0,33	74,52	2,15	1,82	161,40	74,05	5,55	-0,32	488,75
3	PE	90	-32,33	102,80	0,38	-0,30	118,50	3,72	3,42	310,34	118,88	5,55	-0,32	657,18
4	PE	90	-425,50	47,07	0,52	-0,30	118,78	3,73	3,43	228,44	119,30	5,55	-0,32	369,71
5	PE	90	-687,45	-21,98	0,45	-0,30	123,43	3,89	3,60	273,81	123,88	5,53	-0,34	299,29
1	AG	90	-573,29	-6,02	-0,62	-0,35	96,00	2,86	2,51	153,70	95,37	6,45	-0,03	268,72
2	AG	90	-564,89	-21,04	-0,72	-0,35	102,60	3,09	2,74	143,08	101,88	6,56	0,08	284,59
3	AG	90	-334,98	35,53	-0,75	-0,35	124,09	3,86	3,50	166,29	123,34	6,57	0,09	321,52
4	AG	90	-216,47	109,24	-0,76	-0,36	89,74	2,63	2,28	117,78	88,98	6,61	0,13	414,39
5	AG	90	-450,98	21,61	-0,50	-0,35	105,52	3,20	2,85	213,05	105,02	6,64	0,16	441,27
1	MN	180	-199,88	209,91	151,32	4,45	19,37	-0,01	4,44	0,13	170,69	5,98	1,03	2767,82
2	MN	180	-328,84	126,92	109,69	2,96	29,08	0,34	3,30	0,27	138,77	5,99	1,04	1538,58
3	MN	180	-197,73	136,79	145,73	4,25	26,50	0,25	4,50	0,18	172,23	6,01	1,06	1020,06
4	MN	180	-332,50	51,24	149,59	4,39	29,86	0,37	4,75	0,20	179,45	5,97	1,02	870,17
5	MN	180	-268,56	75,73	143,83	4,18	44,10	0,88	5,06	0,31	187,93	6,04	1,09	574,29
1	PI	180	-340,07	106,19	0,80	-0,32	149,20	4,87	4,55	186,21	150,00	5,74	-0,43	1154,99
2	PI	180	-390,94	181,66	0,83	-0,32	150,81	4,93	4,61	180,71	151,65	5,82	-0,35	1883,94
3	PI	180	-110,82	83,24	0,05	-0,35	156,19	5,12	4,77	3200,70	156,23	5,91	-0,26	695,26
4	PI	180	-303,81	186,06	-0,35	-0,36	147,44	4,81	4,45	420,23	147,09	5,91	-0,26	686,87
5	PI	180	-431,70	66,30	-0,67	-0,37	131,58	4,24	3,87	196,26	130,91	5,94	-0,23	366,90
1	PE	180	-463,65	167,08	1,09	-0,27	133,05	4,24	3,96	121,55	134,15	5,52	-0,35	1294,21
2	PE	180	-454,11	339,70	2,29	-0,23	151,76	4,91	4,67	66,32	154,05	5,51	-0,36	1324,25
3	PE	180	-400,65	76,03	1,54	-0,26	164,09	5,35	5,09	106,59	165,63	5,50	-0,37	739,21
4	PE	180	-130,21	147,90	1,48	-0,26	140,59	4,51	4,25	95,25	142,07	5,47	-0,40	847,12
5	PE	180	-440,63	227,01	0,36	-0,30	138,46	4,43	4,13	384,25	138,82	5,58	-0,29	731,37
1	AG	180	-62,48	241,05	-0,67	-0,35	134,53	4,23	3,88	200,60	133,86	6,44	-0,04	2025,41
2	AG	180	-312,42	185,78	-0,50	-0,35	143,24	4,54	4,20	287,69	142,74	6,68	0,20	1090,65
3	AG	180	-190,52	161,81	-0,91	-0,36	122,82	3,81	3,45	134,66	121,90	6,59	0,11	1047,03

4	AG	180	-341,43	243,74	-1,52	-0,38	97,94	2,93	2,54	64,34	96,42	6,69	0,21	639,13
5	AG	180	-381,08	84,92	-1,24	-0,37	128,48	4,02	3,64	103,45	127,24	6,67	0,19	591,73
1	MN	270	-321,04	85,77	162,88	4,86	16,04	-0,12	4,74	0,10	178,92	6,22	1,27	3067,93
2	MN	270	-427,51	26,24	163,68	4,89	27,12	0,27	5,16	0,17	190,80	6,16	1,21	1022,96
3	MN	270	-449,52	206,66	138,50	3,99	26,59	0,25	4,24	0,19	165,09	6,09	1,14	744,17
4	MN	270	-425,55	29,39	160,15	4,76	28,65	0,33	5,09	0,18	188,80	6,14	1,19	495,94
5	MN	270	-347,55	86,54	136,13	3,90	20,85	0,05	3,95	0,15	156,98	6,03	1,08	577,87
1	PI	270	-401,93	266,10	0,90	-0,32	183,07	6,08	5,76	203,20	183,97	5,65	-0,52	1831,63
2	PI	270	-622,34	82,38	-0,01	-0,35	190,20	6,34	5,99	22669,06	190,19	5,63	-0,54	1117,03
3	PI	270	-412,17	90,26	-0,13	-0,35	188,00	6,26	5,90	1413,77	187,87	5,77	-0,40	682,28
4	PI	270	-452,79	92,30	1,27	-0,30	186,03	6,19	5,88	146,45	187,30	5,64	-0,53	669,14
5	PI	270	-441,19	111,10	1,59	-0,29	181,23	6,02	5,72	113,95	182,82	5,87	-0,30	527,38
1	PE	270	-159,33	317,41	2,90	-0,21	176,58	5,79	5,58	60,90	179,48	5,28	-0,59	729,33
2	PE	270	-498,30	107,77	2,18	-0,24	187,81	6,19	5,96	86,31	189,98	5,39	-0,48	807,29
3	PE	270	-452,77	245,90	2,11	-0,24	164,04	5,35	5,11	77,91	166,15	5,39	-0,48	812,98
4	PE	270	-449,87	113,13	1,78	-0,25	181,11	5,95	5,70	101,85	182,89	5,44	-0,43	610,67
5	PE	270	-490,81	156,92	2,27	-0,23	161,80	5,27	5,03	71,43	164,07	5,40	-0,47	643,59
1	AG	270	-196,61	199,17	-0,73	-0,35	161,70	5,20	4,85	220,54	160,96	6,51	0,03	715,10
2	AG	270	-251,74	273,01	-0,06	-0,33	158,68	5,09	4,76	2826,90	158,63	6,58	0,10	953,18
3	AG	270	-565,21	144,40	-0,59	-0,35	163,09	5,25	4,90	277,69	162,50	6,59	0,11	469,43
4	AG	270	-348,18	208,15	-0,70	-0,35	165,33	5,33	4,98	237,49	164,64	6,56	0,08	648,95
5	AG	270	-487,08	118,53	0,15	-0,32	161,48	5,19	4,87	1053,80	161,64	6,61	0,13	781,72

REP = repetição, input = input de N em Kg.N.ha⁻¹, MN = mata nativa, PI = pasto intensivo, PE = pasto extensivo, AG = agricultura, CH₄ = acumulado de CH₄ em 28 dias (µg CH₄.g de solo seco⁻¹); N-N₂O = acumulado de N-N₂O em 28 dias (µg N₂O.g de solo seco⁻¹); N-NH₄ = N na forma de amônio (mg.kg de solo seco⁻¹); Txamon = taxa de amonificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); N-NO₃ = N na forma de nitrato (mg.kg de solo seco⁻¹); Txnitr = taxa de nitrificação (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); Txmin = taxa de mineralização (mg.kg de solo seco⁻¹. dia⁻¹); NO₃:NH₄ = relação nitrato amônio; Nino-T = N inorgânico total (mg.kg de solo seco⁻¹); ΔpH = variação de pH, CO₂ = acumulado de CO₂ em 28 dias (µg CO₂.g de solo seco⁻¹).