

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

EMISSIONES DE ÓXIDO NITROSO EM PASTAGENS DE CAPIM
MARANDU SOB DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO

DÉBORAH MARCIA FELIPE RODRIGUES

JABOTICABAL – SP
2º Semestre/2025

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL

EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO EM PASTAGENS DE CAPIM
MARANDU SOB DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO

DÉBORAH MARCIA FELIPE RODRIGUES

Orientadora: Profa. Dra. Angélica Santos Rabelo de Souza Bahia

Coorientador: Prof. Dr. Ricardo Andrade Reis

Trabalho de Conclusão de Curso (Iniciação Científica) apresentado à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para graduação em Zootecnia.

JABOTICABAL – SP
2º Semestre/2025

R696e

Rodrigues, Déborah Marcia Felipe

Emissões de óxido nitroso em pastagens de capim Marandu sob diferentes fontes de nitrogênio / Déborah Marcia Felipe Rodrigues. -- Jaboticabal, 2025

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal

Orientadora: Angélica Santos Rabelo de Souza Bahia Coorientador: Ricardo Andrade Reis

1. Gases do efeito estufa. 2. Sustentabilidade. 3. Capim Marandu. I.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Dados fornecidos pelo autor(a).



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JULIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus Jaboticabal



DÉBORAH MARCIA FELIPE RODRIGUES

EMISSIONES DE ÓXIDO NITROSO EM PASTAGENS DE CAPIM MARANDU SOB DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, para obtenção do título de Bacharel em Zootecnia.

Orientadora: Dra. Angélica Santos Rabelo de Souza Bahia

Coorientadores: Prof. Dr. Ricardo Andrade Reis

Área de Concentração: Forragicultura e pastagens

Data da defesa: 07/10/2025

(X) Aprovado

() Reprovado

Banca Examinadora:

 Documento assinado digitalmente
ANGÉLICA SANTOS RABELO DE SOUZA BAHIA
Data: 07/10/2025 15:44:57-0300
Verifique em: <https://validar.it.gov.br>

Dra. Angélica Santos Rabelo de Souza Bahia

UNESP – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Campus de Jaboticabal

 Documento assinado digitalmente
IZABELA LAROSA RIGOBELLO
Data: 07/10/2025 15:56:58-0300
Verifique em: <https://validar.it.gov.br>

Me. Izabela Larosa Rigobello

Nome da Instituição a que pertence

 Documento assinado digitalmente
RICHARD VAQUERO RIBEIRO
Data: 07/10/2025 16:02:46-0300
Verifique em: <https://validar.it.gov.br>

Me. Richard Vaquero Ribeiro

Nome da Instituição a que pertence

Aprovado em reunião do Conselho do Departamento em: 07/10/2025


Prof. Dr. José Maurício Barbanti Duarte
Chefe do Departamento



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Jaboticabal

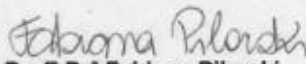


CEUA – COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS

CERTIFICADO

A COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS (CEUA), em reunião ordinária de 12 de novembro de 2020, **referendou** o Protocolo nº 4208/2020, do projeto intitulado **"Impacto de tipos de suplementação ou fontes de fertilizantes nitrogenados na eficiência de utilização de nitrogênio e emissões de gases de efeito estufa na produção de bovinos de corte"**, sob a responsabilidade do Prof. Dr. Ricardo Andrade Reis, manifestando-se favoravelmente, de acordo com os Princípios Éticos na Experimentação Animal adotado pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA).

Jaboticabal, 12 de novembro de 2020.


Profª Drª Fabiana Pilarski
Coordenadora – CEUA

DEDICATÓRIA

Dedico esse Trabalho de Conclusão de Curso à minha família, em especial aos meus pais, Marcio e Silmara, ao meu irmão João Victor, ao meu companheiro Matheus e meu filho Joaquim que sempre estiveram comigo e me apoiaram em toda a minha graduação.

Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

À Deus e Nossa Senhora Aparecida, em primeiro lugar, por me proteger, me guiar e por ter iluminado meu caminho até aqui.

Aos meus pais, Marcio e Silmara, por sempre me incentivarem a seguir meus sonhos, me apoiarem em todas as decisões, me aconselharem e por me ensinarem a seguir o caminho certo. Obrigada por todo o amor, por acreditarem e confiarem em mim e principalmente, por nunca terem saído do meu lado em toda essa caminhada.

Ao meu irmão, João Victor e a minha cunhada e parceira de faculdade Bárbara, por todo apoio, cumplicidade e companheirismo.

Ao meu companheiro Matheus, por sempre me apoiar, estar ao meu lado e por ter me dado o melhor presente a vida, nossos filho Joaquim.

À toda minha família, avós, tios, primos, por sempre me apoiarem. Em especial ao meu padrinho Antônio (*“in memoriam”*) por ser um grande exemplo de pessoa e inspiração. Saudades eternas.

À Professora Dra. Angélica Santos Rabelo de Souza Bahia, pela sua orientação, acolhimento, incentivo na área de pesquisa, pelas oportunidades e pela confiança depositada a mim.

Ao Professor Dr. Ricardo Andrade Reis, por sua coorientação, incentivo na área de pesquisa, pelas oportunidades e pela confiança depositada a mim.

Ao Richard Vaquero Ribeiro e em especial a Izabela Larosa Rigobello por participarem da minha banca. Obrigada por colaborarem na minha trajetória acadêmica.

Ao grupo UnespFor, pela oportunidade ao fazer parte do grupo, por todo o aprendizado durante os anos de graduação, principalmente aos pós-graduandos que tive a oportunidade de trabalhar e que me ensinaram tanto, Débora Siniscalchi, Fernando Ongarato, Guilherme do Val, Matheus Mello, Natália Vilas Boas Fonseca, Andressa Scholz Berça. Aos meus amigos estagiários por toda ajuda de sempre. Obrigada por tornar essa jornada ainda mais divertida.

À minha turma, zootecnia 019, por todos esses anos de convivência.

Aos amigos e amigas que fiz na FCAV, em especial, Alessandra Dellagnezze, Barbara Afonso, Carolina Mora, Anna Beatriz Coimbra, Isabela Micheletti, Luana Delmilio, Renata Ferri, Willi Meireles e Gabriel Ferreira, pela amizade nesses anos, por toda risada, toda ajuda, companhia e incentivo.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pelo auxílio financeiro para desenvolvimento desta pesquisa (2025/16631-5).

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP campus Jaboticabal, pelas oportunidades que me foram geradas e pela minha formação e orientação profissional.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	IX
LISTA DE TABELAS	X
1. INTRODUÇÃO.....	8
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
2.1 Gases de efeito estufa na agropecuária	10
2.2 Emissão de óxido nitroso (N ₂ O)	12
2.3 Pecuária de corte e emissões de N ₂ O	15
2.4 Estratégias de mitigação das emissões na agropecuária.....	17
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	18
3.1 Área e período experimental.....	18
3.2 Manejo da pastagem.....	19
3.3 Delineamento experimental e tratamentos	19
3.4 Fertilização do solo	20
3.5 Parâmetros do solo e meteorológico.....	25
3.6 Avaliação das emissões de N ₂ O no solo	27
3.7 Análise estatística.....	28
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
4.1 Condições climáticas	Erro! Indicador não definido.
4.2 Nitrogênio inorgânico.....	32
4.3 Fluxo de N ₂ O	35
4.4 Emissões acumuladas de gases de efeito estufa	38
4.5 Efeito da adubação nitrogenada sobre as emissões de N ₂ O.....	43
5. CONCLUSÃO	44
6. RESUMO	45
7. SUMMARY	47
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	49

LISTA DE FIGURAS

PÁGINA

Figura 1. Dados de precipitação e temperaturas do primeiro ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal (período de 08 de dezembro de 2019 a 30 de abril de 2020; ∇ = adubações).....	31
Figura 2. Dados de precipitação e temperaturas do segundo ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal (período de 13 de novembro de 2020 a 05 de abril de 2021; ∇ = adubações).....	31
Figura 3. Concentração de NO_3^- ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) em pastagens de <i>Urochloa Brizantha</i> cv. marandu sob diferentes fontes de nitrogênio ao longo de dois anos experimentais. A = 1° ano; B = 2° ano; CO = sem adubação (controle); UR = ureia; NI = nitrato de amônio; SA = sulfato de amônio (∇ = adubações)	33
Figura 4. Concentração de NH_4^+ ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) em pastagens de <i>Urochloa Brizantha</i> cv. marandu sob diferentes fontes de nitrogênio ao longo de dois anos experimentais. A = 1° ano; B = 2° ano; CO = sem adubação (controle); UR = ureia; NI = nitrato de amônio; SA = sulfato de amônio (∇ = adubações)	34
Figura 5. Fluxos de óxido nitroso ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) do solo no 1° (A) e 2° (B) anos experimentais em um período de 144 dias, utilizando três fontes de nitrogênio em pastagens de <i>Urochloa Brizantha</i> cv. marandu no período das águas (∇ = adubação)..	37
Figura 6. Emissões acumuladas de N_2O em pastagens de <i>Urochloa brizantha</i> cv. marandu adubadas com diferentes fontes de nitrogênio durante dois anos experimentais no período das águas. CO = sem adubação (controle); NI = nitrato de amônio; SA = sulfato de amônio; UR = ureia. Diferenças entre médias pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).....	39

LISTA DE TABELAS

PÁGINA

Tabela 1. Análise textural do solo da área experimental na profundidade de 0 a 20 cm.	20
Tabela 2. Atributos químicos do solo da área no primeiro ano experimental na profundidade de 0 a 20 cm.	21
Tabela 3. Atributos químicos do solo da área no primeiro ano experimental profundidade de 20 a 40 cm.....	21
Tabela 4. Atributos químicos do solo da área no segundo ano experimental na profundidade de 0 a 20 cm.	22
Tabela 5. Atributos químicos do solo da área no segundo ano experimental na profundidade de 20 a 40 cm.0.....	22
Tabela 6. Datas de aplicação de gesso, fertilizantes nitrogenados, fosforo e potássio.....	24
Tabela 7. Densidade do solo e volume total de poros dos respectivos tratamentos.	25
Tabela 8. Coeficiente de correlação e significância entre emissões de N ₂ O e variáveis explicativas em pastagens de capim marandu submetidas à diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados.....	41

1. INTRODUÇÃO

A pecuária é uma das principais atividades econômicas do Brasil, ocupando mais de 160 milhões de hectares com pastagens (MAPA, 2023). Entre as espécies forrageiras, destaca – se a *Urochloa brizantha* cv. Marandu, amplamente utilizada em sistemas de produção devido à sua elevada produtividade e adaptação às condições tropicais (EUCLIDES et al., 2016).

A intensificação da pecuária tem sido sustentada pela adubação nitrogenada, prática essencial para aumentar a produção de forragem, mas que também pode elevar as perdas de nitrogênio e as emissões de gases de efeito estufa (GEE), especialmente o óxido nitroso (N_2O) (CARDOSO et al., 2022; SILVA et al., 2022). O N_2O apresenta elevado potencial de aquecimento global e longa permanência na atmosfera, sendo considerado um dos gases mais preocupantes para o equilíbrio climático e para a integridade da camada e

ozônio (RAVISHANKARA; DANIEL; PORTMANN, 2009; SIGNOR; CERRI; DEON, 2013).

No Brasil, estudos indicam que o uso de fertilizantes nitrogenados é uma das principais fontes de emissão de N_2O em sistemas de pastagem, principalmente em áreas de *Urochloa brizantha* manejadas com ureia, nitrato de amônio ou sulfato de amônio (CORRÊA, 2021; SILVA et al., 2017). Essas fontes possuem características físico-químicas distintas, o que resulta em diferentes potências de emissão. Entretanto, ainda há escassez de dados experimentais em condições tropicais que permitam comparar diretamente seus efeitos sobre as emissões de N_2O (RAPOSO et al., 2020; MACHADO PINHEIRO, 2020).

Dessa forma, o problema central deste trabalho consiste em compreender como diferentes fontes de nitrogênio influenciam as emissões de N_2O em pastagens tropicais, contribuindo para a adoção de práticas de manejo mais sustentáveis e de menor impacto ambiental.

O estudo justifica-se pela necessidade de gerar informações científicas que auxiliem na mitigação das emissões e GEE em sistemas e produção animal, equilibrando eficiência produtiva e sustentabilidade (CANTARELLA et al., 2021).

Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar as emissões de N_2O em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. Marandu submetidas à aplicação de 150 kg de N ha^{-1} , comparando três fontes de fertilizantes nitrogenados – ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio - e relacionando essas emissões com as condições edafoclimáticas do solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Gases de efeito estufa na agropecuária

Os gases de efeito estufa (GEE) são compostos gasosos que contribuem para o aquecimento global ao reter parte da radiação infravermelha emitida pela superfície terrestre. Entre os principais GEE associados às atividades agropecuárias, destacam-se o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), cada um apresentando características específicas quanto ao potencial de aquecimento global (PAG) e ao tempo de permanência na atmosfera (EMBRAPA, 2021; MCTI, 2023). O CO_2 é liberado, principalmente, em decorrência da queima de biomassa e de mudanças no uso e cobertura do solo, enquanto o CH_4 e o N_2O estão diretamente ligados a processos biológicos que ocorrem no solo e nos animais.

No contexto agropecuário, o metano é gerado majoritariamente pela fermentação entérica em ruminantes e pelo manejo inadequado de dejetos

animais, representando uma das principais fontes de emissão do setor. O óxido nitroso, por sua vez, resulta de processos microbiológicos do solo, intensificados pela aplicação de fertilizantes nitrogenados e pela decomposição da matéria orgânica. Embora emitido em menor quantidade que o dióxido de carbono, o N_2O possui um impacto climático significativamente maior devido ao seu elevado potencial de aquecimento global (SEEG, 2024; EMBRAPA, 2022).

Estudos nacionais reforçam a expressiva contribuição do setor agropecuário para as emissões de GEE. De acordo com o Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG, 2024), a agropecuária responde por cerca de 28% das emissões brutas de GEE no Brasil, incluindo o manejo de solos agrícolas, a fermentação entérica e o uso de fertilizantes. Esses dados evidenciam a importância de compreender os mecanismos de emissão e de adotar práticas de manejo mais sustentáveis.

As práticas agropecuárias brasileiras têm papel central nesse cenário, uma vez que o país abriga um dos maiores rebanhos bovinos do mundo e vastas áreas destinadas à produção de grãos e forrageiras. Nesse contexto, as emissões de metano e óxido nitroso ganham destaque, sobretudo em sistemas de produção extensivos, onde o manejo de pastagens e a adubação nitrogenada influenciam diretamente a liberação desses gases (EMBRAPA, 2020; MAPA, 2023).

Dessa forma, o estudo dos gases de efeito estufa na agropecuária deve considerar tanto os aspectos bioquímicos que regulam sua emissão quanto as características socioeconômicas dos sistemas produtivos. O desafio atual consiste em conciliar produtividade, sustentabilidade ambiental e mitigação das

emissões, de modo a fortalecer uma pecuária de baixa emissão de carbono e ambientalmente responsável (MCTI, 2023; EMBRAPA, 2022).

2.2 Emissão de óxido nitroso (N₂O)

O óxido nitroso (N₂O) é considerado um dos mais preocupantes gases de efeito estufa devido ao seu elevado potencial de aquecimento global e ao longo tempo de permanência na atmosfera, estimado em mais de um século segundo inventários nacionais de emissões (MCTI, 2023). Diferentemente do CO₂ e do CH₄, sua remoção ocorre de forma lenta, principalmente por meio de reações químicas na estratosfera, onde o composto contribui para processos que afetam a camada de ozônio (EMBRAPA, 2022). Em razão dessas características — alta persistência e impacto climático significativo — o N₂O ocupa posição central nas discussões brasileiras sobre mudanças climáticas e mitigação de emissões no setor agropecuário (SEEG, 2024).

A principal via de emissão de N₂O está relacionada aos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação do nitrogênio no solo. Na nitrificação, a amônia (NH₃) é oxidada a nitrato (NO₃⁻) em condições aeróbicas; já a desnitrificação, o nitrato é reduzido a formas gasosas, como N₂O e N₂, em ambientes anaeróbicos (PURSWANI; LLORENTE, 2021). A disponibilidade de nitrogênio mineral, a umidade e a temperatura do solo são fatores determinantes para a intensidade desses processos (DOBBIE; SMITH, 1999).

A aplicação de fertilizantes nitrogenados é uma das maiores fontes de emissão de N₂O em sistemas agrícolas e pecuários. Ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio são amplamente utilizados no Brasil, porém apresentam

diferentes potenciais de emissão em função de suas características físico-químicas (CANTARELLA et al., 2021). Estudos nacionais mostram que a ureia, apesar de ser um dos fertilizantes nitrogenados de menor custo por unidade de nitrogênio, pode apresentar perdas expressivas por volatilização quando não manejada adequadamente. Em condições comuns de campo, essas perdas podem variar entre 20% e 40% do nitrogênio aplicado, especialmente em solos com pH elevado, baixa umidade ou ausência de incorporação (EMBRAPA, 2021). Além disso, parte do nitrogênio remanescente pode contribuir para as emissões de óxido nitroso, cuja conversão pode atingir até 1% do nitrogênio aplicado, conforme coeficientes utilizados nos inventários nacionais de emissões (MCTI, 2023).

Além da adubação, resíduos orgânicos como fezes e urina de animais também contribuem para a emissão de óxido nitroso. A urina, em particular, é rica em ureia e, ao ser depositada no solo, passa rapidamente pelo ciclo do nitrogênio, formando compostos intermediários que podem resultar na emissão de N_2O . Essa dinâmica é intensificada em solos compactados ou excessivamente úmidos, condições que favorecem processos de desnitrificação e, conseqüentemente, aumentam a liberação do gás (EMBRAPA, 2022; MCTI, 2023).

A compreensão dos mecanismos que regulam a emissão de N_2O no solo é essencial para orientar práticas de manejo mais eficientes e ambientalmente sustentáveis. O óxido nitroso é produzido principalmente por dois processos microbiológicos, a nitrificação e a desnitrificação, que são diretamente influenciados pela forma como o nitrogênio é disponibilizado no

sistema, seja por fertilizantes minerais, seja por dejetos animais. No caso dos fertilizantes nitrogenados, fontes como ureia, nitrato e amônio possuem comportamentos distintos no solo. A ureia é rapidamente hidrolisada a amônio (NH_4^+), processo que pode elevar temporariamente o pH local, favorecendo volatilização e acumulando NH_4^+ na superfície. Esse excedente pode ser convertido a nitrito e nitrato pela nitrificação, produzindo N_2O como subproduto, especialmente em solos bem aerados e com teores moderados de umidade. Já fertilizantes nitrogenados nítricos (ex.: nitrato de amônio) podem estimular diretamente a desnitrificação, pois estes fornecem nitrato (NO_3^-), o principal substrato para microrganismos desnitrificantes em ambientes pouco oxigenados. As excretas animais apresentam dinâmica própria e distinta das fontes minerais. A urina destaca-se por sua elevada concentração de ureia, que, ao ser hidrolisada no solo, gera rapidamente um pulso intenso e localizado de nitrogênio disponível. Esse acúmulo cria uma “mancha de urina” com condições ideais para nitrificação acelerada e subsequente produção de N_2O . Em condições de solo úmido, compactado ou com baixa difusão de oxigênio, esse nitrogênio é prontamente direcionado para a desnitrificação, intensificando a formação de N_2O e, em casos extremos, favorecendo sua redução completa a N_2 . As fezes, por outro lado, liberam nitrogênio de forma mais lenta devido à maior proporção de compostos orgânicos complexos. Sua mineralização depende da decomposição por microrganismos, tornando o processo menos imediato e, geralmente, associado a menores picos de emissão. No entanto, as fezes influenciam importantes características do solo, como aporte de carbono, retenção de umidade e formação de microambientes anaeróbios, que podem

indiretamente favorecer a desnitrificação e, portanto, a emissão de N_2O em determinados contextos. Dessa forma, estratégias de mitigação devem buscar minimizar perdas de nitrogênio e reduzir a formação de microambientes favoráveis à desnitrificação, ao mesmo tempo em que aumentam a eficiência de uso do nutriente pelas plantas. Entre essas estratégias, destacam-se: a aplicação adequada de fertilizantes em condições climáticas favoráveis; o uso de inibidores de urease ou nitrificação; o manejo do pastejo para evitar compactação excessiva; a melhoria da drenagem do solo; e o desenvolvimento de sistemas integrados que aumentem a ciclagem do nitrogênio na propriedade. O entendimento aprofundado desses processos é crucial para apoiar a transição da pecuária e agricultura brasileiras para sistemas de baixa emissão de carbono e maior eficiência produtiva.

2.3 Pecuária de corte e emissões de N_2O

Na pecuária de corte, as emissões de N_2O ocorrem tanto de forma direta, pela aplicação de fertilizantes nitrogenados nas pastagens, quanto de forma indireta, pela decomposição das excretas animais. Estudos nacionais indicam que a maior parte do nitrogênio ingerido pelos bovinos é excretada, principalmente via urina, que contém altas concentrações de ureia prontamente hidrolisável e rapidamente transformada, por microrganismos do solo, em compostos que podem resultar na formação de N_2O (EMBRAPA, 2022; MCTI, 2023).

Quando aplicada ao solo, a ureia é rapidamente hidrolisada a amônio, que pode ser convertido em nitrato via nitrificação. Em solos compactados pelo

pisoteio animal ou sujeitos a excesso de umidade, o nitrato pode ser reduzido a N_2O pela desnitrificação. Isso demonstra a forte interação entre manejo do solo, intensidade do pastejo e dinâmica das emissões de gases (CARDOSO et al., 2019).

Outro aspecto relevante é que a decomposição de fezes bovinas também contribui para a emissão de N_2O , uma vez que resíduos orgânicos fornecem substratos nitrogenados para microrganismos do solo. Em sistemas extensivos, onde há grande acúmulo de dejetos nas pastagens, esse processo pode representar parcela expressiva das emissões totais (RAPOSO et al., 2020).

Ainda que o metano seja frequentemente mais associado à pecuária, devido à fermentação entérica, há uma relação indireta com a emissão de N_2O . Parte do nitrogênio consumido pelos animais, que não é convertido em proteína corporal, retorna ao solo e é transformado em compostos gasosos, reforçando o elo entre a digestão animal e a dinâmica de GEE (IPCC, 2019).

Portanto, a emissão de N_2O na pecuária de corte não depende exclusivamente da adubação, mas também da interação entre fatores de manejo, características edafoclimáticas e intensidade da atividade pecuária. A mitigação desses impactos requer práticas integradas de manejo nutricional, do solo e dos resíduos.

2.4 Estratégias de mitigação das emissões na agropecuária

Diversas estratégias podem ser adotadas com o objetivo de mitigar as emissões de GEE na agropecuária, promovendo uma maior eficiência produtiva e sustentabilidade ambiental. Dentre essas práticas destacam-se:

- Manejo adequando do solo e das pastagens, incluindo a rotação de áreas de pastejo, o controle do pisoteio animal e correção da acidez do solo, o que favorece a atividade microbiana benéfica e reduz a emissão de N_2O ;
- Suplementação alimentar, com a inclusão de aditivos nutricionais que melhoram a digestibilidade dos alimentos, reduzindo a produção de metano na fermentação entérica;
- Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), que promove o uso eficiente do solo, e o sequestro de carbono, além de melhorar a produtividade e a resiliência dos sistemas agropecuários;
- Uso de tecnologias e aditivos alimentares, como inibidores de metano, probióticos e melhoramento genérico dos rebanhos, que podem contribuir significativamente para a redução das emissões dos GEE (IPCC, 2019).

A adoção de sistemas integrados e práticas de manejo sustentável representa uma das principais estratégias para mitigar os impactos ambientais da agropecuária. De acordo com o IPCC (2019), a combinação entre práticas eficientes de manejo, suplementação alimentar e sistemas integrados é essencial para a redução das emissões de gases de efeito estufa, contribuindo para a sustentabilidade dos sistemas produtivos.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área e período experimental

O estudo foi conduzido no Setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, pertencente à Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (FCAV/UNESP), situada no município de Jaboticabal-SP. O local apresenta latitude de 21°14' Sul e longitude de 48°17' Oeste, a 628 m de altitude. Os procedimentos adotados estão de acordo com os Princípios éticos na Experimentação Animal, adotado pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA) e foram aprovados pela Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) da Unesp, protocolo nº 4208/2020.

O clima da região é classificado com AW no sistema Köppen, caracterizado por estação chuvosa de setembro a abril e seca de maio a agosto. O experimento foi conduzido durante dois anos nas fases de recria de machos da raça Nelore (*Bos taurus indicus*), sendo que o primeiro ano teve

duração de 127 dias, no período de dezembro de 2020 a abril de 2021 e o segundo ano teve duração de 148 dias, no período de novembro de 2021 a abril de 2022, totalizando assim 275 dias experimentais.

3.2 Manejo da pastagem

A área experimental é composta por *Urochloa brizantha* (hochst. Ex. A. rich) Stapf cv. marandu, subdividida em doze piquetes experimentais. Em cada unidade experimental, foram instaladas cinco câmaras estáticas padronizadas, distribuídas segundo um delineamento inteiramente casualizado. Os pastos foram manejados por meio de sistema de lotação contínua, com taxa de lotação variável, adotando-se uma altura de dossel entre 25 e 30 cm.

O ajuste da taxa de lotação foi realizado com base nas alturas predefinidas, de modo a garantir que cada piquete mantivesse, no mínimo, quatro animais durante o período de avaliação. As alturas médias do dossel foram monitoradas a cada sete dias, por meio de medição de 80 pontos aleatórios em cada piquete, utilizando-se uma bengala graduada. Com isso, foi possível ajustar a lotação de forma a manter a altura do pasto dentro do intervalo estabelecido, o que corresponde a uma interceptação luminosa de aproximadamente 95%, favorecendo, assim, as maiores taxas de acúmulo de forragem (BARBERO et al., 2015).

3.3 Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi realizado em delineamento inteiramente casualizado (DIC), composto por quatro tratamentos e cinco repetições (câmaras),

totalizando 20 unidades experimentais. Os tratamentos consistiram em pastos *Urochloa brizantha* cv. Marandu, distribuídos conforme os seguintes tipos de adubação:

- CO – sem adubação nitrogenada (controle)
- UR – adubação com ureia
- NI – adubação com nitrato de amônio
- SA – adubação com sulfato de amônio

3.4 Fertilização do solo

Foram coletadas 10 amostras de solo por piquete, as quais foram combinadas, formando então uma amostra composta. Posteriormente, realizaram-se análises texturais do solo nas camadas de 0 a 20 cm (Tabela 1).

Tabela 1. Análise textural do solo da área experimental na profundidade de 0 a 20 cm.

TRATAMENTO	AREIA (%)	SILTE (%)	ARGILA (%)
CO	65	10	25
UR	66	7	27
NI	70	3	27
SA	63	7	30

Data: 01/09/2020. CO = Sem uso de fertilizante nitrogenado; UR = Adubação com ureia; NI = Adubação com nitrato de amônio; SA = Adubação com sulfato de amônio.

Antes do início de cada ano experimental, foram realizadas coletas de solo nas profundidades de 0 a 20 e de 20 a 40 cm para realização das análises químicas. As Tabelas 2 e 3 referem-se ao primeiro ano experimental e as Tabelas 4 e 5 referem-se ao segundo ano experimental.

Tabela 2. Atributos químicos do solo da área no primeiro ano experimental na profundidade de 0 a 20 cm.

Trat.	P resina mg dm ⁻³	MO g dm ⁻³	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
					-----	mmol _c dm ⁻³		-----		%
CO	52	38	5,1	3,0	32	12	31	47	78	60
UR	33	32	4,9	3,5	25	10	33	39	72	53
NI	26	35	4,8	5,1	29	10	41	44	85	52
AS	21	33	4,6	3,2	21	9	40	33	73	46

Data: 01/09/2020. Trat. = Tratamento; CO = Sem uso de fertilizante nitrogenado; UR = Adubação com ureia; NI = Adubação com nitrato de amônio; SA = Adubação com sulfato de amônio. P resina = Fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg dm⁻³ = µg cm⁻³), MO = matéria orgânica (g dm⁻³ = %, com base em volume de solo x 10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmol_c dm⁻³ = cmol_c dm⁻³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmol_c dm⁻³ = cmol_c dm⁻³ x 10), SB = soma de bases (Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺), CTC = capacidade de troca de cátions, ou SB + (H+Al), V = índice de saturação por bases ou V = 100*SB/CTC.

Tabela 3. Atributos químicos do solo da área no primeiro ano experimental profundidade de 20 a 40 cm.

Trat.	P resina mg dm ⁻³	MO g dm ⁻³	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
					-----	mmol _c dm ⁻³		-----		%
CO	17	22	4,7	3,8	15	6	33	25	58	43
UR	18	22	4,7	3,7	24	11	36	39	75	52
NI	10	24	4,9	2,9	22	8	29	33	62	53
AS	13	22	4,6	2,3	18	6	36	26	62	42

Data: 01/09/2020. Trat. = Tratamento; CO = Sem uso de fertilizante nitrogenado; UR = Adubação com ureia; NI = Adubação com nitrato de amônio; SA = Adubação com sulfato de amônio. P resina = fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg dm⁻³ = µg cm⁻³), MO = matéria orgânica (g dm⁻³ = %, com base em volume de solo x 10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmol_c dm⁻³ = cmol_c dm⁻³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmol_c dm⁻³ = cmol_c dm⁻³ x 10), SB = soma de bases (Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺), CTC = capacidade de troca de cátions, ou SB + (H+Al), V = índice de saturação por bases ou V = 100*SB/CTC.

Tabela 4. Atributos químicos do solo da área no segundo ano experimental na profundidade de 0 a 20 cm.

Trat.	P resina mg dm ⁻³	MO g dm ⁻³	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
				-----		mmol _c dm ⁻³	-----			%
CO	53	34	5,0	2,4	32	11	38	45	83	54
UR	26	34	5,1	3,9	30	11	31	45	76	59
NI	36	29	4,9	2,2	20	5	34	27	61	44
AS	35	35	4,7	3,9	24	11	42	39	81	48

Data: 03/09/2021. Trat. = Tratamento; CO = Sem uso de fertilizante nitrogenado; UR = Adubação com ureia; NI = Adubação com nitrato de amônio; SA = Adubação com sulfato de amônio. P resina = fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg dm⁻³ = µg cm⁻³), MO = matéria orgânica (g dm⁻³ = %, com base em volume de solo x 10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmol_c dm⁻³ = cmol_c dm⁻³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmol_c dm⁻³ = cmol_c dm⁻³ x 10), SB = soma de bases (Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺), CTC = capacidade de troca de cátions, ou SB + (H+Al), V = índice de saturação por bases ou V = 100*SB/CTC.

Tabela 5. Atributos químicos do solo da área no segundo ano experimental na profundidade de 20 a 40 cm.

Trat.	P resina mg dm ⁻³	MO g dm ⁻³	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
				-----		mmol _c dm ⁻³	-----			%
CO	13	17	4,8	2,0	13	7	29	22	51	43
UR	4	16	4,8	2,0	16	6	34	24	58	41
NI	6	16	4,8	1,2	17	6	29	24	53	45
AS	7	20	5,0	3,4	19	8	28	30	58	52

Data: 03/09/2021. Trat. = Tratamento; CO = Sem uso de fertilizante nitrogenado; UR = Adubação com ureia; NI = Adubação com nitrato de amônio; SA = Adubação com sulfato de amônio. P resina = fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg dm⁻³ = µg cm⁻³), MO = matéria orgânica (g dm⁻³ = %, com base em volume de solo x 10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmol_c dm⁻³ = cmol_c dm⁻³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmol_c dm⁻³ = cmol_c dm⁻³ x 10), SB = soma de bases (Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺), CTC = capacidade de troca de cátions, ou SB + (H+Al), V = índice de saturação por bases ou V = 100*SB/CTC.

No ano anterior ao experimento, foi realizada a adubação da área durante o período das águas, utilizando os mesmos tratamentos avaliados no presente estudo. Durante o experimento, a adubação nitrogenada foi conduzida na estação das águas, empregando ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio, todos aplicados em doses equivalentes de nitrogênio. A dose total de 150 kg de N ha⁻¹ foi parcelada em três aplicações de 50 kg N ha⁻¹ cada. Nas áreas destinadas às câmaras de GEE, a adubação foi realizada manualmente e de forma individual com a quantidade referente à área das câmaras, proporcionalmente à área total, logo antes da adubação mecânica na área total e cobertas, para evitar dupla aplicação ou aplicação incorreta. Após a adubação da área total de cada piquete, as câmaras foram descobertas.

Com o objetivo de equalizar as quantidades de nitrogênio (N) e enxofre (S) fornecidas em cada tratamento, o sulfato de amônio, que possui 20% de N em sua composição, foi aplicado na dose de 750 kg ha⁻¹ para suprir a necessidade de 150 kg ha⁻¹ de N, resultando no fornecimento de 180 kg ha⁻¹ de S. Considerando os teores de (N) dos fertilizantes utilizados, foram aplicados 333 kg ha⁻¹ de ureia (com 45% de N) e 450 kg ha⁻¹ de nitrato de amônio (com 33% de N) nos respectivos piquetes. Tal manejo teve como finalidade garantir uma dose uniforme de 150 kg ha⁻¹ de N em todos os tratamentos.

As áreas experimentais avaliadas receberam quantidades uniformes de fósforo (P) e potássio (K), com o objetivo de evitar possíveis interações nutricionais decorrentes do uso dos diferentes fertilizantes testados. Para o fornecimento desses nutrientes, utilizaram-se fertilizantes comerciais com

formulação 0-20-20, aplicado na dose de 80 kg ha⁻¹ fracionada juntamente com as duas primeiras aplicações dos fertilizantes nitrogenados.

Com o objetivo de uniformizar o fornecimento de enxofre entre os diferentes tratamentos, utilizou-se o gesso agrícola como fonte complementar, cuja composição média apresenta 15% de S. Desta forma, nos piquetes submetidos à adubação nitrogenada, (exceto os adubados com a fonte sulfato de amônio), foi aplicada a dose de 1200 kg ha⁻¹ de gesso agrícola.

As análises químicas do solo realizadas nas camadas de 0-20 cm e 20-40 cm de profundidade, indicaram que o cálcio (Ca²⁺) não representou fator limitante à disponibilidade de nutrientes, sendo o menor valor registrado de 12 mmol_c dm⁻³. Assim, o fornecimento adicional de Ca²⁺ proveniente do gesso agrícola não comprometeu a uniformidade da disponibilidade nutricional entre os tratamentos avaliados.

As datas das adubações estão apresentadas na Tabela 6, e sua realização foi condicionada às condições climáticas locais. O início das adubações ocorreu com a aplicação do gesso agrícola.

Tabela 6. Datas de aplicação de gesso, fertilizantes nitrogenados, fosforo e potássio.

	ANO I	ANO II
Gessagem	08 de dezembro de 2020	13 de novembro de 2021
1ª Adubação	11 de janeiro de 2021	14 de dezembro de 2021
2ª Adubação	12 de fevereiro de 2021	26 de janeiro de 2022
3ª Adubação	15 de março de 2021	08 de março de 2022

1ª e 2ª adubações = adubação com N, P e K; 3ª adubação = adubação somente com N.

3.5 Parâmetros do solo e meteorológico

Para a determinação da densidade do solo, foram coletadas amostras com 10 cm de diâmetro e 5 cm de altura, utilizando-se o método do anel volumétrico (MAV). Esse método consiste na amostragem do solo com estrutura indeformada por meio de um cilindro metálico de volume conhecido, conforme descrito por EMBRAPA (1997). Os resultados encontram-se apresentados na Tabela 7, expressos em mg m^{-3} .

Tabela 7. Densidade do solo e volume total de poros dos respectivos tratamentos.

TRATAMENTO	REPETIÇÃO*	DENSIDADE DO SOLO (mg m^{-3})	VOLUME TOTAL DE POROS ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)
CO	1	1,26	52,27
	2	1,33	49,91
	3	1,25	52,58
	4	1,26	50,48
	5	1,31	52,76
UR	1	1,36	48,83
	2	1,31	50,65
	3	1,28	48,80
	4	1,36	56,26
	5	1,16	51,86
NI	1	1,26	52,33
	2	1,28	51,77
	3	1,34	50,17
	4	1,32	52,93
	5	1,25	49,29
AS	1	1,31	50,70
	2	1,21	54,27
	3	1,29	52,48
	4	1,26	46,49
	5	1,42	51,49

CO = sem uso de fertilizante nitrogenado (controle); UR = adubação com ureia; NI = adubação com nitrato de amônio; SA = adubação com sulfato de amônio. *Área externa da câmara com proximidade máxima de 10 cm.

As amostras de solo foram submetidas à secagem em estufa a 105 °C por um período de 48 horas. Posteriormente, o volume total de poros foi calculado a partir da razão entre a densidade do solo e a densidade das partículas, esta última estimada em 2,65 g cm⁻³. Os valores médios do volume total de poros variaram entre 46,49% e 56,26%, conforme os diferentes tratamentos aplicados.

Ao longo do experimento, foram realizadas coletas semanais de amostras de solo na camada de 0 a 10 cm de profundidade, destinadas à análise de umidade e de nitrogênio mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻). A umidade das amostras foi determinada por meio do método gravimétrico. Para a quantificação de nitrogênio mineral, 10 g de solo foram misturados a 50mL de solução de KCl 2 mol L⁻¹, sendo essa suspensão agitada por 30 minutos a 240 rpm. Em seguida a solução foi filtrada e o extrato obtido foi armazenado sob congelamento até a realização das análises espectrofotométricas.

As determinações das concentrações de amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) foram realizadas utilizando o método colorimétrico. Para o NH₄⁺, aplicou-se a reação de Berthelot (FORSTER, 1995); para o NO₃⁻ (mais NO₂⁻), utilizou-se a reação de Griess com redução por cloreto de vanádio III, conforme descrito por Doane et al. (2003).

Os dados de precipitação diária foram obtidos a partir do banco de dados da área de Agrometeorologia do Departamento de Ciências Exatas, localizado nas proximidades da área experimental.

3.6 Avaliação das emissões de N₂O no solo

Os fluxos de óxido nitroso (N₂O) foram quantificados por meio do uso de câmaras estáticas padronizadas, conforme descrito por CARDOSO et al. (2019). As câmaras eram compostas por uma base metálica com dimensões de 0,60 x 0,40 x 0,25 m, inserida no solo a uma profundidade de 7 cm, e uma parte superior em material plástico com 25 cm de altura, previamente revestida com isolante térmico. Esta estrutura superior era acoplada à base no momento da coleta dos gases.

Foram utilizadas cinco câmaras por tratamento, totalizando 20 câmaras distribuídas em delineamento inteiramente casualizado (DIC). Cada câmara foi considerada como uma unidade experimental. Cada ano experimental foi composto por três períodos distintos de coleta de gases. O início de cada período coincidiu com a aplicação dos fertilizantes. Imediatamente após cada aplicação, realizaram-se coletas consecutivas durante três dias, seguidas por amostragens a cada dois dias ao longo de uma semana e, posteriormente, em intervalos semanais, até a realização da aplicação seguinte.

As coletas de gases foram realizadas entre 9h e 10h da manhã, conforme recomendado por ALVES et al. (2012), com o objetivo de representar as emissões médias diárias. Durante a coleta, as câmaras foram fechadas, e as amostras de gases foram coletadas nos tempos de 0 minutos (logo após o fechamento das câmaras), 20 minutos e 40 minutos. As amostras de gases foram coletadas com seringas estéreis de polipropileno com capacidade de 50 mL e transferidas para frascos vedados de 20 mL (marca Shimadzu), previamente evacuados a -800 Pa. As amostras permaneceram armazenadas

até a posterior análise das concentrações por cromatografia gasosa, utilizando o equipamento Shimadzu Greenhouse Gas Analyzer GC – 2014 (Kyoto, Japão), sendo analisadas no prazo máximo de quinze dias após a coleta.

Simultaneamente com as coletas de gases, foram registradas as temperaturas do solo, do interior das câmaras e do ambiente externo, com o auxílio de termômetros digitais.

Os fluxos de óxido nitroso (N-N₂O), expressos em $\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, foram corrigidos para as condições normais de temperatura e pressão (Cntp) e calculados com base na variação da concentração dos gases no interior da câmara durante o período de incubação. Os cálculos foram realizados conforme a seguinte equação:

$$\text{Fluxo de gás} = \frac{\delta g_{\text{gás}}}{\delta T} \times \frac{M}{V_m} \times \frac{V}{A}$$

Em que: $\delta g_{\text{gás}}$ representa o incremento na concentração do gás durante o período de incubação ($\mu\text{g L}^{-1}$); δT é o tempo de incubação (h); M corresponde à massa molar do gás, expressa em função do conteúdo de N ou C (g mol^{-1}); V_m é o volume molar corrigido para as condições de temperatura e pressão no momento da coleta (L mol^{-1}); V é o volume da câmara (m^3); A é a área coberta pela câmara (m^2).

3.7 Análise estatística

Os valores de emissão observados foram multiplicados por 24, permitindo a estimativa das emissões diárias. Posteriormente, os dados foram integrados por interpolação, resultando na emissão cumulativa. Os fluxos negativos foram considerados nos cálculos, a fim de evitar vieses nos

resultados, conforme metodologia descrita por VAN DER WEERDEN et al. (2016).

As emissões acumuladas anuais foram submetidas à análise de variância (ANOVA), precedida por testes de normalidade e homogeneidade dos resíduos. As análises estatísticas foram conduzidas estatisticamente significativas, procedeu – se à análise por contraste polinomial ortogonal, considerando nível de significância de 5%.

Além disso, realizou se análise de regressão linear múltipla com o objetivo de verificar as relações entre os fluxos de gases de efeito estufa (GEE) e as variáveis explicativas: umidade do solo, concentração de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , temperatura do solo e temperatura do ar. Para tal, utilizaram – se os dados correspondentes a cada evento de amostragem ao longo dos dois anos de experimento.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Condições climáticas

Os dados meteorológicos utilizados no experimento foram obtidos a partir do banco de dados da Estação Agrometeorológica pertencente ao Departamento de Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Jaboticabal, como demonstrado nas Figuras 1 e 2.

Durante o primeiro ano experimental, a temperatura máxima variou de 14,9 a 34,8 °C enquanto a temperatura mínima oscilou de 14,5 °C a 22,1 °C. A temperatura média apresentou variação de 21,3 °C a 26,9 °C. As médias gerais das temperaturas máxima, mínima e média foram de 30,9 °C, 19,3 °C e 24,2 °C, respectivamente. A precipitação total acumulada ao longo do primeiro ano foi de 546,5 mm.

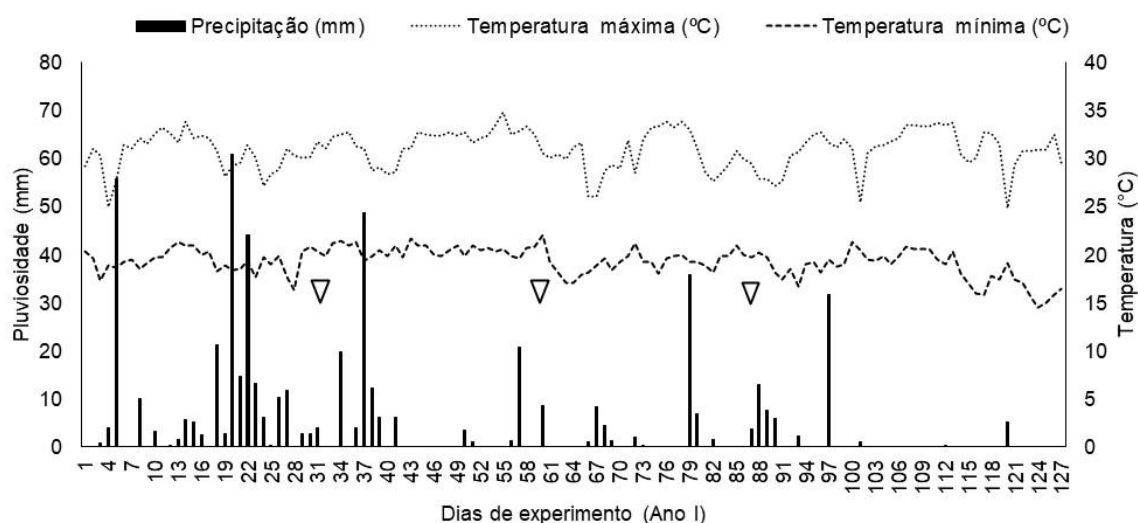


Figura 1. Dados de precipitação e temperaturas do primeiro ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal (período de 08 de dezembro de 2019 a 30 de abril de 2020; ∇ = adubações).

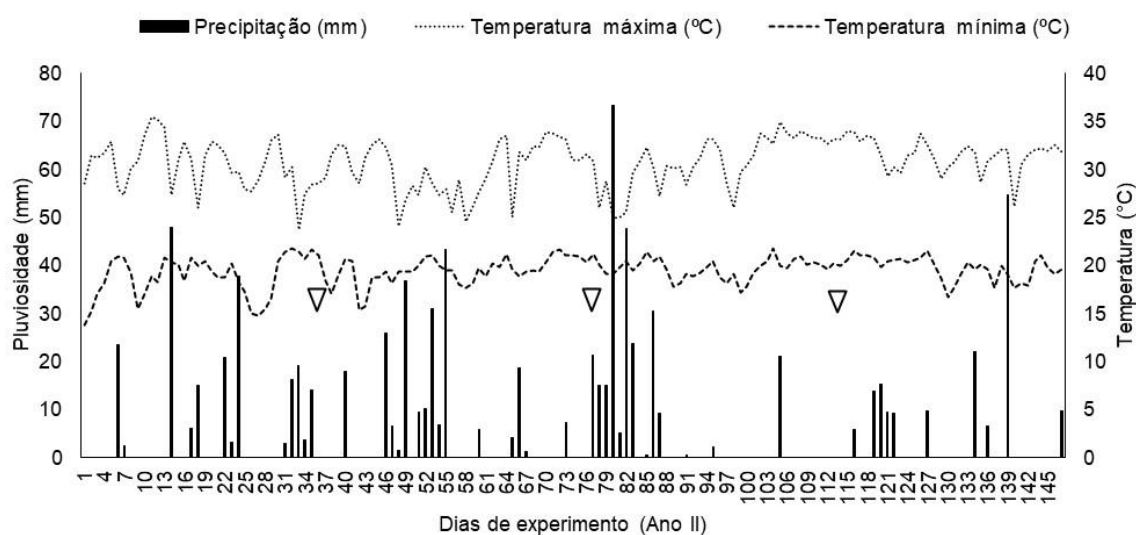


Figura 2. Dados de precipitação e temperaturas do segundo ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal (período de 13 de novembro de 2020 a 05 de abril de 2021; ∇ = adubações).

Durante o segundo ano experimental, a temperatura máxima variou entre 23,7 °C e 35,4 °C, enquanto a temperatura mínima oscilou de 13,8 °C a 21,8 °C. A temperatura média apresentou variação de 20,9 °C a 28,2 °C. As médias gerais das temperaturas máxima, mínima e média foram de 30,7 °C, 19,4 °C e 24,3 °C, respectivamente. A precipitação total registrada durante o período experimental foi de 859,8 mm.

4.2 Nitrogênio inorgânico

A análise das Figuras 3 e 4 revela que os tratamentos com adubação nitrogenada apresentaram picos de disponibilidade de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) no solo logo após as aplicações dos fertilizantes. Em contraste, o tratamento controle (CO) manteve níveis constantes de nitrogênio inorgânico ao longo de todo o período experimental.

No primeiro ano, os valores médios de NO_3^- foram de 1,0; 9,6; 11,2 e 14,4 mg N- NO_3^- kg⁻¹ de solo seco para os tratamentos CO, UR, NI e SA, respectivamente. Já no segundo ano, os valores médios observados foram de 4,1; 12,0; 13,9 e 10,4 mg N- NO_3^- kg⁻¹ de solo seco para os mesmos tratamentos. Quanto ao NH_4^+ , os valores médios no primeiro ano foram de 5,9; 6,4; 5,9 e 6,9 mg N- NH_4^+ kg⁻¹ de solo seco nos tratamentos CO, UR, NI e SA, respectivamente. No segundo ano, esses valores foram reduzidos para 2,3; 2,2; 2,1 e 2,1 mg N- NH_4^+ kg⁻¹ de solo seco, indicando menor disponibilidade de amônio no solo em comparação ao primeiro ano.

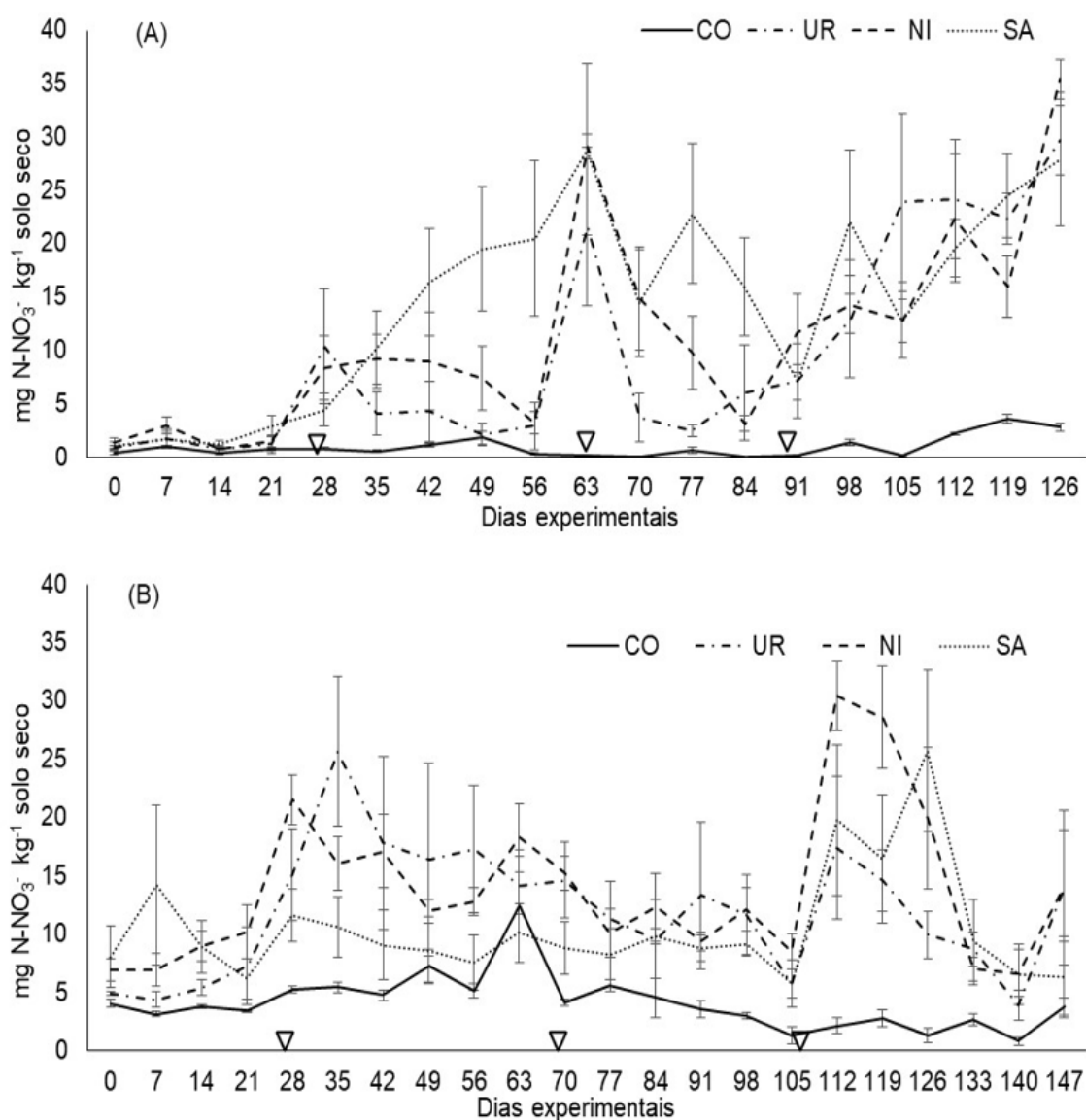


Figura 3. Concentração de NO₃⁻ (mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco) em pastagens de *Urochloa Brizantha* cv. marandu sob diferentes fontes de nitrogênio ao longo de dois anos experimentais. A = 1° ano; B = 2° ano; CO = sem adubação (controle); UR = ureia; NI = nitrato de amônio; SA = sulfato de amônio (▽ = adubações).

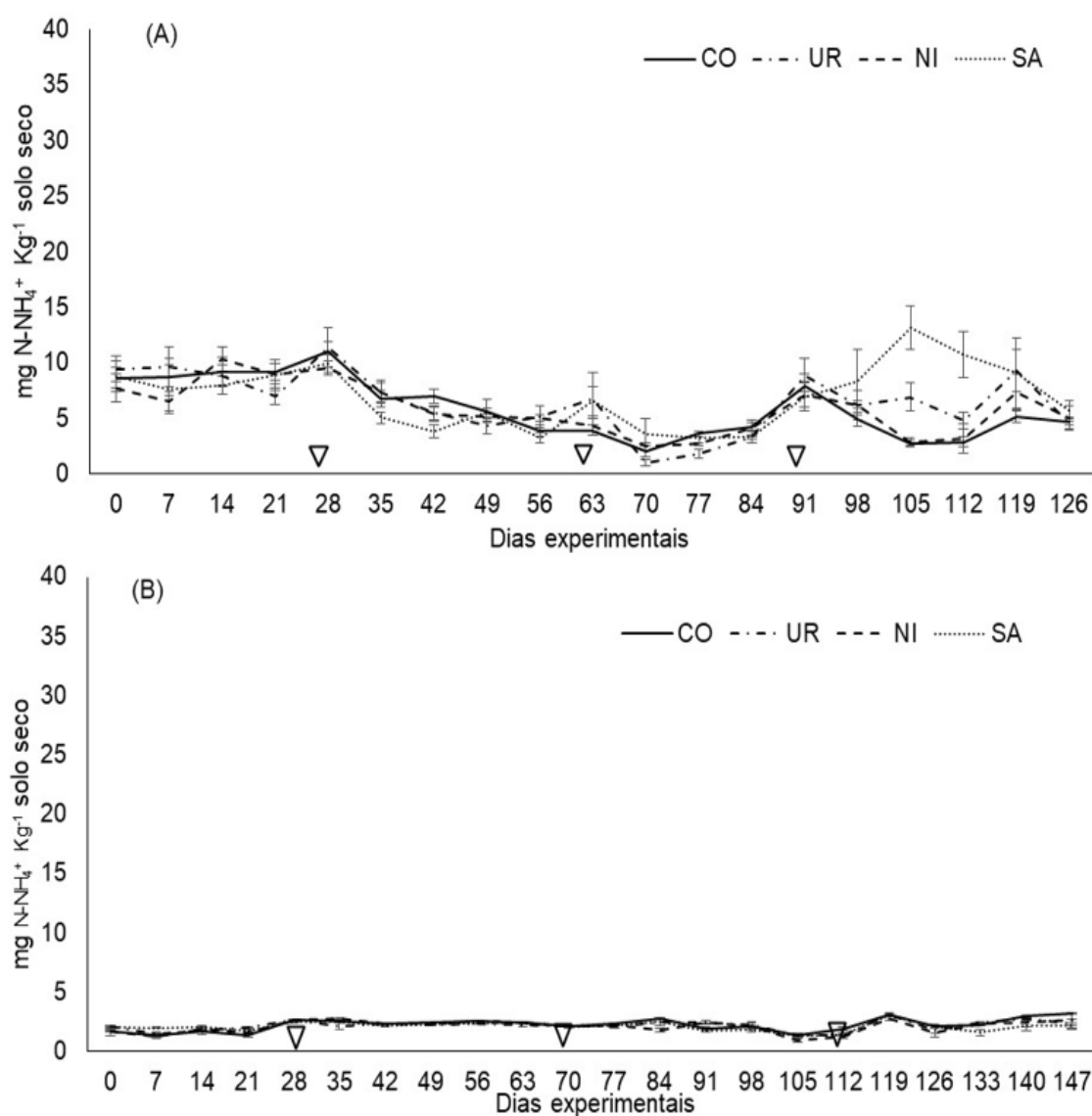


Figura 4. Concentração de NH_4^+ (mg N- NH_4^+ kg $^{-1}$ de solo seco) em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu sob diferentes fontes de nitrogênio ao longo de dois anos experimentais. A = 1º ano; B = 2º ano; CO = sem adubação (controle); UR = ureia; NI = nitrato de amônio; SA = sulfato de amônio (∇ = adubações).

Durante o período experimental, os níveis de nitrato (NO_3^-) no solo foram consistentemente superiores aos de amônio (NH_4^+), com médias totais de 9,34

e 4,39 mg N kg⁻¹ de solo seco, respectivamente. A disponibilidade de NO₃⁻ foi significativamente menor no tratamento controle (CO) em comparação aos demais (p<0,001), embora em algumas adubações (1° e 2° do primeiro ano; 1° e 3° do segundo ano) os valores se igualaram temporariamente.

No primeiro ano, após a primeira adubação, os tratamentos CO, UR e NI apresentaram valores semelhantes (média de 4,38 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹), inferiores aos de NI e SA (10,81 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹; p<0,001). Na segunda adubação, UR mostrou aumento, mas CO, UR e NI ainda não diferiram entre si (7,61 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹), permanecendo abaixo dos demais (14,39 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹; p<0,001). Na última adubação, a diferença entre CO e os tratamentos nitrogenados chegou a 17,55 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ (p<0,001).

No segundo ano, na primeira adubação, CO e SA apresentaram valores semelhantes (8,16 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹), inferiores aos de UR e NI (17,02 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹; p<0,001). Na segunda adubação, SA se igualou a UR e NI (10,24 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹), todos superiores ao CO (3,69 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹; p<0,001). Na última adubação, UR estabilizou seus níveis, equiparando-se ao CO (6,84 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹), enquanto NI e SA mantiveram o aumento.

Quanto ao NH₄⁺, os valores médios foram mais altos no primeiro ano (6,60 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹) do que no segundo (2,18 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹), indicando redução na disponibilidade de amônio ao longo do tempo.

4.3 Fluxo de N₂O

Durante o primeiro ano experimental, as emissões médias diárias de óxido nitroso (N₂O), expressas em µg N₂O-N m⁻² h⁻¹, foram de 0,96; 22,81;

22,99 e 26,82 nos tratamentos CO, UR, NI e SA, respectivamente. No segundo ano experimental, os valores médios observados de N₂O foram de -1,58; 16,6; 18,93 e 27,75 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nos tratamentos CO, UR, NI e SA, respectivamente. Os maiores picos de emissão ocorreram nos primeiros dias após cada aplicação de fertilizante nitrogenado, seguidos por uma redução gradual nas emissões (Figura 5).

No primeiro ano, os picos mais elevados de emissões foram registrados no tratamento com nitrato de amônio (NI), enquanto o tratamento controle (CO) apresentou maior frequência de valores negativos em emissão, indicando eventos de consumo de N₂O (mitigação). Observou-se, ainda, que períodos com menor precipitação coincidiram com maior ocorrência de fluxos negativos de N₂O. Já no segundo ano experimental, tanto os maiores picos de emissão quanto as maiores frequências de consumo de N₂O foram observados no tratamento controle (CO), indicando maior viabilidade nas dinâmicas de emissão nesse tratamento ao longo do tempo.

Os picos de emissão de N₂O observados nos primeiros dias após a aplicação de adubação nitrogenada, seguidos pela posterior redução dessas emissões, também foram registrados por Raposo et al. (2020) e Correa et al. (2021), em estudos conduzidos em pastagens localizadas em regiões de clima tropical. As emissões de N₂O decorrem, principalmente, dos processos de nitrificação e desnitrificação do solo, os quais são influenciados pela disponibilidade de íons amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻), além das condições de umidade do solo e outros fatores edafoclimáticos (De KLEIN et al., 2020).

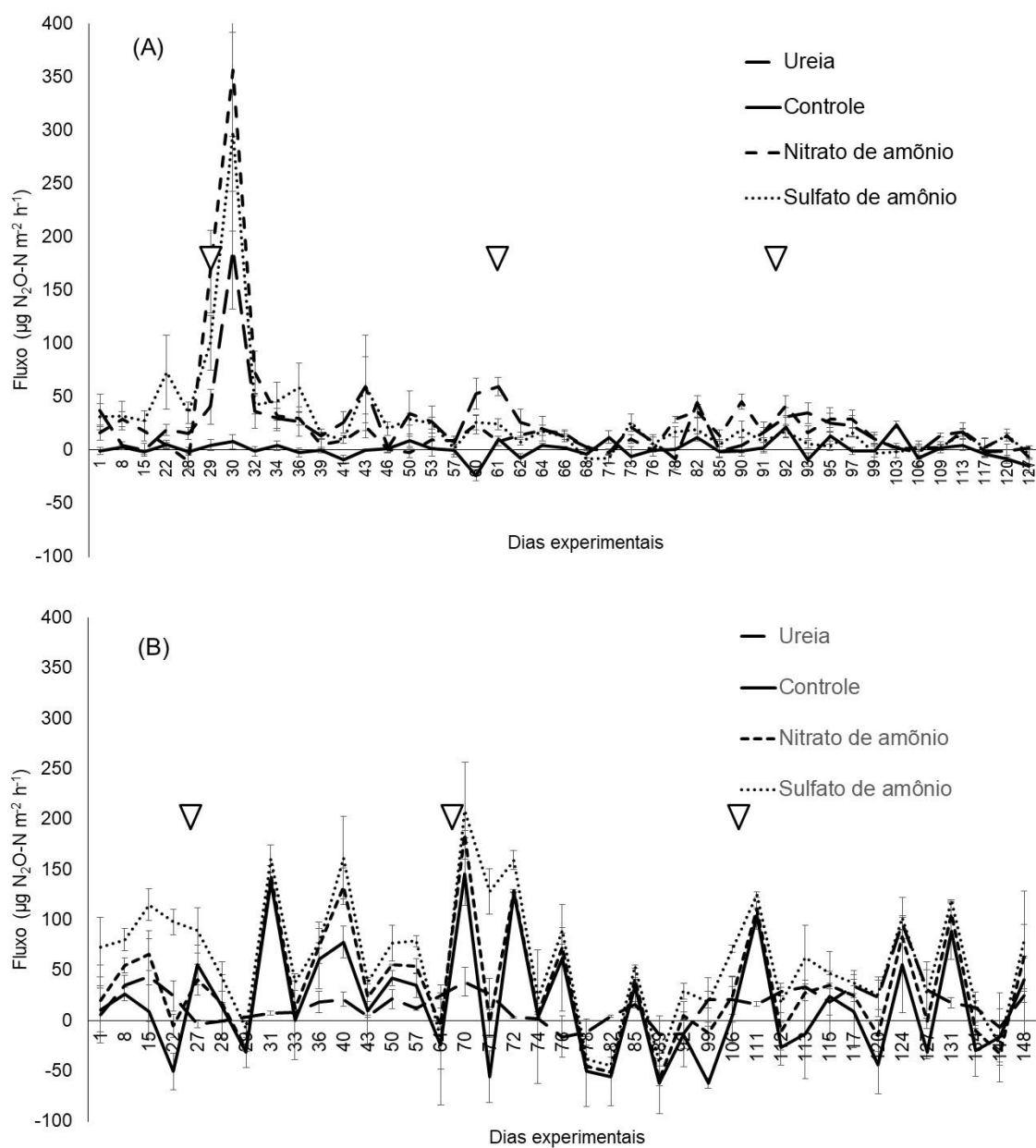


Figura 5. Fluxos de óxido nitroso ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) do solo no 1° (A) e 2° (B) anos experimentais em um período de 144 dias, utilizando três fontes de nitrogênio em pastagens de *Urochloa Brizantha* cv. marandu no período das águas (∇ = adubação).

De acordo com Cardoso et al. (2016), Yue et al. (2016) e Zhang et al. (2014), a precipitação e a umidade do solo atuam como fatores estimulantes para a produção de N_2O , em razão do favorecimento da desnitrificação. No presente estudo, verificou-se que em períodos com menor ocorrência de chuvas e, conseqüentemente, com menor umidade do solo, o consumo de N_2O foi superior. Observou-se, ainda, que, embora o segundo ano experimental tenha apresentado maior índice pluviométrico, a mitigação das emissões de N_2O foi mais expressiva em comparação com o primeiro ano.

As médias de emissão de N_2O registradas por Raposo et al. (2020) nos tratamentos sem adubação nitrogenada e com aplicação de 90 kg de N ha^{-1} foram, respectivamente, de -5,88 e 36,14 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, valores que corroboram os dados obtidos no presente estudo. No primeiro ano experimental, as emissões médias foram de 0,96; 22,81; 22,99 e 26,82 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para os tratamentos CO, UR, NI e SA, respectivamente. No segundo ano, os valores médios observados foram de -1,58; 16,60; 18,93 e 27,75 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, para os mesmos tratamentos.

4.4 Emissões acumuladas de gases do efeito estufa

Nos dois anos experimentais, as emissões acumuladas de óxido nitroso (N_2O) foram significativamente menores no tratamento sem adubação nitrogenada (controle – CO). No primeiro ano, essa diferença foi altamente significativa ($p < 0,001$), enquanto no segundo ano foi estatisticamente significativa ($p = 0,003$), conforme demonstrado na Figura 6.

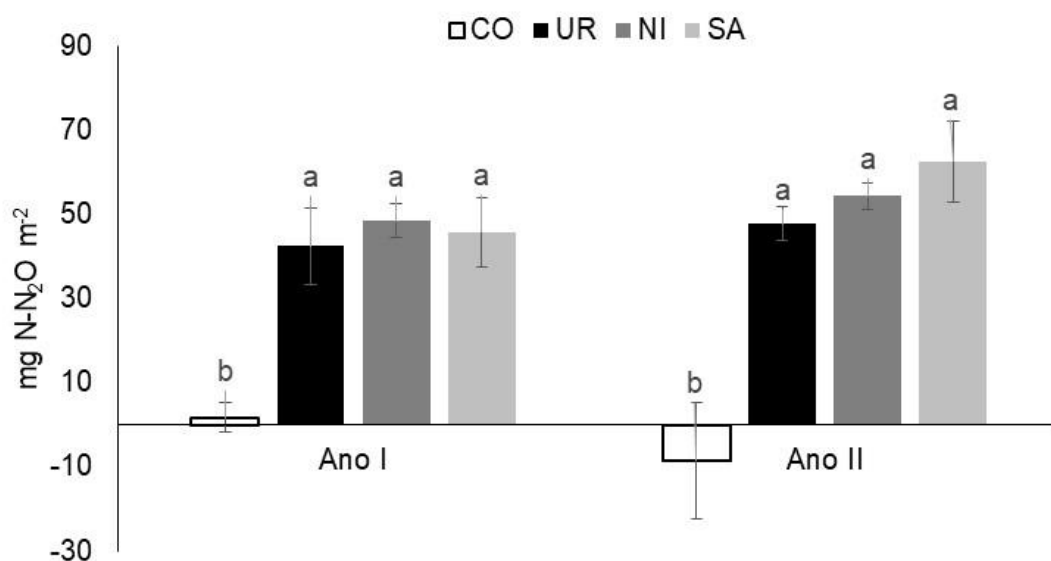


Figura 6. Emissões acumuladas de N_2O em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu adubadas com diferentes fontes de nitrogênio durante dois anos experimentais no período das águas. CO = sem adubação (controle); NI = nitrato de amônio; SA = sulfato de amônio; UR = ureia. Diferenças entre médias pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Durante o primeiro ano experimental, o tratamento CO apresentou emissão acumulativa média de $1,80 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$, enquanto os tratamentos com adubação nitrogenada apresentam uma média de $45,59 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$. No segundo ano experimental, observou-se emissões acumuladas negativas no tratamento CO, com valor médio de $-8,41 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$. Já nos tratamentos com adubação nitrogenada, as emissões acumulativas foram positivas, com média de $54,94 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$.

No primeiro ano experimental, na primeira adubação, as emissões acumuladas de N_2O não diferiram estatisticamente entre os tratamentos CO e UR (média = $12,38 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$), mas diferiram significativamente ($p = 0,007$)

dos tratamentos NI e SA (média = 27,43 mg N-N₂O m⁻²). Na segunda aplicação, observou-se diferença significativa entre o tratamento CO e os tratamentos com adubação nitrogenada ($p < 0,001$), com valores médios de 0,70 mg N-N₂O m⁻² e 10,80 mg N-N₂O m⁻², respectivamente. Já na terceira adubação, as diferenças entre o tratamento CO e os demais tratamentos foram ainda mais expressivas ($p < 0,001$), com valores de 0,11 mg N-N₂O m⁻² no CO, 6,57 mg N-N₂O m⁻² nos tratamentos UR e SA, e 8,63 mg N-N₂O m⁻² nos tratamentos UR e NI.

No segundo ano experimental, durante a primeira adubação, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos ($p = 0,702$), com médias de emissão de 18,95 mg N-N₂O m⁻². Na segunda adubação, os valores de emissões acumulativas foram negativos no CO e UR (média = -3,46 mg N-N₂O m⁻²), e significativamente diferentes ($p = 0,004$) dos tratamentos NI e SA (média = 16,65 mg N-N₂O m⁻²). Na terceira adubação, as emissões acumulativas de N₂O também diferiram entre o tratamento CO e os tratamentos com adubação nitrogenada ($p = 0,003$), com valores de -17,37 mg N-N₂O m⁻² e 54,94 mg N-N₂O m⁻², respectivamente.

Foi realizada uma análise de regressão linear múltipla com o objetivo de identificar as variáveis-chave associadas à produção ou ao consumo de óxido nítrico (N₂O), conforme apresentado na Tabela 8. Os resultados indicam que as emissões de N₂O apresentam correlação significativa com as variáveis nitrato (NO₃⁻), amônio (NH₄⁺), temperatura média do ar (T_{ma}) e precipitação líquida (PL).

Tabela 8. Coeficiente de correlação e significância entre emissões de N₂O e variáveis explicativas em pastagens de capim marandu submetidas à diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados.

	N ₂ O
N ₂ O	Ns
CH ₄	Ns
NO ₃ ⁻	0,014*
NH ₄ ⁺	0,044*
US	Ns
T _{ME}	Ns
T _{MA}	0,023*
T _{MI}	Ns
TS	Ns
UR	Ns
PL	0,004**

N₂O = fluxo de N₂O-N, NO₃⁻ = fluxo de N-NO₃⁻, NH₄⁺ = fluxo de N-NH₄⁺, US = umidade do solo, T_{ME} = temperatura média, T_{MA} = temperatura máxima, T_{MI} = temperatura mínima, TS = temperatura do solo, UR = umidade relativa do ar, PL = pluviosidade. ns = não significativo, p > 0,05, * = p < 0,05, ** = p < 0,01, *** = p < 0,001.

A temperatura do solo (TS) e a temperatura do ar exercem influência direta sobre as emissões de óxido nitroso (N₂O), conforme apontado por Dobbie e Smith (2001), sendo frequentemente consideradas como variáveis reguladoras da produção desse gás (CUI et al., 2016; MAZZETTO et al., 2014; YIN et al., 2017; ZHANG et al., 2019). Os microrganismos responsáveis pelos processos de nitrificação e desnitrificação apresentam sensibilidade às variações na temperatura e na umidade do solo, o que pode impactar significativamente a taxa de emissão de N₂O. No presente estudo, não foi identificada correlação estatística significativa entre a TS e as emissões de

N₂O. No entanto, observou-se que a temperatura máxima do ar (T_{MA}) influenciou significativamente as emissões de N₂O ($p = 0,023$).

Corrêa et al. (2021) identificaram uma correlação entre a umidade do solo (US) e o fluxo de emissão de óxido nitroso (N₂O), resultado que não foi observado no presente estudo. No entanto, constatou-se uma correlação significativa entre as emissões de N₂O e a precipitação local (PL), com valor de $p = 0,004$. Esse comportamento também foi descrito em estudos conduzidos em pastagens tropicais (MAZZETTO et al., 2014; NOGUEIRA et al., 2015; CARDOSO et al., 2017; RAPOSO et al., 2020). Diversos estudos têm relatado que o aumento da umidade do solo estimula a emissão de óxido nitroso (N₂O), conforme evidenciado por Cardoso et al. (2016), Yue et al. (2016) e Zhang et al. (2014). No entanto, no presente estudo, observou-se que nos períodos de menor precipitação e, conseqüentemente, de redução da umidade do solo, houve maior consumo de N₂O, pois bactérias anaeróbicas desnitrificantes utilizaram esse gás como intermediário e o reduziram a N₂ durante o processo de desnitrificação.

Luo et al. (2016), ao realizar pesquisas em pastagens situadas em regiões de clima temperado no norte da China, identificaram uma correlação entre a presença de nitrogênio mineral no solo e o aumento dos teores de nitrato (NO₃⁻), especialmente em resposta à aplicação de fertilizantes nitrogenados. Tal comportamento também foi observado neste estudo, estando associado às variações nos fluxos de N₂O. Resultados semelhantes foram encontrados por MAZZETTO et al. (2014), os quais constataram que, sob

condições de baixos níveis de NO_3^- no solo, as emissões de N_2O foram reduzidas, enquanto o consumo desse gás foi intensificado.

4.5 Efeito da adubação nitrogenada sobre as emissões de N_2O

Os reduzidos fluxos de N_2O registrados neste estudo sugerem que a desnitrificação constituiu o processo predominante de emissão, intensificada pela presença de condições anaeróbicas no solo; esse comportamento é consistente com padrões já descritos em ecossistemas tropicais, onde a atividade de microrganismos desnitrificantes regula a transformação de N_2O em N_2 (JANTALIA et al., 2008; CAMPANHA et al., 2019; NASCIMENTO et al., 2020).

Além disso, as menores emissões registradas no tratamento sem adubação nitrogenada estão alinhadas com os resultados de Raposo et al. (2020), que observaram emissões negativas de N_2O em pastagens de *Urochloa Brizantha* cv. marandu submetidas as diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg de N ha^{-1}). Os autores também constataram que as emissões médias no tratamento sem adubação nitrogenada apresentam valores negativos, comportamento semelhante ao verificado no segundo ano deste experimento.

Por fim, a hipótese de que diferentes fontes de nitrogênio influenciariam significativamente as emissões totais de N_2O não foi confirmada, indicando que fatores como umidade e disponibilidade de oxigênio no solo podem ter papel mais determinante nesse processo.

5. CONCLUSÃO

As emissões de óxido nitroso (N_2O) são afetadas pela adubação nitrogenada, mas não estão diretamente vinculadas ao tipo de fertilizante aplicado. Além da adubação, variáveis ambientais e edáficas, como a concentração de nitrogênio inorgânico no solo, a temperatura máxima do ar e a pluviosidade apresentam correlação significativa com os fluxos de N_2O .

6. RESUMO

EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO EM PASTAGENS DE CAPIM MARANDU SOB DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO

A pecuária brasileira é responsável por uma parcela significativa das emissões de gases de efeito estufa (GEE), especialmente o óxido nitroso (N_2O), cuja emissão está fortemente associada à aplicação de fertilizantes nitrogenados em pastagens. Este trabalho teve como objetivo avaliar as emissões de N_2O em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu submetidas à aplicação de diferentes fontes nitrogênio: ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio. O experimento foi conduzido no setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV/UNESP), Campus de Jaboticabal - SP, durante dois anos experimentais. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC), com 4 tratamentos (incluindo o controle sem N) e 5 repetições. As adubações foram realizadas nas estações chuvosas, divididas em três aplicações, totalizando 150 kg N ha^{-1} . Foram analisados fluxos de N_2O

no solo, além da influência de fatores edafoclimáticos como temperatura, precipitação e umidade. As emissões de N_2O foram monitoradas por meio de câmaras estáticas padronizadas, com coletas realizadas entre 9h e 10h. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e ao teste de Tukey-HSD a 5% de significância ($p < 0,05$), utilizando o software R (versão 4.4.2). Os resultados indicaram que os picos de emissão ocorreram logo após a adubação, com redução gradual nos dias seguintes. As emissões acumuladas foram significativamente menores no tratamento controle em ambos os anos ($p < 0,001$ e $p = 0,003$, respectivamente), sugerindo mitigação. No primeiro ano, o tratamento controle apresentou média de $1,80 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$, enquanto os tratamentos com N atingiram $45,59 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$. No segundo ano, o controle apresentou valores negativos ($-8,41 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$) e os tratamentos com N atingiram $54,94 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$. Além disso, as variáveis mais correlacionadas às emissões foram N inorgânico do solo, concentração de nitrato e amônio no solo, pluviosidade e a temperatura máxima. Conclui-se que a adubação nitrogenada influencia diretamente as emissões de N_2O em pastagens tropicais, mas a magnitude dessas emissões depende de condições ambientais locais, não apenas da fonte de fertilizante utilizada. Esses resultados contribuem para o aprimoramento de práticas de manejo mais sustentáveis e para o desenvolvimento de inventários de emissões na pecuária de corte.

Palavras-chave: gases de efeito estufa, fertilizantes nitrogenados, pecuária de corte, óxido nitroso, sustentabilidade.

7. SUMMARY

NITROUS OXIDE EMISSIONS IN MARANDU GRASS PASTURES UNDER DIFFERENT NITROGEN SOURCES

Brazilian livestock production is responsible for a significant share of greenhouse gas (GHG) emissions, particularly nitrous oxide (N_2O), whose release is strongly associated with the application of nitrogen fertilizers in pastures. This study aimed to evaluate N_2O emissions in *Urochloa brizantha* cv. marandu pastures subjected to the application of different nitrogen sources: urea, ammonium nitrate, and ammonium sulfate. The experiment was conducted in the Forage Department of the School of Agricultural and Veterinary Sciences (FCAV/UNESP), Jaboticabal Campus, São Paulo, over two experimental years. The experimental design was completely randomized (CRD), with four treatments (including a control without N) and five replicates. Fertilization was carried out during the rainy season, divided into three applications, totaling 150 kg N ha^{-1} . Soil N_2O fluxes were analyzed, as well as

the influence of edaphoclimatic factors such as temperature, precipitation, and humidity. N₂O emissions were monitored using standardized static chambers, with collections made between 9:00 and 10:00 a.m. Data were subjected to analysis of variance (ANOVA) and Tukey-HSD test at 5% significance level ($p < 0.05$) using R software (version 4.4.2). The results indicated that emission peaks occurred immediately after fertilization, with a gradual reduction in the following days. Cumulative emissions were significantly lower in the control treatment in both years ($p < 0.001$ and $p = 0.003$, respectively), suggesting mitigation. In the first year, the control treatment averaged 1.80 mg N-N₂O m⁻², while the N treatments reached 45.59 mg N-N₂O m⁻². In the second year, the control showed negative values (-8.41 mg N-N₂O m⁻²), while the N treatments reached 54.94 mg N-N₂O m⁻². Furthermore, the variables most correlated with emissions were soil inorganic N, soil nitrate and ammonium concentrations, rainfall, and maximum temperature. It is concluded that nitrogen fertilization directly influences N₂O emissions in tropical pastures, but the magnitude of these emissions depends on local environmental conditions, not solely on the fertilizer source used. These results contribute to the improvement of more sustainable management practices and the development of emissions inventories in beef cattle farming.

Keywords: greenhouse gases, nitrogen fertilizers, beef cattle, nitrous oxide, sustainability.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, R. R. N.; COSTA, F. S.; ALMEIDA, A. R.; SILVA, J. R. A.; LIMA, J. S. Protocolo para medições de fluxos de gases de efeito estufa em sistemas aeróbicos e alagados de produção de grãos – Rede Fluxus. Brasília, DF: Embrapa, 2012. 34 p.

BARBERO, R. P.; MALUF, R. W.; DAVIDSON, E. A.; BUSTAMANTE, M. M. C. Contributions of grazing management to long-term mitigation of nitrous oxide emissions in tropical pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 212, p. 159–168, 2015.

CAMPANHA, M. M.; DUARTE, G. V.; OLIVEIRA, R. C.; MARQUES D.M.; NUNES, J. C. Effect of soil tillage and N fertilization on N₂O mitigation in corn in the Brazilian cerrado. *Science of the Total Environment*, v. 692, p. 1165-1174, 2019.

CAMPOS, M. L. Manejo da adubação nitrogenada em pastagens de capim-marandu. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van; REIS, A. E. G. Adubação nitrogenada em pastagens. In: MATTOS, J. J. R. et al. (org.). Uso eficiente de corretivos e fertilizantes em pastagens. Piracicaba: Potafós, 2001. p. 105–133.

CANTARELLA, H.; GIACOMINI, S. J.; FORNARI, M. R.; TRIVELIN, P. C. O. Emissões de óxido nitroso em solos agrícolas e estratégias de mitigação. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 56, e02479, 2021.

CARDOSO, A. S.; BARBERO, R. P.; TEIXEIRA, D. O.; BUSTAMANTE, M. M. C. Greenhouse gas fluxes in tropical grasslands under different grazing intensities. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 240, p. 234–241, 2017.

CARDOSO, A. S.; CERRI, C. C.; ANDRADE, C. A.; CERRI, C. E. P. Soil moisture and nitrous oxide emissions in tropical pastures. Soil Research, v. 54, p. 117–126, 2016.

CORREA, R. S.; MARQUES, M. T.; CERRI, C. E. P.; CANTARELLA, H. Nitrous oxide emissions in tropical pasture systems under different nitrogen fertilization strategies. Journal of Environmental Management, v. 289, 112525, 2021.

CUI, S.; ZHUANG, Q.; CHEN, M.; TIAN, H. Global warming potential of agricultural soils under nitrogen fertilization. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 232, p. 142–150, 2016.

DE KLEIN, C. A. M. SMITH, K. A.; FLESSA, H. Nitrous oxide emissions from managed soils: a synthesis. *Global Change Biology*, v. 26, p. 2921–2933, 2020.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. The effects of nitrogen fertilization on nitrous oxide emissions from agricultural soils. *Soil Use and Management*, v. 17, p. 162-168, 2001.

DUPAS, E.; GOMIDE, C. A. de M.; TEXEIRA, F. A.; REIS, R. A. Adubação nitrogenada na produção de pastagens tropicais. *Colloquium Agrariae*, v. 12, n. 3, p. 94–102, 2016.

ECKARD, R. J.; GRAINGER, C.; DE KLEIN, C. A. M. Options for methane abatement in Australian livestock industries. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, v. 43, p. 845–853, 2003.

EMBRAPA. Gases de efeito estufa na agropecuária brasileira: emissões e mitigação. Brasília: EMBRAPA, 2021.

EMBRAPA. Estratégias de mitigação de gases de efeito estufa em sistemas agropecuários. Brasília: EMBRAPA, 2022.

EMBRAPA-CNPGC. Uso intensivo de pastagens. Campo Grande: Embrapa Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Corte, Comunicado Técnico, n. 54, 1997. 10 p.

EUCLIDES, V. P. B.; EUCLIDES FILHO, K.; COSTA, F. P.; BARBOSA, R. A. Produtividade das principais forrageiras utilizadas em pastagens no Brasil. Documentos EMBRAPA Gado de Corte, n. 229, Campo Grande, 2016.

FORSTER, R. A. The effects of temperature, flooding, and salinity on the growth and survival of *Spartina alterniflora*. *Estuaries*, v. 18, n. 4, p. 586-591, 1995.

HARRISON, R.; WEBB, J. A review of the effect of ammonia on plant growth, and its implications for the development of sensitive areas. *Environmental Pollution*, v. 111, n. 3, p. 329–355, 2001.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change and Land: Na IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems*. Geneva: IPCC, 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Sixth Assessment Report – Working Group I: The Physical Science Basis*. Geneva, 2021.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report*. Cambridge: Cambridge University Press, 2022.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; CARVALHO, A. M.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Fluxos de óxido nitroso em sistemas agrícolas sob plantio direto e convencional no Sul do Brasil, 2008.

LUO, X.; DE KLEIN, C. A. M.; LEDGARD, S. F. Nitrous oxide emissions from temperature pastures in Northern China: Effects of soil moisture and fertilizer management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 233, p. 13-22, 2016.

MAZZETTO, A. M.; GIACOMINI, S. J.; CANTARELLA, H. Nitrous oxide emissions in tropical pastures treated with nitrogen fertilizer. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 184, p. 1-10, 2014.

NASCIMENTO, A. F.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R. Nitrous oxide emissions from a tropical Oxisol under monocultures and in an integrated system in the Southern Amazon – Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 44, e0190123, 2020.

NOGUEIRA, E. M.; CARDOSO, A. S.; BUSTAMANTE, M. M. C. Nitrous oxide fluxes in intensively managed tropical grasslands. *Journal of Soils and Sediments*, v. 15, p. 210–220, 2015.

RAPOSO, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Nitrogen fertilization and greenhouse gas emissions in tropical pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 300, 106995, 2020.

REITZ, G.; REIS, R. A.; SIMILI, F. F. Efeito da adubação nitrogenada em pastagens tropicais. *Revista Ceres*, v. 63, p. 351–360, 2016.

ROCCHETTE, P.; ANTHONISEN, G.; CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A. Soil nitrous oxide emissions in agricultural systems: mechanisms and modeling. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 89, p. 205-213, 2009.

SAGGAR, S.; GILTRAP, D. L.; LIU, D. Nitrous oxide emissions from agricultural soils: processes, measurements, and mitigation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 164, p. 8–21, 2013.

SILVA, D. S. M. Perdas de nitrogênio por volatilização em áreas de pastagens. 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

SONG, X.; ZHOU, G.; GUO, J.; ZHANG, Z. Global trends in nitrous oxide emissions from agriculture. *Global Change Biology*, v. 25, p. 1–12, 2019.

WILLIAMS, P. H.; MILLER, R. O. Determination of plant nitrogen. In: JOHNSON, M. J. (ed.). *Soil and Plant Analysis Procedures*. 2. ed. Colorado Springs: Western Analysis Laboratories, 2001. p. 105–120.

XIONG, Z.; XU, X.; LI, J.; HAN, Y.; WANG, Y. Nitrous oxide emissions from agricultural fields in East Asia. *Atmospheric Environment*, v. 43, p. 209–219, 2009.

YIN, X.; CAI, Z.; XU, H.; LIANG, G. Responses of N₂O emissions to nitrogen fertilizer in tropical soils. *Field Crops Research*, v. 204, p. 23–30, 2017.

YUE, Q.; LIU, Y.; ZHANG, J.; CHEN, F. Impact of nitrogen fertilization on greenhouse gas emissions in tropical regions. *Journal of Environmental Sciences*, v. 46, p. 38–47, 2016.

ZHANG, Y.; CAI, Z.; SMITH, P. Nitrous oxide emissions in response to nitrogen fertilization in tropical agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 270, p. 1–10, 2019.

ZHANG, J.; LI, Y.; WANG, X.; CHEN, L. Nitrous oxide emissions in different tropical soil types. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 75, p. 25–32, 2014.