

Mudanças de uso da terra e emissão de gases de efeito estufa: uma explanação sobre os principais *drivers* de emissão

Land use change and greenhouse gas emissions: an explanation about the main emission drivers

Natan Lima Abreu*¹ , Eleanatan Syanne da Cruz Ribeiro² , Camila Eduarda Souza de Sousa¹ ,
Lorena Maués Moraes² , João Victor Costa de Oliveira² , Letícia de Abreu Faria² , Ana Cláudia Ruggieri¹ ,
Abmael da Silva Cardoso³ , Cristian Faturi² , Aníbal Coutinho do Rêgo⁴ , Thiago Carvalho da Silva² 

1 Universidade Estadual Paulista (UNESP), Jaboticabal, São Paulo, Brasil

2 Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Belém, Pará, Brasil

3 University of Wisconsin, Madison, United States of America

4 Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, Ceará, Brasil

*autor correspondente: nl.abreu@unesp.br

Resumo: O aquecimento global é atribuído ao aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE), como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). As mudanças no uso da terra têm impactos significativos nas emissões de GEE, sendo responsáveis por aproximadamente 44% das emissões do país em 2019. Essa é uma revisão que aborda as principais rotas de formação dos GEE no solo com foco na influência das mudanças do uso da terra nas emissões de GEE. Constata-se que as emissões de CO_2 pelo solo estão relacionadas à respiração de raízes, microrganismos e decomposição da matéria orgânica (MO) do solo, assim mudanças no uso da terra podem alterar as características do solo, favorecendo a intensificação das emissões de CO_2 . As emissões de CH_4 pelo solo ocorrem em condições de anaerobiose por microrganismos metanogênicos, no entanto as mudanças no uso da terra, como a conversão de florestas em pastagens, podem aumentar as emissões de CH_4 devido a uma maior concentração de microrganismos metanogênicos no solo. Já o N_2O é produzido no solo durante o processo de nitrificação e desnitrificação por microrganismos, e a fertilização nitrogenada em áreas agrícolas pode aumentar as emissões de N_2O , especialmente quando associada à umidade e disponibilidade de carbono orgânico no solo. Destaca-se a importância de compreender as dinâmicas de formação e emissão de GEE decorrentes das mudanças de uso da terra, pois estratégias eficientes de manejo podem reduzir essas emissões e contribuir para o cumprimento das metas do Brasil em relação à redução de GEE estabelecidas em acordos internacionais.

Palavras-chave: estoque de carbono; metano no solo; óxido nitroso no solo.

Abstract: Global warming is attributed to the increase in greenhouse gas (GHG) emissions, such as carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4), and nitrous oxide (N_2O). Land use changes significantly impact on GHG emissions, accounting for approximately 44% of the country's emissions in 2019. This review addresses the main pathways of GHG formation in the soil, focusing on the influence of land use changes on GHG emissions. It is found that soil CO_2 emissions are related to root respiration, microorganisms, and organic matter (OM) decomposition in the soil. Changes in land use can alter soil

Recebido: 03 de novembro, 2023. Aceito: 27 de maio, 2024. Publicado: 19 de agosto, 2024.

characteristics, favoring increased CO₂ emissions. Soil CH₄ emissions occur under anaerobic conditions by methanogenic microorganisms; however, land use changes, such as forest conversion to pasture, can increase CH₄ emissions due to a higher concentration of methanogenic microorganisms in the soil. On the other hand, N₂O is produced in the soil during nitrification and denitrification processes by microorganisms, and nitrogen fertilization in agricultural areas can increase N₂O emissions, especially when associated with soil moisture and the availability of organic carbon. It is important to understand the dynamics of GHG formation and emissions resulting from land use changes because efficient management strategies can reduce these emissions and contribute to Brazil's goals for GHG reduction as established in international agreements.

Keywords: Carbon stock; methane in the soil; nitrous oxide in the soil.

1. Introdução

O aquecimento global tem sido atribuído ao excesso de emissão de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera, como o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O). Esses gases estão em diferentes concentrações na atmosfera, sendo que há maiores concentrações de CO₂ seguido do CH₄ e do N₂O, respectivamente. É notório enfatizar que dentre os gases com maior capacidade de poluição estão o CH₄ e N₂O, ambos com uma capacidade de poluição 28 e 265 vezes a do CO₂, respectivamente ⁽¹⁾, contudo, o principal GEE emitido pelo Brasil é o CO₂ ⁽²⁾.

A produção desses gases ocorre de forma otimizada em setores de energia, agropecuária, processos industriais, resíduos e mudança de uso da terra, sendo este último responsável por 45% das emissões de GEE no Brasil ⁽³⁾. 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% ⁽³⁾.

As modificações no uso da terra alteram as características físico-químicas e biológicas do solo, proporcionando condições favoráveis à intensificação das emissões dos GEE ^(4, 5). Ademais, a magnitude de emissões de GEE no solo em função da mudança do uso da terra está sujeita à influência da temperatura, umidade, teores de nitrogênio, carbono e padrão microbiológico no solo ⁽⁶⁾.

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, por consequente, 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. Efeito estufa e aquecimento global: uma breve explicação

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 ⁽⁷⁾.

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 ⁽⁸⁾.

Segundo o IPCC⁽⁹⁾, 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, além de 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: CO_2 (66%), CH_4 (16%) e N_2O (7%) do total de GEE presentes na atmosfera. Os gases são expressos em equivalente de CO_2 ou Potencial de Aquecimento Global (PAG), assim, o CO_2 tem peso de 1 PAG, o CH_4 tem peso de 28 PAG e o N_2O tem peso de 265 PAG ⁽¹⁾. 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 comparado aos dados de 2005, ratificando metas já estabelecidas pela Lei nacional nº12.187 de 2009 e pelo decreto nacional nº 9.578 de 2018 ^(10, 11-12). Em 2021 durante a COP26 o país reafirmou seus objetivos estipulando redução de 50% das emissões de GEE comparando os dados de 2030 à 2005 ⁽¹³⁾. Atualmente o Brasil tem implantado o plano ABC+, que visa uma economia de baixa emissão de GEE na agricultura atuando em categorias, como: 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, com validade até 2030 ⁽¹⁴⁾.

3. Emissões de CO_2 pelo solo

O solo é o principal reservatório de carbono do planeta, sendo a matéria orgânica (MO) constituída por 55 – 60% em massa de carbono (C) considerada um dos maiores reservatórios do mundo com 1.300 a 1.500 Pg de C no primeiro metro superficial ⁽¹⁵⁾. No solo as emissões de CO_2 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 ⁽¹⁶⁾.

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 ⁽¹⁷⁾ ademais, algumas modificações realizam queima da biomassa ⁽¹⁸⁾ levando à perdas nos estoques de C impulsionando as emissões de CO₂ ⁽¹⁹⁾. As mudanças de uso da terra também podem influenciar na temperatura do solo, sendo essa considerada um fator limitante para a produção do CO₂ (R² = 55) uma vez que influencia na atividade microbiana do solo ^(20, 21).

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 e até mesmo maior infiltração de água ⁽⁴⁾. Esse rompimento reflete em uma maior exposição da MO viabilizando o aumento da oxidação do C orgânico do solo por microrganismos, resultando em maior produção de CO₂ (Figura 1) ^(15, 22 e 23).

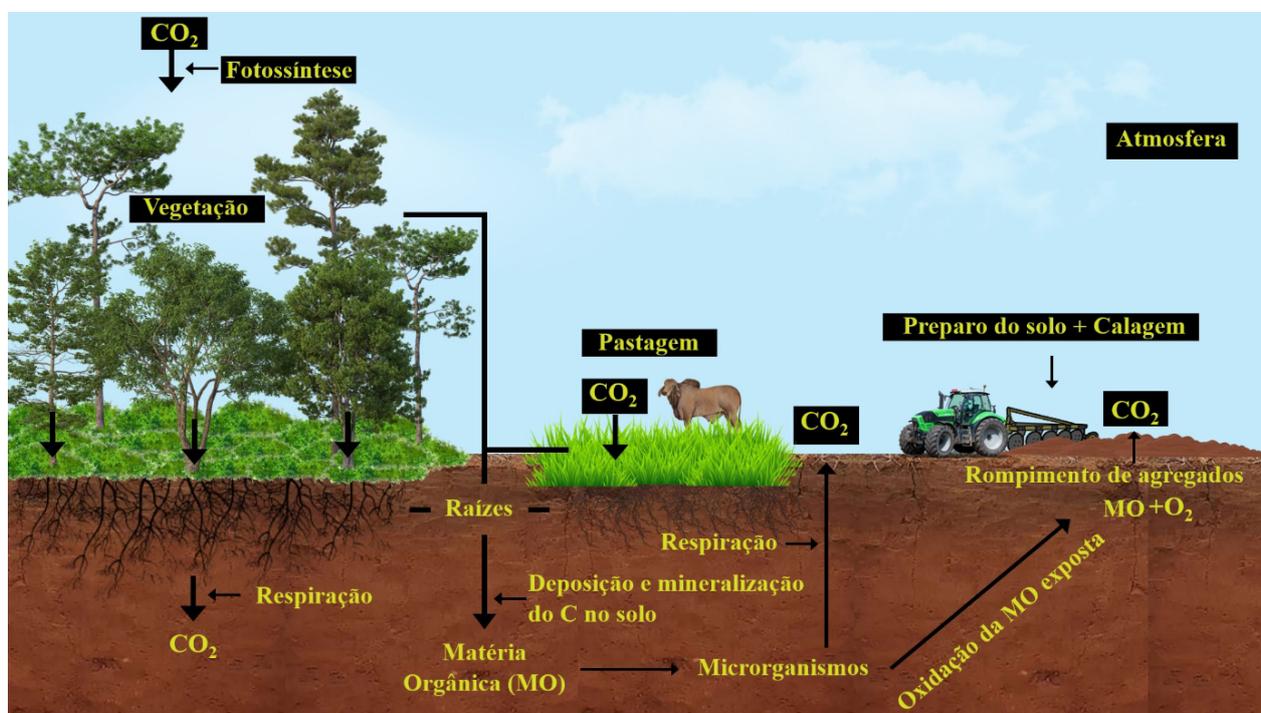


Figura 1: Ciclo do Carbono (C) no solo

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

Fonte: adaptado de Jackson et al.⁽¹⁵⁾; Lavalée et al.⁽²³⁾; Tavanti et al.⁽⁶⁾; Chang et al.⁽¹⁸⁾.

A MO do solo é um dos principais fatores que regulam as emissões de CO₂, e usualmente vem sendo dividida em duas frações, (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 ⁽²³⁾.

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^(23, 24). Dessa forma, os maiores níveis de CAM no solo estão associados à menores emissões de CO₂.

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.⁽²⁵⁾, Miranda et al.⁽²⁶⁾ e Tavanti et al.⁽⁶⁾ 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.⁽²⁷⁾ 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 decorrente 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.⁽²⁸⁾ ao converterem pastagens para áreas de agricultura, e por Damian et al.⁽²⁹⁾ ao converterem pastagens mal manejadas em áreas de integração lavoura-pecuária-floresta para áreas de pastagem bem manejadas.

A conversão de alguns usos da terra em sistemas de pastagem pode exercer redução nos níveis de C nos primeiros anos após a conversão. É esperado que após 10 anos da conversão para sistemas de pastagem bem manejadas, os estoques de C orgânico do solo (ECOS), sejam semelhantes ou superiores aos valores iniciais à implantação do sistema. Grande parte desse resultado é ocasionado pela ampla deposição de resíduos vegetais e carbono ao solo mediante à ação das gramíneas implantadas no sistema^(30, 31). Já a conversão de áreas de pastagem ou de mata nativa à áreas de agricultura podem resultar em queda constante nos ECOS por até 25 anos após conversão, em decorrência do preparo do solo com uso de maquinário, e pela baixa cobertura do solo em alguns períodos do ano⁽³²⁾.

Conforme o compilado realizado (Figura 2), é possível observar que o cumulativo de C no solo em sistemas bem manejados de pastagem consegue 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 manejados colaboram com a emissão de CO₂ para a atmosfera, não somente por emitirem CO₂, mas sim, porque não estocam C.

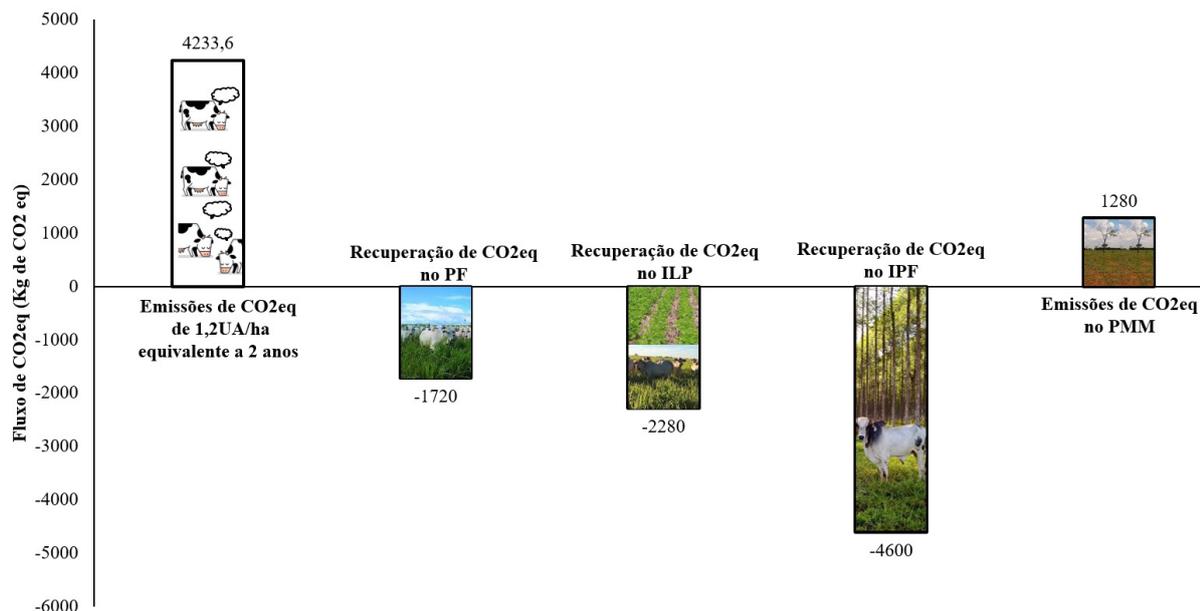


Figura 2: Comparação entre emissão de CO₂eq entérico por bovinos e a recuperação estocada de CO₂eq exclusiva pelo solo de diferentes sistemas, todos equivalentes a um período de 2 anos
 Legenda: PMM: pasto mal manejado (produtividade de 3,7Mg ha⁻¹); PF: pasto fertilizado, ILP : Integração lavoura-pecuária, IPF: integração pecuária-floresta.
 Fonte: adaptado de Resende et al.⁽³³⁾ e Damian et al.⁽²⁹⁾.

Em sistemas de pastagem mal manejadas, 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 ⁽⁶⁾.

Já em condição de agricultura, sistemas agroflorestais ⁽³⁴⁾, rotação de culturas ⁽³⁵⁾ e uso de cobertura morta ⁽³⁶⁾ podem contribuir positivamente para o sequestro de C, principalmente porque esses sistemas conseguem depositar expressiva quantidade de resíduo vegetal no solo, que ao longo do tempo passará pelo processo de ciclagem do C, culminando com a sua imobilização em alguma fração da matéria orgânica no solo.

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.

4. Emissões de CH₄ no solo

O gás metano (CH₄) possui capacidade de absorção de radiação infravermelho 28 vezes maior que o potencial do CO₂ ⁽¹⁾. 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 ⁽³⁷⁾.

A produção de CH₄ ocorre a partir da ação de microrganismos denominados metanogênicos, que em condição de anaerobiose, utilizam como substratos o acetato, formato, H₂, CO₂

e compostos metilados^(38, 39). 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⁽¹⁸⁾.

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)⁽⁴⁰⁾. 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⁽⁴⁰⁾. 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 potencial competidor com o metano pela *monooxigenase* (enzima responsável pela oxidação do CH₄)⁽⁴¹⁾.

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 deste processo são o CO₂ e o CH₄. O CH₄ produzido é difundido para a camada superior do solo, onde ocorre condição de aerobiose, permitindo a oxidação do metano por organismos metanotróficos. Durante o processo de difusão do CH₄ para a camada superior do solo, pode ocorrer uma série de reações entre o CH₄ e n-receptores de elétrons, assim, parte do CH₄ produzido a partir da decomposição da MO não chega a ser emitido para a atmosfera (Figura 3)⁽⁴²⁾. Podemos citar como principais aceptores de elétrons do solo os óxidos de ferro e manganês⁽⁴³⁾.

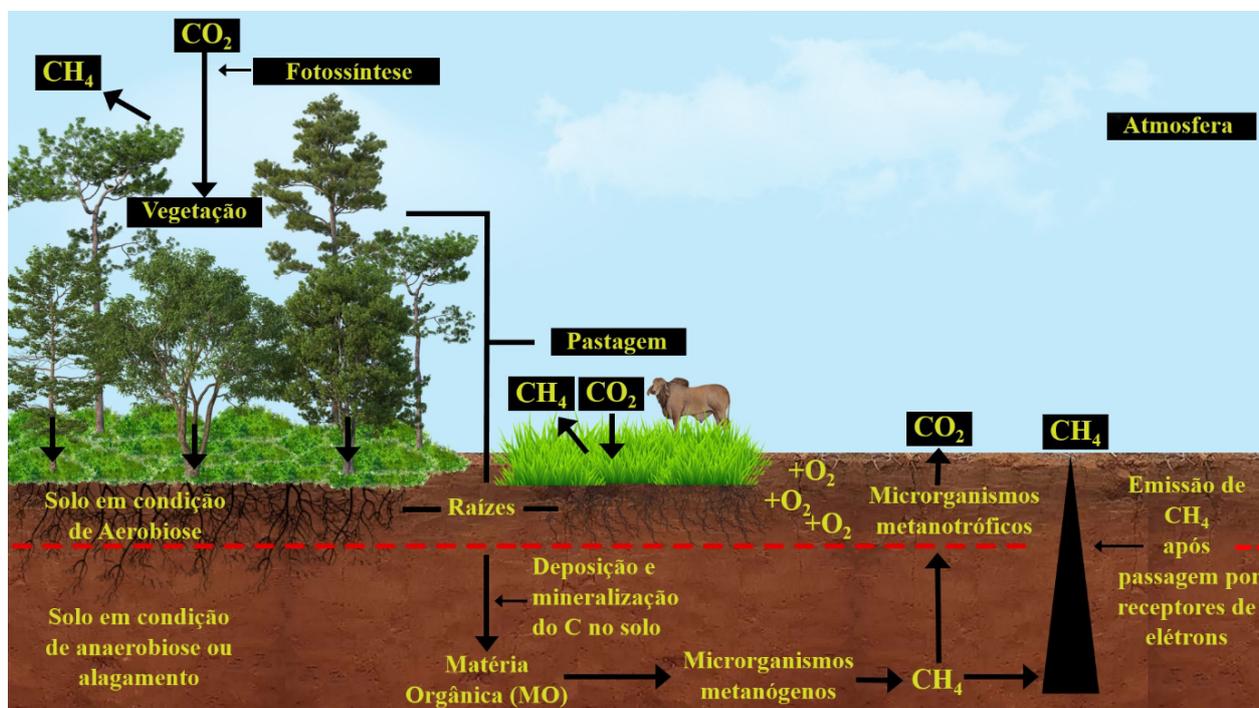


Figura 3: Ciclo do metano (CH₄) no solo

MO: matéria orgânica, CO₂: dióxido de carbono, CH₄: metano

Fonte: adaptado de Silva et al.⁽⁴³⁾; Keppler et al.⁽⁴⁴⁾; Dean et al.⁽⁴²⁾; Chang et al.⁽¹⁸⁾; Xu et al.⁽⁴⁰⁾

A produção de CH₄ proveniente do solo também está relacionada à deterioração da MO em condições alagadas, frequentemente observadas em sistemas agrícolas como em cultivos de arroz^(43, 45). 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 a produzirem CH₄, ocasionado pela saturação de umidade máxima do solo⁽⁴⁶⁾. 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^(47, 48).

As emissões de CH₄ pelo solo são relacionadas a fatores intrínsecos ao cultivo como duração do plantio, tempo de descanso da área, e insumos aplicados. Em uma meta-análise avaliando emissões de GEE em diferentes sistemas agrícolas, Shakoor *et al.*⁽⁴⁹⁾ constataram que as emissões de CH₄ aumentaram quando foi aplicado esterco de aves em solo com 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. Além disso, a emissão de CH₄ também pode ser influenciada pelas condições da faixa de solo avaliada. Cardoso *et al.*⁽⁵⁰⁾ verificaram que maiores emissões de metano ocorrem no extrato superior do solo, influenciadas principalmente pela umidade e temperatura da faixa de solo avaliada. Quanto mais elevada a umidade e temperatura da fração de solo, maior será a emissão de CH₄⁽⁵¹⁾. A emissão de metano possui ainda uma correlação com as concentrações de nitrogênio aplicadas no solo. Segundo Sainju *et al.*⁽⁵²⁾, essa correlação para o sistema de monocultura é moderada (R²=0,56), enquanto a correlação para o sistema de rotação de cultura gramínea – leguminosa apresenta correlação muito forte (R²= 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 destacou que ainda não existe um consenso sobre a influência da fertilização na emissão de CH₄.

Além dos fatores edafoclimáticos que afetam a emissão de CH₄, estudos recentes^(39,45,46 e 53) acerca da emissão de metano em pastagens indicam a microbiota metanogênica do solo como fator influente para a liberação de CH₄, que pode ser afetada por fatores secundários como pH do solo, vegetação, compactação, entrada de nutrientes via excreta de animais, níveis de COS, drenagem, textura arenosa, nitrogênio total do solo, densidade aparente do solo, amônio (NH₄) e nitrato (NO₃) do solo.

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.

5. 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 N_2O (Figura 4B). Há também outros processos de emissão de N_2O que são a codesnitrificação e a quimiodesnitrificação, no entanto o produzem em menor proporção ⁽⁵⁴⁾. Em áreas de agricultura, sua produção ocorre principalmente pela conversão de fertilizantes nitrogenados em N_2O . Já em áreas de pastagem, sua produção é derivada da aplicação de fertilizantes e pela deposição de N na urina pelos animais ⁽⁵⁵⁾.

(A)



 Desnitrificação por nitrificadores

(B)

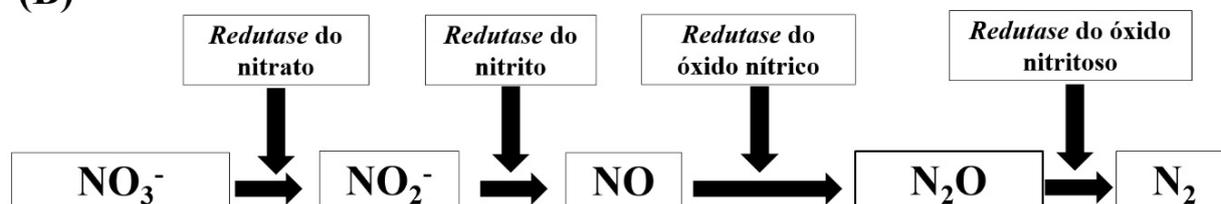


Figura 4: Processos de Nitrificação (A) e Desnitrificação (B), envolvidos na produção de N_2O . NH_4^+ : amônio; NH_3^+ : amônia; NH_2OH : hidroxilamina; NO_2^- : nitrito; NO_3^- : nitrato; NO : óxido nítrico, N_2 : dinitrogênio; N_2O : óxido nitroso
Fonte: adaptado de Vieira ⁽⁵⁴⁾.

A produção desse gás no solo é dependente da ação de bactérias, fungos e *Archaeas* que utilizam o amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) disponível do fertilizante, urina dos animais ou da MO do solo como principal substrato durante alguma das fases do ciclo do N ⁽⁵⁶⁾. As *Archaeas* oxidantes de amônia (AOA) dominam em solos onde há baixa concentração de NH_4^+ e produzem menos N_2O comparadas às bactérias oxidantes de amônia (BOA) ⁽⁵⁷⁾. 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 ⁽⁵⁸⁾.

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. 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 ^(59, 60). Picos de emissão do N_2O no solo normalmente encontram-se poucos dias após a aplicação de fertilizantes nitrogenados ⁽⁶¹⁾.

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 ($pH > 8$). 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 ⁽⁵⁵⁾.

Yuttitham et al.⁽⁶²⁾ corroboraram que as emissões de N_2O podem ser potencializadas pela aplicação de fertilizantes, e Silva et al.⁽⁴³⁾ observaram que as emissões de N_2O podem estar associadas aos teores de carbono (C) e nitrogênio (N) microbiano. Dados do IPCC ⁽⁹⁾ 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 as maiores emissões de N_2O ^(9; 63), 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 ⁽⁵⁴⁾. A utilização de fertilização com resíduos animais também pode estimular as emissões de N_2O e NO_x pois pode haver uma inibição das enzimas que reduzem nitrato e nitrito ⁽⁶⁴⁾.

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 ⁽⁶⁰⁾. 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 consequentemente menores emissões de N_2O ⁽⁵⁵⁾.

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 subseqüentes de NH_3 , NO_x^- e N_2O também são reduzidas ⁽⁶⁵⁾.

Outro fator inerente ao solo e capaz de influenciar nas emissões de N_2O é a textura do solo. Segundo Carmo et al.⁽⁶⁶⁾, 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 ⁽⁶⁷⁾. 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 ⁽⁶⁸⁾.

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 ⁽⁶⁹⁾. O pH entre 5,4 e 5,9 potencializa as emissões de N_2O devido ao maior processo de desnitrificação ⁽⁷⁰⁾, porém menores valores de pH também reduzem a *redutase* do óxido nitroso (Figura 4B), o que acaba aumentando as emissões de N_2O ⁽⁷¹⁾. 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 ⁽⁶¹⁾.

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⁽⁷²⁾. Nessas áreas ocorrem alterações microbiológicas no solo favorecendo o processo de nitrificação e desnitrificação, enquanto a floresta natural é considerada um sumidouro de N_2O ⁽⁵⁶⁾.

Para tentar reduzir a emissão de N_2O por fertilizantes nitrogenados, a fixação biológica de nitrogênio (FBN), rotação de culturas e uso de cobertura morta (provenientes de leguminosas) podem ser uma opção^(34, 35 e 36). Segundo Sant'Anna et al.⁽³⁶⁾, que avaliaram três leguminosas utilizadas em sistema de adubação verde, comprovaram a emissão de N_2O 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 conseqüentemente reduzem as emissões de CO_2 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⁽⁷³⁾, ficando assim evidentes alternativas de manejo para a mitigação desse GEE em condição de pastagem.

6. Conclusão

Mudanças de uso da terra interferem nos parâmetros químicos, físicos e biológicos do solo, influenciando na emissão de GEE para atmosfera. O CO_2 é produzido naturalmente no solo pela ação de microrganismos, e sua emissão depende principalmente dos ECOS. A produção de CH_4 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 N_2O , é dependente da disponibilidade de substrato (NH_4^+ ou NO_3^-), 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.

Declaração De Conflito De Interesses

Não temos nenhum conflito de interesses a declarar.

Contribuições dos autores

Conceituação: N. L. Abreu, C. Faturi, A. C. Rêgo, T. C. Silva. Investigação: N. L. Abreu, C. E. S. Sousa, L. M. Moraes, J. V. C. Oliveira, L. A. Faria. Metodologia: E. S. C. Ribeiro. Supervisão: T. C. Silva, A. C. Ruggieri, A. S. Cardoso. Visualização: N. L. Abreu, E. S. C. Ribeiro, C. E. S. Sousa, L. M. Moraes, J. V. C. Oliveira, L. A. Faria. Redação – rascunho original: N. L. Abreu, C. E. S. Sousa, L. M. Moraes, L. A. Faria. Redação – revisão e edição: N. L. Abreu, A. C. Rêgo.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer ao Grupo de Estudos em Ruminantes e Produção de Forragem da Amazônia (GERFAM; www.gerfam.com.br), bem como ao Grupo Unespfor (Unesp). Agradecemos também à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo nº 2019/25234-0) e do Pará (FAPESPA, processo nº 071/2020), além da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, que por meio do PDPG-Amazônia Legal, concedeu a bolsa ao primeiro autor; número do processo: 88887.510270/2020-00).

Referências

1. 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.

2. Eggleston HS, Buendia L, Mika K, Ngara T, Tanake K. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama: IGES, 2006. <https://www.ipcc.ch/report/2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
3. 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.
4. Moges A, Dagnachew M, Yimer F. Land Use Effects on Soil Quality Indicators: A Case Study of Abo-Wonsho Southern Ethiopia. *Applied and Environmental Soil Science*. 2013, 2013:784989. <https://doi.org/10.1155/2013/784989>
5. Kroeger ME, Delmont TO, Eren AM, Meyer KM, Guo J, Khan K, Rodrigues JLM, Bohannan BJM, Tringe SG, Borges CD. New Biological Insights Into How Deforestation in Amazonia Affects Soil Microbial Communities Using Metagenomics and Metagenome-Assembled Genomes. *Frontiers In Microbiology*. 2018;9:1635. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.01635>.
6. Tavanti RFR, Montarini R, Panosso AR, Scala Jr NL, Neto MC, Freddi ODaS, Gazáles AP, Carvalho MAC, Soares MB, Tavanti TR, Galino FS. What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO₂ emissions in the Brazilian Cerrado?. *Catena*. 2020;194:104702. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104702>
7. Oktyabrskiy VP. A new opinion of the greenhouse effect. *St. Petersburg Polytechnical University Journal: Physics and Mathematics*. 2016;2:124-126. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.spjpm.2016.05.008>.
8. Xu Y, Cui G. Influence of spectral characteristics of the Earth's surface radiation on the greenhouse effect: Principles and mechanisms. *Atmospheric Environment*. 2021;244:117908. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117908>
9. 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.
10. Brasil, Lei nº 12.187, DE 29 DE DEZEMBRO DE 2009. Diário Oficial da União - DOU, 2009. Portuguese.
11. Brasil, Nº 9.578, DE 22 DE NOVEMBRO DE 2018. Diário Oficial da União - DOU, 2018. Portuguese.
12. TALANOA – 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.
13. Brasil, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Acesso em 10-06-2022, Available from: <https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/brasil-inicia-agenda-de-negociacoes-com-boas-perspectivas>>. 2021. portuguese.
14. Brasil. PLANO SETORIAL PARA ADAPTAÇÃO À MUDANÇA DO CLIMA E BAIXA EMISSÃO DE CARBONO NA AGROPECUÁRIA COM VISTAS AO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (2020-2030). MAPA, Brasília, 2021. 28p. Portuguese.
15. Jackson RB, Lajtha K, Crow SE, Hugelius G, Kramer MG, Piñeiro G. The Ecology of Soil Carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. *Annual Review of Ecology, Evolution, And Systematics*. 2017;48(1):419-445. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>
16. 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. *Agriculture Ecosystem & Environment*. 2017;240:24-31. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.001>.
17. De Carvalho MAC, Panosso AR, Ribeiro Teixeira EE, Araújo EG, Brancaglioni VA, Dallacort R. Multivariate approach of soil attributes on the characterization of land use in the southern Brazilian Amazon. *Soil Tillage Research*. 2018;184:207-215. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.08.004>
18. Chang J, Ciaia P, Gasser T, Smith P, Herrero M, Havlík P, Obersteiner M, Guenet B, Goll DS, Li W, Naipal V, Peng S, Qiu C, Tian H, Viomy 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*. 2021;12(118):1-10. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20406-7>
19. Andrew JM, Kirsten DH, Tirha G, David E, Melanie DJ. Storage of soil carbon as particulate and mineral associated organic matter in irrigated woody perennial crops. *Geoderma*, 2021;403:115185. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115185>

20. 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 13 C-isotopic signature in central China. *Soil and Tillage Research*. 2018;177:105–112. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.017>
21. 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*. 2020;188:104460. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104460>
22. Samson ME, Chantigny MH, Vanasse A, Menasseri-Aubry S, Royer I, Angers DA. Management practices differently affect particulate and mineral-associated organic matter and their precursors in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 2020;148:107867. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107867>
23. Lavallee JM, Soong JL, Cotrufo MF. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*. 2020;26(1):261-27. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
24. Mikutta R, Turner S, Schippers A, Gentsch N, Meyer-Stüve S, Condrón Lm, Peltzer Da, Richardson Sj, Eger A, Hempel G, Kaiser K, Klotzbücher T, Uggenberger GG. Microbial and abiotic controls on mineral-associated organic matter in soil profiles along an ecosystem gradient. *Scientific reports*. 2019;9(1):1-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46501-4>
25. Bruun TB, Elberling B, De Neergaard A, Magid J. Organic carbon dynamics in different soil types after conversion of forest to agriculture. *Land Degradation & Development*. 2013;26(3):272–283. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2205>
26. Miranda E, Carmo J, Couto E, Camargo P. Long-term changes in soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado under commercial soybean. *Land Degradation & Development*. 2016;27(6):1586–1594. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2473>
27. Midwood AJ, Hannam KD, Gebretsadikan T, Emde D, Jones MD. Storage of soil carbon as particulate and mineral associated organic matter in irrigated woody perennial crops. *Geoderma*. 2021;403:115185. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115185>
28. Rittl TF, Oliveira D, Cerri CEP. Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. *Geoderma Regional*. 2017;10:138–143. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.07.004>
29. Damian JM, Matos ES, Pedreira BC, Carvalho PCF, Premazzi LM, Williams S, Paustian K, Cerri CEP. Predicting soil C changes after pasture intensification and diversification in Brazil. *Catena*. 2021 202:105238. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105238>
30. Santos CA, Rezende CP, Pinheiro ÉFM, Pereira JM, Alves BJR, Urquiaga S, Boddey RM. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. *Geoderma*. 2019;337:94-401. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>
31. Pinheiro FM, Nair PKR, Nair VD, Tonucci RG, Venturin RP. Soil carbon stock and stability under Eucalyptus-based silvopasture and other land-use systems in the Cerrado biodiversity hotspot. *Journal of Environmental Management*. 2021;299:113676. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113676>
32. Dalal RC, Thornton CM, Allen DE, Owens JS, Kopittke PM. 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*. 2021;311:107326. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107326>
33. Resende LDeO, Muller MD, Kohmann MM, Pinto LFG, Junior LC, Zen SD, Rego LFG. Silvopastoral management of beef cattle production for neutralizing the environmental impact of enteric methane emission. *Agroforest System*. 2019;94:893-903. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10457-019-00460-x>
34. Steinfeld JP, Bianchi FJJA, Locatelli JL, Rizzo R, Resende MEB, Ballester MVR, Cerri CEP, Bernardi ACC, Creamer RE. Increasing complexity of agroforestry systems benefits nutrient cycling and mineral-associated organic carbon storage, in south-eastern Brazil. *Geoderma*. 2023;440:116726. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116726>
35. Alves LA, Denardin LGO, Martins AP, Bayer C, Veloso MG, Bremm C, Carvalho PCF, Machado DR, Tiecher T. The effect of crop rotation and sheep grazing management on plant production and soil C and N stocks in a long-term integrated crop-livestock system in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*. 2020;203:104678. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104678>

36. Sant'anna SAC, Martins MR, Goulart JM, Araújo SN, Araújo ES, Zaman M, Jantalia CP, Alves B, Jr, Boddey RM, Urquiaga S. Biological nitrogen fixation and soil N₂O emissions from legume residues in an Acrisol in SE Brazil. *Geoderma Regional*. 2018; 15:e00196. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00196>
37. Vieira CFA, Lima LCD, Coutinho MM, Cavalcante, FSA. Efeitos climáticos do metano na atmosfera. *Rev. Tecnol. Fortaleza*. 2008;29(1):72-83. Disponível em: <https://ojs.unifor.br/tec/article/view/46>
38. Evans PN, Boyd JA, Leu AO, Woodcroft BJ, Parks DH, Hugenholtz P, Tyson, GW. An evolving view of methane metabolism in the Archaea. *Nature Reviews Microbiology*. 2019;17(4):219-232. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41579-018-0136-7>.
39. Meyer KM, Morris AH, Webster K, Klein AM, Kroeger ME, Meredith LK, Braendholt A, Nakamura F, Venturini A, Souza LF, Shek K,L, Danielson R, Haren JV, Camargo PB, Tsai SM, Dini-Andreote F, De Mauro JMS, Barlow J, Berenguer E, Nüsslein K, Saleska S, Rodrigues JLM, Bohannan BJM, Belowground changes to community structure alter methane-cycling dynamics in Amazonia. *Environment International*. 2020;145:106131. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106131>
40. 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*. 2021;752:142225. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142225>
41. Mosier A, Schimel D, Valentine D, Bronson K, Parton W. Methane and nitrous-oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*. 1991;350:330-332. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/350330a0>.
42. Dean JF, Middelburg JJ, Röckmann T, Aerts R, Blauw LG, Egger M, Mike SMJ, Anniek EEJ, Meisel OH, Rasigraf O, Slomp CP, Michiel H, Dolman AJ. Methane feedbacks to the global climate system in a warmer world. *Reviews of Geophysics*. 2018;56(1):207-250. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2017RG000559>
43. Silva LSD, Griebeler G, Moterle DF, 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*. 2011;35(2):473-781. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200016>
44. Keppler F, Hamilton JTG, Braß M, Röckmann T. Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature*. 2006;439:187-191. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nature04420>.
45. 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*. 2021;203:105326. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105326>.
46. Kroeger ME, Meredith LK, Meyer KM, Webster KD, Camargo PB, Souza LF, Tsai SM, Van Haren J, Saleska S, Bohannan BJM, Nüsslein K. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. *The ISME Journal*. 2021;15(3):658-672. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41396-020-00804-x>.
47. Ondiek RA, Hayes DS, Kinyua DN, 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*. 2021;787:147701. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147701>
48. Wachiye S, Merbold L, Vesala T, Rinne J, Leitner S, Anen MR, Vuorinne I, Heiskanen J, Pellikka P. Soil greenhouse gas emissions from a sisal chronosequence in Kenya. *Agricultural and Forest Meteorology*. 2021;307:108465. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108465>
49. Shakoar A, Shakoar S, Rehman, Ashraf F, Abdullah M, Shahza SM, Farooq TH, Ashraf M, Manzoor MA, Altaf MM, Altaf MA. Effect of animal manure, crop type, climate zone, and soil attributes on greenhouse gas emissions from agricultural soils - A global meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*. 2021;278:124019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124019>
50. Cardoso A Da S, Junqueira JB, Reis RA, Ruggieri AC. How do greenhouse gas emissions vary with biofertilizer type and soil temperature and moisture in a tropical grassland?. *Pedosphere*. 2020;30(5): 607-617. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60025-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60025-X)
51. Parashar DC, Gupta PK, Rai J, Sharma RC, Singh N. Effect of soil temperature on methane emission from paddy fields. *Chemosphere*. 1993;26(1-4):247-250. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90425-5](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90425-5).

52. Sainju UM, Ghimire R, Dangi S. Soil carbon dioxide and methane emissions and carbon balance with crop rotation and nitrogen fertilization. *Science of the Total Environment*. 2021;775:145702. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145902>
53. 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*.2020;706:136048. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136048>
54. VIEIRA, R. F. Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas. Brasília: Embrapa. 1 ed. 2017. 165p.
55. Clough TJ, 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*. 2020;47:21–27. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.07.001>
56. Merloti LF, Mendes LW, Pedrinho A, De Souza LF, Ferrari BM, Tsai SM. Forest-to-agriculture conversion in Amazon drives soil microbial communities and N-cycle. *Soil Biology & Biochemistry*. 2019;137:107567. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107567>
57. Prosser JI, Hink L, Gubry-Rangin C, Nicol GW. Nitrous oxide production by ammonia oxidizers: physiological diversity, niche differentiation and potential mitigation strategies. *Global Change Biology*. 2020;26(1):103–118. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14877>
58. 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. *Scientific Report*. 2015;5:59697. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep09697>.
59. Gelfand I, Cui M, Tang J, Robertson GP. Short-term drought response of N2O and CO2 emissions from mesic agricultural soils in the US Midwest. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2015;212:127-133. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.005>.
60. Cardoso ADaS, Quintana BG, Januskiewicz ER, Brito LDeF, Morgado E.DaS, Reis RA, Ruggieri AC. N2O emissions from urine-treated tropical soil: Effects of soil moisture and compaction, urine composition, and dung addition. *Catena*. 2017;157:325–332. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.036>
61. Zurovec O, Wall DP, Brennan FP, Krol DJ, Forrestal PJ, Richards KG. Increasing soil pH reduces fertiliser derived N2O emissions in intensively managed temperate grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2021;311:107319. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107319>
62. Yuttitham M, Chidthaisong A, Ruangchu U. N2O fluxes and direct N2O emission factors from maize cultivation on Oxisols in Thailand. *Geoderma Regional*. 2020;20:e00244. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00244>
63. Bell MJ, Hinton N, Cloy JM, Topp CFE, Rees RM, Cardenas LT, Scott C, Webster RW, Ashton AP, Whitmore JR, Williams H, Balshaw F, Paine, K, Goulding WT, Chadwick, DR. Nitrous oxide emissions from fertilised UK arable soils: Fluxes, emission factors and mitigation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2015;212:134–147. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.003>
64. Pu Y, Zhu B, Dong Z, Liu Y, Wang C, Ye C. Soil N2O and NOx emissions are directly linked with N-cycling enzymatic activities. *Applied Soil Ecology*. 2019; 139:15-24. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.03.007>
65. Breuillin-Sessoms F, Venterea RT, Sadowsky MJ, Coulter JA, Clough TJ, Wang P. Nitrification gene ratio and free ammonia explain nitrite and nitrous oxide production in urea-amended soils. *Soil Biology & Biochemistry*. 2017;111:143-153. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.007>
66. Carmo JB, Andrade CA, Cerri CC, Picollo MC. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N2O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2005;29(5):735-746. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000500009>
67. 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*. 2004;70(2):135-141. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000048475.81211.3c>.
68. Xu Y, Xu Z, Cai Z, Reverchon F. Review of denitrification in tropical and subtropical soils of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Sediment*. 2013;13(4):699-710. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0650-1>

69. Saggar S, Jha N, Deslippe J, Bolan NS, Luo J, Giltrap DL, Kim DG, Zaman M, Tillman RW, Denitrification and N₂ O: N₂ production in temperate grasslands: processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. *Science and Total Environment*. 2013;465(1):173-195. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.050>
70. Russenes AL, Korsæth A, Bakken LR, Dörsch P. Spatial variation in soil pH controls off-season N₂O emission in an agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 2016;99:36-46. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.019>
71. Zheng Q, Hu Y, Zhang S, Noll L, Böckle T, Dietrich M, Herbold CW, Eichorst SA, Woebken D, Richter A, Wanek W. Soil multifunctionality is affected by the soil environment and by microbial community composition and diversity. *Soil Biology and Biochemistry*. 2019;136:107521. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107521>
72. Pedrinho A, Mendes LW, Merloti LF, Da Fonseca MDeC, Cannavan FDeS, Tsai SM. Forest-to-pasture conversion and recovery based on assessment of microbial communities in Eastern Amazon Rainforest. *FEMS Microbiology Ecology*. 2018;95(3):1-10. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/femsec/fiy236>.
73. Boddey RM, Casagrande DR, Homem BGC, Alves BJR. Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: A review. *Grass and forage Science*. 2020;75(4):357-371. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gfs.12498>