

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**EFEITOS DE FONTES DE FERTILIZANTES
NITROGENADOS EM PASTAGENS DE CAPIM-MARANDU
SOBRE A VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA E EMISSÕES DE
GASES DE EFEITO ESTUFA**

Débora Siniscalchi

Zootecnista

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP FACULDADE DE
CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**EFEITOS DE FONTES DE FERTILIZANTES
NITROGENADOS EM PASTAGENS DE CAPIM-MARANDU
SOBRE A VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA E EMISSÕES DE
GASES DE EFEITO ESTUFA**

Débora Siniscalchi

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Andrade Reis

Coorientador: Dr. Abmael da Silva Cardoso

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do Título de Doutor em Zootecnia.

S617e Siniscalchi, Débora
Efeitos de fontes de fertilizantes nitrogenados em pastagens de capim-marandu sobre a volatilização de amônia e emissões de gases de efeito estufa / Débora Siniscalchi. -- Jaboticabal, 2025
93 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientador: Ricardo Andrade Reis
Coorientador: Abmael da Silva Cardoso

1. Mudanças climáticas. 2. Nitrato de amônio. 3. Pastagens tropicais. 4. Sulfato de amônio. 5. Ureia. I. Título.

Impacto potencial desta pesquisa

Este estudo visa a contribuição em práticas mais eficientes e sustentáveis de manejo do nitrogênio em pastagens tropicais, reforçando a necessidade de estudos adicionais que aprofundem questões relacionadas às emissões de gases de efeito estufa e volatilização de amônia. Esses aspectos são fundamentais no avanço da pecuária sustentável e mitigação de impactos ambientais na agropecuária.

Potential Impact of this Research

This study aims to contribute to more efficient and sustainable nitrogen management practices in tropical pastures, reinforcing the need for additional studies that delve deeper into issues related to greenhouse gas emissions and ammonia volatilization. These aspects are fundamental to advancing sustainable livestock farming and mitigating environmental impacts in agriculture.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: EFEITOS DE FONTES DE FERTILIZANTES NITROGENADOS EM PASTAGENS DE CAPIM MARANDU SOBRE A VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA

AUTORA: DÉBORA SINISCALCHI
ORIENTADOR: RICARDO ANDRADE REIS
COORIENTADOR: ABMAEL DA SILVA CARDOSO


Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Zootecnia, pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **ABMAEL DA SILVA CARDOSO**
Data: 03/04/2025 12:12:36-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>


Pós-Doutorando ABMAEL DA SILVA CARDOSO (Participação Virtual)
Departamento Plant and Agroecosystem Sciences / University of Wisconsin - Madison/Wisconsin/EUA

Documento assinado digitalmente
 **MÁRCIA HELENA MACHADO DA ROCHA FERNANDES**
Data: 03/04/2025 13:31:19-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Pesquisadora Dra. MÁRCIA HELENA MACHADO DA ROCHA FERNANDES (Participação Virtual)
Departamento de Zootecnia / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Documento assinado digitalmente
 **JULIANA DUARTE MESSANA**
Data: 03/04/2025 14:14:26-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Pós-doutoranda JULIANA DUARTE MESSANA (Participação Virtual)
Departamento de Zootecnia / FCAV UNESP Jaboticabal

Documento assinado digitalmente
 **PRISCILA JUNIA RODRIGUES DA CRUZ**
Data: 03/04/2025 14:56:35-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Pós-Doutoranda PRISCILA JUNIA RODRIGUES DA CRUZ (Participação Virtual)
Agronomy Department / Kansas State University (KSU) - Manhattan/KS/EUA



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



Documento assinado digitalmente
ANGÉLICA SANTOS RABELO DE SOUZA BAHIA
Data: 03/04/2025 15:06:33-0900
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Pós-doutoranda ANGÉLICA SANTOS RABELO DE SOUZA BAHIA (Participação Virtual)
Departamento de Ciência do Solo / FCAV UNESP Jaboticabal

Jaboticabal, 03 de abril de 2025

DADOS CURRICULARES DA AUTORA

Débora Siniscalchi – nascida em 08 de junho de 1992 no município de Jaboticabal, São Paulo. Filha de Paulo Domingos Siniscalchi e Edna Maria Pelegrini Siniscalchi. Em março de 2008 ingressou no Colégio Técnico Agrícola "José Bonifácio" da UNESP - Campus de Jaboticabal, obtendo o título de Técnica em Agropecuária em fevereiro de 2011. Em março de 2012 ingressou no curso de Zootecnia na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP - Campus de Jaboticabal, obtendo o título de Zootecnista em janeiro de 2017. Em março de 2018 ingressou no curso de Mestrado em Zootecnia, na área de Forragicultura e pastagens, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP - Campus de Jaboticabal – SP, sob orientação do Prof. Dr. Ricardo Andrade Reis e coorientação do Dr. Abmael da Silva Cardoso, obtendo seu título de mestre em fevereiro de 2020. Em março do mesmo ano, iniciou o doutorado em Zootecnia pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP – Campus de Jaboticabal – SP, na área de Forragicultura e pastagens sob orientação do Prof. Dr. Ricardo Andrade Reis e coorientação do Dr. Abmael da Silva Cardoso.

DEDICATÓRIA

À todas as pessoas que desejaram e se empenharam para que esse estudo fosse realizado, aos meus amigos, que são fundamentais no meu fortalecimento e siga em frente e ao meu esposo, que tem traçado essa caminhada junto comigo, me apoiando e evoluindo juntos.

...dedico

A DEUS

...ofereço

AGRADECIMENTOS

Com toda certeza eu não saberei expressar o quanto sou grata pelo que vivi nesse período e à quantas pessoas sou grata pelo quanto me ajudaram e ensinaram.

Agradeço a Deus, por sempre me escutar, me dar forças pra sempre seguir em frente, me auxiliar a me tornar melhor a cada dia e principalmente por ter trazido ao meu encontro pessoas tão especiais.

Agradeço imensamente ao professor Ricardo, que do seu jeito, procura sempre incorporar o máximo de pessoas ao grupo e manter o setor de pé. Demorei pra perceber isso, mas é uma das poucas pessoas que conheço, que independente do que alguém faça e de como ela aja, ele tenta sempre achar um caminho pra ajudar a pessoa. Tenho grande admiração por toda sua trajetória, empenho e dedicação. Um criador de canários com a gaiola aberta. Dentro da gaiola (setor) tem tudo que seus canários precisam pra aprender e se desenvolver, sempre está disponível em escutar o canto dos seus pássaros (nossas duvidas e reclamações), se os canarinhos estiverem machucados ou precisando de carinho (nossos dramas pessoais) é o primeiro a “pegar no colo” e cuidar...mas a gaiola fica sempre aberta...e a escolha de precisar de ajuda para se alimentar (obter conhecimento e orientações), voar (executar uma boa pesquisa e aprender com ela) ou ir para longe (finalizar relatórios, dissertações e teses e colaborar com a sociedade) é sempre dos canarinhos.

Agradeço ao meu coorientador e amigo, Abmael, por toda ajuda, cada ensinamento, pelos momentos de paciência, dedicação e apoio. Uma pessoa incrível, que cada dia se supera mais em todos os aspectos de vida, uma pessoa disciplinada e batalhadora. Principalmente nos momentos que estive escrevendo essa tese, pude verificar o quanto sua presença tem sido importante nessa jornada, lembro-me de você estar presente no campo, no lab, nas escritas, nas discussões dos dados, nas análises estatísticas, nas decisões profissionais e pessoais e em outros aspectos de vida. Essa doutrina acadêmica me trouxe mais segurança, não somente para ensinar outras pessoas o que me ensinou, mas inclusive para errar e aprender com os erros. Os especialistas dizem que são necessárias 10mil horas de “prática” para que fiquemos “experts” em algo, acho que ainda não cheguei nas minha 10mil horas, mas

você tem me ajudado a praticar. Todas oportunidades que eu tiver na vida de enaltece-lo, farei.

Agradeço ao Allan, um exemplo de pessoa bruta, que pode ser lapidada pelo amor e dedicação. Obrigada por todo companheirismo, apoio e por ser “o lugar que eu posso voltar”. Muitas vezes, quem faz ou deveria fazer “esse papel” são os pais, e eu já me peguei várias vezes falando para outras pessoas que eu não tinha isso, mas a verdade é que no meu caso foi um pouco diferente, mas é tão confortável quanto. Gostaria que de alguma forma, esse nosso companheirismo sirva um pouquinho de exemplo para outras pessoas, que não tem certeza se devem seguir um relacionamento adiante. Nenhum relacionamento é perfeito, mas nunca aceite menos do que um “não concordo, mas te apoio e estou aqui para você”.

Agradeço a todas pessoas que estiveram presente em minha vida durante esse período, desde as que vão permanecer pra sempre no meu coração, até as que já partiram para seguirem suas vidas em outros lugares.

Agradeço a Karine, por ter me ajudado em vários momentos na vida acadêmica, mas também por estar sempre presente na vida pessoal, obrigada por todo companheirismo, empenho, sensibilidade e carinho.

Agradeço a Mariane, Marina, Carol por estarem sempre comigo, obrigada pelo companheirismo gratuito.

Agradeço em especial à minha companheira de experimento, Fiona. Foram dois anos de experimento, mais seis meses de dr sanduiche, sem contar o antes e depois e posso disser que tivemos momentos muito prazerosos e gratificantes, obrigada por ser você.

Agradeço imensamente a cada pessoa que dedicou ao menos um pouquinho do seu tempo para que juntos pudéssemos adquirir todas as informações que obtivemos. Cito aqui o nome das pessoas e peço desculpas, caso tenha me esquecido de citar o nome de alguém:

Agradeço aos pós graduandos e pós graduados: Andressa, Angelica, Benta, Devasso, Diego, Elieder, Fernando, Fiona, Izabela, Juliana, Karine, Lorpa, Lutti, Marina, Matheus, Mathias, Ronyatta, Vava, Yuri e Zé. Juntos somos e seremos sempre mais fortes.

Agradeço a todos os estagiários: Bagrão, Baraio, Barbara, Berrero, Bocoio, Caipira, Coisera, Çuan, Cuboy, D'oeste, Da-terra, Deborah, Derramado, Fabio, Faruk, Feshow, Fiapo, Fii, Isa, Kanastra, Kuoko, Mai-duas, Marcelo, Mazarope, Mirto, ModzêNa-xinxaNaxinxá, Oreia, Pacu, Parcur, Prendado, Proza, Resumo, Ribiti, Sapatero, Sentido, Sorvetero, Timbora, Tite, Willian, Wonka, Xodó. Obviamente uns ajudaram mais que os outros, talvez por se identificarem mais comigo, com o projeto ou até mesmo por se dedicarem muito ao setor, mas a verdade é que se não fosse a ajuda de cada um de vocês, não teria dado certo. Posso ter sido a cabeça, mas vocês são o coração do setor e sempre vão ser. Se orgulhem de fazer parte e sempre “vistam a camisa”.

Agradeço aos Professores da FCAV: Ana Claudia, Eduardo, Flavio, Jackson, Luciano, Mara, Pablo e Tonhati. Agradeço a todos os professores da FCAV, não somente esses, sempre fui muito acolhida, mas esses me auxiliaram mais nesse estudo em específico.

Agradeço aos Funcionários da FCAV: Ana Paula, Branca, Camila, Cassia, Claudio, Diego, Eliana, Gilberto, Juninho, Magali, Marcia, Moisés, Servidone, Taturana, Tiãozinho e Vlademir, Assim como os professores, agradeço não somente à vocês, mas à todos os funcionários da FCAV que fazem essa grade engrenagem girar, mas agradeço especialmente a vocês, por muitas e muitas vezes me ajudarem de forma pessoal e serem pessoas essencialmente boas.

Agradeço aos professores e pesquisadores externos: Diogo, Hiran, João Vendramini, Maria, Priscila, Vanessa, Welton, Yury. Admiro cada um de vocês por quem são e cada conquista pessoal e profissional.

Agradeço ao professor Vendramini pela oportunidade de realização do dr. Sanduiche. Foi uma experiência maravilhosa, engrandecedora e incomparável. Obrigada por todos os ensinamentos, por ter me proporcionado esses momentos e conhecer o pessoal do University of Florida/IFAS - Range Cattle REC.

Agradeço a banca examinadora: Juliana, Marcia, Priscila, Angelica e Abmael por todas as contribuições.

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

Sumário

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS	1
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1. Pecuária de corte no Brasil	3
2.2. <i>Urochloa brizantha</i> cv. marandu	3
2.3. Características da <i>Urochloa brizantha</i> cv. marandu	4
2.4. Exigência em fertilidade do solo	5
2.5. Produtividade, acúmulo de forragem e taxa de lotação	5
2.6. Composição química	6
2.7. Consumo, digestibilidade e ganho de peso	7
2.8. Degradação de pastagens	8
2.9. Nitrogênio em pastagens	9
2.10. Fontes de fornecimento de N	10
2.11. Assimilação e fixação de nitrogênio	12
2.12. Emissões de CH ₄ , N ₂ O e volatilização de amônia no solo	14
2.13. Considerações finais	17
3. REFERÊNCIAS	18
CAPÍTULO 2 - EFEITOS DE FONTES DE FERTILIZANTES NITROGENADOS SOBRE A VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA	28
1. INTRODUÇÃO	31
2. MATERIAL E MÉTODOS	33
2.1. Área experimental	33
2.2. Delineamento experimental e tratamentos	34
2.3. Fertilização do solo	34
2.4. Instalação e condução do experimento	36
2.5. Avaliação das perdas de nitrogênio por volatilização de amônia	37
2.6. Análise estatística	39
3. RESULTADOS	40
3.1. Temperatura e Precipitação	40
3.2. Volatilização e perdas acumuladas de NH ₃	42
4. DISCUSSÃO	46
5. CONCLUSÕES	50
6. REFERÊNCIAS	51

CAPÍTULO 3 - EFEITOS DE FONTES DE FERTILIZANTES NITROGENADOS SOBRE AS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM PASTAGENS	56
1. INTRODUÇÃO	59
2. MATERIAL E MÉTODOS	61
2.1. Área experimental	61
2.2. Delineamento experimental e tratamentos	62
2.3. Fertilização do solo.....	63
2.4. Parâmetros do solo e meteorológicos	66
2.5. Avaliação das emissões de CH ₄ e N ₂ O no solo	68
2.6. Análise estatística.....	69
3. RESULTADOS.....	69
3.1. Condições Climáticas	70
3.2. Nitrogênio inorgânico	71
3.3. Fluxos de N ₂ O.....	74
3.4. Fluxos de CH ₄	76
3.5. Emissões Acumuladas de Gases de Efeito Estufa	78
4. DISCUSSÃO	82
5. CONCLUSÕES	86
6. REFERÊNCIAS.....	86
CAPÍTULO 4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	93



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

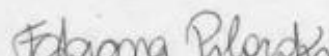


CEUA – COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS

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

EFEITOS DE FONTES DE FERTILIZANTES NITROGENADOS EM PASTAGENS DE CAPIM-MARANDU SOBRE A VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA

RESUMO – As perdas de nitrogênio por volatilização após a aplicação de fertilizantes nitrogenados podem ter impactos ambientais significativos. O guia do IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) de 2019 estima perdas de 15,0% em ureia (UR), 1,0% em nitrato de amônio (NI) e 5,0% em sulfato de amônio (SA) em condições de clima tropical. O óxido nitroso (N₂O) e o metano (CH₄) apresentam grande impacto nas emissões de GEE e conseqüentemente no efeito estufa. O CH₄ e o N₂O têm capacidade de poluição 27,2 e 278 vezes maiores que o dióxido de carbono (CO₂), respectivamente. A adubação nitrogenada em pastagens tropicais é desafiadora, visto que a volatilização de amônia e emissões de gases de efeito estufa (GEE) podem gerar grandes perdas de N devido à aplicação na superfície do solo. Os objetivos deste estudo foram avaliar as perdas por volatilização de amônia (NH₃), emissões de CH₄ e N₂O em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu adubadas com três diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados: UR, NI e SA. O estudo foi conduzido durante dois anos no setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP, Campus de Jaboticabal, SP. O primeiro ano do experimento realizado de dezembro de 2020 a abril de 2021 e o segundo ano realizado novembro de 2021 a abril de 2022. O delineamento utilizado nas avaliações de NH₃ em campo experimental foi em blocos casualizados (DBC) constituído por 4 tratamentos e 5 repetições. O delineamento utilizado nas avaliações dos GEE em piquetes foi inteiramente ao acaso (DIC) constituído por 4 tratamentos e 5 repetições. As adubações foram realizadas nas estações chuvosas, divididas em três aplicações, totalizando 150 kg N ha⁻¹. Foi utilizado o software R 4.4.2 em todas as análises estatísticas, onde os dados de NH₃ foram submetidos à ANOVA e teste de Tukey-HSD a 5% de probabilidade. As volatilizações de NH₃ no primeiro e segundo ano experimental foram maiores nos cinco primeiros dias, totalizando 61, 56 e 53% das perdas na primeira, segunda e terceira adubação no primeiro ano e 57, 60 e 68% das perdas na primeira, segunda e terceira adubação no segundo ano, respectivamente. No primeiro ano, não houve diferenças nas volatilizações acumuladas na primeira adubação (p=0,822). No entanto, na segunda adubação, observaram-se diferenças nas volatilizações acumuladas de NH₃ (p=0,040), com os fertilizantes UR e SA apresentando maiores volatilizações (19,40%), seguidos pelos fertilizantes UR e NI (15,15%). Na terceira adubação, também houve diferenças nas volatilizações acumuladas de NH₃ (p=0,002), onde o tratamento UR apresentou a maior volatilização (22,80%), seguido pelos tratamentos com NI e as (13,85%). No segundo ano, não houve diferenças nas volatilizações acumuladas na primeira adubação (p=0,374). Porém, na segunda adubação, observaram-se diferenças nas volatilizações acumuladas de NH₃ (p<0,001), com os fertilizantes UR e SA apresentando maiores volatilizações (11,24%), seguidos pelo fertilizante NI (8,66%). Na terceira adubação, também houve diferenças nas volatilizações acumuladas de NH₃ (p=0,026), onde os tratamentos com UR e NI apresentaram as maiores volatilizações (8,83%), seguidos pelos fertilizantes UR e SA (5,60%). Nos dois anos, a volatilização acumulada de todo o período observado não apresentou diferenças entre os tratamentos. Os picos de emissões de N₂O ocorreram nos primeiros dias após cada adubação nitrogenada,

diminuindo posteriormente. Não foram observados picos de emissões de CH₄ após as adubações. Em ambos os anos experimentais, as emissões acumulativas de N₂O foram menores no tratamento controle (CO), sem aplicação de fertilizante ($p < 0,001$ no primeiro ano experimental e $p = 0,003$ no segundo ano experimental, respectivamente). No primeiro ano, as emissões médias acumulativas de N₂O no tratamento CO foram 1,80 mg N-N₂O m⁻², enquanto nos tratamentos com adubação nitrogenada foram 45,59 mg N-N₂O m⁻². No segundo ano, os valores das emissões médias acumulativas no tratamento CO foram negativos (-8,41 mg N-N₂O m⁻²), e nos tratamentos com adubação nitrogenada foram positivos (54,94 mg N-N₂O m⁻²). Nos dois anos experimentais, as emissões acumulativas totais de CH₄ não diferiram entre os tratamentos, com $p = 0,103$ no primeiro ano e $p = 0,867$ no segundo ano.

Palavras-chave: mudanças climáticas, nitrato de amônio, pastagens tropicais, sulfato de amônio, ureia

EFFECTS OF NITROGEN FERTILIZER SOURCES IN MARANDU PASTURES ON AMMONIA VOLATILIZATION AND GREENHOUSE GAS EMISSIONS

ABSTRACT – Nitrogen losses due to volatilization after the application of nitrogen fertilizers can have significant environmental impacts. The 2019 IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) estimates losses of 15.0% for urea (UR), 1.0% for ammonium nitrate (NI), and 5.0% for ammonium sulfate (SA) under tropical climate conditions. Nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) have a significant impact on GHG emissions and, consequently, on the greenhouse effect. CH₄ and N₂O have a pollution capacity 27.2 and 278 times greater than carbon dioxide (CO₂), respectively. Nitrogen fertilization in tropical pastures is challenging, as ammonia volatilization and greenhouse gas (GHG) emissions can generate significant N losses due to soil surface application. The objectives of this study were to evaluate ammonia (NH₃) volatilization losses, CH₄, and N₂O emissions in *Urochloa brizantha* cv. marandu pastures fertilized with three different types of nitrogen fertilizers: UR, NI, and SA. The study was conducted over two years in the Forage Department of the School of Agricultural and Veterinary Sciences, UNESP, Jaboticabal Campus, São Paulo State. The first year of the experiment was conducted from December 2020 to April 2021, and the second year was conducted from November 2021 to April 2022. The NH₃ evaluations in the experimental field were conducted in a randomized complete block design (RBD) consisting of four treatments and five replicates. The GHG evaluations in paddocks were carried out in a completely randomized design (CRD), consisting of four treatments and five replicates. Fertilization was carried out during the rainy season, divided into three applications, totaling 150 kg N ha⁻¹. The R 4.4.2 software was used in all statistical analyses, where NH₃ data were subjected to ANOVA and Tukey-HSD test at 5% probability. NH₃ volatilizations in the first and second experimental years were higher in the first five days, totaling 61, 56, and 53% of the losses in the first, second, and third fertilizations in the first year and 57, 60, and 68% of the losses in the first, second, and third fertilizations in the second year, respectively. In the first year, there were no differences in the accumulated volatilizations in the first fertilization (p=0.822). However, in the second fertilization, differences were observed in the accumulated NH₃ volatilizations (p=0.040), with UR and SA fertilizers presenting the highest volatilizations (19.40%), followed by UR and NI fertilizers (15.15%). In the third fertilization, there were also differences in the accumulated NH₃ volatilizations (p=0.002), where the UR treatment presented the highest volatilization (22.80%), followed by the treatments with NI and as (13.85%). In the second year, there were no differences in the accumulated volatilizations in the first fertilization (p=0.374). However, in the second fertilization, differences were observed in the accumulated NH₃ volatilizations (p<0.001), with UR and SA fertilizers presenting the highest volatilizations (11.24%), followed by NI fertilizer (8.66%). In the third fertilization, there were also differences in cumulative NH₃ volatilization (p = 0.026), with the UR and NI treatments showing the highest volatilization (8.83%), followed by UR and SA fertilizers (5.60%). In both years, cumulative volatilization over the entire observed period did not differ between treatments. Peak N₂O emissions occurred in the first days after each nitrogen fertilization, decreasing thereafter. No peak CH₄ emissions were observed after fertilization. In both experimental years, cumulative N₂O emissions were lower in the control treatment (CO), without fertilizer application (p < 0.001 in the first

experimental year and $p = 0.003$ in the second experimental year, respectively). In the first year, mean cumulative N_2O emissions in the CO treatment were $1.80 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$, while in the nitrogen fertilized treatments they were $45.59 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$. In the second year, the mean cumulative emissions in the CO treatment were negative ($-8.41 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$), and in the nitrogen-fertilized treatments they were positive ($54.94 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$). In both experimental years, total cumulative CH_4 emissions did not differ between treatments, with $p = 0.103$ in the first year and $p = 0.867$ in the second year.

Keywords: climate change, ammonium nitrate, tropical grasslands, ammonium sulfate, urea

LISTA DE ABREVIATURAS

ABIEC	Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes
AcF	Acumulo de forragem
ANOVA	Análise de Variância
C	Carbono
CH ₄	Metano
cm	Centímetros
CNF	Carboidratos não fibrosos
CNTPs	Condições Normais de Temperatura e Pressão)
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₂ eq	CO ₂ equivalente
CT	Carboidratos totais
DF	Densidade de forragem
DIG	Digestibilidade
EXC	Excreção
FCAV	Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias
FDA	Fibra em detergente ácido
FDN	Fibra em detergente neutro
FDNi	Fibra em detergente neutro indigestível
GEE	Gases de efeito estufa
H ₂ SO ₄	Ácido Sulfúrico
ha	Hectares
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ING	Ingestão
IPCC	Painel intergovernamental de mudanças climáticas
KCl	Cloreto de Potássio
kg	Quilogramas
m	Metros
m ²	Metros quadrados
m ³	Metros cúbicos
MAV	Método do anel volumétrico

mm	Milímetros
MS	Matéria seca
N	Nitrogênio
N ₂	Gás nitrogênio
N ₂ O	Óxido nitroso
NaCl	Cloreto de Sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
NDT	Nutrientes digestíveis totais
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
NI	Nitrato de amônio
NO	Dióxido de nitrogênio
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PB	Proteína bruta
PC	Peso corporal
PIB	Produto Interno Bruto
S	Enxofre
SA	Sulfato de amônio
t	Toneladas
UA	Unidade animal
UR	Ureia

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1. INTRODUÇÃO

O Brasil possui o maior rebanho comercial bovino do mundo, conta com em total de 197,2 milhões de cabeças, sendo a agropecuária fundamental em sua economia, contribuindo com US\$ 10,55 bilhões no PIB em 2023 (ABIEC, 2024). As pastagens ocupam cerca de 161,4 milhões de ha, mas a baixa tecnificação resulta em degradação e baixa produtividade. Em sistemas de produção a pasto, a taxa de lotação é de apenas 0,93 UA ha⁻¹, (ABIEC, 2024). O uso de práticas de manejo, como adubação das pastagens e melhoramento genético, é essencial no aumentar a produtividade (Cardoso et al., 2016).

As pastagens brasileiras são compostas predominantemente de gramíneas do gênero *Urochloa*, especialmente a *U. brizantha* cv. marandu. Esta cultivar se destaca por sua adaptabilidade a diversos tipos de solo e clima e por seu alto valor nutricional, cobrindo aproximadamente 50 milhões de hectares (Jank et al., 2014; Leite et al., 2018). A altura de manejo recomendada do capim-marandu no período das águas em condições de pastejo contínuo é de 25 cm, quando a interceptação luminosa da forrageira é próxima de 95%, possibilitando maior acúmulo de forragem e aumento do desempenho animal (Delevatti et al., 2019).

A fertilização nitrogenada é crucial no melhoramento da produção e o valor nutritivo da forragem, permitindo aumento da taxa de lotação e do ganho de peso dos animais (Delevatti et al., 2019). No entanto, o uso excessivo de fertilizantes nitrogenados pode resultar em perdas e impactos ambientais negativos (Abdoun et al., 2006). A recuperação de pastagens degradadas e a utilização de adubação estratégica são vitais na sustentabilidade da pecuária brasileira (Bedaso et al., 2022).

O aumento das doses de nitrogênio (N) em pastagens tem se mostrado um fator determinante no aumento da produtividade de forragem, além de influenciar positivamente as características morfogênicas das plantas (Carvalho et al., 2019; Rodrigues et al., 2019). Entretanto, o uso inadequado de fertilizantes nitrogenados pode acarretar emissões significativas de gases de efeito estufa (GEE) (Raposo et al.,

2020). Esse impacto ambiental evidencia a necessidade de práticas agrícolas mais sustentáveis com o intuito de equilibrar a produtividade com a preservação ambiental.

Entre as fontes de fertilizantes nitrogenados mais utilizados no Brasil, destacam-se a ureia, com teor de nitrogênio entre 44% e 46%, o sulfato de amônio, contendo 20% a 21% de N, e o nitrato de amônio, com 32% a 33% de N (Costa et al., 2006).

A ureia é comumente usada devido ao seu custo relativamente baixo em comparação com as outras fontes de N e à facilidade de aplicação, apesar das suas elevadas perdas por volatilização e lixiviação (Costa et al., 2006; Reetz, 2016; Corrêa et al., 2021). O nitrato de amônio, por sua vez, apresenta maior eficiência agrônômica, porém é menos utilizado devido ao custo elevado e aos riscos associados à sua reatividade química (Munaretti, 2002). O sulfato de amônio, além de fornecer nitrogênio, é uma fonte importante de enxofre, um elemento essencial na eficiência do nitrogênio, especialmente em solos deficientes desse nutriente (Sousa et al., 2001; Marschner, 2011).

As emissões de GEE, como metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), são diretamente influenciadas pelas práticas de manejo agrícola, onde o uso eficiente de fertilizantes é uma estratégia-chave na mitigação dessas emissões (MCTI, 2022). No entanto, o aumento na aplicação de fertilizantes nitrogenados, especialmente em regiões tropicais, tem sido correlacionado a picos de emissões de N_2O (Raposo et al., 2020). Nesse contexto, práticas como o parcelamento das aplicações e a incorporação dos fertilizantes ao solo são medidas eficazes na redução das perdas de N, além de melhorar a eficiência do uso do nutriente (Vieira, 2017). Além disso, o manejo adequado da dieta dos animais pode desempenhar um papel significativo na redução das emissões de GEE provenientes da pecuária (Cardoso et al., 2019). Estudos adicionais em ecossistemas tropicais são necessários na melhor compreensão dessas interações e fomentar a transição de uma agricultura e pecuária mais sustentáveis.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Pecuária de corte no Brasil

O Brasil possui maior rebanho comercial bovino do mundo, com 197,2 milhões de cabeças. Além disso, é um país com a economia baseada na agropecuária, onde o produto interno bruto (PIB) proveniente do agronegócio tem crescido gradativamente movimentando US\$ 10,55 bilhões do PIB em 2023 (ABIEC, 2024). Ocupando cerca de 13,3% do território nacional (IBGE, 2024) as pastagens são a principal fonte de nutrientes utilizados na produção de bovinos, onde 83,42% dos bovinos são criados exclusivamente em sistemas extensivos (ABIEC, 2024) com pouca tecnificação, o que leva a degradação das pastagens e limitando a produtividade.

Atualmente a taxa de lotação nas áreas de pastagens do Brasil é de 0,93 UA (unidade animal = 450 kg) ha⁻¹ (ABIEC, 2024) valores muito abaixo do que pode ser obtido com práticas de manejo adequadas. A adoção de práticas como adubação de pastagens, uso de forrageiras com maior potencial produtivo, suplementação de dietas e melhoramento genético podem favorecer o aumento da produtividade (Cardoso et al., 2016).

2.2. *Urochloa brizantha* cv. marandu

As gramíneas do gênero *Urochloa* são as principais fontes de alimentação de ruminantes no Brasil. Estima-se que aproximadamente 70% das áreas de pastagens do território nacional sejam formadas por gramíneas desse gênero, devido a adaptação a solos de baixa e média exigência a fertilidade (Jank et al., 2014; Pedreira et al., 2017; Boddey et al., 2020).

Originária da África do Sul, a *Urochloa* destaca por sua notável versatilidade em termos de uso e manejo. O gênero *Urochloa* tem grande representatividade no Brasil, e a cultivar marandu é a forrageira mais utilizada, com aproximadamente 50 milhões de hectares de área plantada no território nacional (Jank et al., 2014).

A *Urochloa brizantha* cv. marandu consiste em uma gramínea forrageira tropical, pertencente à família Poaceae, comumente conhecido como capim-marandu. Esta cultivar tem ganhado atenção na agropecuária, visto que possui alto valor nutricional, resistência à pressão de pastejo e adaptabilidade à diversas condições

climáticas (Fisher et al., 1996; González e Morton, 2005). Além disso, o plantio pode ser realizado por sementes, facilitando a propagação. Segundo Omote et al. (2021) aproximadamente 37,5% da produção de sementes de forrageiras no Brasil é de *U. brizantha* cv. marandu.

2.3. Características da *Urochloa brizantha* cv. marandu

O capim-marandu é amplamente reconhecido por suas características agrônômicas, destacando-se como uma planta com hábito de crescimento ereto, formação de touceiras. Trata-se de uma espécie perene e de grande porte, podendo atingir até 1,5 m de altura (Crispim e Branco, 2002). Suas principais características morfológicas incluem a presença de pelos na porção apical da face ventral das folhas, ausência de pelos na face dorsal, intenso perfilhamento nos nós superiores dos colmos, raques sem pigmentação arroxeadas, espiguetas ciliadas no ápice e florescimento tardio, geralmente ao final do verão (Zimmer et al., 2008).

A temperatura ideal no desenvolvimento do capim-marandu é entre 30 e 35°C, enquanto a mínima aceitável é de 15 °C (Molan, 2004). Essas características conferem ao capim-marandu uma notável capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais, tornando-a uma ótima cultivar em sistemas de pastagem.

O capim-marandu também abrange uma ampla faixa altitudinal, podendo ser cultivado desde o nível do mar até altitudes de 1800 m acima do nível do mar, especialmente em regiões com precipitação média variando de 1000 e 3500 mm por ano. Essa cultivar adapta-se bem em solos arenosos e argilosos, desde que apresentem boa drenagem. Seu sistema radicular profundo possibilita o acesso a reservas hídricas em períodos de estiagem, conferindo-lhe resistência a condições de seca (Costa et al., 2004).

A altura de manejo recomendada em condições de pastejo contínuo no período das águas do capim-marandu é de 25 cm, pois, é quando a interceptação luminosa da forrageira é próxima de 95%. Essa condição maximiza o acúmulo de biomassa da forragem e potencializa o desempenho animal (Delevatti et al., 2019).

Em estudo de Trindade et al. (2007), ao avaliarem o efeito do sistema de pastejo intermitente sobre a composição morfológica da forragem consumida por

bovinos de corte em pastagens de capim-marandu, os autores observaram que quando a altura de entrada dos animais foi de 25 cm e altura de saída de 15 cm, houve maior proporção de lâminas foliares durante as fases do rebaixamento e menor proporção de colmos e material morto na forragem consumida, proporcionando maior degradabilidade e menor tempo de retenção no rúmen, o que possibilitou maior consumo à longo prazo e consequentemente aumento do desempenho animal.

2.4. Exigência em fertilidade do solo

A exigência do capim-marandu em relação à fertilidade do solo, é de média a alta (Crispim e Branco, 2002; Zimmer et al., 2008), apresentando tolerância a solos ácidos e de baixa fertilidade (Cardoso et al., 2019). Quando pastagens de capim-marandu são submetidas à adubação nitrogenada, as respostas são expressivas em relação àquelas não adubadas (Cardoso et al., 2019). Devido à maior taxa de acúmulo e produção de forragem, consequentemente melhorando do valor nutritivo da forragem, maior ganho de peso por área, aumento da capacidade de suporte e maior viabilidade econômica da produção em pastagens adubadas (Gimenes et al., 2011; Aguilar et al., 2016; Delevatti et al., 2019).

2.5. Produtividade, acúmulo de forragem e taxa de lotação

O capim-marandu é conhecido por seu rápido crescimento e alta produção de biomassa. Segundo dados da EMBRAPA (2007) a produção de matéria seca do capim-marandu é de 8 a 20 t ha⁻¹ ano⁻¹, podendo variar de acordo com o manejo, tipo de solo e aplicação de fertilizantes. Dupas et al. (2010) utilizando aplicações de 947 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, observaram produção de matéria seca na estação chuvosa de 24,2 t ha⁻¹.

Em estudo conduzido por Delevatti et al. (2019) utilizando doses crescentes de fertilizante nitrogenado (0, 90, 180, 270 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) em capim-marandu no período das águas em condições de pastejo contínuo e taxa de lotação variável, os autores observaram aumento linear na produção de forragem com o aumento das doses de N

aplicadas, com valores de 5798 kg ha⁻¹ quando não foi realizada a adubação nitrogenada e 6499 kg ha⁻¹ com a dose de 270 kg N ha⁻¹.

A taxa de lotação em pastagens de capim-marandu também pode ser variável de acordo com diversos fatores, incluindo a fertilidade do solo e adubação nitrogenada. No mesmo estudo, realizado por Delevatti et al. (2019), relatou-se que em pastagens bem manejadas, visando manter altura de 25 cm de altura e sem adubação nitrogenada, a taxa de lotação foi de 3,37 UA ha⁻¹, já quando utilizado 90, 180 e 270 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, as taxas de lotação foram de 4,64, 5,81 e 6,55 UA ha⁻¹, respectivamente.

Aguilar et al. (2016), ao avaliarem a viabilidade da produção de novilhas da raça Nelore e o efeito de diferentes doses de N em pastos de capim-marandu, relataram que em pastagens não adubadas, a taxa de lotação foi de 1,6 UA ha⁻¹, já quando foram utilizadas doses de 50 kg N ha⁻¹, a taxa de lotação foi de 3,0 UA ha⁻¹ e de 3,2 UA ha⁻¹ sob doses de 100 e 150 Kg N ha⁻¹. De forma similar, estudos realizados por Leite et al. (2021), ao avaliarem efeito das doses de 0, 90, 180 e 270 kg N ha⁻¹ sobre a taxa de lotação em pastos de capim-marandu, observaram que com o aumento das doses de N, houve incremento na taxa de lotação da pastagem, partindo de 2,63 UA ha⁻¹ na dose 0 a 5,00 UA ha⁻¹ na dose 270 kg N ha⁻¹.

2.6. Composição química

Crispim e Branco (2002) relataram que o capim-marandu apresenta teor de proteína bruta (PB) variando de 70,0 a 90,0 g kg⁻¹ MS. Em estudo com diferentes frequências de corte da forrageira, Costa et al. (2004) relataram variações na PB entre 62,4 a 91,1 g kg⁻¹ MS.

Dupas et al. (2010) ao realizarem estudo sobre o impacto da adubação nitrogenada e irrigação em pastagens de capim-marandu, observaram teores de 114,0 g kg⁻¹ de PB durante a estação chuvosa e 104,0 g kg⁻¹ de PB na estação seca.

Delevatti et al. (2019) utilizando doses crescentes de fertilizante nitrogenado em pastagens de capim-marandu (0, 90, 180, 270 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) no período das águas, observaram aumento linear no teor de PB, de 113,6 g kg⁻¹ MS, quando não foi feita a adubação com N e 167,6 g kg⁻¹ MS quando aplicado 270 kg N ha⁻¹ ano⁻¹.

Corroborando o estudo de Delevatti et al. (2019), Leite et al. (2021) também relataram aumento linear do teor de PB da forragem, variando de 103,2 g kg⁻¹ MS a 172,8 g kg⁻¹ MS nas doses de 0 a 270 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente.

Também avaliando a composição química de capim-marandusubmetido a doses crescentes de adubação nitrogenada (0, 25, 50, 75 e 100 kg ha⁻¹), Sales et al. (2023) observaram um efeito linear positivo no teor de PB. Nos tratamentos com a maior dose de nitrogênio (100 kg ha⁻¹), os valores de PB atingiram 153,0 g kg⁻¹ MS durante o período chuvoso e 120,0 g kg⁻¹ MS na estação seca. Essa resposta evidencia o impacto da adubação nitrogenada na qualidade nutricional da forrageira, especialmente em condições de maior disponibilidade hídrica.

Nesse mesmo estudo, no período das águas, foi observado também efeito linear positivo nos valores de nutrientes digestíveis totais (NDT), efeito linear negativo da fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e fibra em detergente neutro indigestível (FDNi). Pastos não adubados apresentaram valores de NDT, FDN, FDA e FDNi de 54,9, 69,2, 40,2 e 20,9, respectivamente. Enquanto pastos adubados com 100 kg ha⁻¹ apresentaram valores de 59,1, 59,2, 33,7 e 15,6% respectivamente.

Delevatti et al. (2019) avaliaram frações fibrosas e nitrogenadas a partir de coletas de pastejo simulado de capim-marandu adubado com doses de 0, 90, 180 e 270 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, manejado à 25 cm e 95% de IL na estação chuvosa. Os autores concluíram que a aplicação de N altera os teores de carboidratos totais (CT), altos teores de carboidratos não fibrosos (CNF) na ordem de 181,8 g kg⁻¹ MS, e reduzidos valores de FDNi com média de 166,4 g kg⁻¹ MS⁻¹.

Delevatti (2019) e Leite et al. (2021) observaram que a fertilização nitrogenada promove aumento do teor de proteína solúvel (Fração A + B1), 30,4 a 36,9 g kg⁻¹ MS, e decréscimo da fração indigestível (fração C), diminuindo de 13,0 a 9,0 g kg⁻¹ MS considerando pastos não adubados e pastos adubados com 270 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ respectivamente.

2.7. Consumo, digestibilidade e ganho de peso

Segundo dados do BR Corte (Marcondes et al., 2016) o consumo de matéria seca (MS) de tourinhos zebuínos de 300 kg em pastagens sem uso de suplemento, com um ganho de peso de 1,0 kg dia⁻¹ pode variar de 4,54 a 6,86 kg MS dia⁻¹. Esses valores e o consumo de NDT e PB estão diretamente relacionadas às características morfofisiológicas e de composição química da forragem disponível e sua qualidade nutricional.

Delevatti et al. (2019) observaram consumo médio de MS de 8,21 kg dia⁻¹, NDT 5,29 kg dia⁻¹ e PB de 0,87 kg dia⁻¹, valores estes que são próximos aos de exigência disponíveis no BR Corte com o intuito de obter ganho de peso de 1,0 kg dia⁻¹ (Ribeiro et al., 2012). O consumo e o desempenho animal podem ser afetados pela oferta de forragem e a proporção de folhas e colmo, visto que quando ocorrem alterações nas proporções desses componentes, ocorrem também mudanças na composição química da forragem.

O manejo do pasto influencia diretamente a estrutura do dossel, composição química da forragem e lâminas foliares. Essas características possibilitam maior eficiência às exigências nutricionais dos animais, maior valor nutritivo da forragem, e melhor disponibilidade dos nutrientes nas folhas e conseqüentemente maior digestibilidade, acarretando maior ganho de peso animal por área (Delevatti et al., 2019; Leite et al., 2021). Da mesma maneira, o aumento de colmos em relação à porcentagem de folhas disponíveis, pode diminuir as frações digestíveis e elevar aquelas menos digestíveis e indigestíveis, uma vez que os colmos são estruturas de sustentação com presença de carboidratos estruturais, proporcionando menor consumo de MS digestível pelos animais e menor ganho por área (Delevatti, 2019; Leite, 2021).

2.8. Degradação de pastagens

A necessidade do aumento da produtividade da pecuária e da agricultura tem sido impulsionada pela conversão de áreas naturais em terras agrícolas, destacando-se como um tema de grande relevância econômica e ambiental (Dias-Filho, 2017). De acordo com o último censo do IBGE, ocorrido em 2017, apenas 7% das pastagens cultivadas no Brasil, equivalente a aproximadamente 12 milhões de hectares,

encontram-se em algum estágio de degradação. No entanto, estudos indicam que 80% dos cerca de 60 milhões de hectares de pastagens cultivadas no Brasil Central encontram-se em algum nível de degradação (Macedo et al., 2000; Carvalho et al., 2017).

A degradação de pastagens é caracterizada pela perda progressiva de vigor, sem a possibilidade de recuperação natural, tornando-se incapaz de atender aos níveis de produção e qualidade necessários aos animais. Esse processo acarreta uma diminuição contínua na produtividade das pastagens ao longo do tempo, gerando prejuízos agrônômicos, econômicos e ambientais, inviabilizando a produção agropecuária e contribuindo nas emissões de GEE (Dias-Filho, 2017).

Uma estratégia eficaz com o intuito de prolongar a vida útil das pastagens, prevenir a degradação e promover a sua recuperação e renovação é a adoção de uma adubação de manutenção estratégica. Essa prática assegura a perenidade do pasto e sustentabilidade do sistema produtivo (Bedaso et al., 2022; Cabral, et al., 2024).

A disponibilidade de N é um dos principais fatores limitantes da produtividade das forrageiras, já que esse nutriente é essencial em todas as fases do desenvolvimento vegetal (Soussana e Lüscher, 2007; Lebauer e Treseder, 2008; Fay et al., 2015). Adicionalmente, a insuficiência de nitrogênio disponível nas plantas é identificada como um dos principais fatores que contribuem no processo de degradação das pastagens (Boddey et al., 2004).

2.9. Nitrogênio em pastagens

A adubação nitrogenada está intimamente ligada ao aumento da produtividade e melhorias nas características químicas das forrageiras (Dupas et al., 2016; Marques et al., 2017), proporcionando maiores ganhos por animal e por área.

Em alguns períodos do ano ou em solos de baixa fertilidade, o pasto não atende às exigências de proteína e máximo ganho de peso dos animais, havendo desequilíbrio na relação proteína/energia e possivelmente não atingir os teores mínimos de 60,0 a 70,0 g kg⁻¹ MS de PB na dieta (Reis et al., 2017). Deste modo, a fertilização nitrogenada, associada ao manejo da pastagem surge como ferramenta no aumento da eficiência do uso de N pelo animal.

O uso adequado de fertilizantes nitrogenados, associado ao manejo das pastagens pode diminuir os conteúdos da fração fibrosa e elevar os teores de PB, consumo e digestibilidade das plantas forrageiras, suprimindo as exigências de bovinos recriados à pasto. Porém, o excesso de N na dieta, que pode ser proveniente do uso de altas doses de fertilizantes nitrogenados, pode acarretar perdas devido ao aumento da quantidade de amônia no rúmen, e um concomitante déficit de energia. A amônia não utilizada pelos microrganismos ruminais é absorvida no rúmen pela corrente sanguínea, conduzida ao fígado e convertida em ureia, que caso não seja reciclada através da saliva ou pela absorção via parede ruminal, é excretada via urina (Abdoun et al., 2006; Owens e Basalan, 2016). A excreção desses nutrientes gera perdas de energia pelo animal, bem como diminuição nos rendimentos econômicos e poluição ambiental a partir de volatilização e lixiviação de nutrientes (Poppi e Mclennan, 1995; Castillo et al., 2000; Kebreab et al., 2009).

O aumento das doses de N promove incremento significativo na produção de forragem e afeta positivamente as características morfogênicas e estruturais das plantas (Carvalho et al., 2019; Rodrigues et al., 2019), porém o uso inadequado de fertilizantes nitrogenados pode proporcionar aumento das emissões de GEE (Raposo et al., 2020).

Alterações na qualidade e disponibilidade de forragem podem ser influenciadas pelas fontes de fertilizantes de acordo com as formas de N disponíveis, métodos de aplicação, condições climáticas e doses de aplicação (Martha Junior et al., 2004), portanto, estudos relacionados a fontes de fertilizantes nitrogenados em pastagens são fundamentais na maximização do uso de N e evitar perdas econômicas e ambientais.

2.10. Fontes de fornecimento de N

As fontes de fertilizantes nitrogenados mais utilizados no Brasil, incluem a ureia (44 a 46% N), o sulfato de amônio (20 a 21% N) e o nitrato de amônio (32 a 33% N) (Costa et al., 2006).

A ureia ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) é atualmente o fertilizante nitrogenado mais utilizado em pastagens, pois em relação a outros fertilizantes nitrogenados, seu custo é mais

atrativo e é de fácil manipulação (Reetz, 2016). No entanto, a ureia apresenta elevada higroscopicidade e podem ocorrer perdas por lixiviação devido a sua alta solubilidade.

A adubação com ureia também pode proporcionar perdas por volatilização de amônia (NH_3) (Corrêa et al., 2021), por possuir N na forma amídica e alta atividade da urease, sofre o processo de hidrólise enzimática, além de potencial perda por desnitrificação. O que resulta em menor eficiência de uso do N (Harrison e Webb, 2001).

O nitrato de amônio (NH_4NO_3) disponibiliza o N na forma amoniacal e nítrica (NH_4^+ e NO_3^-) (Williams e Miller., 2001). Desde que aplicado em doses e períodos adequados, não ocorrem perdas de N por processos enzimáticos, porém, seu custo é mais elevado que a ureia e apresenta problemas em relação à disponibilidade e armazenamento, visto que é utilizado na produção de explosivos e pode reagir em contato com outros produtos químicos, liberando compostos tóxicos (Munaretti, 2002).

O sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) apresenta o N na forma amoniacal, prontamente disponível na absorção pelas plantas na forma de amônio (NH_4^+), este pode também ser convertido em nitrato (NO_3^-) pelos microrganismos do solo e absorvido mais lentamente. Além disso, possui 22% de enxofre (S) em sua composição. O uso de S nas pastagens dos cerrados é muito eficaz, pois esses solos normalmente apresentam déficit desse nutriente (Sousa et al., 2001), que é essencial no metabolismo da planta, principalmente em relação ao aproveitamento do N (Marschner, 2011). Estudos demonstram que o uso de sulfato de amônio influencia positivamente a disponibilidade de N em forrageiras do gênero *Urochloa* (Cantarella et al., 2001; Campos, 2004), evitando perdas de N por volatilização e melhorando sua eficiência, porém seu custo é mais elevado em relação ao custo da ureia.

O S é um macronutriente que influencia diretamente na produtividade das pastagens (Eriksen, 2009). Forrageiras são culturas perenes, exigindo extração contínua dos nutrientes dos solos a partir do consumo dos animais. A deficiência de enxofre pode comprometer o desenvolvimento e a qualidade das plantas forrageiras (Kao et al., 2020).

A carência de S, principalmente quando esse nutriente é limitante, não permite que a planta expresse totalmente seu potencial, pois o S está diretamente ligado com

a fotossíntese nas plantas (da Silva et al., 2024), além de ser precursor de aminoácidos, como cistina, cisteína e metionina, fazendo parte da síntese proteica.

2.11. Assimilação e fixação de nitrogênio

O nitrogênio pode ser fixado no solo tanto na forma orgânica quanto na forma mineral, como exemplificado na figura 1.

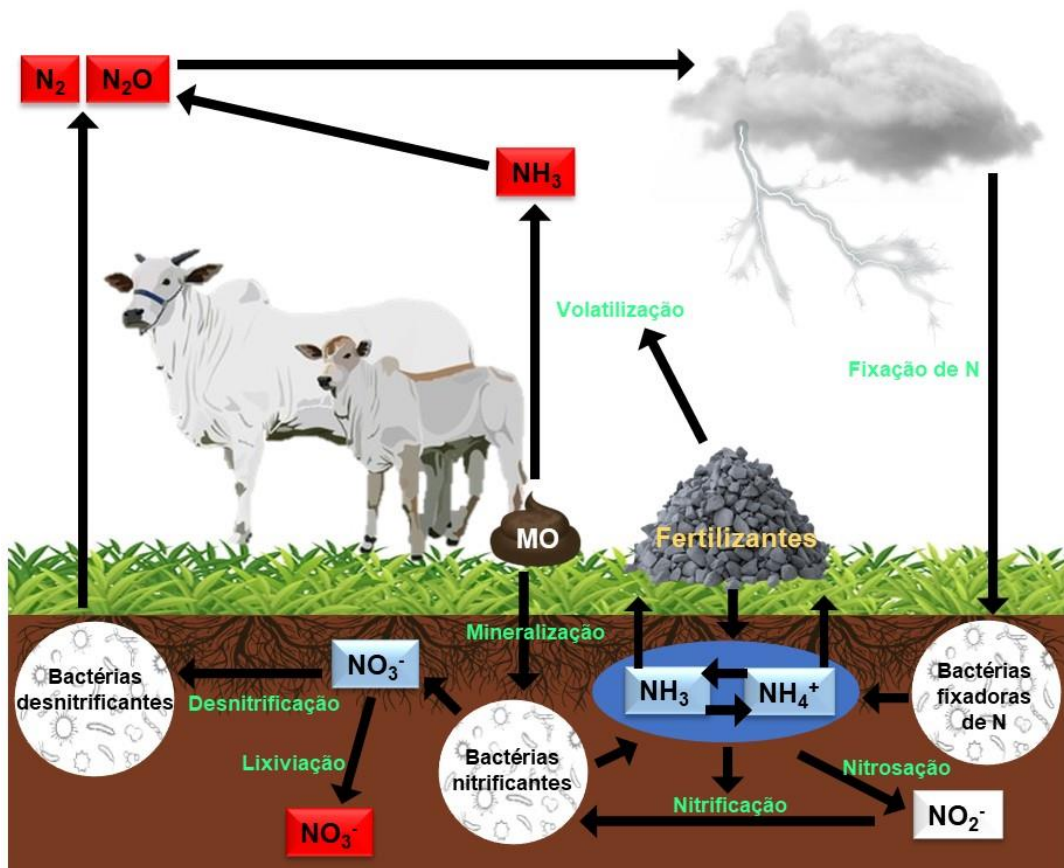


Figura 1. Assimilação e fixação de nitrogênio em sistemas de pastagens.

Quando a fixação de N ocorre na forma orgânica, a disponibilização nas plantas não é imediata, visto que o N é absorvido somente na forma mineral (NO_3^- e NH_4^+). Logo, o N orgânico somente pode ser utilizado pelas plantas após passar pelo processo de mineralização. Esse processo é realizado por microrganismos, envolvendo a decomposição da matéria orgânica contendo N, resultando na liberação de NO_3^- e NH_4^+ na solução do solo, podendo então ser absorvido pelas plantas.

A decomposição da matéria orgânica pode ser acelerada com a aplicação de fertilizantes nitrogenados (Santos e Silva, 2010; Toniello et al., 2019; Longhini et al., 2021). A mineralização do N começa com a ação de peptidases extracelulares que degradam as proteínas, liberando peptídeos e aminoácidos. Esses compostos são então transportados ao interior das células dos microrganismos, onde são metabolizados e produzem NH_3 e outros compostos orgânicos utilizados no metabolismo energético dos decompositores, através do ciclo dos ácidos tricarbóxicos ou pela desaminação. A NH_3 gerada nessas reações se equilibra com a água do solo formando NH_4^+ , que pode ser absorvido pelas plantas ou convertido em nitratos através da nitrificação (Moreira e Siqueira, 2006).

A amônia sofre outras transformações convertendo-se em nitrito (NO_2^-) que imediatamente se converte em nitrato (NO_3^-). Os procariotos quimioautotróficos são os principais facilitadores deste processo, podendo também ser realizado por fungos e na parte aérea de leguminosas fixadoras de N_2 (Moreira e Siqueira, 2006).

Já a fixação de N na forma mineral, ocorre por meio da transformação do N elementar em óxidos, através de descargas elétricas atmosféricas. Esses óxidos se convertem em ácido nítrico, que chega ao solo com a água da chuva e resulta em nitratos, que são absorvidos pelas plantas (Rajj, 2017).

A fixação mineral de N também pode ocorrer a partir da aplicação de fertilizantes nitrogenados, disponíveis na forma amídica, nítrica ou amoniacal. Esses fertilizantes, ao serem incorporados ao solo, disponibilizam NO_3^- e/ou NH_4^+ (Batista et al., 2018).

A nitrificação é um processo de oxidação da NH_3 à NO_2^- e, subsequentemente, à NO_3^- realizado por microrganismos quimioautotróficos, que obtêm o carbono do dióxido de carbono (CO_2) e a energia da oxidação química na síntese de seus constituintes celulares (Moreira e Siqueira, 2006). A nitrosação é o processo realizado pelas bactérias nitrossomas, responsáveis pela transformação da NH_3 já fixada em NO_2^- (Vieira, 2017).

Após a absorção de NO_3^- e/ou NH_4^+ pelas plantas, esses compostos são reduzidos à forma amoniacal e incorporados em cadeias orgânicas, formando ácido glutâmico, que é precursor de mais de cem aminoácidos, 20 dos quais são usados na

síntese de proteínas que atuam como enzimas nos processos metabólicos. Além disso, o N é um componente essencial da clorofila (Rajj, 2017).

A desnitrificação consiste na redução de NO_3^- em gás nitrogênio (N_2) e óxido nitroso (N_2O) pela ação de microrganismos desnitrificantes. Esse processo ocorre naturalmente no solo de acordo com a disponibilidade de NO_3^- (Purswani e Llorente, 2021). Os fungos podem realizar o processo de desnitrificação, utilizando tanto o NO_3^- , quanto o NO_2^- e produzir N_2O , sendo incapazes de formar o N_2 , pois não possuem a enzima redutase (Maeda et al., 2015).

Esse processo pode ocorrer em condições de anaerobiose e aerobiose (Müller et al., 2004; Xiong et al., 2009; Xu et al., 2013), embora os mecanismos de aerobiose permaneçam incertos, a condição de anaerobiose não é um fator limitante na produção de N_2O .

A lixiviação de NO_3^- é um processo inerente à precipitação, conseqüentemente ao excesso de água e limitação da absorção N pelas plantas. (Di e Cameron, 2002). O tipo e a capacidade de retenção e drenagem de água também podem interferir nas proporções de N lixiviado (Ledgard e Luo, 2008)

Infere-se que, de acordo com fontes disponibilizadas de N e do modo de fixação, o N precisa passar por diferentes processos e conseqüentemente ocorra a absorção pelas plantas nas formas de NO_3^- e NH_4^+ . Como já mencionado, o N pode estar prontamente disponível, a partir de fontes de fertilizantes por exemplo, o que em função de quantidades aplicadas, condições climáticas, tipo de solo, entre outros fatores, pode facilitar a absorção ou aumentar as perdas por lixiviação, desnitrificação e volatilização de NH_3 (Costa et al., 2006; Vieira et al., 2017).

2.12. Emissões de CH_4 , N_2O e volatilização de amônia no solo

A intensificação da produção de GEE estimula o aumento do aquecimento global, que é resultado do excesso da emissão de GEE na atmosfera. Os GEE de maior impacto ambiental são o CO_2 , o CH_4 e o N_2O . Tais gases apresentam diferentes potenciais de aquecimento global (PAG) no qual o CO_2 tem PAG igual a 1, o CH_4 tem PAG igual a 27,2 e o N_2O , PAG de 278 (IPCC, 2022) ou seja, o CH_4 e o N_2O têm capacidade de poluição 27,2 e 278 vezes maiores que o CO_2 , respectivamente.

No Brasil, em 2020, o setor agropecuário teve participação de 28,5% do total de GEE emitido no país, totalizando 477,67 CO₂eq (CO₂ equivalente). Desse valor, 62,5% e 32,0% das emissões são provenientes de CH₄ e N₂O respectivamente (MCTI, 2022), uma vez que a economia do país é fundamentada nessas atividades, porém práticas como o uso adequado de fertilizantes, otimização da recuperação e do manejo das pastagens podem diminuir essas emissões.

As emissões de CH₄ podem ser aumentadas de forma indireta, devido a elevação do consumo de matéria seca e de FDN pelos animais, o que acarreta em emissões por eructação (Lancaster et al., 2009; Lingen et al., 2019; Berça et al. 2019) e também através de excretas (Cardoso et al., 2019). Por outro lado, as emissões de CH₄ podem ser mitigadas através do uso de aditivos na dieta do animal (Siniscalchi et al., 2022). Em relação ao efeito da fertilização com N e emissões de CH₄, poucas informações científicas são encontradas.

O uso de aditivos na dieta dos bovinos pode alterar as formas e quantidades de nitrogênio excretado pelos animais (Grainger et al., 2009) e a disponibilidade nas plantas e micro-organismos no solo (Kraus et al., 2003). Diversos estudos sugerem que a suplementação proteica energética e o uso de aditivos proporcionam maiores ganhos de peso em ruminantes e, conseqüentemente diminuem as emissões dos GEE (Gerber et al., 2003; Sauvant et al. 2011; Luo et al., 2010). Alguns aditivos, como o tanino, apresentam função “*by-pass*”, protegendo a proteína solúvel verdadeira da degradação ruminal, aumentando a quantidade de proteína metabolizável disponível no metabolismo dos animais e conseqüentemente maximizando síntese de proteína microbiana no rúmen (Makkar, 2003).

Raposo et al. (2020) mediram o efeito da fertilização com N nas emissões de CH₄ no solo e foi observado que ocorreu a oxidação de CH₄ com o aumento da fertilização nitrogenada. Esse estudo pode apontar que a fertilização com N pode mitigar as emissões de CH₄ dos solos de pastagens.

No solo, podem ocorrer tanto a produção quanto consumo de CH₄, dependendo de diversos fatores, como os microrganismos presentes no solo (McDonald et al., 2008), umidade, tipo de solo, adubação nitrogenada, mineralização, nitrificação, entre outros fatores (Bodelier et al., 2000).

As emissões de CH₄ estão mais intimamente relacionadas as características do solo e presença de água (Yue et al. 2016; Cardoso et al., 2016; Raposo et al. 2020).), pois a produção de CH₄ é totalmente dependente de condições de anaerobiose (Smith et al., 2018).

Segundo Zanatta et al (2010) e Bodelier (2011) maiores doses de N podem reduzir a produção de CH₄, no entanto, esse efeito é mais evidente logo após a aplicação dos fertilizantes nitrogenados (Raposo et al., 2020; Mori e Hojito, 2015)

O N₂O é produzido no solo durante as reações de nitrificação e desnitrificação, podendo ocorrer de forma aeróbica e anaeróbica (Müller et al., 2004; Xiong et al., 2009; Xu et al., 2013).

Em áreas de pastagem, a produção de N₂O é proveniente da aplicação de fertilizantes e pela deposição de N na urina pelos animais (Clough et al. 2020).

A produção de N₂O e volatilização de NH₃ no solo também são dependentes de alguns fatores, como aeração do solo, pH, temperatura, umidade e concentração de N mineral (Dobbie et al., 1999; Rochette et al., Song et al., 2019).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) 2022 relatou que em condições de clima temperado, as emissões de N₂O são mais altas com o aumento da taxa de fertilização nitrogenada, o que também foi constatado por Raposo et al. (2020) e Corrêa et al, (2021) em estudos com capim-marandu em condições de clima tropical, sendo que os picos de emissão do N₂O no solo normalmente encontram-se poucos dias após a aplicação de fertilizantes nitrogenados (Žurovec et al., 2021).

A aplicação de fertilizantes nitrogenados pode resultar em significativas perdas de NH₃ no solo, podendo chegar a 50% do nitrogênio aplicado (Tasca et al., 2011; Stafanato et al., 2013). Essas perdas por volatilização variam de acordo com alguns fatores, incluindo práticas de manejo, quantidade de N, tipo de cultura, oxigênio no solo, pH, temperatura, umidade e concentração de N mineral (Dobbie et al., 1999; Rochette et al., 2009; Vieira, 2017; Corrêa et al., 2021; Song et al., 2019).

As perdas de N ocorrem principalmente em condições alcalinas e são influenciadas por fatores climáticos e edáficos, como pH, umidade e textura do solo (Harrison e Webb, 2001; Bolan et al., 2004). A volatilização de NH₃ é a principal causa

da baixa eficiência dos fertilizantes nitrogenados, especialmente da ureia (Harrison e Webb, 2001).

A NH_3 volatilizada não contribui diretamente no aquecimento global, porém, pode gerar impactos negativos no meio ambiente, visto que as perdas por volatilização de NH_3 após as fertilizações nitrogenadas são altas. O IPCC (2022) estima perdas de volatilização da ureia de 14,2%, do nitrato de amônio de 3,0% e do sulfato de amônio de 9,5%, mas há incertezas sobre esses valores em regiões tropicais, onde faltam estudos adequados (de Moraes et al., 2013; Cardoso et al., 2020; Longhini et al., 2020).

Em estudo realizado por Cardoso et al. (2019) em região tropical, foi observada perda de 16,9% de NH_3 na ureia aplicada em pastagens de capim-marandu. Nascimento et al. (2013) relataram 10% de perda em cana-de-açúcar fertilizada com ureia, atribuindo isso à alta precipitação após a fertilização. Corrêa et al. (2021) observaram perdas por NH_3 de 22,6% e 4,3% e 3,5% ao aplicaram ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio em capim-marandu.

Tais estudos, juntamente com os dados fornecidos pelo IPCC, levantam questões sobre a viabilidade econômica do uso de ureia em comparação a outros fertilizantes nitrogenados (Eckard et al., 2003). Alternativamente, o parcelamento da fertilização nitrogenada pode auxiliar na redução de perdas, diminuindo a quantidade de NH_4^+ disponível no solo (Timilsena et al., 2015).

Além do parcelamento da fertilização, estratégias como a incorporação dos fertilizantes ao solo, aplicação durante períodos chuvosos, uso de fertilizantes de alta eficiência e manejo da dieta dos animais podem ajudar a minimizar as perdas de N por volatilização (Vieira, 2017). Ribeiro et al. (2016) mostraram que o parcelamento da fertilização reduz as perdas de NH_3 em todos os tipos de fertilizantes.

As hipóteses estudadas foram que as emissões de GEE são maiores na fonte nitrato de amônio, a fonte sulfato de amônio apresenta maior potencial de mitigação da emissão de N_2O e a maior perda de N por volatilização ocorre coma fonte e fertilizante nitrogenado ureia.

2.13. Considerações finais

Com o intuito de reduzir as perdas de N e aumentar a eficiência da fertilização nitrogenada, é fundamental promover estudos que avaliem o desempenho de diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados em condições reais de manejo. Apesar da importância do tema, há uma escassez de pesquisas realizadas em regiões tropicais, especialmente em condições de pastejo, visando mensurar as emissões de GEE, perdas por volatilização de N, produção de forragem e desempenho animal.

Em condições de pastejo, o pisoteio dos animais, as respostas fisiológicas das plantas ao manejo e outras interações ecológicas podem influenciar diretamente as emissões de GEE. Ademais, a integração da avaliação do desempenho animal em conjunto com medidas ambientais são fundamentais na identificação de estratégias que garantam a sustentabilidade da produção de bovinos em pastagens tropicais.

3. REFERÊNCIAS

Abdoun K, Stumpff F, Martens H (2006). Ammonia and urea transport across the rumen epithelium: a review. **Animal Health Research Reviews**, 7(1-2), 43-59.

ABIEC - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE. Beef Report: Perfil da Pecuária no Brasil. 2024.

Aguilar PBD, Teixeira FA, Silva FFD, Pires AJV, Nascimento PVN, Santos OOD (2016) Economic viability of production of Nellore heifers on *Urochloa brizantha* cv. Marandu pastures deferred and fertilized with nitrogen. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, 38(1), 69-76.

Batista MA, Inoue TT, Neto ME, Muniz AS (2018). Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral.

Bedaso NH, Bezabih M, Zewdu Kelkay T, Adie A, Khan NA, Jones CS, Mekonnen K, Wolde-meskel E (2022). Effect of fertilizer inputs on productivity and herbage quality of native pasture in degraded tropical grasslands. **Agronomy Journal**, 114(1), 216-227.

Berça AS, Cardoso AS, Longhini VZ, Tedeschi LO, Boddey RM, Berndt A, Reis RA, Ruggieri AC (2019). Methane production and nitrogen balance of dairy heifers grazing palisade grass cv. Marandu alone or with forage peanut. **Journal of animal science**, 97(11), 4625-4634.

Boddey RM, Casagrande DR, Homem BG, Alves BJ (2020). Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: A review. **Grass and Forage Science**, 75(4), 357-371.

Boddey RM, Macedo R, Tarré RM, Ferreira E, De Oliveira OC, Rezende CDP, Cantarutti RB, Pereira JM, Alves BJR, Urquiaga S (2004) Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 103(2), 389-403.

Bodelier PL (2011) Interactions between nitrogenous fertilizers and methane cycling in wetland and upland soils, **Current Opinion in Environmental Sustainability**, V. 3, Issue 5, 379-388.

Bodelier PL, Hahn AP, Arth IR, Frenzel P (2000) Effects of ammonium-based fertilisation on microbial processes involved in methane emission from soils planted with rice. **Biogeochemistry**, 51(3), 225-257.

Bolan NS, Saggiar S, Luo J, Bhandral R, Singh J (2004) Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: processes, measurements and modeling, environmental implications, and mitigation. **Advances in agronomy** 84:120.

Cabral OM, De Freitas HC, Cuadra SV, Nogueira SF, Koenigkan LV, Ligo MA, Andrade CA, Gash JH, Rocha HR, Rossi P (2024) Eddy covariance fluxes of greenhouse grasses observed in a renewed pasture in the southeast of Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, 356, 110177.

Campos AXD (2004) Fertilização com sulfato de amônio na cultura do milho em um solo de cerrado de Brasília sob pastagem de *Brachiaria decumbens*. Diss. Universidade de São Paulo.

Cantarella H, Correa L, Primavesi AC, Freitas AR, Silva AG (2001) Ammonia losses by volatilization from coastcross pasture fertilized with two nitrogen sources. In: **International Grassland Congress**. p. 190-192.

Cantarella H, Trivelin PCO, Contin TLM, Dias FLF, Rossetto R, Marcelino R, Coimbra RB, Quaggio JA (2008) Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola** 65:397-401.

Cardoso AS, Alves BJR, Urquiaga S, Boddey RM (2016) Effect of volume of urine and mass of feces on N₂O and CH₄ emissions of dairy cow excreta in a tropical pasture. **Animal Production Science**. 56, A-F.

Cardoso AS, Barbero RP, Romanzini EP, Teobaldo RW, Ongaratto F, Fernandes MHMR, Ruggieri AC, Reis RA (2020). Intensification: A Key Strategy to Achieve Great Animal and Environmental Beef Cattle Production Sustainability in *Brachiaria* Grasslands. **Sustainability**, 12, 6656.

Cardoso AS, Oliveira SC, Januszkiewicz ER, Brito LF, Da Silva Morgado E, Reis RA, Ruggieri AC (2019) Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. **Soil & Tillage Research**, 194, 104341.

Carvalho WTV, Minighin DC, Gonçalves LC, Villanova DFQ, Mauricio RM, Pereira R VG (2017) Pastagens Degradadas e Técnicas de Recuperação: Revisão. Revista **PUBVET**, Maringá-PR, v. 11, p. 1-10.

Carvalho, ZG, Sales, ECJD, Monção FP, Vianna MCM, Silva EA, Queiroz DS (2019) Morphogenic, structural, productive and bromatological characteristics of Braquiária in silvopastoral system under nitrogen doses. *Acta Scientiarum*. **Animal Sciences**, 41.

Castillo AR, Kebreab E, Beever DE, France J (2000) A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. **Journal of Animal and Feed Sciences**, 9(1), 1-32.

Clough TJ, Cardenas LM, Friedl J, Wolf B (2020) Nitrous oxide emissions from ruminant urine: science and mitigation for intensively managed perennial pastures. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 47, 21-27.

Corrêa, DCC, Cardoso AS, Ferreira MR, Siniscalchi D, Toniello AD, Lima GC, Reis RA, Ruggieri AC (2021) Are CH₄, CO₂, and N₂O Emissions from Soil Affected by the Sources and Doses of N in Warm-Season Pasture? **Atmosphere**, v. 12, p. 697.

Corrêa DCC, Cardoso AS, Souza NCS, Toniello AD, Reis RA, Ruggieri AC (2018) Effect of nitrogen source and level on ammonia volatilization in marandu-grass pasturelands. Anais: **2nd International Conference on Forages**. Lavras-MG, Brasil. ISBN: 978.85.8179.153-1.

Costa KAP, Oliveira IP, Faquin V (2006) Adubação Nitrogenada para Pastagens do Gênero *Brachiaria* em solos do Cerrado. Documentos / **Embrapa Arroz e Feijão**, ISSN 1678-9644; 192.

Costa ND, Gonçalves CA, Oliveira JDC, Oliveira MAS, Magalhães JA (2004). Resposta de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu a regimes de cortes.

Crispim SMA, Branco OD (2002) Aspectos gerais das Braquiárias e suas características na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, MS. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 33. 25.

da Silva MA, Simões VJLP, Silveira DC, Savian JV, Kunrath TR, Duarte LP, Coser TR, Junklewitz P, de Faccio Carvalho PC (2024). Effects of Nitrogen Sources on Primary and Secondary Production from Annual Temperate and Tropical Pastures in Southern Brazil. **Nitrogen**, 5(2), 483-497.

de Moraes, RF, Boddey, RM, Urquiaga, S, Jantalia, CP, Alves, BJ (2013) Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of

elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.). **Soil Biology and Biochemistry** 64:80-88.

Delevatti LM, Cardoso AS, Barbero RP, Leite RG, Romanzini EP, Ruggieri AC, Reis RA (2019) Effect of nitrogen application rate on yield, forage quality, and animal performance in a tropical pasture. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 7596.

Di HJ, Cameron KC (2002) Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 64, p. 237-256.

Dias Filho MB, Dias Filho MB (2017) Degradação de pastagens: o que é e como evitar.

Dobbie KE, McTaggart IP, Smith KA (1999) Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres** 104:26891-26899.

Dupas E, Buzetti S, Sarto AL, Hernandez FBT, Bergamaschine AF (2010). Dry matter yield and nutritional value of Marandu grass under nitrogen fertilization and irrigation in cerrado in São Paulo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 39, 2598-2603.

Dupas E, Buzetti S, Rabêlo FHS, Sarto AL, Cheng NC, Galindo FS, Dinalli RP, De Niro Gazola R. (2016) Nitrogen recovery, use efficiency, dry matter yield, and chemical composition of palisade grass fertilized with nitrogen sources in the Cerrado biome. **Australian Journal of Crop Science**, 10(9), 1330.

Eckard RJ, Chen D, White RE, Chapman DF (2003) Gaseous nitrogen loss from temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-eastern Australia. **Australian Journal of Agricultural Research**, 54:561-570.

Eriksen, J. Soil sulfur cycling in temperate agricultural systems. **Advances in Agronomy**, v. 102, p. 55-89, 2009.

Fay PA, Prober SM, Harpole WS, Knops JM, Bakker JD, Borer ET, Lind EM, Macdougall AS, Seabloom EW, Wragg PD, Adler PB, Blumenthal DM, Buckley YM, Chu C, Cleland EE, Collins SL, Davies KF, Du G, Feng X, Firn J, Gruner DS, Hagenah N, Hautier Y, Heckman, RW, Jin VL, Kirkman KP, Klein J, Ladwing LM, Li Q, Mcculley RL, Melbourne BA, Mitchell CE, Moore JL, Morgan JW, Risch AC, Schütz M, Stevens CJ, Wedin DA, Yang LH (2015) Grassland productivity limited by multiple nutrients. **Nature Plants**, 1(7), 1-5.

Fisher Myles J, Kerridge PC (1996) The agronomy and physiology of *Brachiaria* species.

Gimenes FMA, Silva SC, Fialho CA, Gomes MB, Berndt A, Gerdes L, Colozza MT (2011) Ganho de peso e produtividade animal em capim-marandu sob pastejo rotativo e adubação nitrogenada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 7, p. 751-759.

Gerber PJ, Henderson B, Makkar HP (2013). Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production: a review of technical options for non-CO₂ emissions. **Food and Agriculture Organization of the United Nations** (No. 177, pp. xvi+-206).

González AT, Morton CM (2005). Molecular and morphological phylogenetic analysis of *Brachiaria* and *Urochloa* (Poaceae). **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 37(1), 36-44.

Grainger C, Clarke T, Auld MJ, Beauchemin KA, McGinn SM, Waghorn GC, Eckard RJ (2009). Potential use of *Acacia mearnsii* condensed tannins to reduce methane emissions and nitrogen excretion from grazing dairy cows. **Canadian Journal of Animal Science**, 89(2), 241-251.

Harrison R, Webb J. (2001). A review of the effect of N fertilizer type on 52 gaseous emissions. **Advances in Agronomy**, 73, 65–108.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pastagens. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/busca.html?searchword=pastagens>. Acesso em: 19 set. 2024.

IPCC. (2022). The IPCC Sixth Assessment Report WGIII climate assessment of mitigation pathways: from emissions to global temperatures. *Geoscientific Model Development*, 15(24), 9075-9109.

IPCC. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Chapter 11; International Panel on Climate Change (IPCC): Geneva, Switzerland, 2019; Volume 4.

Jank L, Barrios SC, do Valle CB, Simeão RM, Alves, GF (2014). The value of improved pastures to Brazilian beef production. **Crop and Pasture Science**, 65(11), 1132-1137.
Kao PT, Darch T, McGrath SP, Kendall NR, Buss HL, Warren H, Lee MR (2020). Factors influencing elemental micronutrient supply from pasture systems for grazing ruminants. **Advances in agronomy**, 164, 161-229.

Kebreab E, Dijkstra J, Bannink A, France J (2009). Recent advances in modeling nutrient utilization in ruminants. **Journal of Animal Science**, 87(suppl_14), E111-E122.

Kraus TE, Dahlgren RA, Zasoski RJ (2003). Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems-a review. **Plant and soil**, 256, 41-66.

Lancaster PA, Carstens GE, Crews DH Jr, Welsh TH Jr, Forbes TDA, Forrest DW, Tedeschi LO, Randel RD, Rouquette FM (2009) Phenotypic and genetic relationships of residual feed intake with performance and ultrasound carcass traits in Brangus heifers. **Journal of Animal Science**. v. 87, p. 3887-3896.

Lebauer DS, Treseder KK (2008) Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. **Ecology**, v. 89, n. 2, p. 371-379.

Ledgard SF, Luo J (2008) Nitrogen cycling in intensively grazed pastures and practices to reduce whole-farm nitrogen losses.

Leite RDC, dos Santos JG, Silva EL, Alves CR, Hungria M, Leite RDC, dos Santos, AC (2018). Productivity increase, reduction of nitrogen fertiliser use and drought-stress mitigation by inoculation of Marandu grass (*Urochloa brizantha*) with *Azospirillum brasilense*. **Crop and Pasture Science**, 70(1), 61-67.

Leite RG, Cardoso AS, Fonseca NVB, Silva, MLC, Tedeschi LO, Delevatti LM, Ruggieri AC, Reis RA (2021). Effects of nitrogen fertilization on protein and carbohydrate fractions of Marandu palisadegrass. **Scientific Reports**, 11(1), 14786.

Lingen HJV, Niu M, Kebread E, Valadares Filho SC, Rooke JA, Duthie CA, Schwarm A, Kreuzer M, Hynd PI, Caetano M, Eugene M, Martin C, Mcgee M, O'kiely P, Hünenbergi M, Mcallisterj TA, Berchiellik TT, Messanak JD, Peiren LN, Chavesm AV, Charmleyn E, Coleo NA, Halesp KE, Leeq SS, Berndtr A, Reynoldss CK, Cromptons LA, Bayatt AR, Yáñez-Ruizu DR, Yuv Z, Banninkw A, Dijkstrax J, Casperly DP, Hristovz NA (2019) Prediction of enteric methane production, yield and intensity of beef cattle using an intercontinental database. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 283, p. 106575.

Longhini VZ, Cardoso AS, Berça AS, Boddey RM, Reis RA, Dubeux Jr JCB, Ruggieri AC (2020). Nitrogen supply and rainfall affect ammonia emissions from dairy cattle excreta and urea applied on warm-climate pastures. **Journal of Environment Quality**. Vol. 49, No. 6, pp. 1453-1466.

Longhini VZ, Cardoso AS, Berca AS, Carvalho IN, Boddey RM, Reis RA, Dubeux Jr JCB, Ruggieri AC (2021). Nitrogen fertilizer increased litter deposition and litter N in warm-climate grasslands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 119, 247-258.

Luo JCAM, De Klein CAM, Ledgard SF, Saggar S (2010). Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: a review. **Agriculture, ecosystems & environment**, 136(3-4), 282-291.

Macedo MCM, Kichel NA, Zimmer AHZ (2000) Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens. Campo Grande. Embrapa – CNPQC. 4p. (Comunicado Técnico, 62).

Maeda K, Spor A, Edel-Hermann V, Heraud C, Breuil MC, Bizouard F, Toyoda S, Yoshida N, Steinberg C, Philippot L (2015) N₂O production, a widespread trait in fungi. **Scientific reports**, v. 5, n. 1, p. 9697.

Makkar HP (2003). Effects and fate of tannins in ruminant animals, adaptation to tannins, and strategies to overcome detrimental effects of feeding tannin-rich feeds. **Small ruminant research**, 49(3), 241-256.

Marcondes MI, da Silva AL, Gionbelli MP, de Campos S (2016). Exigências de energia para bovinos de corte. *BR-Corte: Tabela Brasileira De Exigências Nutricionais; DZO/UFV: Viçosa, Minas Gerais, Brazil*, 163-190.

Marques DL, de Souza França AF, Oliveira LG, Arnhold E, Ferreira RN, Correa DS, Bastos DC, Brunes LC (2017) Production and chemical composition of hybrid *Brachiaria* cv. Mulato II under a system of cuts and nitrogen fertilization. **Bioscience Journal**, 33(3).

Marschner H. (2011) **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. Academic press.

Martha Júnior GB, Vilela L, Barioni LG, Sousa DD, Barcellos ADO (2004). Manejo da adubação nitrogenada em pastagens. *Simpósio sobre manejo da pastagem*, 21, 155-216.

Mcdonald IR, Bodrossy L, Chen Y, Murrell JC (2008) Molecular ecology techniques for the study of aerobic methanotrophs. **Applied Environmental Microbiology**, v.74, p.1305-1315.

MCTI - Ministry of Science, Technology, Innovations and Communications (2022) Annual estimates of greenhouse gas emissions in Brazil. 6^a edition.

Molan LK (2004). Estrutura do dossel, interceptação luminosa e acúmulo de forragem em pastos de Capim-Marandu submetidos a alturas de pastejo por meio de lotação contínua (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Moreira FS e Siqueira JS (2006) **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, p.729.

Mori A, Hojito M (2015). Effect of dairy manure type and supplemental synthetic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a grassland in Nasu, Japan. **Soil science and plant nutrition**, 61(2), 347-358.

Müller C, Stevens RJ, Laughlin RJ, Jäger HJ (2004) Microbial processes and the site of N₂O production in a temperate grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, 36(3), 453-461.

Munaretti E (2002) Desenvolvimento e avaliação de desempenho de misturas explosivas a base de NA e Óleo combustível. Tese (Doutorado em Engenharia), Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio grande do Sul, Porto Alegre.

Nascimento CACD, Vitti,GC, Faria, LDA, Luz, PHC, Mendes, FL (2013) Ammonia volatilization from coated urea forms. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 37:1057-1063.

Omote H, Castro LM, Graciano VA, Santos RC, Souza JDF, Vaz APA, Araújo AR, Salman AKD, Bueno LG, Köpp MM, Antônio RP, Euclides VPB, Guarda VDA, Santos PM (2021) Monitoramento tecnológico de cultivares de forrageiras no Brasil. São Carlos, SP: **Embrapa Pecuária Sudeste**, 34, 139.

Owens FN, Basalan M. (2016) Ruminal fermentation. **Rumenology**. Springer international publishing. Switzerland, 63-102.

Pedreira CG, Silva VJ, Pedreira BC, Sollenberger LE (2017). Herbage accumulation and organic reserves of palisadegrass in response to grazing management based on canopy targets. **Crop Science**, 57(4), 2283-2293.

Poppi DP, Mclennan SR (1995) Protein and energy utilization by ruminants at pasture. **Journal of Animal Science**, v.73, p.278-290.

Purswani J, Llorente CP (2021) Nitrification and Denitrification Processes: Environmental Impacts. In: **Nitrogen Cycle**. CRC Press, p. 60-81.

Raij BV (2017) **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. 2ª ed. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute.

Raposo E, Brito LF, Januszkiewicz ER, Oliveira LF, Versuti J, Assumpção FM, Cardoso AS, Siniscalchi D, Delevatti LM, Malheiros EB, Reis RA, Ruggieri AC (2020) Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected by nitrogen fertilizer management. **Agronomy Journal**. 112(6), 4666-4680.

Reetz, HF (2016) Fertilizers and their efficient use. **International Fertilizer industry Association**, IFA.

Reis RA, Romanzini EP, Barbero RP (2017) A Suplementação como ferramenta no ajuste da taxa de lotação. In: Encontro dos encontros da Scot Consultoria, 2017, Ribeirão Preto. **Anais do Encontro dos encontros da Scot Consultoria**. São Carlos: Suprema, v. 1. p. 165-175.

Ribeiro VJ, Andrade FV, de Souza CHE, Sa Mendonca E (2016) Volatilization of ammonia in stabilized slow-release nitrogen fertilizer under controlled conditions. **Australian Journal of Crop Science** 10:793.

Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, MacDonald JD, Gasser MO, Bertrand N (2009). Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 84, 71-80.

Rodrigues LF, Santos AC, Junior OS, Santos JGD, Faria AFG, Coelho BPL (2019). Morphogenic and structural characteristics of Marandu grass cultivated under grazing management and nitrogen fertilization. **Ciências Agrárias**, 40, 5, 1, p. 2331-2340.

Sales KC, Abreu JG, Cabral CEA, Neto AB, Silva LCRP, Neto IS (2023). Chemical composition of marandu palisade grass fertilized with nitrogen and potassium. **Boletim de Indústria Animal**, 80.

Sauvant D, Giger-Reverdin S, Serment AA, Broudiscou L (2011). Influences des régimes et de leur fermentation dans le rumen sur la production de méthane par les ruminants. **INRA Productions Animales**, 24(5), 433-446.

Santos DR, Silva LS (2010) **Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas**, 1. ed. Santa Maria, RS: UFSM, NTE, UAB 164.

Siniscalchi D, Cardoso AS, Corrêa DCDC, Ferreira MR, Andrade MEB, Cruz LHG, Ruggieri AC, Reis RA. (2022) Effects of condensed tannins on greenhouse gas emissions and nitrogen dynamics from urine-treated grassland soil. **Environmental Science and Pollution Research**, 29(56), 85026-85035.

Smith, KA, Ball T, Conen F, Dobbie KE, Massheder J, Rey A (2018). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European journal of soil science**, 69(1), 10-20.

Song X, Ju X, Topp CF, Rees RM (2019) Oxygen regulates nitrous oxide production directly in agricultural soils. **Environmental science & technology**, v. 53, n. 21, p. 12539-12547.

Sousa, DMG, Vilela, L, Lobato E, Soares WV (2001) Gomes et al. Uso de gesso, calcário e adubos para pastagens no cerrado. **Embrapa Cerrados-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2001.

Soussana JF, Lüscher A (2007) Temperate grasslands and global atmospheric change: a review. **Grass and Forage Science**, v. 62, n. 2, p. 127-134.

Stafanato JB, Goulart RDS, Zonta E, Lima E, Mazur N, Pereira CG, Souza HND (2013) Volatilização de amônia oriunda de ureia pastilhada com micronutrientes em ambiente controlado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 37:726-732.

Tasca FA, Ernani PR, Rogeri DA, Gatiboni LC, Cassol PC (2011) Volatilização de amônia do solo após a aplicação de ureia convencional ou com inibidor de urease. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 35:493-502.

Timilsena YP, Adhikari R, Casey P, Muster T, Gilla H, Adhikari B (2015) Enhanced efficiency fertilisers: a review of formulation and nutrient release patterns. **Journal of Science Food Agriculture** 95:1131-1142.

Toniello, AD (2019) **Efeito de doses de nitrogênio sobre a produção e decomposição de liteira e das frações de C do solo em pastos de capim-marandu**. 94 f. Tese (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio De Mesquita Filho" Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal.

Trindade JKD, Silva, SCD, Souza Júnior, SJD, Giacomini AA, Zeferino CV, Guarda V DA, Carvalho PCDF (2007) Composição morfológica da forragem consumida por bovinos de corte durante o rebaixamento do capim-marandu submetido a estratégias de pastejo rotativo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 42(6), 883-890.

Vieira RF (2017) Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas. **Embrapa Meio Ambiente-Livro científico (ALICE)**.

Williams L, Miller Aj (2001) Transporters responsible for the uptake and partitioning of nitrogenous solutes. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Molec. Biol.*, 52:59-688.

Xiong Z Q, Khalil MAK, Xing G, Shearer MJ, Butenhoff C (2009) Isotopic signatures and concentration profiles of nitrous oxide in a rice-based ecosystem during the drained crop-growing season. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, 114, G2.

Xu Y, Xu Z, Cai Z, Reverchon F (2013) Review of denitrification in tropical and subtropical soils of terrestrial ecosystems. **Journal of Soils and Sediments**, 13, 699-710.

Yue P, Li K, Gong Y, Hu Y, Mohammat A, Christie P, Liu X (2016) A five-year study of the impact of nitrogen addition on methane uptake in alpine grassland. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 32064, 2016.

Zanatta JA, Bayer C, Vieira FC, Gomes J, Tomazi, M (2010) Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34(5), 1653-1665.

Zimmer AH, Macedo MCM, Kichel AN, de Almeida RG (2012) Degradação, recuperação e renovação de pastagens.

Žurovec O, Wall DP, Brennan FP, Krol, DJ, Forrestal PJ, Richards KG (2021). Increasing soil pH reduces fertiliser derived N₂O emissions in intensively managed temperate grassland. **Agriculture, ecosystems & environment**, 311, 107319.

CAPÍTULO 2 - EFEITOS DE FONTES DE FERTILIZANTES NITROGENADOS SOBRE A VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA

RESUMO – Embora a volatilização da amônia (NH_3) não contribua diretamente no aquecimento global, as perdas associadas à aplicação de fertilizantes nitrogenados têm impactos ambientais relevantes. Segundo o guia do IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) de 2019 estima perdas de 15,0% do fertilizante ureia (UR), 1,0% do nitrato de amônio (NI) e 5,0% do sulfato de amônio (SA) em condições de clima tropical. A adubação nitrogenada em pastagens tropicais é desafiadora, visto que a volatilização de amônia pode gerar grandes perdas de N devido a aplicação na superfície do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar as perdas por volatilização de NH_3 em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu adubadas com três diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados: UR, NI e SA. O estudo foi conduzido durante dois anos consecutivos no setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP, Campus de Jaboticabal, SP. O primeiro ano do experimento realizado de dezembro de 2020 a abril de 2021 e o segundo ano realizado novembro de 2021 a abril de 2022. O experimento foi conduzido em blocos casualizados (DBC) constituído por 4 tratamentos e 5 repetições. As adubações foram realizadas nas estações chuvosas, divididas em três aplicações, totalizando 150 kg N ha⁻¹. As avaliações foram realizadas utilizando câmaras do tipo SALE de captura da N- NH_3 . Foi utilizado o software R 4.4.2 em todas as análises estatísticas. Os dados de NH_3 foram submetidos à ANOVA e teste de Tukey-HSD a 5% de probabilidade. As perdas de NH_3 por volatilização foram mais acentuadas nos primeiros cinco dias após a aplicação dos fertilizantes em ambos os anos. No primeiro ano, essas perdas corresponderam a 61, 56 e 53% da volatilização total durante a primeira, segunda e terceira adubação, respectivamente. No segundo ano, as perdas foram de 57, 60 e 68% nas mesmas etapas. No primeiro ano, não houve diferença significativa na volatilização acumulada de NH_3 na primeira adubação ($p=0,822$). Na segunda adubação, foram observadas diferenças significativas ($p = 0,040$) entre as volatilizações acumuladas de NH_3 com maiores perdas nos tratamentos com UR e SA (19,40%), seguida da volatilização dos fertilizantes UR e NI (15,15%). Na terceira adubação, as volatilizações acumuladas de NH_3 ($p=0,002$) foram maiores no tratamento com UR (22,80%), enquanto os tratamentos com NI e SA apresentaram perdas de 13,85%. No segundo ano, também não houve diferenças na primeira adubação ($p=0,374$). Na segunda adubação, contudo, as volatilizações acumuladas de NH_3 ($p<0,001$) foram maiores nos tratamentos com UR e SA (11,24%) em comparação ao tratamento com NI (8,66%). Na terceira adubação, os tratamentos com UR e NI apresentaram as maiores perdas (8,83%), seguidos por UR e SA (5,60%) ($p = 0,026$). Apesar dessas variações, as perdas acumuladas ao longo de todo o período não diferiram significativamente entre os tratamentos nos dois anos. A volatilização de NH_3 foi influenciada pelo tipo de fertilizante nitrogenado, sendo mais pronunciada em períodos de baixa pluviosidade. A disponibilidade de água no solo é essencial na mitigação dessas perdas por volatilização. Os fertilizantes NI e SA apresentaram emissões de NH_3 , em média, 74,23% e 26,30% superiores aos valores

estimados pelo IPCC, indicando que os padrões propostos por esse órgão são pouco adequados em pastagens e condições tropicais.

Palavras-chave: adubação, nitrato de amônio, pastagens tropicais, sulfato de amônio, ureia, volatilização de amônia

CHAPTER 2 - EFFECTS OF NITROGEN FERTILIZER SOURCES ON AMMONIA VOLATILIZATION

ABSTRACT – Although ammonia (NH₃) volatilization does not directly contribute to global warming, losses associated with nitrogen fertilizer application have significant environmental impacts. According to the 2019 IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) guide, losses of 15.0% of urea fertilizer (UR), 1.0% of ammonium nitrate (NI), and 5.0% of ammonium sulfate (AS) are estimated under tropical climate conditions. Nitrogen fertilization in tropical pastures is challenging, as ammonia volatilization can generate significant N losses due to surface application. The objective of this study was to evaluate losses due to NH₃ volatilization in *Urochloa brizantha* cv. pastures. Marandu plants were fertilized with three different types of nitrogen fertilizers: UR, NI, and SA. The study was conducted for two consecutive years in the Forage Department of the School of Agricultural and Veterinary Sciences, UNESP, Jaboticabal Campus, SP. The first year of the experiment was conducted from December 2020 to April 2021, and the second year was conducted from November 2021 to April 2022. The experiment was conducted in a randomized complete block design (RBD) consisting of four treatments and five replicates. Fertilization was carried out during the rainy seasons, divided into three applications, totaling 150 kg N ha⁻¹. Evaluations were performed using SALE-type NH₃-N capture chambers. R 4.4.2 software was used for all statistical analyses. NH₃ data were subjected to ANOVA and the Tukey-HSD test at 5% probability. NH₃ losses by volatilization were most pronounced in the first five days after fertilizer application in both years. In the first year, these losses corresponded to 61, 56, and 53% of the total volatilization during the first, second, and third fertilization, respectively. In the second year, losses were 57, 60, and 68% in the same stages. In the first year, there was no significant difference in the accumulated NH₃ volatilization in the first fertilization ($p = 0.822$). In the second fertilization, significant differences ($p = 0.040$) were observed between the accumulated NH₃ volatilizations, with greater losses in the UR and SA treatments (19.40%), followed by volatilization of UR and NI fertilizers (15.15%). In the third fertilization, accumulated NH₃ volatilization ($p = 0.002$) was higher in the UR treatment (22.80%), while the NI and SA treatments showed losses of 13.85%. In the second year, there were also no differences in the first fertilization ($p = 0.374$). In the second fertilization, however, accumulated NH₃ volatilization ($p < 0.001$) was higher in the UR and SA treatments (11.24%) compared to the NI treatment (8.66%). In the third fertilization, the UR and NI treatments showed the highest losses (8.83%), followed by UR and SA (5.60%) ($p = 0.026$). Despite these variations, accumulated losses throughout the period did not differ significantly between treatments in the two years. NH₃ volatilization was influenced by the type of nitrogen fertilizer, being more pronounced in periods of low rainfall. Soil water availability is essential to mitigate these volatilization losses. NI and SA fertilizers presented NH₃ emissions, on average, 74.23% and 26.30% higher than the values estimated by the IPCC, indicating that the standards proposed by this organization are poorly suited to pastures and tropical conditions.

Keywords: fertilization, ammonium nitrate, tropical pastures, ammonium sulfate, urea, ammonia volatilization

1. INTRODUÇÃO

O Brasil detém o maior rebanho comercial de bovinos do mundo, com 197,2 milhões de animais. A economia do país é fortemente pautada na agropecuária, sendo que o PIB do agronegócio tem mostrado um crescimento contínuo, alcançando US\$ 10,55 bilhões em 2021 (ABIEC, 2024).

As pastagens ocupam cerca de 13,3% do território nacional (IBGE, 2024) sendo a principal fonte de nutrientes na produção de bovinos. Aproximadamente 83,42% dos bovinos são criados exclusivamente em pastagens (ABIEC, 2024). No entanto, essa criação resulta na degradação das pastagens e limitando a produtividade.

As gramíneas do gênero *Urochloa* são as principais fontes de alimentação de ruminantes no Brasil, com cerca de 70% das áreas de pastagem do país compostas por essas plantas. Sua ampla adaptação a solos de baixa e média fertilidade contribui nessa predominância (Jank et al., 2014; Pedreira et al., 2017; Boddey et al., 2020).

A *Urochloa brizantha* cv. Marandu tem ganhado destaque na agropecuária devido ao alto valor nutricional, resistência ao pastejo e adaptabilidade a diversas condições climáticas (Fisher et al., 1996; González e Morton, 2005).

O capim-marandu possui exigências de fertilidade do solo que variam de média a alta (Crispim e Branco, 2002; Zimmer et al., 2008) embora demonstre tolerância a solos ácidos e com baixa fertilidade (Cardoso et al., 2019). As respostas do capim-marandu à adubação nitrogenada são significativas em comparação às que não recebem fertilizantes (Cardoso et al., 2019). Isso resulta em um maior acúmulo e produção de forragem, além de melhorias no valor nutricional do pasto, aumento do ganho de peso por área e a capacidade de suporte, contribuindo em uma maior viabilidade econômica na produção de bovinos em pastagens adubadas (Gimenes et al., 2011; Aguilar et al., 2016; Delevatti et al., 2019).

A degradação das pastagens é caracterizada por uma redução acentuada e contínua na produtividade ao longo do tempo, ocorrendo em todas as regiões do Brasil (Dias-Filho, 2017). Esse processo gera prejuízos agronômicos, econômicos e ambientais, além de contribuir nas emissões de GEE. Uma estratégia eficiente que prolongue a vida útil das pastagens, prevenindo sua degradação e promovendo a

recuperação das áreas já estabelecidas é a adubação de manutenção. Essa prática garante a perenidade do pasto e a sustentabilidade do sistema produtivo (Bedaso et al., 2022; Cabral et al., 2024).

No Brasil, os principais fertilizantes nitrogenados são ureia (44 a 46% de N), sulfato de amônio (20 a 21% de N) e nitrato de amônio (32 a 33% de N) (Costa et al., 2006). A ureia ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$), devido ao baixo custo e fácil manuseio, é amplamente empregado em pastagens (Reetz, 2016). No entanto, apresenta higroscopicidade e solubilidade, o que pode levar a perdas por lixiviação, volatilização de amônia (NH_3) (Corrêa et al., 2021) e desnitrificação, o que reduz a eficiência do uso do nitrogênio (Harrison e Webb, 2001). O nitrato de amônio (NH_4NO_3) disponibiliza N nas formas amoniacal (NH_4^+) e nítrica (NO_3^-) (Williams e Miller, 2001). Quando aplicado com doses e em períodos adequados, evita perdas de N por processos enzimáticos. No entanto, seu custo é mais elevado que o da ureia, e sua utilização apresenta limitações devido à disponibilidade e ao armazenamento, já que é utilizado na fabricação de explosivos e pode reagir com outros compostos químicos, liberando substâncias tóxicas (Munaretti, 2002).

O sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) fornece o nitrogênio na forma amoniacal (NH_4^+), prontamente disponível na absorção pelas plantas. Esse N pode ser gradualmente convertido em nitrato (NO_3^-) por microrganismos do solo, garantindo absorção mais lenta. Além disso, este fertilizante contém enxofre, que é essencial no metabolismo das plantas, contribuindo na eficiência do uso do N (Marschner, 2011). Pesquisas indicam que o uso de sulfato de amônio beneficia a disponibilidade de N em forrageiras do gênero *Urochloa* (Cantarella et al., 2001; Campos, 2004), reduzindo perdas por volatilização e aumentando a eficiência do uso do nutriente.

As perdas de N ocorrem principalmente em condições alcalinas e são influenciadas por fatores climáticos e atributos do solo, como pH, umidade e textura (Harrison e Webb, 2001; Bolan et al., 2004). A volatilização de NH_3 é o principal fator responsável pela baixa eficiência dos fertilizantes nitrogenados, especialmente da ureia (Harrison e Webb, 2001). Resíduos vegetais também contribuem nas perdas de NH_3 , atuando como barreiras que dificultam a adsorção do N e favorecem sua volatilização (Cantarella et al., 2008). Embora a volatilização de NH_3 não contribua diretamente no aquecimento global, as perdas associadas à aplicação de fertilizantes

nitrogenados podem ter impactos ambientais significativos. O IPCC (2019) estima perdas de 15,0% em ureia, 1,0% em nitrato de amônio e 5,0% em sulfato de amônio, embora haja incertezas quanto a esses valores em regiões tropicais, devido à escassez de estudos específicos (de Moraes et al., 2013; Cardoso et al., 2020; Longhini et al., 2020).

Estudos em regiões tropicais apontam que a ureia está associada às maiores perdas de NH_3 por volatilização, com registros de perdas significativas, como 16,9% em pastagens de capim-marandu (Cardoso et al., 2019) e 10% em cana-de-açúcar, devido à alta precipitação após aplicação (Nascimento et al., 2013). Corrêa et al. (2021) observaram volatilização de NH_3 de 22,6%, 4,3% e 3,5% ao aplicar ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio, respectivamente, em capim marandu.

Esses dados, em conjunto com as informações do IPCC, levantam preocupações sobre a viabilidade econômica do uso da ureia em comparação com outros fertilizantes nitrogenados (Eckard et al., 2003). O parcelamento da aplicação de fertilizantes nitrogenados surge como alternativa, reduzindo as perdas de NH_3 , diminuindo a quantidade de NH_4^+ no solo (Timilsena et al., 2015; Ribeiro et al., 2016).

A volatilização de amônia é um desafio na adubação nitrogenada em pastagens tropicais, devido à aplicação na superfície do solo e a impossibilidade de incorporação do fertilizante. Além de impactar negativamente o meio ambiente e a saúde humana, as emissões de NH_3 comprometem a sustentabilidade da agropecuária, gerando poluição do ar, degradação do solo e contaminação da água.

Com base na hipótese de que a ureia apresenta as maiores perdas de N por volatilização, este estudo avaliou a volatilização de amônia em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu durante duas estações chuvosas, utilizando três fertilizantes nitrogenados: ureia (UR), nitrato de amônio (NI) e sulfato de amônio (SA). A pesquisa busca contribuir em práticas mais eficientes e sustentáveis de manejo do nitrogênio.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área experimental

O estudo foi conduzido no setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP, Campus de Jaboticabal, SP, localizado a 21 ° 14' S e 48 ° 17' O, a 628 m de altitude, com precipitação anual média de 1424 mm, temperatura anual mínima de 16,9 ° C, máxima de 26,3 ° C e média de 22,3 ° C. O clima da região é caracterizado por estação chuvosa de setembro a abril e seca de maio a agosto, classificado como Aw no sistema Köppen (Alvares et al., 2013).

O estudo foi conduzido durante dois anos consecutivos. O primeiro ano do experimento foi realizado de dezembro de 2020 a abril de 2021 e o segundo ano realizado entre novembro de 2021 e abril de 2022.

A área experimental na qual foram realizadas as avaliações de volatilização de amônia é formada com *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf cv. Marandu e o estudo foi realizado sem a presença de animais, evitando pisoteio e deposição de excretas.

2.2. Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi conduzido em delineamento de blocos casualizados (DBC), constituído por 4 tratamentos e 5 repetições (câmaras), totalizando 20 unidades experimentais. Os tratamentos constaram de:

CO – Sem uso de fertilizante nitrogenado;

UR – Adubação com ureia;

NI – Adubação com nitrato de amônio;

SA – Adubação com sulfato de amônio.

2.3. Fertilização do solo

Três meses antes do início do estudo, foi realizada coleta de solo e posterior análise química completa (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos químicos do solo da área experimental na profundidade de 0 a 20 cm.

P resina	MO	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
-------------	----	-------------------------	---	----	----	------	----	-----	---

mg/dm ³ g/dm ³						mmol _c /dm ³			%
35	25	5,1	1,8	22	11	25	35	60	58

Data: 01/09/2019. P resina = fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg/dm³ = µg/cm³), MO = matéria orgânica (g/dm³ = %, com base em volume de solo x10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmol_c/dm³ = cmol_c/dm³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmol_c/dm³ = cmol_c/dm³ 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.

Foi realizada adubação da área experimental no ano anterior no período das águas com os mesmos tratamentos avaliados. A fertilização nitrogenada foi realizada na estação chuvosa durante o período do experimento utilizando: ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio na mesma dosagem de N, divididas em três aplicações de 50 kg N ha⁻¹, totalizando 150 kg N ha⁻¹. As adubações foram realizadas individualmente na área de cada câmara, evitando contaminação entre os tratamentos, logo, a quantidade de N aplicado nas câmaras em cada adubação do tratamento UR foi de 0,09g, 0,12g nas câmaras do tratamento NI e 0,20g nas câmaras do tratamento SA.

Com o objetivo de igualar as quantidades de N e S fornecidas em cada tratamento, as seguintes observações foram consideradas:

A composição do sulfato de amônio possui 20% de N, logo com o intuito de que fossem fornecidos 150 kg de N ha⁻¹, foram utilizados 750 kg de sulfato de amônio ha⁻¹, que também forneceram 180 kg de S ha⁻¹. Com o intuito de igualar o teor de S nos outros tratamentos, foi utilizado o gesso agrícola.

O gesso agrícola possui 15% de S, logo, nos piquetes adubados com ureia e nitrato de amônio ou sem fertilização nitrogenada, foram aplicados 1200 kg ha⁻¹ de gesso agrícola, igualando o fornecimento de S em todos os tratamentos.

Foi realizada análise química do solo previamente nas profundidades de 0 a 20 na área experimental (Tabela 1) e constatou-se nesse estudo que o cálcio não foi um fator limitante, sendo observado 22 mmol_c/dm³, desta forma, o acréscimo de Ca²⁺ não alterou a disponibilidades dos nutrientes entre os tratamentos.

A ureia e nitrato de amônio possuem 45% e 33% de N em sua composição respectivamente, portanto, com o intuito de fornecer 150 kg ha⁻¹ de N, foram utilizados 333 kg ha⁻¹ de ureia e 450 kg ha⁻¹ de nitrato de amônio nos seus respectivos piquetes.

As áreas nas quais foram avaliados os experimentos, receberam as mesmas quantidades de fósforo (P), potássio (K), evitando interações entre os nutrientes decorrentes do uso de cada fertilizante avaliado. Foi utilizado fertilizante comercial 0-20-20 nas adubações de P e K, nas quantidades de 80 kg ha⁻¹, subdivididas juntamente com as duas primeiras aplicações de fertilizante nitrogenado.

As datas das adubações podem ser observadas na Tabela 2, sendo realizadas de acordo com as condições climáticas, tendo início com a gessagem, visando uniformização da quantidade de S em todos os tratamentos.

Tabela 2. 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.

2.4. Instalação e condução do experimento

O experimento foi instalado em área homogênea de 15 x 5m já estabelecida de capim-marandu. Foram utilizadas 20 câmaras, onde a área experimental foi formada por 2 linhas com 10 câmaras cada (Figura 2). O espaçamento entre as câmaras foi de 1,5 m, evitando contaminação entre os tratamentos. A área das parcelas foi de 1 m² dentro das quais a câmara coletora ocupava 0,008 m², sendo o restante considerado área de bordadura. Durante o período experimental, a altura do pasto foi mantida entre 25 e 30 cm a partir de cortes manuais.



Figura 2. Área experimental de coleta de amônia volatilizada em pastos de capim-marandu. Setor de Forragicultura e Pastagens da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

2.5. Avaliação das perdas de nitrogênio por volatilização de amônia

As avaliações em cada ano foram subdivididas em três períodos, sendo sempre iniciadas após as adubações nitrogenadas serem realizadas.

Foram utilizadas câmaras coletoras de sistema semiaberto livre estático (SALE) de captura da $N-NH_3$, adaptado e calibrado por Araújo et al. (2009). As câmaras foram confeccionadas a partir de garrafa plástica transparente de politereftalato de etileno (PET) com capacidade de 2 litros. A parte inferior de cada garrafa foi removida, constituindo uma câmara coletora. As câmaras possuíam 10 cm de diâmetro, abrangendo $0,008 \text{ m}^2$ de área. A proteção da entrada de água de chuvas no interior do coletor foi instalada logo acima do bocal, a partir do uso da parte inferior da garrafa que foi cortada (Figura 3).



Figura 3. Câmara coletora de N-NH₃ em sistema semiaberto livre estático – SALE.

Com o intuito de absorver a amônia volatilizada, uma lâmina de espuma de poliuretano, embebida em solução ácida foi suspensa verticalmente com o auxílio de um fio de arame rígido de 1,5 mm no interior das garrafas. As dimensões das espumas foram de 5 mm de espessura, 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento. A solução utilizada no embebedimento da espuma foi obtida a partir de 10 ml de solução ácida (H₂SO₄ 1 M) e glicerina 2% v/v em frasco de 100 ml.

A lâmina de espuma foi inserida dentro do frasco e comprimida contra o fundo do frasco e absorver a solução. Os frascos com solução e espuma permaneceram fechados até o momento da instalação nas câmaras. Os frascos foram presos a uma das extremidades inferiores do fio rígido, com auxílio de um elástico. A lâmina de espuma possuía uma das extremidades presa na parte superior do fio rígido enquanto a outra extremidade permaneceu dentro do frasco. O conjunto, fio rígido + frasco + espuma foi introduzido pela parte inferior da câmara e preso na borda superior, ficando aproximadamente 1,5 cm suspenso acima do solo.

O período experimental total foi de 137 dias, no qual cada ano experimental foi composto por três períodos de coleta de amônia volatilizada e cada período de coleta perdurou 21 dias após adubação, com as coletas e trocas das espumas realizadas no 1º, 3º, 5º, 9º, 14º e 21º dias após a implantação dos tratamentos.

Os frascos com as espumas coletados foram conservados em geladeira até o momento da extração. As extrações das soluções ácidas contidas nas espumas foram realizadas a partir da transferência em Erlenmeyer de 250 ml, onde foram adicionados 50 ml de água destilada, agitado a uma rotação de 220 RPM, por 20 minutos. Posteriormente, uma alíquota de 10 ml desta solução foi transferida em um tubo de destilação, a qual foi destilada com solução diluída de NaOH (hidróxido de sódio) a 40%, e seguidamente de destilação e titulação, segundo o método de Kjeldhal (Balieiro e Alves, 2017).

2.6. Análise estatística

Os dados foram analisados em delineamento de blocos completos randomizados utilizando o software R 4.4.2.

Os dados foram verificados quanto à normalidade avaliando a normalidade residual e a variância. As emissões cumulativas totais de NH_3 exigiram uma transformação de log natural. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e quando os dados foram significativos com as fontes de fertilizantes, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey-HSD a 5% de probabilidade.

Na ANOVA, o tipo de adubo nitrogenado e as condições de precipitação foram considerados efeitos fixos e o bloco foi o efeito aleatório.

A porcentagem de amônia volatilizada foi calculada pela razão entre o N volatilizado, corrigido pela volatilização do tratamento controle e o N aplicado.

Os dados de amônia volatilizada (NH_3) e de condições ambientais: temperatura do solo (TS), umidade do solo (US), temperatura média (T_{me}), temperatura máxima (T_{ma}), temperatura mínima (T_{mi}), umidade relativa do ar (UR), pluviosidade (PL) e radiação solar (RS) foram submetidos ao teste de normalidade e homoscedasticidade, e após negativa, foi realizada análise de correlação de Spearman,

3. RESULTADOS

3.1. Temperatura e Precipitação

Os dados meteorológicos do experimento foram obtidos no banco de dados da Estação Agrometeorológica do Departamento de Ciências Exatas da UNESP – Campus de Jaboticabal, como demonstrado nas Figuras 4 e 5.

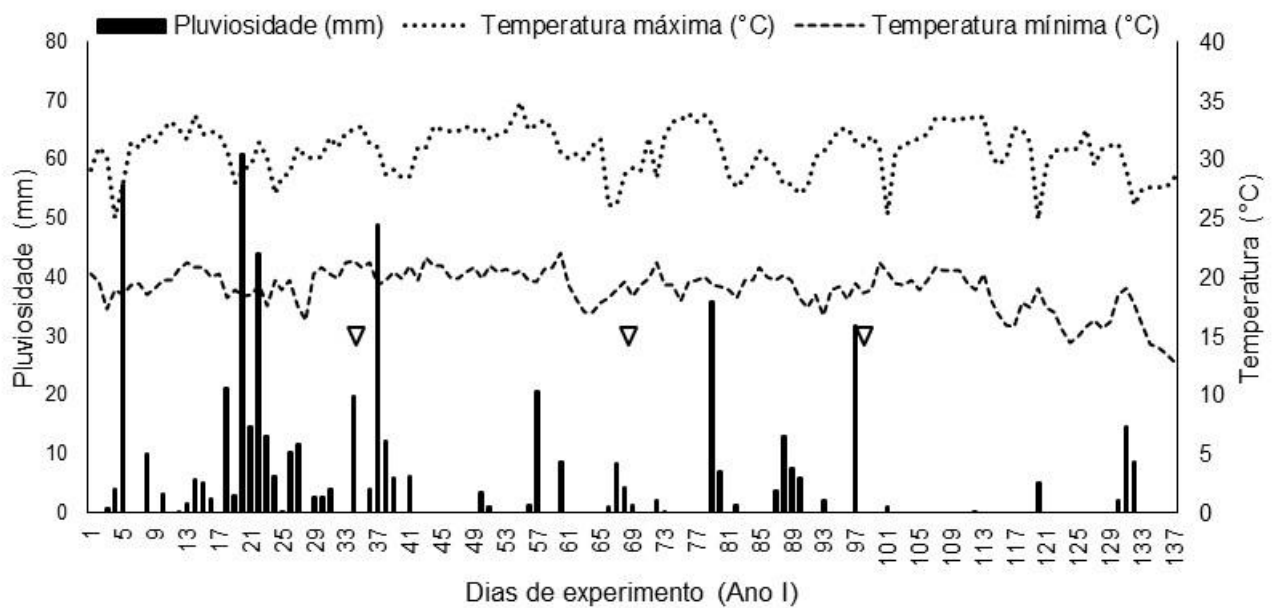


Figura 4. Dados de precipitação e temperaturas (máxima e mínima) do primeiro ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal (período de 08 de dezembro de 2019 a 23 de abril de 2020. ▽ = adubações.

Durante o período experimental do primeiro ano, a temperatura máxima variou de 24,9 a 34,8° C, a temperatura mínima variou de 12,8 a 22,1° C e a temperatura média variou de 19,9 a 26,9° C. Em média as temperaturas máxima, mínima e média foram 30,8, 19,0 e 24,0° C respectivamente. A precipitação total durante o período experimental foi de 571,8 mm.

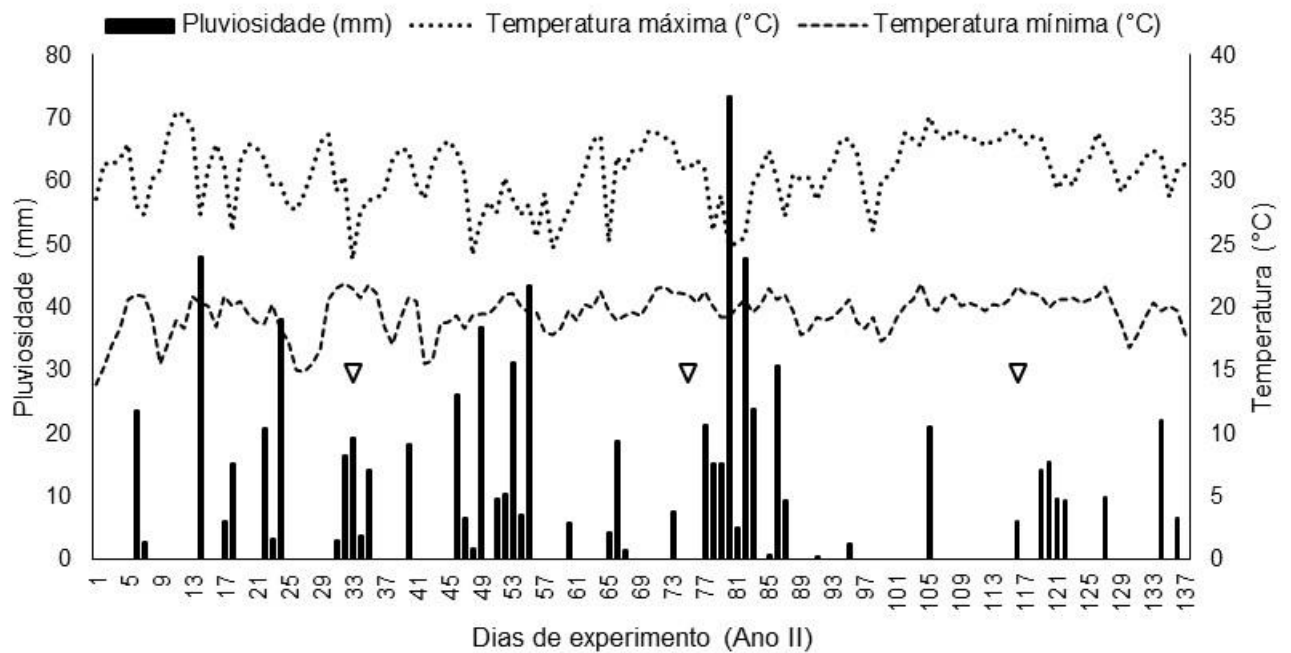


Figura 5. Dados de precipitação e temperaturas (máxima e mínima) do segundo ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal (período de 13 de novembro de 2020 a 29 de março de 2021). ∇ = adubações.

Durante o período experimental do segundo ano, a temperatura máxima variou de 23,7 a 35,4° C, a temperatura mínima variou de 13,8 a 21,8° C e a temperatura média variou de 20,9 a 28,2° C. Em média as temperaturas máxima, mínima e média foram 30,6, 19,5 e 24,3° C respectivamente. A precipitação total durante o período experimental foi de 795,4 mm.

As condições climáticas durante os períodos de coleta de amônia volatilizada variaram bastante, principalmente em relação à precipitação.

No primeiro ano experimental (Figura 6 A), as temperaturas máxima, mínima e média do primeiro período de coleta de amônia volatilizada foram 34,8°C, 19,4°C e 26,1°C, enquanto a precipitação foi de 81,4 mm, sendo que 75% da precipitação ocorreu no 3° e 4° dia. No segundo período de coleta, as temperaturas máxima, mínima e média do foram 33,9°C, 18,0°C e 25,0°C, enquanto a precipitação foi de 63,8 mm, sendo que 56% da precipitação ocorreu no 13°. Já no terceiro período de coleta, as temperaturas máxima, mínima e média do foram 33,7°C, 15,8°C e 25,5°C, enquanto a precipitação foi somente de 1,2 mm.

No segundo ano experimental (Figura 6 B), as temperaturas máxima, mínima e média do primeiro período de coleta de amônia volatilizada foram 33,1°C, 15,4°C e 24,4°C, enquanto a precipitação foi de 161,2 mm, com distribuições bastante homogêneas durante o período. No segundo período de coleta, as temperaturas máxima, mínima e média do foram 33,2°C, 17,8°C e 24,7°C, enquanto a precipitação foi de 243,8 mm, com distribuições homogêneas. Já no terceiro período de coleta, as temperaturas máxima, mínima e média do foram 33,9°C, 16,7°C e 25,7°C, enquanto a precipitação foi 91,9 mm, com distribuições homogêneas.

Em relação as condições climáticas, as maiores diferenças entre os anos ocorreram em relação a pluviosidade.

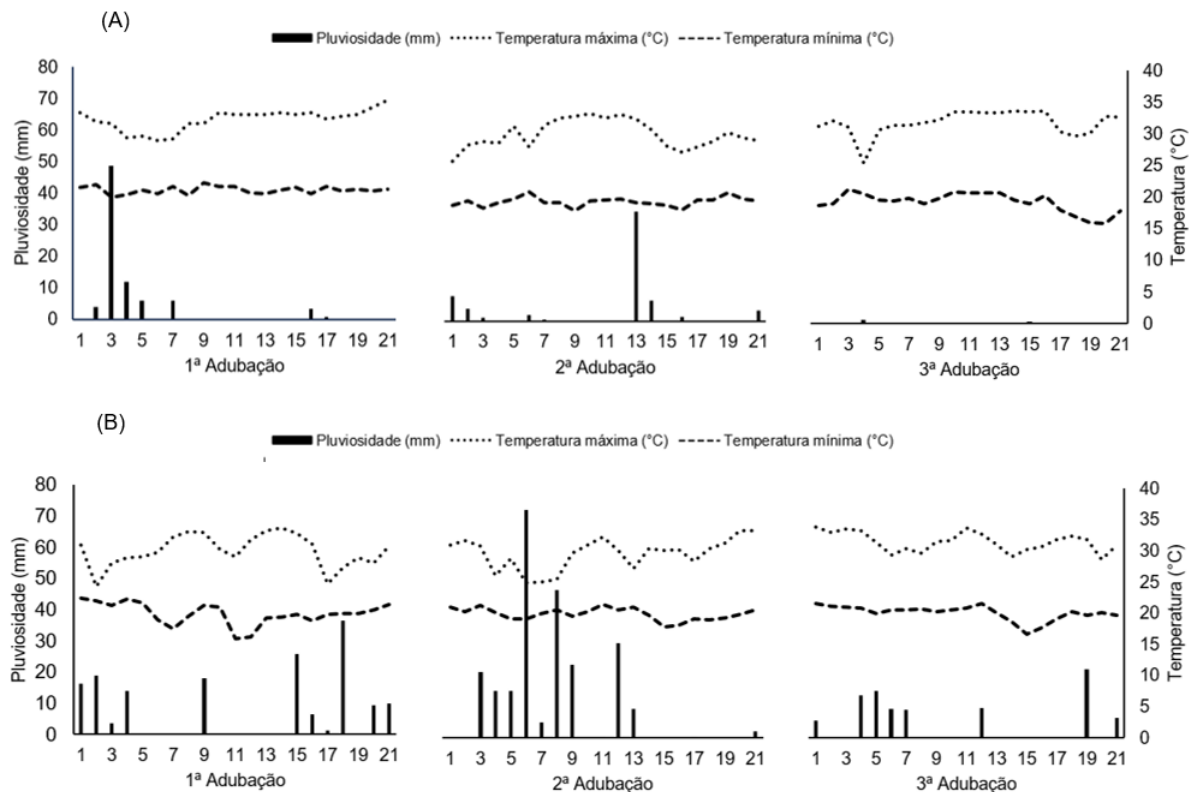


Figura 6. Dados de precipitação e temperaturas (máxima e mínima) do primeiro (A) e segundo (B) ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal nos períodos de coleta e amônia volatilizada.

3.2. Volatilização e perdas acumuladas de NH_3

No primeiro ano experimental (Figura 7 A), observou-se diferentes respostas das curvas de volatilização de NH_3 nos três períodos de adubação.

As volatilizações de amônia foram maiores nos cinco primeiros dias, totalizando 61, 56 e 53% das perdas na primeira, segunda e terceira adubação, respectivamente. Posteriormente, as perdas tenderam à estabilidade, porém, no terceiro período de adubação, as perdas provenientes do fertilizante ureia foram consideravelmente maiores nos 5 primeiros dias (77%) em relação aos fertilizantes nitrato de amônio e sulfato de amônio (45%) período esse que coincide com o período de menores precipitações observadas.

No segundo ano experimental (Figura 7 B), também foram observadas diferenças nos comportamentos das curvas de volatilização de NH_3 nos três períodos de adubação. As volatilizações de amônia foram maiores nos cinco primeiros dias, totalizando 57, 60 e 68% das perdas na primeira, segunda e terceira adubação, respectivamente. No terceiro dia do terceiro período de adubação, as perdas provenientes do fertilizante ureia foram consideravelmente maiores, apresentando um pico de volatilização de 5% (correspondente a 42% das perdas totais) desse fertilizante.

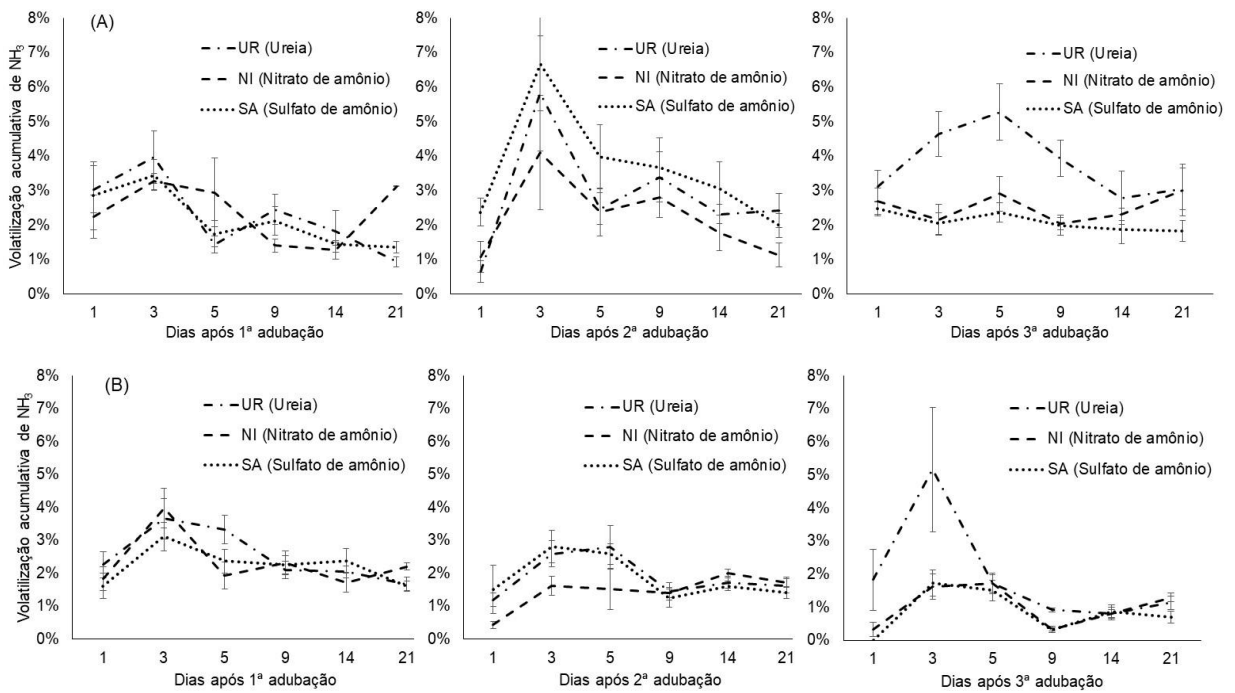


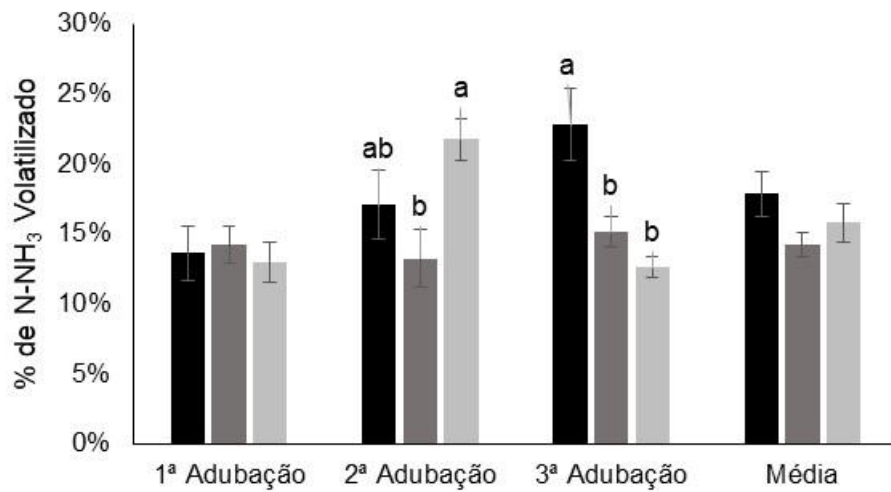
Figura 7. Fluxo diário de emissão cumulativa de amônia (em N-NH₃) de diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados do primeiro (A) e segundo (B) ano experimental em um período de 21 dias, aplicados em pastos de capim-marandu no período das águas.

A volatilização acumulada de NH₃ do primeiro e segundo ano de aplicação de fertilizantes podem ser observados na figura 8.

Na primeira adubação do primeiro ano experimental, não foram observadas diferenças entre as volatilizações acumuladas dos fertilizantes ($p = 0,822$). Já na segunda adubação, houve diferenças entre as volatilizações acumuladas de NH₃ ($p = 0,040$) onde a volatilização de NH₃ dos fertilizantes sulfato de amônio e ureia foram maiores e não diferiram entre si, apresentando valores médios de 19,40%, seguida da volatilização dos fertilizantes nitrato de amônio, que foram menores (média de 15,15%) porém também não diferiu da ureia. Na terceira adubação houve diferenças entre as volatilizações acumuladas de NH₃ ($p = 0,002$) onde a volatilização de NH₃ da ureia foi maior em relação aos outros dois fertilizantes, 22,80% e 13,85% na ureia e os outros dois fertilizantes respectivamente. A volatilização acumulada de todo período observado não diferiu entre os tratamentos.

No segundo ano de adubação (figura 8 B) assim como no primeiro ano experimental, na primeira adubação não foram observadas diferenças entre as volatilizações acumuladas dos fertilizantes ($p = 0,374$). Já na segunda adubação, houve diferenças entre as volatilizações acumuladas de NH₃ ($p < 0,001$) e a volatilização de NH₃ dos fertilizantes sulfato de amônio e ureia foram maiores e não diferiram entre si, apresentando valores médios de 11,24%, seguida da volatilização do fertilizante nitrato de amônio, que foi menor (8,66%). Na terceira adubação também houve diferenças entre as volatilizações acumuladas de NH₃ ($p = 0,026$) a volatilização de NH₃ da ureia e do nitrato de amônio foram maiores (média de 8,83%) não diferindo entre si, seguidas da volatilização acumulada dos fertilizantes ureia e sulfato de amônio (média de 5,60%) não diferindo entre si. A volatilização acumulada de todo período observado não diferiu entre os tratamentos ($p = 0,070$ e $0,093$ no primeiro e segundo ano experimental respectivamente).

(A) ■ UR (Ureia) ■ NI (Nitrato de amônio) ■ SA (Sulfato de amônio)



(B) ■ UR (Ureia) ■ NI (Nitrato de amônio) ■ SA (Sulfato de amônio)

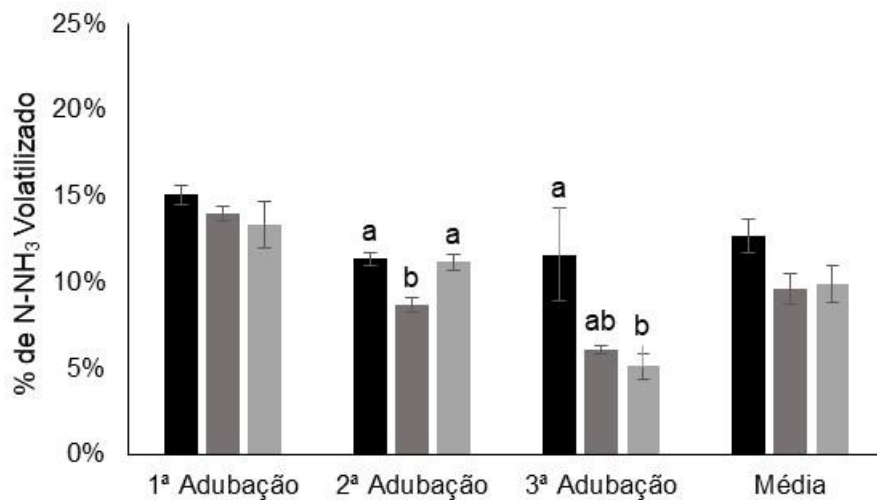


Figura 8. Volatilização acumulada de amônia em um período de 21 dias, em N-NH₃, de diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados aplicados em pastos de capim-marandu no período das águas em dois anos experimentais. Primeiro ano experimental (A) e segundo ano experimental (B). Médias nas colunas de cada período de adubação, seguidas por letras diferentes, diferiram em tipo de fertilizante de acordo com o teste de Tukey com 5% de probabilidade.

Foi realizada análise de correlação de Spearman, verificando possíveis relações entre as condições climáticas e a volatilização de NH₃ (Tabela 3) utilizando os dados de temperatura do solo (TS), umidade do solo (US), temperatura média

(T_{me}), temperatura máxima (T_{ma}), temperatura mínima (T_{mi}), umidade relativa do ar (UR), pluviosidade (PL) e radiação solar (RS) com intuito de verificar se nesse estudo, além dos fertilizantes, houveram relações entre as condições ambientais e volatilização de NH_3 .

Tabela 3. Coeficientes de correlação entre a emissão de amônia e variáveis ambientais em sistemas de produção de bovinos de corte em pastagens.

Correlação	TS	US	T_{me}	T_{ma}	T_{mi}	UR	PL	RS
R ² (Spearman)	0,037	-0,176	0,264	-0,112	-0,153	0,178	-0,253	0,037
P-valor	0,686	0,054	0,004*	0,224	0,096	0,052	0,005*	0,686

* P-valor maior que 5%.

TS = temperatura do solo, US = umidade do solo, T_{me} = temperatura média, T_{ma} = temperatura máxima, T_{mi} = temperatura mínima, UR = umidade relativa do ar, PL = pluviosidade, RS = radiação solar.

4. DISCUSSÃO

Em ambos os anos experimentais, pôde-se observar que as maiores perdas por volatilização ocorreram nos cinco primeiros dias após aplicação do fertilizante nitrogenado, corroborando outros estudos com pastagens tropicais (Cardoso et al, 2019; Longhini et al, 2020; Corrêa et al, 2021). A maior volatilização da amônia ocorre em função das maiores concentrações de nitrogênio amoniacal na solução do solo logo após a fertilização (Sommer et al., 2004).

Vários fatores edafoclimáticos podem influenciar volatilização de NH_3 (Sommer e Hutchings, 2001; Sommer et al., 2004; Cardoso et al, 2019). Segundo Oliveira et al., (2015) fatores como temperatura do solo, umidade do solo, temperatura do ar e umidade relativa, apresentam alta correlação com a volatilização de amônia em sistemas de produção de bovinos de corte no presente estudo.

Os dados de T_{me} e PL apresentaram correlação com a volatilização de amônia, onde a T_{me} demonstra correlação positiva e a PL, correlação negativa. Deste modo, pode-se inferir que quanto mais alta a T_{me} , maiores as possibilidades de aumento na volatilização de NH_3 .

A correlação negativa entre PL e perdas por volatilização indica que, quanto menor a disponibilidade de chuva, maiores são as perdas de NH_3 por volatilização. Isso reflete a precipitação como a principal variável relacionada ao potencial de volatilização de NH_3 . Segundo Kissel et al. (2004), precipitações insuficientes são incapazes de incorporar adequadamente fertilizantes como ureia no solo, favorecendo a volatilização.

Os resultados deste estudo corroboram esses achados, especialmente no primeiro ano experimental, durante o terceiro período de adubação. Nesse intervalo, a pluviosidade total foi de 1,2 mm, e as perdas de NH_3 associadas à ureia foram significativamente elevadas nos cinco primeiros dias, atingindo 77% das perdas do N do total aplicado nesse período, enquanto os fertilizantes nitrato de amônio e sulfato de amônio apresentaram perdas de 45% do total aplicado nesse período. No primeiro período, a volatilização acumulada da ureia foi 60,75% superior à dos outros fertilizantes, reforçando a relação entre baixa precipitação e maior volatilização.

No segundo ano de adubação, padrões semelhantes foram observados. O terceiro período de adubação, caracterizado pela menor pluviosidade (91,9 mm), apresentou perdas substancialmente maiores de NH_3 provenientes da ureia, comparado aos períodos mais chuvosos, que registraram 161,2 mm no primeiro período e 243,8 mm no segundo. Nesse contexto, o pico de volatilização da ureia foi de 5% no início da aplicação, e a volatilização acumulada de NH_3 da ureia foi 48,40% superior em relação aos tratamentos com nitrato de amônio e sulfato de amônio.

Além das condições edafoclimáticas, outros fatores podem alterar as emissões de NH_3 (Pan et al., 2016), tais como a incorporação de fertilizantes no solo (Rochette et al., 2009), uso de fertilizantes nitrogenados nas formas nítrica e amoniacal, como o nitrato de amônio e o sulfato de amônio (Souza et al., 2017, Corrêa et al., 2021), como também as diferentes formas de aplicação (Liu et al., 2017). Estudos como os de Rochette et al. (2009) e Goetz et al. (2023) também indicam que a ureia apresenta maior volatilização em condições de baixa precipitação devido à menor dissolução e incorporação no solo. Além disso, a volatilização exacerbada pela ureia em períodos de menor pluviosidade destaca a importância de estratégias de manejo que reduzam essas perdas, como o uso de fertilizantes menos voláteis e a aplicação parcelada.

Pesquisadores observaram variações entre a emissão de NH_3 provenientes de fertilizantes em pastagens tropicais (tabela 4). Cardoso et al. (2019) ao aplicarem 80 kg N ha^{-1} na forma de ureia em *U. brizantha*, parcelados em três aplicações, observaram valores médios de volatilização acumulada de 16,9%, independente da estação do ano. Já Longhini et al. (2020) em estudo também com ureia em *U. brizantha*, parcelados em três aplicações, porém utilizando 150 kg N ha^{-1} , observaram volatilizações acumuladas de 14,8%, além de também observarem que 61% das perdas ocorreram em até cinco dias após aplicação no período das águas. Os dados dos dois autores corroboram com os dados encontrados nesse estudo (tabela 4).

Chagas et al. (2017) também realizaram estudo em *U. brizantha*, porém testaram diferentes fertilizantes nitrogenados: ureia, ureia revestida com polímero, ureia com inibidor de urease e nitrato de amônia em uma única aplicação de 100 kg N ha^{-1} , observando emissões acumuladas de 28,1%, 18,3%, 17,3% e 2,5% respectivamente. Pode-se observar que, em comparação com esse estudo, a emissão acumulada de ureia foi maior, fato esse provavelmente estando relacionado com aplicação única do fertilizante, porém, o fertilizante revestido ou com inibidor, apresentaram valores próximos aos observados nesse estudo. Em relação ao nitrato de amônio, os valores de volatilização acumulada observados por Chagas et al. (2017) foram 19,52% menores em relação as emissões observadas nesse estudo.

Corrêa et al. (2021) também utilizaram diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados em *U. brizantha*, com o intuito de verificar as emissões de NH_3 . Foram testados os fertilizantes ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio, assim como nesse estudo, porém foram utilizadas as doses de 90 e $180 \text{ kg de N ha}^{-1}$, aplicados de forma única e parcelada. Pôde-se observar uma grande variabilidade nas perdas acumuladas. Ao observarmos as perdas provenientes da ureia, verificou-se que o parcelamento possibilitou menores volatilizações, fato que não foi observado com os fertilizantes nitrato de amônio e sulfato de amônio. Os valores de volatilização acumulada dos fertilizantes nitrato de amônio e sulfato de amônio no estudo mencionado também foram menores em relação a este estudo, mesmo quando os fertilizantes foram aplicados em dose única.

1 **Tabela 4.** Literatura relatada sobre as perdas de amônia volatilizada (% de perda de N como NH₃) a partir do uso de
 2 fertilizantes nitrogenados em pastagens de clima tropical.

Fonte de Fertilizante	Forrageira	N aplicado (kg N ha ⁻¹)	N perdido (% N-NH ₃)	Referências
Ureia	<i>Urochloa brizantha</i>	80	16.9**	Cardoso et al. (2019)
Ureia	<i>Urochloa brizantha</i>	150	14.8**	Longhini et al. (2020)
Ureia			28.1*	
Ureia revestida com polímero	<i>Urochloa brizantha</i>	100	18.3*	Chagas et al. (2017)
Ureia com inibidor de urease			17.3*	
Nitrato de amônia			2.5*	
Ureia		90	6.3** - 13.92*	
		180	10.87** - 24.37*	
Nitrato de amônio	<i>Urochloa brizantha</i>	90	1.05* - 2.02**	Corrêa et al. (2021)
		180	2.58* - 3.17**	
Sulfato de amônio		90	0.78* - 2.22**	
		180	1.81* - 3.1**	
Ureia		100	17.4**	
		200	33.7**	
Ureia com inibidor de urease	<i>Urochloa decumbens</i>	100	12.4**	Meirelles et al. (2023)
		200	17.8**	
Nitrato de amônio		100	7.5**	
		200	9.3**	
Ureia	<i>Panicum maximum</i>	100	20**	Soares Filho et al. (2015)
		150	16**	
Ureia			15,21**	
Nitrato de amônio	<i>Urochloa brizantha</i>	150	11,89**	Siniscalchi et al. (dados não publicados)
Sulfato de amônio			12,81**	

3 *aplicação única, **aplicação parcelada

Em estudo com outra espécie de *Urochloa* (*U. decumbens*) Meirelles et al. (2023) também utilizaram diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados, ureia, ureia com inibidor de urease e nitrato de amônio, nas doses de 100 e 200 kg de N ha⁻¹, aplicados de forma parcelada. Pôde-se observar que, mesmo ao realizarem aplicações parceladas, ao utilizarem doses mais altas (200 kg de N ha⁻¹) independentemente do tipo de fertilizante, as volatilizações foram mais elevadas, principalmente em relação ao fertilizante ureia. Mesmo se tratando de outra espécie de *Urochloa*, quando aplicado 100 kg de N ha⁻¹, os valores de volatilização acumulada observados foram muito próximos dos observados nesse estudo. Os dados obtidos nesse estudo também corroboram com os estudos realizados por Soares Filho et al. (2015), que mesmo utilizando outra espécie de forrageira (*Panicum maximum*) obtiveram valores muito próximos de amônia volatilizada, quando aplicado 150 kg de N ha⁻¹ na forma de ureia.

Segundo o guia revisado do IPCC na realização de inventários (IPCC, 2019), os valores desagregados na volatilização de amônia (FracGASM, Tabela 11.3), são de 15,0% do fertilizante ureia, 1,0% do nitrato de amônio e 5,0% do sulfato de amônio. Ao calcularmos uma média dos dois anos observados nesse estudo, obteve-se valores de 15,21%, 11,89% e 12,81% respectivamente. Deste modo, os valores obtidos nesse estudo quanto à volatilização de ureia corroboram os valores fornecidos pelo IPCC, porém, quanto a volatilização do nitrato de amônio e sulfato de amônio, os valores observados foram superiores.

5. CONCLUSÕES

A volatilização de amônia é influenciada pelo tipo de fertilizante nitrogenado utilizado, sendo mais acentuada durante períodos de baixa pluviosidade. As maiores perdas acumuladas de NH₃ ocorrem com o uso de ureia, seguidas pelo nitrato de amônio e, por último, pelo sulfato de amônio.

A disponibilidade de água no solo, oriunda das chuvas, é essencial na diminuição de perdas por volatilização, especialmente no caso da aplicação da ureia.

As emissões de NH₃ provenientes dos fertilizantes nitrato de amônio e sulfato de amônio apresentaram valores, em média, 74,23% e 26,30% superiores aos

padrões fornecidos pelo IPCC. Esse aumento deve-se, principalmente, à falta de chuvas durante o período de adubação, evidenciando que os padrões propostos pelo IPCC são pouco adequados em pastagens de regiões tropicais. Esses padrões devem considerar as especificações do manejo adotado nessas condições, obtendo maior precisão.

6. REFERÊNCIAS

ABIEC - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE. Beef Report: Perfil da Pecuária no Brasil. 2024.

Aguilar PBD, Teixeira FA, Silva FFD, Pires AJV, Nascimento PVN, Santos OOD (2016) Economic viability of production of Nellore heifers on *Urochloa brizantha* cv. Marandu pastures deferred and fertilized with nitrogen. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, 38(1), 69-76.

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JDM, Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, 22(6), 711-728.

Araújo EDS, Marsola T, Miyazawa M, Soares LHDB, Urquiaga S, Boddey RM, Alves B JR (2009). Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 44, 769-776.

Balieiro FC, Alves BJR (2017) Nitrogênio total: Kjeldahl. **Embrapa Solos-Capítulo em livro técnico** (INFOTECA-E).

Bedaso NH, Bezabih M, Zewdu Kelkay T, Adie A, Khan NA, Jones CS, Mekonnen K, Wolde-meskel E (2022) Effect of fertilizer inputs on productivity and herbage quality of native pasture in degraded tropical grasslands. **Agronomy Journal**, 114(1), 216-227.

Boddey RM, Casagrande DR, Homem BG, Alves BJ (2020). Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: A review. **Grass and Forage Science**, 75(4), 357-371.

Bolan NS, Saggar S, Luo J, Bhandral R, Singh J (2004) Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: processes, measurements and modeling, environmental implications, and mitigation. **Advances in agronomy** 84:120.

Cabral OM, De Freitas HC, Cuadra SV, Nogueira SF, Koenigkan LV, Ligo MA, Andrade CA, Gash JH, Rocha HR, Rossi P (2024) Eddy covariance fluxes of greenhouse gasses observed in a renewed pasture in the southeast of Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, 356, 110177.

Campos AXD (2004) Fertilização com sulfato de amônio na cultura do milho em um solo de cerrado de Brasília sob pastagem de *Brachiaria decumbens*. Diss. Universidade de São Paulo.

Cantarella H, Correa L, Primavesi AC, Freitas AR, Silva AG (2001) Ammonia losses by volatilization from coastcross pasture fertilized with two nitrogen sources. In: **International Grassland Congress**. p. 190-192.

Cantarella H, Trivelin PCO, Contin TLM, Dias FLF, Rossetto R, Marcelino R, Coimbra RB, Quaggio JA (2008) Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola** 65:397-401.

Cardoso AS, Barbero RP, Romanzini EP, Teobaldo RW, Ongaratto F, Fernandes MHMR, Ruggieri AC, Reis RA (2020). Intensification: A Key Strategy to Achieve Great Animal and Environmental Beef Cattle Production Sustainability in *Brachiaria* Grasslands. **Sustainability**, 12, 6656.

Cardoso AS, Oliveira SC, Januszkiewicz ER, Brito LF, Da Silva Morgado E, Reis RA, Ruggieri AC (2019) Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. **Soil & Tillage Research**, 194, 104341.

Chagas PD, Gouveia GCC, Costa GD, Barbosa WFS, Alves AC. (2017). Volatilização de amônia em pastagem adubada com fontes nitrogenadas. **Revista de agricultura neotropical**. v. 4, n. 2, p. 76-80.

Corrêa DCC, Cardoso AS, Ferreira MR, Siniscalchi D, Gonçalves PHDA, Lumasini RN, Reis RA, Ruggieri AC (2021). Ammonia volatilization, forage accumulation, and nutritive value of marandu palisade grass pastures in different n sources and doses. **Atmosphere**, 12(9), 1179.

Costa KAP, Oliveira IP, Faquin V (2006) Adubação Nitrogenada para Pastagens do Gênero *Brachiaria* em solos do Cerrado. Documentos / **Embrapa Arroz e Feijão**, ISSN 1678-9644; 192.

Crispim SMA, Branco OD (2002) Aspectos gerais das Braquiárias e suas características na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, MS. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 33. 25.

de Moraes, RF, Boddey, RM, Urquiaga, S, Jantalia, CP, Alves, BJ (2013) Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.). **Soil Biology and Biochemistry** 64:80-88.

Delevatti LM, Cardoso AS, Barbero RP, Leite RG, Romanzini EP, Ruggieri AC, Reis RA (2019) Effect of nitrogen application rate on yield, forage quality, and animal performance in a tropical pasture. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 7596.

Dias Filho MB, Dias Filho MB (2017) Degradação de pastagens: o que é e como evitar.

Eckard RJ, Chen D, White RE, Chapman DF (2003) Gaseous nitrogen loss from temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-eastern Australia. **Australian Journal of Agricultural Research**, 54:561-570.

Fisher Myles J, Kerridge PC (1996) The agronomy and physiology of *Brachiaria* species.

Giúmenes FMA, Silva SC, Fialho CA, Gomes MB, Berndt A, Gerdes L, Colozza MT (2011) Ganho de peso e produtividade animal em capim-marandu sob pastejo rotativo e adubação nitrogenada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 7, p. 751-759.

González AT, Morton CM (2005). Molecular and morphological phylogenetic analysis of *Brachiaria* and *Urochloa* (*Poaceae*). **Molecular Phylogenetics and Evolution**, 37(1), 36-44.

Götze H, Saul M, Jiang Y, Pacholski A (2023). Effect of incorporation techniques and soil properties on NH₃ and N₂O emissions after urea application. **Agronomy**, 13(10), 2632.

Harrison R, Webb J. (2001). A review of the effect of N fertilizer type on 52 gaseous emissions. **Advances in Agronomy**, 73, 65–108.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pastagens. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/busca.html?searchword=pastagens>. Acesso em: 19 set. 2024.

IPCC. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. International Panel on Climate Change (IPCC); IPCC: Geneva, Switzerland, 2019; pp. 546–554.

Jank L, Barrios SC, do Valle CB, Simeão RM, Alves, GF (2014). The value of improved pastures to Brazilian beef production. **Crop and Pasture Science**, 65(11), 1132-1137.

Kissel DE, Cabrera ML, Vaio N, Craig JR, Rema JA, Morris LA (2004). Rainfall timing and ammonia loss from urea in a loblolly pine plantation. **Soil Science Society of America Journal**, 68(5), 1744-1750.

Liu S, Wang JJ, Tian Z, Wang X, Harrison S (2017). Ammonia and greenhouse gas emissions from a subtropical wheat field under different nitrogen fertilization strategies. **Journal of Environmental Sciences**, 57, 196-210.

Longhini VZ, Cardoso AS, Berça AS, Boddey RM, Reis RA, Dubeux Jr JCB, Ruggieri AC (2020). Nitrogen supply and rainfall affect ammonia emissions from dairy cattle excreta and urea applied on warm-climate pastures. **Journal of Environment Quality**. Vol. 49, No. 6, pp. 1453-1466.

Marschner H. (2011) **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. Academic press.

Meirelles GC, Heinrichs R, Lira M, Ribeir Virgílio I, Santos LFM, Bonfim Cassimiro JB, Ruffo ML, Soares Filho M, Moreira A (2023). Ammonia volatilization and pasture yield of *Urochloa decumbens* fertilized with nitrogen sources. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 69(10), 1946-1954.

Munaretti E (2002) Desenvolvimento e avaliação de desempenho de misturas explosivas a base de NA e Óleo combustível. Tese (Doutorado em Engenharia), Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio grande do Sul, Porto Alegre.
Nascimento CACD, Vitti,GC, Faria, LDA, Luz, PHC, Mendes, FL (2013) Ammonia volatilization from coated urea forms. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 37:1057-1063.

Oliveira PPA, Rodrigues PHM, Azenha MV, Lemes AP, Sakamoto LS, Corte RU, Praes MFFM (2015) Emissões de GEE e amônia em sistemas pastoris: mitigação e boas práticas de manejo. In: Sistemas de Produção, Intensificação e Sustentabilidade da Produção Animal. 1 ed. Piracicaba: FEALQ. Cap. 7. 179-223pp.

Pan B, Lam SK, Mosier A, Luo Y, Chen D (2016). Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 232, 283-289.

Pedreira CG, Silva VJ, Pedreira BC, Sollenberger LE (2017). Herbage accumulation and organic reserves of palisadegrass in response to grazing management based on canopy targets. **Crop Science**, 57(4), 2283-2293.

Reetz, HF (2016) Fertilizers and their efficient use. **International Fertilizer industry Association**, IFA.

Ribeiro VJ, Andrade FV, de Souza CHE, Sa Mendonca E (2016) Volatilization of ammonia in stabilized slow-release nitrogen fertilizer under controlled conditions. **Australian Journal of Crop Science** 10:793.

Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, MacDonal JD, Gasser MO, Bertrand N (2009). Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 84, 71-80.

Soares Filho CV, Cecato U, Ribeiro OL, Roma CFDC, Beloni T (2015). Ammonia volatilization losses in Tanzania grass fertilized with urea. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, 16(1), 253-264.

Sommer SG, Hutchings NJ (2001). Ammonia emission from field applied manure and its reduction. **European journal of agronomy**, 15(1), 1-15.

Sommer SG, Schjorring JK, Denmead OT. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. **Advances in agronomy**. 2004, 82, 557–622.

Souza TLD, Guelfi DR, Silva AL, Andrade AB, Chagas WFT, Cancellier EL (2017). Ammonia and carbon dioxide emissions by stabilized conventional nitrogen fertilizers and controlled release in corn crop. **Ciência e Agrotecnologia**, 41(5), 494-510.

Timilsena YP, Adhikari R, Casey P, Muster T, Gilla H, Adhikari B (2015) Enhanced efficiency fertilisers: a review of formulation and nutrient release patterns. **Journal of Science Food Agriculture** 95:1131-1142.

Williams Le e Miller Aj (2001) Transporters responsible for the uptake and partitioning of nitrogenous solutes. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Molec. Biol.*, 52:59-688.

Zimmer AH, Macedo MCM, Kichel AN, de Almeida RG (2012) Degradação, recuperação e renovação de pastagens.

CAPÍTULO 3 - EFEITOS DE FONTES DE FERTILIZANTES NITROGENADOS SOBRE AS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM PASTAGENS

RESUMO – O N_2O e o CH_4 apresentam grande impacto nas emissões de GEE e conseqüentemente no efeito estufa. O CH_4 e o N_2O têm capacidade de poluição 27,2 e 273 vezes maiores que o CO_2 , respectivamente. Alterações nas emissões de GEE podem ser influenciadas pelas fontes de fertilizantes de acordo com as formas de N disponíveis, métodos de aplicação, condições climáticas e doses de aplicação. Estudos relacionados a fontes de fertilizantes nitrogenados e emissões de GEE em pastagens tropicais são escassos. Tais informações são fundamentais na maximização do uso de N e evitar perdas econômicas e ambientais. O objetivo deste estudo foi avaliar as emissões de CH_4 e N_2O em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu adubadas com $150 \text{ kg de N ha}^{-1}$ com três diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados: UR, NI e SA. O estudo foi conduzido durante dois anos consecutivos no setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP, Campus de Jaboticabal, SP. O primeiro ano do experimento realizado de dezembro de 2020 a abril de 2021 e o segundo ano realizado novembro de 2021 a abril de 2022. O experimento foi realizado em delineamento inteiramente casualizado (DIC) constituído por 4 tratamentos e 5 repetições. As adubações foram realizadas nas estações chuvosas, divididas em três aplicações, totalizando 150 kg N ha^{-1} . Os fluxos de emissão de CH_4 e N_2O foram quantificados utilizando câmaras estáticas padronizadas e as amostragens foram realizadas entre 9h e 10h. Foi utilizado o software R 4.4.2 em todas as análises estatísticas, onde os dados foram submetidos à ANOVA e teste de Tukey-HSD a 5% de probabilidade. Os picos de emissões de N_2O foram observados nos primeiros dias após cada adubação nitrogenada, posteriormente as emissões diminuíram. Não foram observados picos de emissões de CH_4 após as adubações. Nos dois anos experimentais, as emissões acumulativas de N_2O foram menores no tratamento CO ($p < 0.05$). As emissões médias acumulativas do N_2O do tratamento CO do primeiro ano foram $1,80 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ e dos tratamentos com adubação nitrogenada foram $45,59 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$. No segundo ano experimental os valores de emissões médias acumulativas do tratamento CO foram negativos ($-8,41 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$) e dos tratamentos com adubação nitrogenada foram positivos ($54,94 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$). Nos dois anos experimentais, as emissões acumulativas totais de CH_4 não diferiram entre nenhum dos tratamentos ($p > 0.05$). As emissões de N_2O são influenciadas pela adubação nitrogenada, porém, independem do tipo de fertilizante nitrogenado. Além da adubação nitrogenada, o N inorgânico do solo, temperatura máxima e pluviosidade foram correlacionadas com as emissões de N_2O . As emissões de CH_4 não foram influenciadas pela fertilização nitrogenada, independentemente da fonte, estando relacionadas a umidade do solo e disponibilidade de NH_4^+ .

Palavras-chave: nitrato de amônio, mudanças climáticas, óxido nitroso, pastagens, sulfato de amônio, ureia

CHAPTER 3 - EFFECTS OF NITROGEN FERTILIZER SOURCES ON GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN PASTURES

ABSTRACT – N₂O and CH₄ have a significant impact on GHG emissions and, consequently, on the greenhouse effect. CH₄ and N₂O have a pollution capacity 27.2 and 273 times greater than CO₂, respectively. Changes in GHG emissions can be influenced by fertilizer sources, depending on the available N forms, application methods, climatic conditions, and application rates. Studies related to nitrogen fertilizer sources and GHG emissions in tropical pastures are scarce. Such information is essential for maximizing N use and avoiding economic and environmental losses. The objective of this study was to evaluate CH₄ and N₂O emissions in *Urochloa brizantha* cv. pastures. Marandu plants were fertilized with 150 kg of N ha⁻¹ and three different types of nitrogen fertilizers: UR, NI, and SA. The study was conducted for two consecutive years in the Forage Department of the School of Agricultural and Veterinary Sciences, UNESP, Jaboticabal Campus, SP. The first year of the experiment was carried out from December 2020 to April 2021, and the second year was carried out from November 2021 to April 2022. The experiment was conducted in a completely randomized design (CRD) consisting of four treatments and five replicates. Fertilization was carried out during the rainy seasons, divided into three applications, totaling 150 kg N ha⁻¹. CH₄ and N₂O emission fluxes were quantified using standardized static chambers, and sampling was taken between 9:00 and 10:00 am. R 4.4.2 software was used for all statistical analyses, where the data were submitted to ANOVA and Tukey-HSD test at 5% probability. Peaks in N₂O emissions were observed in the first days after each nitrogen fertilization, subsequently decreasing emissions. No peaks in CH₄ emissions were observed after fertilization. In both experimental years, cumulative N₂O emissions were lower in the CO treatment ($p < 0.05$). The mean cumulative N₂O emissions of the CO treatment in the first year were 1.80 mg N-N₂O m⁻² and of the treatments with nitrogen fertilization were 45.59 mg N-N₂O m⁻². In the second experimental year, the mean cumulative emissions values of the CO treatment were negative (-8.41 mg N-N₂O m⁻²) and of the treatments with nitrogen fertilization were positive (54.94 mg N-N₂O m⁻²). In both experimental years, total cumulative CH₄ emissions did not differ between any of the treatments ($p > 0.05$). N₂O emissions are influenced by nitrogen fertilization, but are independent of the type of nitrogen fertilizer. In addition to nitrogen fertilization, soil inorganic N, maximum temperature, and rainfall were correlated with N₂O emissions. CH₄ emissions were not influenced by nitrogen fertilization, regardless of the source, and were related to soil moisture and NH₄⁺ availability.

Keywords: ammonium nitrate, climate change, nitrous oxide, pastures, ammonium sulfate, urea

1. INTRODUÇÃO

O aumento da produtividade e as melhorias nas características químicas das forrageiras estão diretamente associadas ao uso de adubação nitrogenada (Dupas et al., 2016; Marques et al., 2017; Delevatti et al., 2019; Leite et al., 2021). Contudo, práticas inadequadas de fertilização podem proporcionar alterações na emissão de gases de efeito estufa (GEE) (Raposo et al., 2020; Cardoso et al., 2022; da Silva et al., 2022).

Os gases de maior impacto ambiental incluem o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), que possuem diferentes potenciais de aquecimento global (PAG). O CO_2 é a referência com PAG igual a 1, enquanto o CH_4 tem um PAG de 27,2 e o N_2O um PAG de 278,0 (IPCC, 2022). Assim, o CH_4 e o N_2O apresentam capacidades de contribuição no efeito estufa de 27,2 e 278,0 vezes maiores que o CO_2 , respectivamente.

No Brasil, o setor agropecuário contribuiu com 28,5% das emissões totais de GEE emitidos no país em 2020, totalizando 477,67 Mt de CO_2eq (CO_2 equivalente). Deste montante, 62,5% das emissões foram provenientes do CH_4 e 32,0% de N_2O (MCTI, 2022).

De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2022), em condições de clima temperado, o aumento na aplicação de fertilizantes nitrogenados está associado a elevações nas emissões de N_2O . Fato que também foi constatado por Raposo et al. (2020) e Corrêa et al. (2021), em estudos com capim-marandu em condições de clima tropical, nos quais os picos de emissão do N_2O no solo ocorreram, em geral, poucos dias após a aplicação dos fertilizantes nitrogenados (Žurovec et al., 2021).

O N_2O é produzido no solo principalmente durante os processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é o processo de oxidação da amônia (NH_3) em nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, em nitrato (NO_3^-), realizada por microrganismos quimioautotróficos, predominantemente em condições de anaerobiose. Já a desnitrificação consiste na redução do nitrato (NO_3^-) em nitrogênio gasoso (N_2) e óxido nitroso (N_2O), mediada por microrganismos desnitrificantes (Purswani e Llorente, 2021). Esse processo pode ocorrer tanto em condições aeróbicas quanto

anaeróbicas (Müller et al., 2004; Xiong et al., 2009; Xu et al., 2013). A produção de N_2O no solo é influenciada por fatores como disponibilidade de oxigênio, pH, temperatura, umidade e concentração de nitrogênio (N) mineral (Dobbie et al., 1999; Rochette et al., Song et al., 2019).

A produção de CH_4 em pastagens pode aumentar indiretamente com o maior consumo de fibra em detergente neutro (FDN) e matéria seca pelos animais, resultando em emissões por eructação (Lancaster et al., 2009; Lingen et al., 2019; Berça et al. 2019). Além disso, a deposição de excretas pelos animais também contribui nas emissões de CH_4 (Cardoso et al., 2019). Contudo, ainda são escassos os estudos que analisam a relação entre o uso de fertilizantes nitrogenados e as emissões de CH_4 .

No solo, a produção ou o consumo de CH_4 depende de diversos fatores, como a presença de microrganismos específicos (McDonald et al., 2008), umidade, tipo de solo, adubação nitrogenada, processos de mineralização e nitrificação (Bodelier et al., 2000). Raposo et al. (2020) avaliaram emissões de CH_4 em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. Marandu sob diferentes doses de fertilização nitrogenada. Os resultados indicaram que a fertilização promoveu a oxidação de CH_4 no solo, sugerindo que o uso de N pode mitigar as emissões de CH_4 em solos de pastagens.

A produção de CH_4 em pastagens pode ser reduzida pelo aumento de doses de N (Zanatta et al., 2010; Bodelier, 2011). No entanto, essa redução é mais evidente logo após a aplicação dos fertilizantes (Raposo et al., 2020; Mori e Hojito, 2015). As emissões de CH_4 estão mais relacionadas às características do solo e à presença de água, que criam condições de anaerobiose essenciais na sua produção, do que ao uso direto de fertilizantes nitrogenados (Yue et al. 2016; Cardoso et al., 2016; Raposo et al. 2020, Smith et al., 2018).

Os fertilizantes nitrogenados mais utilizados no Brasil incluem ureia (44 a 46% N), sulfato de amônio (20 a 21% N) e nitrato de amônio (32 a 33% N) (Costa et al., 2006). A ureia (CH_4N_2O) é o fertilizante nitrogenado mais utilizado em pastagens devido ao seu menor custo em comparação com outros fertilizantes (Reetz, 2016). Porém, apresenta desvantagens como perdas de nitrogênio por lixiviação, devido à sua alta solubilidade, e perdas por volatilização de amônia (NH_3) (Corrêa et al., 2021),

além de potencial perda de N por desnitrificação, resultando em menor eficiência de uso do N (Harrison e Webb, 2001).

O nitrato de amônio (NH_4NO_3) disponibiliza o N na forma amoniacal (NH_4^+) e nítrica (NO_3^-), possibilitando menor perda de N quando aplicado de forma adequada em relação a doses e períodos (Williams e Miller., 2001). O sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) fornece N prontamente disponível na forma amoniacal (NH_4^+), que pode ser absorvido pelas plantas ou convertido em nitrato (NO_3^-). Estudos indicam que o uso de sulfato de amônio em forrageiras do gênero *Urochloa* reduz significativamente as perdas de N (Cantarella et al., 2001; Campos, 2004).

A qualidade e a disponibilidade de forragem são influenciadas pelas fontes de fertilizantes nitrogenados, métodos de aplicação, condições climáticas e doses utilizadas (Martha Junior et al., 2004). Entretanto, a viabilidade econômica e ambiental do uso de ureia em comparação com outros fertilizantes em pastagens tropicais permanece incerta (Eckard et al., 2003). Estratégias como o parcelamento da fertilização podem reduzir as perdas de N, minimizando a quantidade de NH_4^+ disponível no solo e aumentando a eficiência do fertilizante (Timilsena et al., 2015).

Com o intuito de reduzir as perdas de N, aumentar a eficiência da fertilização nitrogenada e mitigar os efeitos das emissões de GEE, é necessário conduzir estudos em pastagens tropicais utilizando diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados. Este trabalho tem como hipóteses que a fonte nitrato de amônio resulta em maiores emissões de GEE e que o sulfato de amônio apresenta maior potencial de mitigar as emissões de N_2O . Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar as emissões de N_2O e CH_4 em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu adubadas com 150 kg de N ha^{-1} , comparando três diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados: ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área experimental

O estudo foi conduzido no setor de Forragicultura da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP, Campus de Jaboticabal, SP, localizado a 21 ° 14' S

e 48 °17' O, a 628 m de altitude. A precipitação anual média é de 1424 mm, temperatura anual mínima de 16,9 ° C, máxima de 26,3 ° C e média de 22,3 ° C. O clima da região é caracterizado por estação chuvosa de setembro a abril e seca de maio a agosto, classificado como Aw no sistema Köppen (Alvares et al., 2013).

O estudo foi conduzido durante dois anos consecutivos durante a fase de recria de machos da raça Nelore (*Bos taurus indicus*). O primeiro ano do experimento foi realizado de dezembro de 2020 a abril de 2021 (127 dias) e o segundo ano foi realizado de novembro de 2021 a abril de 2022 (148 dias), totalizando 275 dias experimentais.

A área experimental na qual foram realizadas as avaliações de emissão de gases de efeito estufa é formada com *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf cv. marandu, com quatro piquetes experimentais, onde foram adicionadas 5 câmaras estáticas padronizadas (CARDOSO et al., 2019) em cada tratamento, distribuídas de forma inteiramente casualizada.

Os pastos foram manejados em sistema de lotação contínua e taxa de lotação variável, adotando-se a altura de 25 cm a 30 cm. O ajuste de taxa de lotação foi realizado em função das alturas pré-estabelecidas de forma que todos os piquetes tivessem no mínimo quatro animais durante todo o período de avaliação. As alturas médias do dossel durante o período foram avaliadas a cada 7 dias, a partir da medição de 80 pontos aleatórios por piquete com auxílio de uma bengala graduada, ajustando a lotação e assim mantendo as alturas do pasto entre 25 a 30 cm, sendo equivalente a interceptação luminosa de 95%, proporcionando as maiores taxas de acúmulo de forragem (Barbero et al., 2015).

2.2. Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC), constituído por 4 tratamentos e 5 repetições (câmaras), totalizando 20 unidades experimentais. Os tratamentos constaram de pastos de capim-marandu:

CO – Sem uso de fertilizante nitrogenado;

UR – Adubação com ureia;

NI – Adubação com nitrato de amônio;

SA – Adubação com sulfato de amônio.

2.3. Fertilização do solo

Foram coletadas 10 amostras de solo por piquete, formando uma amostra composta e posteriormente realizadas análises texturais do solo nas camadas de 0 a 20 cm (Tabela 5).

Tabela 5. 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.

Anteriormente a cada ano experimental, foram realizadas coletas de solo nas camadas de 0 a 20 e 20 a 40 cm e posterior análise química. Observa-se nas Tabelas 6 e 7, as análises referentes ao primeiro ano experimental e nas Tabelas 8 e 9, as análises referentes ao segundo ano experimental.

Tabela 6. Atributos químicos do solo da área no primeiro ano experimental na profundidade de 0 a 20 cm.

Trat.	P resina	MO	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
	mg/dm ³	g/dm ³					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
SA	21	33	4,6	3,2	21	9	40	33	73	46

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. P resina = fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg/dm³ = µg/cm³),

MO = matéria orgânica (g/dm³ = %, com base em volume de solo x10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ 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 7. Atributos químicos do solo da área no primeiro ano experimental na profundidade de 20 a 40 cm.

Trat.	P resina	MO	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
	mg/dm ³	g/dm ³					mmolc/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
SA	13	22	4,6	2,3	18	6	36	26	62	42

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. P resina = fósforo extraído do solo por resina trocadora de íons (mg/dm³ = µg/cm³), MO = matéria orgânica (g/dm³ = %, com base em volume de solo x10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ 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 8. Atributos químicos do solo da área no segundo ano experimental na profundidade de 0 a 20 cm.

Trat.	P resina	MO	pH CaCl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
	mg/dm ³	g/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
SA	35	35	4,7	3,9	24	11	42	39	81	48

Data: 03/09/2021. 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/dm³ = µg/cm³), MO = matéria orgânica (g/dm³ = %, com base em volume de solo x10), pH em CaCl₂ = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmolc/dm³ = cmolc/dm³ x 10), SB = soma de

bases ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$), CTC = capacidade de troca de cátions, ou $\text{SB} + (\text{H}+\text{Al})$, $V =$ índice de saturação por bases ou $V = 100 \cdot \text{SB}/\text{CTC}$.

Tabela 9. Atributos químicos do solo da área no segundo ano experimental na profundidade de 20 a 40 cm.

Trat.	P resina	MO	pH CaCl_2	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V
	mg/dm ³	g/dm ³		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
SA	7	20	5,0	3,4	19	8	28	30	58	52

Data: 03/09/2021. 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/dm³ = µg/cm³), MO = matéria orgânica (g/dm³ = %, com base em volume de solo x10), pH em CaCl_2 = pH determinado em solução centimolar de cloreto de cálcio, K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} = respectivamente potássio, cálcio e magnésio trocáveis, (mmol_c/dm³ = cmol_c/dm³ x 10), H+Al = acidez potencial ou total (mmol_c/dm³ = cmol_c/dm³ x 10), SB = soma de bases ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$), CTC = capacidade de troca de cátions, ou $\text{SB} + (\text{H}+\text{Al})$, $V =$ índice de saturação por bases ou $V = 100 \cdot \text{SB}/\text{CTC}$.

Foi realizada adubação da área experimental no ano anterior no período das águas com os mesmos tratamentos avaliados.

A adubação nitrogenada foi realizada na estação chuvosa durante o período do experimento utilizando: ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio na mesma dosagem de nitrogênio, divididas em três aplicações de 50 kg N ha⁻¹, totalizando 150 kg N ha⁻¹. As adubações nas câmaras de GEE foram realizadas manual e individualmente momentos antes à adubação mecânica na área total e cobertas, evitando dupla aplicação ou aplicação incorreta. Logo após a adubação na área total de cada piquete, as câmaras foram descobertas.

Com o objetivo de igualar as quantidades de N e S fornecidas em cada tratamento, as seguintes observações foram consideradas:

A composição do sulfato de amônio possui 20% de N, logo com o intuito de que fosse fornecido 150 kg de N ha⁻¹, foram utilizados 750 kg de sulfato de amônio ha⁻¹, que também forneceram 180 kg de S ha⁻¹, devido a necessidade de igualar o S nos

outros tratamentos, foi utilizado o gesso agrícola, que possui S com o intuito de igualar a quantidade dos demais tratamentos.

A partir das análises químicas do solo nas profundidades de 0 a 20 e 20 a 40 nas áreas experimentais, constatou-se que o cálcio não foi um fator limitante nesse estudo, sendo o menor valor observado 12 mmolc/dm^3 , desta forma, o acréscimo de Ca_2^+ não alterou a disponibilidades dos nutrientes entre os tratamentos.

A composição do gesso agrícola possui 15% de S, logo, nos piquetes que possuem ureia e nitrato de amônio como tratamento e os piquetes sem fertilização nitrogenada, foi aplicado 1200 kg ha^{-1} de gesso agrícola, igualando o fornecimento de S em todos os tratamentos.

A ureia e nitrato de amônio possuem 45% e 33% de N em sua composição respectivamente, portanto, com o intuito de fornecer 150 kg ha^{-1} de N, foram utilizados 333 kg ha^{-1} de ureia e 450 kg ha^{-1} de nitrato de amônio nos seus respectivos piquetes.

As áreas nas quais foram avaliados os experimentos, receberam as mesmas quantidades de P, K, evitando interações entre os nutrientes decorrentes do uso de cada fertilizante avaliado. Foi utilizado fertilizante comercial 0-20-20 nas adubações de P e K, nas quantidades de 80 kg ha^{-1} , subdivididas juntamente com as duas primeiras aplicações de fertilizante nitrogenado.

As datas das adubações podem ser observadas na Tabela 10, sendo realizadas de acordo com as condições climáticas, tendo início com a gessagem, visando uniformização da quantidade de S em todos os tratamentos.

Tabela 10. 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.

2.4. Parâmetros do solo e meteorológicos

Foram coletadas amostras de 10 cm de diâmetro e 5 cm de altura na determinação da densidade do solo em mg m^{-3} (Tabela 11) a partir do método do anel volumétrico (MAV) o qual consiste na amostragem do solo com estrutura indeformada num anel (cilindro metálico) de volume conhecido (EMBRAPA, 1997).

As amostras foram secas a 105°C por 48 horas e, posteriormente o volume total de poros do solo foi calculado dividindo a densidade do solo pela densidade de partículas estimada em $2,65 \text{ g cm}^{-3}$. Os valores médios do volume total de poros variaram de 46,49% a 56,26% entre os tratamentos.

Tabela 11. 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
SA	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; UR = Adubação com ureia; NI = Adubação com nitrato de amônio; SA = Adubação com sulfato de amônio. *Área externa da câmara com proximidade máxima de 10cm.

Semanalmente ao longo do experimento foram coletadas amostras de solo de 0 a 10 cm de profundidade e posteriores análises de umidade e N mineral (NH_4^+ e

NO_3^-). As umidades das amostras foram determinadas pelo método gravimétrico. As análises de N mineral foram realizadas a partir de 10g de solo foram misturadas a 50mL 2M KCl e agitadas por 30 min a 240 rpm (rotações por minuto) e filtradas. A solução filtrada foi congelada até a determinação de N-nitrato (mais N-nitrito), e N-amônio a partir de espectrofotometria. A determinação de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) foi realizada através do método colorimétrico, foram utilizadas a reação de Berthelot (Forster, 1995) e reação de Griess através da redução pelo cloreto de vanádio-III (Doane et al., 2003), respectivamente.

Os dados de precipitação diária foram obtidos de um conjunto de dados pertencentes ao acervo da área de Agrometeorologia do Departamento de Ciências Exatas que fica próximo à área experimental.

2.5. Avaliação das emissões de CH_4 e N_2O no solo

Os fluxos de CH_4 e N_2O foram quantificados utilizando câmaras estáticas padronizadas (CARDOSO et al., 2019), constituída de uma base de metal medindo 0,60 x 0,40 x 0,25 m, inserida a 7 cm de profundidade e uma parte superior de plástico com 25 cm de altura, previamente revestida por isolante térmico, posicionada em cima da base no momento da coleta dos gases.

Foram utilizadas cinco câmaras por tratamento, distribuídas em delineamento inteiramente casualizado (DIC), totalizando 20 câmaras. Cada câmara foi considerada como uma unidade experimental.

Cada ano experimental foi composto por três períodos de coleta de gases. O início de cada período coincidiu com a aplicação dos fertilizantes, nas quais logo após cada aplicação foram realizados três dias de coletas de gases consecutivas, em seguida a cada dois dias durante uma semana e posteriormente a cada 7 dias até nova aplicação.

As amostragens foram realizadas entre 9h e 10h como preconizado por Alves et al., (2012), visando representar as emissões médias diárias. No momento das coletas, as câmaras foram fechadas e as amostras foram coletadas no tempo 0 min (logo após o fechamento das câmaras), 20 min. e 40 min. As amostras foram coletadas com seringas estéreis de polipropileno de 50 ml e acondicionadas em

frascos (frascos de Shimadzu) vedados de 20 ml e pré evacuados a -800 Pa, até posterior leitura das concentrações por cromatografia gasosa gás (Shimadzu Green House Gas Analyzer GC-2014; Kyoto, Japan) em até quinze dias. Concomitantemente as amostragens de gases, foram coletadas as temperaturas do solo, do interior e de fora das câmaras com auxílio de termômetros digitais.

Os fluxos de N₂O (N-N₂O em µg m⁻² h⁻¹) e CH₄ (C-CH₄ em µg m⁻² h⁻¹) foram corrigidos em CNTPs (Condições Normais de Temperatura e Pressão) e calculados em função das mudanças de concentração do gás no interior da câmara no período de incubação, de acordo com a seguinte equação:

$$\text{Fluxo do gás} = \delta_{\text{gas}}/\delta T \times M/V_m \times V/A$$

Onde, δ_{gas} é o aumento na concentração do gás no período de incubação (µL L⁻¹); δT é o período de incubação (h); M é a massa molar do gás em N ou C; V_m é o volume molecular corrigido pela temperatura e pressão no momento de amostragem (L mol⁻¹); V é o volume da câmara (m³); e A é a área que a câmara cobre (m²).

2.6. Análise estatística

Os valores observados foram multiplicados por 24, possibilitando determinar as emissões diárias e integrados por interpolação, obtendo-se a emissão cumulativa. Os fluxos negativos foram incluídos nos cálculos, evitando enviesamento nos resultados (Van Der Weerden et al., 2016).

Os dados integrados em cada ano (emissão acumulada) foram submetidos à ANOVA após teste de normalidade e homogeneidade dos resíduos, a partir do programa estatístico R 4.4.2. Quando foram encontradas significância, foi realizada análise com 5% de probabilidade. A análise de regressão linear múltipla foi realizada com o intuito de testar as relações entre os fluxos de GEE e as variáveis explicativas: umidade do solo, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e temperatura do solo e do ar, usando dados de cada evento de amostragem dos dois anos.

3. RESULTADOS

3.1. Condições Climáticas

Os dados meteorológicos do experimento foram obtidos no banco de dados da Estação Agrometeorológica do Departamento de Ciências Exatas da UNESP – Campus de Jaboticabal, como demonstrado nas Figuras 9 e 10.

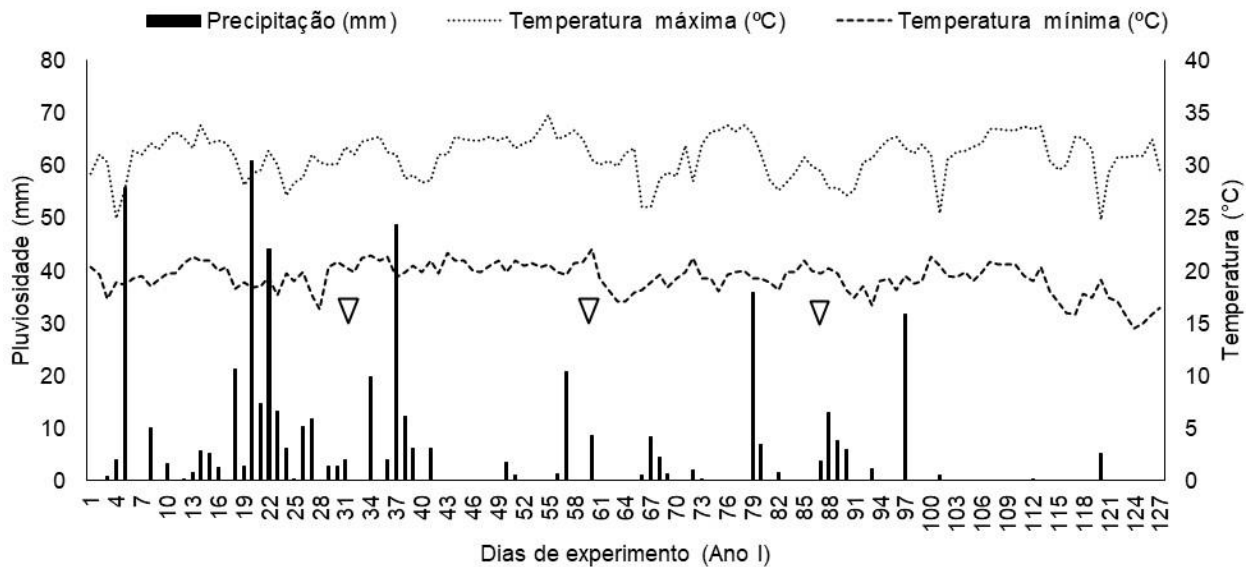


Figura 9. Dados de precipitação e temperaturas do primeiro ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal (período de 08 de dezembro de 2019 a 30 de abril de 2020). ∇ = adubações.

Durante o primeiro ano experimental, a temperatura máxima variou de 24,9 a 34,8° C, a temperatura mínima variou de 14,5 a 22,1° C e a temperatura média variou de 21,3 a 26,9° C. Em média as temperaturas máxima, mínima e média foram 30,9, 19,3 e 24,2° C respectivamente. A precipitação total durante o período experimental foi de 546,5 mm.

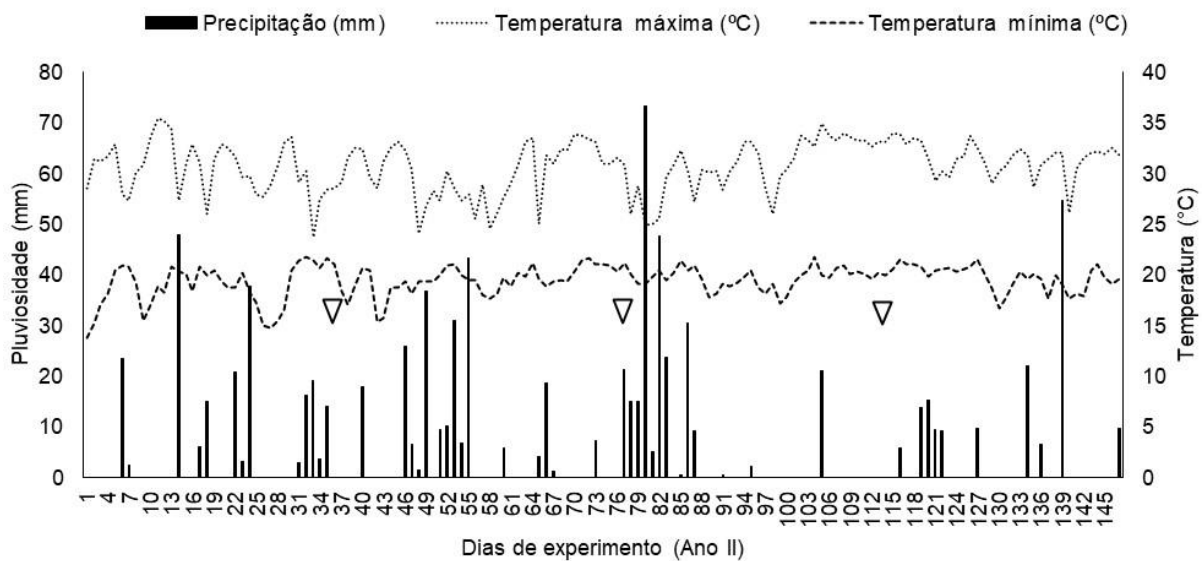


Figura 10. Dados de precipitação e temperaturas do segundo ano experimental da UNESP – Campus de Jaboticabal (período de 13 de novembro de 2020 a 05 de abril de 2021). ▽ = adubações.

Durante o período experimental do segundo ano, a temperatura máxima variou de 23,7 a 35,4° C, a temperatura mínima variou de 13,8 a 21,8° C e a temperatura média variou de 20,9 a 28,2° C. Em média as temperaturas máxima, mínima e média foram 30,7, 19,4 e 24,3° C respectivamente. A precipitação total durante o período experimental foi de 859,8 mm.

3.2. Nitrogênio inorgânico

Ao observar as figuras 11 e 12, pode-se constatar que nos tratamentos com adubação nitrogenada ocorreram picos de disponibilidade de NO_3^- e NH_4^+ no solo logo após as adubações nitrogenadas, enquanto o tratamento CO permaneceu com níveis de N inorgânico constantes durante todo o período experimental.

Os valores médios de observados NO_3^- no primeiro ano experimental foram de 1,0; 9,6; 11,2 e 14,4 mg N- NO_3^- kg⁻¹ de solo seco nos tratamentos CO, UR, NI e SA respectivamente. No segundo ano experimental, os valores médios de observados NO_3^- foram de 4,1; 12,0; 13,9 e 10,4 mg N- NO_3^- kg⁻¹ de solo seco nos tratamentos CO, UR, NI e SA respectivamente.

Quantos à disponibilidade de NH_4^+ no solo, os valores médios de observados no primeiro ano experimental foram de 5,9; 6,4; 5,9; e 6,9 $\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo seco nos tratamentos CO, UR, NI e SA respectivamente. No segundo ano experimental, os valores médios de observados NH_4^+ foram de 2,3; 2,2; 2,1 e 2,1 $\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo seco nos tratamentos CO, UR, NI e SA respectivamente.

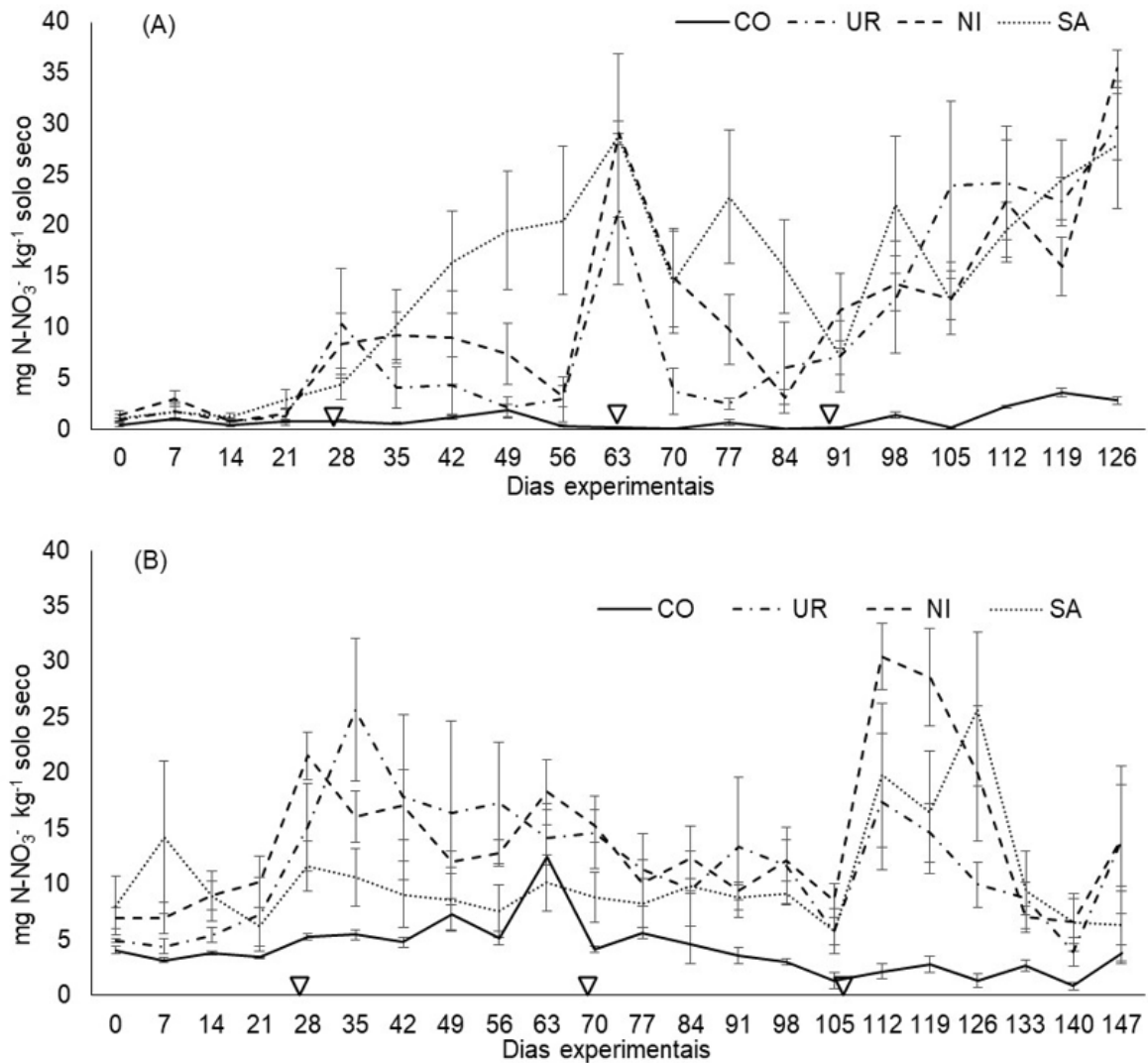


Figura 11. Concentração de NO_3^- ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo seco) em pastagens de *Urochloa Brizantha* cv marandu, adubadas com diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados durante dois anos experimentais. A = primeiro ano experimental; B = segundo ano experimental. CO = Sem uso de fertilizante nitrogenado; UR = Adubação com ureia; NI = Adubação com nitrato de amônio; SA = Adubação com sulfato de amônio. ∇ = adubações.

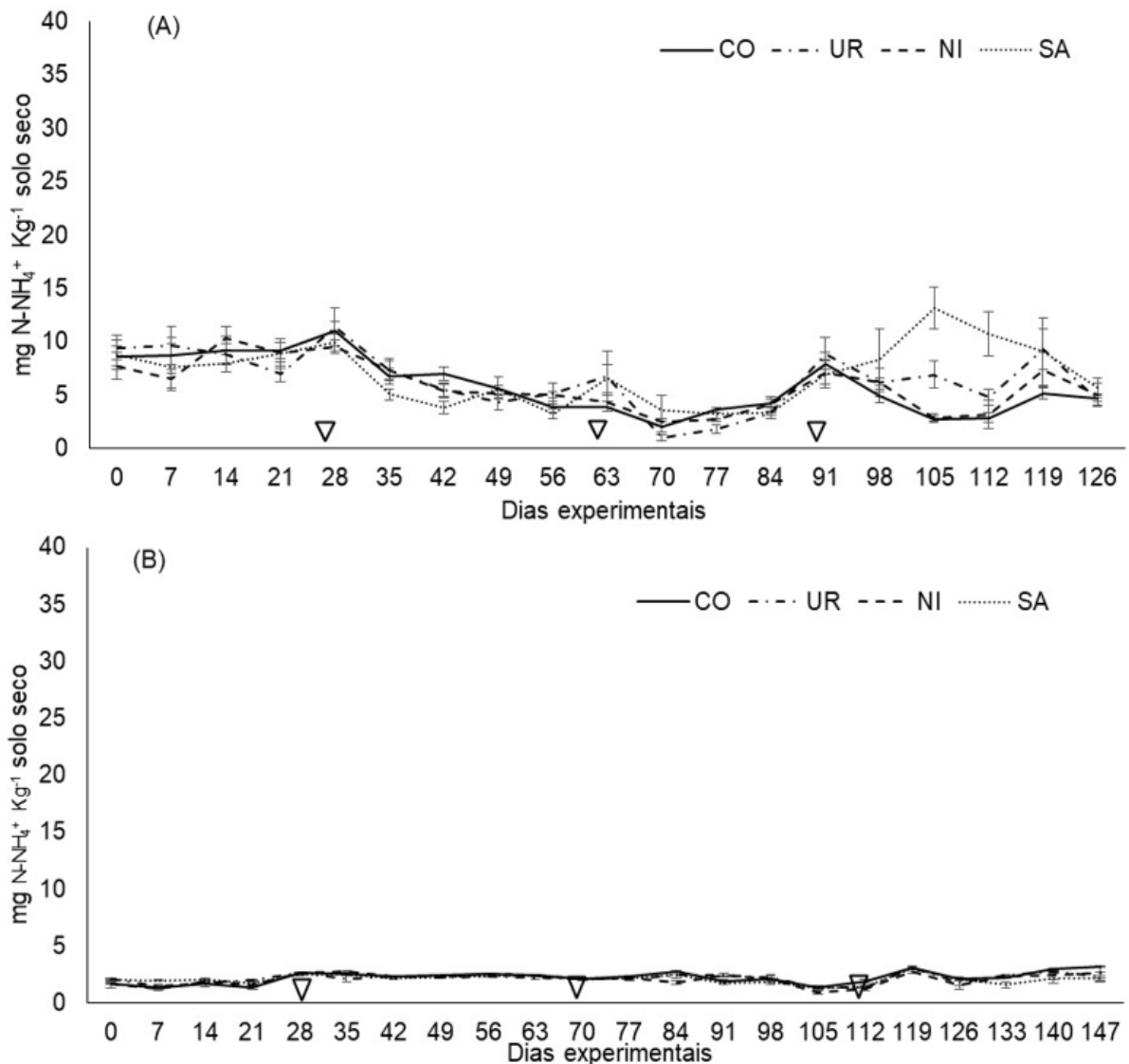


Figura 12. Concentração de NH_4^+ (mg N- NH_4^+ kg $^{-1}$ de solo seco) em pastagens de *Urochloa brizantha* cv marandu, adubadas com diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados durante dois anos experimentais. A = primeiro ano experimental; B = segundo ano experimental. CO = Sem uso de fertilizante nitrogenado; UR = Adubação com ureia; NI = Adubação com nitrato de amônio; SA = Adubação com sulfato de amônio. ∇ = adubações.

Durante todo período experimental, os valores observados de NO_3^- foram mais elevados em comparação com os valores de NH_4^+ . Os valores totais médios de NO_3^- foram 9,34 mg N- NO_3^- kg $^{-1}$ de solo seco, enquanto os valores totais médios de NH_4^+ foram 4,39 mg N- NH_4^+ kg $^{-1}$ de solo seco.

Nos dois anos experimentais, a disponibilidade de total de nitrato no solo do tratamento CO foi menor em relação aos outros tratamentos ($p < 0,001$) que não

diferiram entre si, porém o tratamento CO se igualou aos outros tratamentos em algumas adubações (1ª e 2ª adubação do primeiro ano e 1ª e 3ª adubação do segundo ano).

Quanto à disponibilidade de nitrato no solo, no primeiro ano experimental, na primeira adubação, os valores observados dos tratamentos CO, UR e NI não diferiram entre si (média = 4,38 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco) porém foram menores ($p < 0,001$) que os valores médios de NI e SA (média = 10,81 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco). Na segunda adubação, o comportamento dos tratamentos foi semelhante, porém os valores do tratamento UR passaram a aumentar e os valores observados dos tratamentos CO, UR e NI não diferiram entre si (média = 7,61 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco) porém foram menores ($p < 0,001$) que os valores médios de UR, NI e SA (média = 14,39). Já na última adubação, houve uma diferença média de 17,55 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco entre o tratamento CO e os tratamentos com adubação nitrogenada ($p < 0,001$).

Na primeira adubação do segundo ano experimental, os valores observados dos tratamentos CO e SA não diferiram entre si (média = 8,16 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco), porém foram menores ($p < 0,001$) que os valores médios de UR e NI (média = 17,02). Na segunda adubação, os valores do tratamento SA passaram a aumentar e os valores observados dos tratamentos UR, NI e SA não diferiram entre si (média = 10,24 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco) e foram maiores ($p < 0,001$) que o tratamento controle (3,69 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco). Na última adubação, os valores médios de nitrato do tratamento UR tenderam a estabilidade, se igualando ao tratamento CO (média = 6,84 mg N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo seco) mesmo após a adubação, enquanto os outros tratamentos continuaram aumentando os teores de nitrato no solo.

Nos dois anos experimentais, a disponibilidade de total de amônio no solo não diferiu em nenhum momento entre os tratamentos.

Os valores médios de amônio no solo do primeiro ano experimental foram superiores aos valores observados no segundo ano experimental, 6,60 e 2,18 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ de solo seco, respectivamente.

3.3. Fluxos de N₂O

As emissões médias diárias de N₂O (em µg N₂O-N m⁻² h⁻¹) do solo no primeiro ano experimental foram 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 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ nos tratamentos CO, UR, NI e SA respectivamente.

Os picos de emissões foram observados nos primeiros dias após cada adubação nitrogenada, posteriormente as emissões diminuíram (figura 13).

No primeiro ano experimental, foram observados maiores picos de emissões no tratamento NI e maiores frequências de consumo de N₂O (mitigações) no tratamento CO. Pode-se observar ainda que, em períodos de maior escassez de chuva, houve mais períodos de consumo de N₂O.

No segundo ano experimental, tanto os maiores picos de emissões, quanto as maiores frequências de consumo de N₂O ocorreram no tratamento CO.

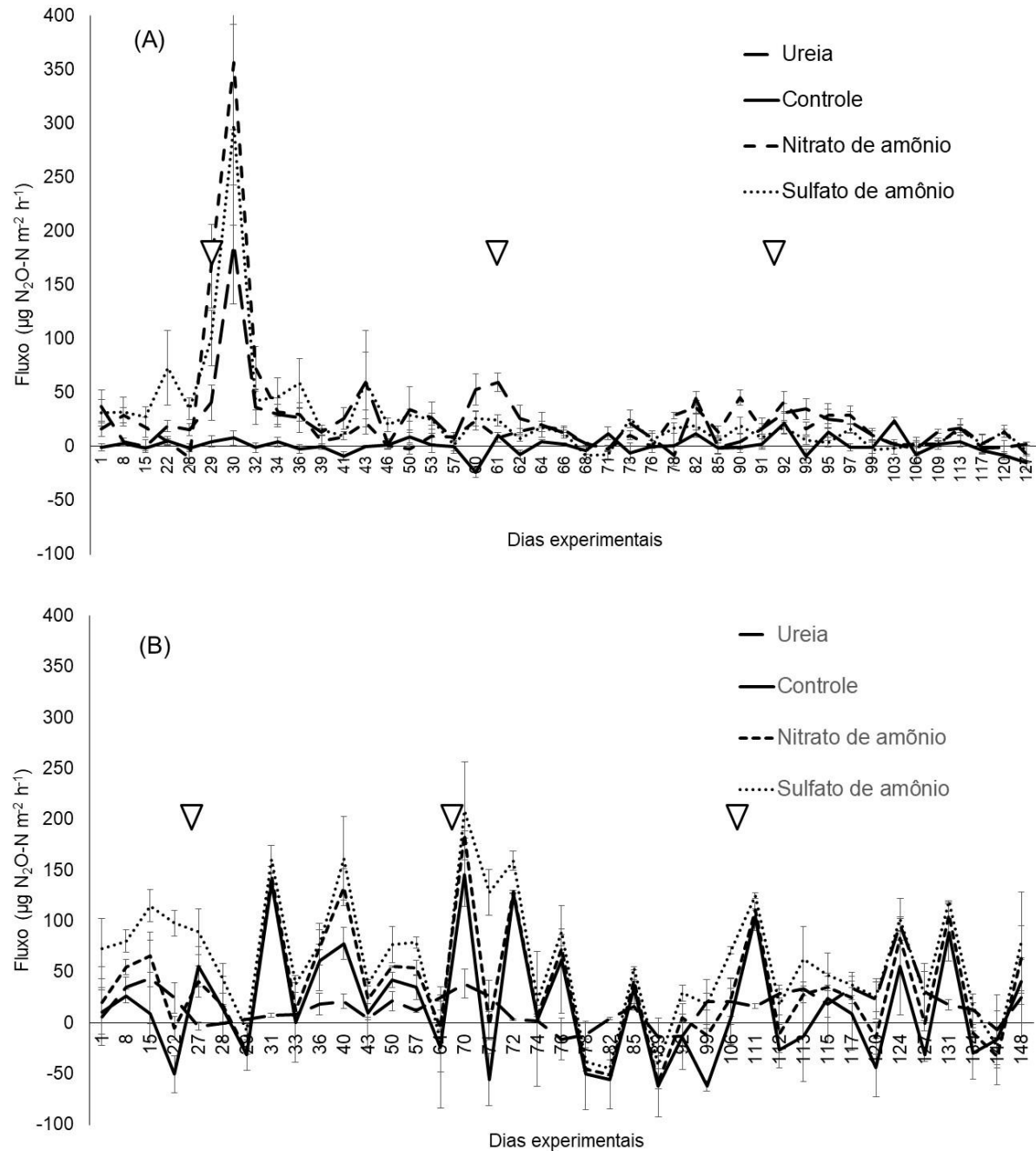


Figura 13. Fluxos de óxido nitroso ($\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) do primeiro ano experimental (a) e segundo ano experimental (b) em um período de 144 dias, de diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados aplicados em pastos de capim-marandú no período das águas. ∇ = adubações.

3.4. Fluxos de CH_4

As emissões médias diárias de CH₄ (em $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) do solo no primeiro ano experimental foram 12,60; 3,85; -1,75 e 8,91 nos tratamentos CO, UR, NI e SA respectivamente. No segundo ano experimental, os valores médios observados de CH₄ foram de 35,52; 31,07; 24,57 e 37,06 $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nos tratamentos CO, UR, NI e SA respectivamente.

Não foram observados picos de emissões de CH₄ após as adubações em nenhum dos anos analisados ($p = 0,662$ e $p = 0,867$ no primeiro e segundo ano respectivamente) (figura 14).

No primeiro ano experimental, foram observados maiores picos de emissões nos tratamentos UR e SA e maiores frequências de oxidação de CH₄ no tratamento NI. Observou-se ainda que, em períodos de maior escassez de chuva, houve incidências de oxidação de CH₄.

No segundo ano experimental, foram observados maiores picos de emissões nos tratamentos CO e NI e maiores frequências de oxidação no tratamento CO.

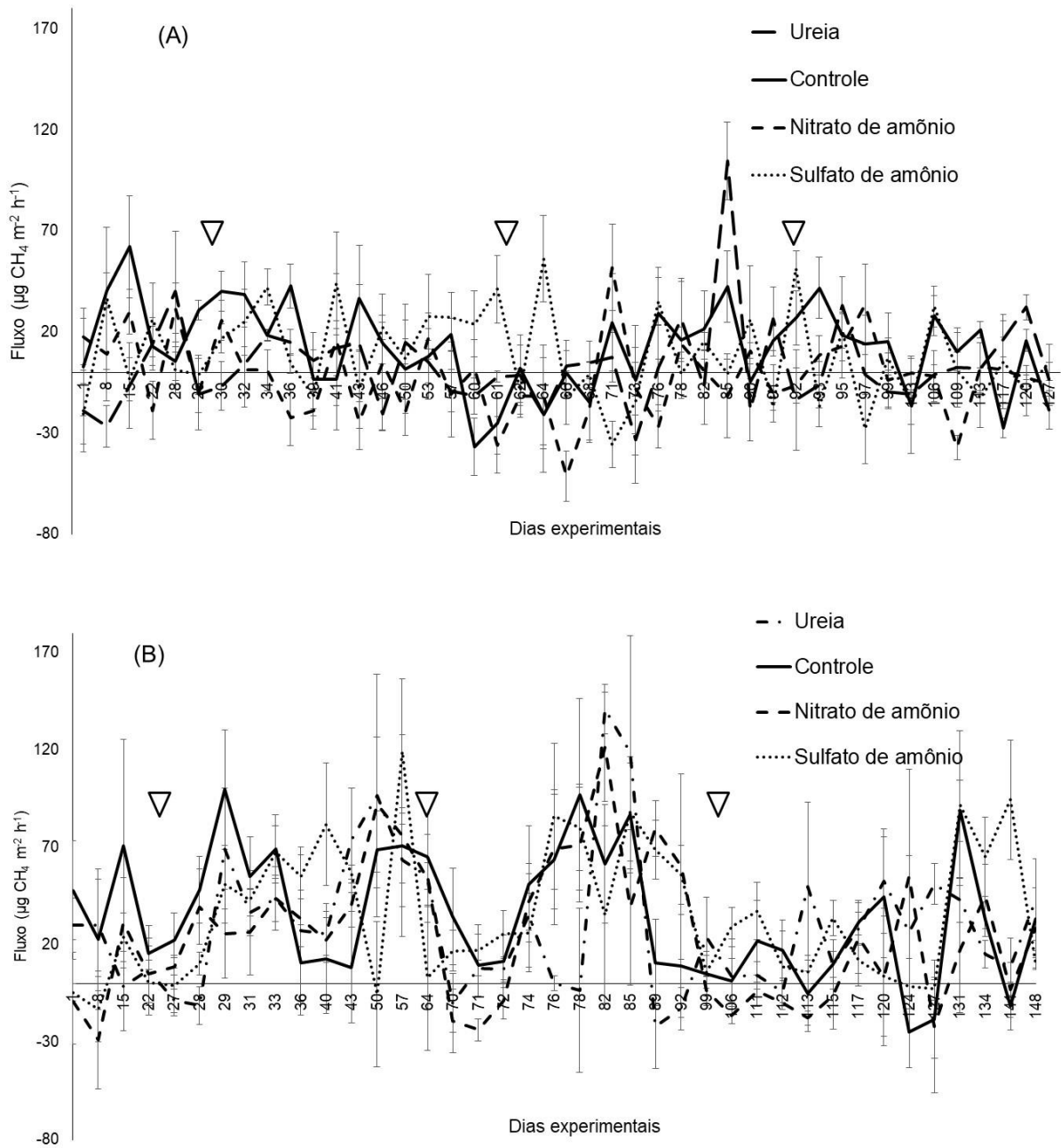


Figura 14. Fluxos de CH₄ (µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹) do primeiro ano experimental (a) e segundo ano experimental (b) em um período de 144 dias, de diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados aplicados em pastos de capim-marandú no período das águas. ▽ = adubações.

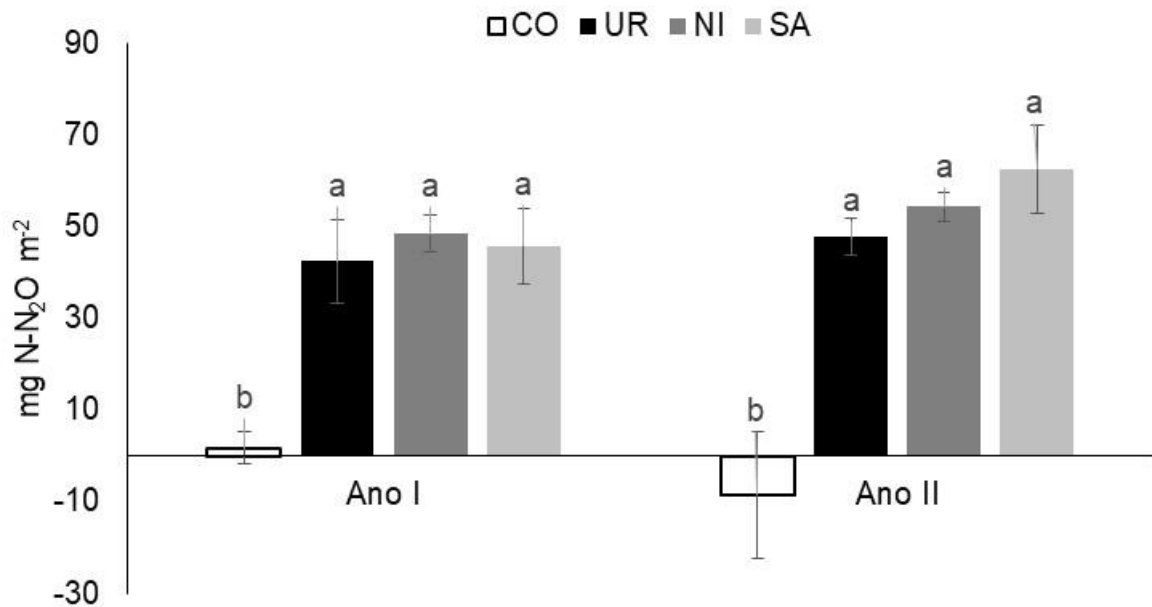
3.5. Emissões Acumuladas de Gases de Efeito Estufa

Nos dois anos experimentais, as emissões acumulativas de N_2O foram menores no tratamento sem adubação nitrogenada (CO) $p < 0,001$ no primeiro ano experimental e $p = 0,003$ no segundo ano experimental, respectivamente (Figura 15). No primeiro ano experimental as emissões médias acumulativas do tratamento CO foram $1,80 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ e dos tratamentos com adubação nitrogenada foram em média $45,59 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$. No segundo ano experimental os valores de emissões médias acumulativas do tratamento CO foram negativos ($-8,41 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$) e dos tratamentos com adubação nitrogenada foram positivos (média = $54,94 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$).

No primeiro ano experimental, na primeira adubação, as emissões acumulativas de N_2O não diferiram entre os tratamentos CO e UR (média = $12,38 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$), mas diferiram ($p = 0,007$) dos tratamentos UR, NI e SA (média = $27,43 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$). Na segunda adubação, as emissões acumulativas de N_2O diferiram entre o tratamento CO e os tratamentos com adubação nitrogenada ($p < 0,001$) apresentando valores de $0,70 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ e $10,80 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ respectivamente. Na terceira adubação, as diferenças entre o tratamento CO e os outros tratamentos foi ainda maior ($p < 0,001$) onde os valores de emissão média acumulativa do tratamento CO foram $0,11 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$, seguidos das emissões dos tratamentos UR e SA (média = $6,57 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$) e foram ainda maiores nos tratamentos UR e NI (média = $8,63 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$).

No segundo ano experimental, na primeira adubação, não houve diferenças nas emissões acumulativas de N_2O entre os tratamentos ($p = 0,702$) apresentando valores médios de $18,95 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$. Na segunda adubação, as emissões acumulativas de N_2O foram negativas e não diferiram entre os tratamentos CO e UR (média = $-3,46 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$), mas diferiram ($p = 0,004$) dos tratamentos UR, NI e SA (média = $16,65 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$). Na terceira adubação, as emissões acumulativas de N_2O diferiram entre o tratamento CO e os tratamentos com adubação nitrogenada ($p = 0,003$) apresentando valores de $-17,37 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ e $54,94 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ respectivamente.

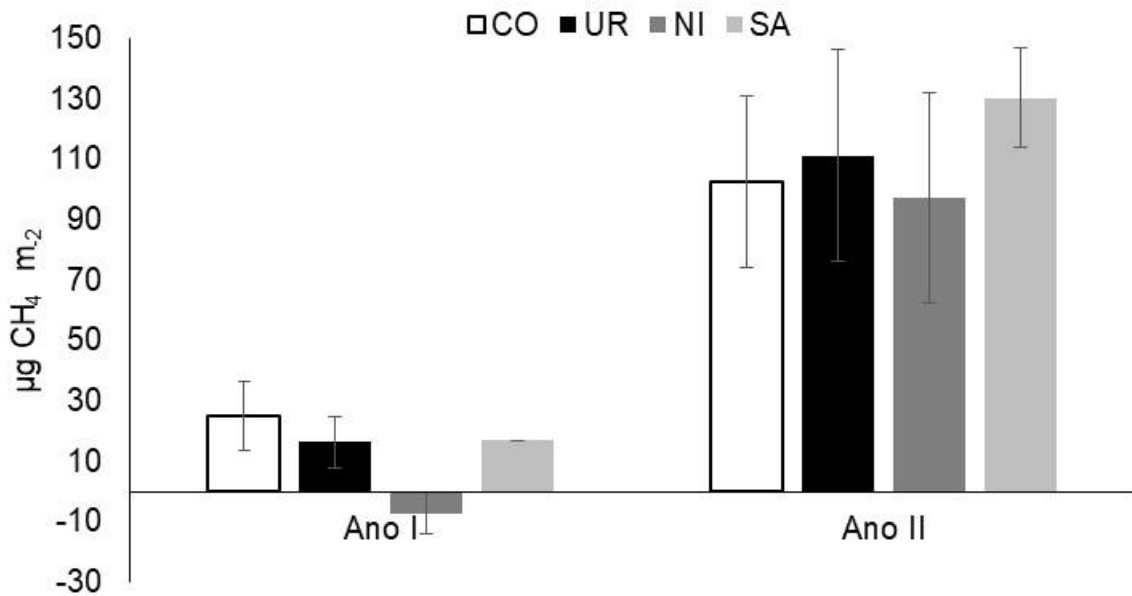
Figura 15. Emissões acumulativas de N_2O do primeiro e segundo ano experimental de diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados aplicados em pastagens de capim-marandu no período das águas.



CO: tratamento controle, sem adição de fertilizante nitrogenado; NI: fertilização com nitrato de amônio ($150\ kg\ de\ N\ ha^{-1}$); SA: fertilização com sulfato de amônio ($150\ kg\ de\ N\ ha^{-1}$); UR: fertilização com ureia ($150\ kg\ de\ N\ ha^{-1}$). Médias na coluna seguidas por letras diferentes, diferiram em tipo de fertilizante de acordo com o teste de Tukey com 5% de probabilidade.

Nos dois anos experimentais, as emissões acumulativas totais de CH_4 não diferiram entre nenhum dos tratamentos, $p = 0,103$ no primeiro ano experimental e $p = 0,867$ no segundo ano experimental, respectivamente (Figura 16). Esse fato se repetiu em todas as adubações dos dois anos experimentais, onde não houveram diferenças nem do tratamento sem adubação nitrogenada em relação aos tratamentos com adubação nitrogenada, nem mesmo entre os diferentes fertilizantes nitrogenados.

Figura 16. Emissões acumulativas de CH_4 do primeiro e segundo ano experimental de diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados aplicados em pastagens de capim-marandu no período das águas.



CO: tratamento controle, sem adição de fertilizante nitrogenado; NI: fertilização com nitrato de amônio (150 kg de N ha⁻¹); SA: fertilização com sulfato de amônio (150 kg de N ha⁻¹); UR: fertilização com ureia (150 kg de N ha⁻¹). Médias na coluna seguidas por letras diferentes, diferiram em tipo de fertilizante de acordo com o teste de Tukey com 5% de probabilidade.

Foi realizada análise de regressão linear múltipla com o intuito de verificar as variáveis chaves que explicam a produção ou o consumo de N₂O e CH₄. (Tabela 12). As emissões de N₂O apresentaram correlação entre as variáveis NO₃⁻, NH₄⁺ T_{ma} e PL. As emissões de CH₄ apresentaram correlação entre as variáveis NH₄⁺, US e UA.

Tabela 12. Coeficientes de correlação e significância entre emissões de N₂O e CH₄ e variáveis explicativas em pastagens de capim-marandu submetidas à diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados.

	N₂O	CH₄
N₂O	ns	ns
CH₄	ns	ns
NO₃⁻	0,014 *	ns
NH₄⁺	0,044 *	< 0,001 ***
US	ns	0,001 **
T_{me}	ns	ns
T_{ma}	0,023 *	ns
T_{mi}	ns	ns
TS	ns	ns
UA	ns	0,021 *
PL	0,004 **	ns

N₂O = fluxos de N₂O-N, CH₄ = fluxos de C-CH₄, NO₃⁻ = fluxos de N-NO₃⁻, NH₄⁺ = fluxos de N-NH₄⁺, US = umidade do solo T_{me} = temperatura média, T_{ma} = temperatura máxima, T_{mi} = temperatura mínima, TS = temperatura do solo, UA = umidade relativa do ar, PL = pluviosidade. ns = não significativo, p > 0,05, * = p < 0,05, ** = p < 0,01, *** = p < 0,001.

4. DISCUSSÃO

4.1. Efeito da adubação nitrogenada sobre os fluxos de N₂O

Os picos de emissões de N₂O observados nos primeiros dias após cada adubação nitrogenada e posteriormente diminuição das emissões também foram observados por Raposo et al., (2020) e Corrêa et al., (2021) em condições de pastagens em clima tropical. O óxido nitroso é derivado da nitrificação e desnitrificação no solo e depende da disponibilidade de NH₄⁺ e NO₃⁻, além de condições de umidade do solo e outros fatores (de Klein et al., 2020).

Conforme observado por Cardoso et al., (2016), Yue et al., (2016) e Zhang et al., (2014) a precipitação e umidade do solo estimulam a produção de N₂O devido ao

estímulo do processo de desnitrificação. Nesse estudo, observou-se que em períodos de maior escassez de chuva e conseqüentemente diminuição na umidade do solo, o consumo de N_2O foi maior. Pode-se observar ainda que, mesmo que o segundo ano experimental tenha registrado maior pluviosidade, quando observado consumo de N_2O , a mitigação foi maior em relação ao primeiro ano experimental.

As emissões médias observadas por Raposo et al. (2020) no tratamento sem adubação nitrogenada e utilizando a dose de $90 \text{ kg de N ha}^{-1}$ foram $-5,88$ e $36,14 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente, corroborando com este estudo, cujas emissões médias no primeiro ano experimental foram $0,96$; $22,81$; $22,99$ e $26,82 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nos tratamentos CO, UR, NI e SA, respectivamente. No segundo ano experimental, os valores médios observados das emissões de N_2O 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.

Corrêa et al. (2021) reportaram correlação do NH_4^+ com as emissões de N_2O , corroborando com o presente estudo

A temperatura do solo (TS) e temperatura do ar influenciam as emissões (Dobbie e Smith, 2021) e são frequentemente relacionadas como reguladoras da produção de N_2O (Cui et al., 2016; Mazzetto et al., 2014; Yin et al., 2017; Zhang et al., 2019). Os microrganismos envolvidos nos processos de nitrificação e desnitrificação são suscetíveis às mudanças na temperatura e na umidade do solo. Nesse estudo, não foram observadas correlações entre a TS e as emissões de N_2O , porém a temperatura máxima do ar (T_{ma}) influenciou nas emissões de N_2O ($p = 0,023$).

Corrêa et al., (2021) observaram correlação positiva entre a umidade do solo (US) e o fluxo de N_2O , fato que não foi observado nesse estudo, porém as emissões desse estudo foram correlacionadas com a PL ($p = 0,004$), fato que também foi observado em outros trabalhos com pastagens tropicais (Mazzetto et al., 2014; Nogueira et al., 2015; Cardoso et al., 2017; Raposo et al., 2020). Estudos relataram que um aumento na umidade do solo estimula a emissão de N_2O (Cardoso et al., 2016; Yue et al., 2016; Zhang et al., 2014). No entanto, aqui, observamos que em períodos de maior escassez de chuva e conseqüentemente diminuição na umidade do solo, o consumo de N_2O foi maior.

Luo et al., (2016) ao realizarem estudo em pastagens de clima temperado no norte da China, observaram correlação entre o N mineral do solo, aumento nos valores

de NO_3^- no solo em resposta à adubação nitrogenada. Fato esse que também evidenciado nesse estudo e correlacionado com as emissões de N_2O . Mazzeto et al., (2014) também observaram que quando os níveis de NO_3^- do solo eram baixos, as emissões de N_2O foram reduzidas e o consumo de N_2O aumentou.

Baixos fluxos de N_2O registrados no presente estudo podem ser atribuídos à desnitrificação como o principal processo de produção de N_2O , que é favorecido em condições anaeróbicas do solo, observado também em condições tropicais (Jantalia et al., 2008; Campanha et al., 2019; Nascimento et al., 2020; do Nascimento et al., 2021). Em estudo com cana-de-açúcar, Bento et al., (2018) observaram que os fluxos de N_2O foram quase zero quando o solo estava seco, sugerindo que a taxa de nitrificação foi relativamente baixa.

4.2. Efeito da adubação nitrogenada sobre a emissão total de N_2O

Menores emissões observadas no tratamento sem fertilizantes nitrogenado também foram observadas por Raposo et al., (2020) ao realizarem estudo com emissões de GEE em pastagens de *U. brizantha* cv. marandu adubadas com diferentes doses de ureia (0, 90, 180 e 270 kg de N ha^{-1}). Raposo et al., (2020) também observaram que as emissões médias do tratamento sem fertilizante nitrogenado foram negativas, o que também ocorreu no segundo ano experimental deste estudo.

A hipótese de que diferentes fontes de adubo nitrogenado afetariam a emissão de N_2O total não foi confirmada no presente estudo.

4.3. Efeito da adubação nitrogenada sobre os fluxos de CH_4

Yue et al., (2016) realizaram estudo por cinco anos em pastagens alpinas nas Montanhas Tianshan, relacionando fertilizações nitrogenadas nas doses de 0, 10, 30 e 90 kg N ha^{-1} ano^{-1} e fluxos de CH_4 , sem influência significativa da adição de N e absorção de CH_4 . Os autores justificaram que emissões de CH_4 dependeram da variabilidade sazonal na precipitação e temperatura do solo, temperatura do ar e, em menor extensão, da precipitação. No presente estudo, tais variáveis não influenciaram

diretamente as emissões de CH₄, onde somente a NH₄⁺ no solo, a US e UR foram correlacionadas ($p = < 0,001$, $p = 0,001$ e $p = 0,021$, respectivamente).

Mazzetto et al. (2014) observaram altas emissões de CH₄ com alta umidade do solo e alta temperatura, corroborando com os dados observados nesse estudo. Durante períodos de alta precipitação, sítios anaeróbicos podem se formar e a temperatura elevada pode aumentar a produção de CH₄, com temperaturas em torno de 35 °C sendo as mais adequadas na formação de CH₄ no solo (Miyajima et al., 1997; Rath et al., 2016). Assim como observado por Corrêa et al. (2021), nesse estudo, as maiores emissões de CH₄ foram observadas durante os períodos mais quentes e chuvosos (figura 16), porém as fontes de fertilizantes nitrogenados não afetaram as emissões cumulativas de CH₄.

Raposo et al., (2020) observaram que os valores médios de CH₄ no tratamento sem fertilizante nitrogenado foram mais elevados que os valores de CH₄ dos tratamentos onde foram adicionadas doses de fertilizantes nitrogenados, o que também foi observado no primeiro ano experimental desse estudo, porém, não foi observado no segundo ano.

Zanatta et al. 2010 e Bodelier, (2011) relataram que maiores doses de N podem reduzir a produção de CH₄ e esse efeito é mais evidente logo após a fertilização (Raposo et al., 2020; Mori e Hojito, 2015). Em contrapartida, Corrêa et al. (2021) observaram consumo de CH₄ no tratamento controle e fluxos positivos nos pastos adubados, independentemente da fonte nitrogenada. No nosso estudo, todavia, não foram observados picos de emissões de CH₄ após as adubações e as emissões acumulativas de CH₄ não diferiram com a adição de fertilizantes em nenhum dos períodos do estudo.

Observou-se ainda que, no segundo ano experimental, as frequências de valores negativos de CH₄ em relação ao ano anterior foram menores, coincidindo com o fato da frequência de chuvas ser maior nesse ano (total de 546,5 mm no primeiro ano e 859,8 mm no segundo ano).

4.4. Efeito da adubação nitrogenada sobre a emissão total de CH₄

Estudos anteriores observaram que a adubação nitrogenada estimulou a oxidação de CH₄ (Zanatta et al., 2010, Raposo et al., 2020) e que a fonte sulfato de amônio levou a maior oxidação de CH₄ (Cardoso et al., 2019b). No entanto, no presente estudo não foram observadas diferenças entre as fontes de N.

Assim como nesse estudo, Cardoso et al., (2019) não observaram variações nas emissões de CH₄ de acordo com a fonte de nitrato. Zanatta et al., (2010) observaram relação entre os fluxos de CH₄ e NH₄⁺ e atribuíram o efeito inibitório ao efeito do NH₄⁺ no processo metanotrófico, onde a atividade das bactérias metanotróficas torna-se a oxidação de NH₄⁺ e não de CH₄.

5. CONCLUSÕES

As emissões de N₂O são influenciadas pela adubação nitrogenada, porém, independem do tipo de fertilizante nitrogenado. Além da adubação nitrogenada, o N inorgânico do solo, temperatura máxima e pluviosidade estão correlacionadas com as emissões de N₂O.

As emissões de CH₄ não são influenciadas pela fertilização nitrogenada, independentemente do tipo de fertilizante nitrogenado, estando relacionadas a umidade do solo e disponibilidade de NH₄⁺.

Devem ser realizados mais estudos, não somente com enfoque na emissão de GEE, como também em relação ao uso de fertilizantes nitrogenados e potencial de sequestro de carbono em pastagens.

6. REFERÊNCIAS

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JDM, Sparovek G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, 22(6), 711-728.

Alves BJ, Smith KA, Flores RA, Cardoso AS, Oliveira WR, Jantalia CP, Urquiaga S, Boddey, RM (2012) Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. **Soil Biology & Biochemistry**. 46: 129-135.

Barbero RP, Malheiros EB, Araujo TLR, Nave RLG, Mulliniks JT, Berchielli TT, Ruggieri AC, Reis RA. Combining Marandu grass grazing height and supplementation level to optimize growth and productivity of yearling bulls. **Animal Feed Science and Technology**, v. 209, p. 110-118, 2015.

Bento CB, Filoso S, Pitombo LM, Cantarella H, Rossetto R, Martinelli LA, do Carmo JB (2018). Impacts of sugarcane agriculture expansion over low-intensity cattle ranch pasture in Brazil on greenhouse gases. **Journal of environmental management**, 206, 980-988.

Berça AS, Cardoso AS, Longhini VZ, Tedeschi LO, Boddey RM, Berndt A, Reis RA, Ruggieri AC (2019). Methane production and nitrogen balance of dairy heifers grazing palisade grass cv. Marandu alone or with forage peanut. **Journal of animal science**, 97(11), 4625-4634.

Bodelier PL (2011) Interactions between nitrogenous fertilizers and methane cycling in wetland and upland soils, **Current Opinion in Environmental Sustainability**, V. 3, Issue 5, 379-388.

Bodelier PL, Hahn AP, Arth IR, Frenzel P (2000) Effects of ammonium-based fertilisation on microbial processes involved in methane emission from soils planted with rice. **Biogeochemistry**, 51(3), 225-257.

Campanha MM, de Oliveira AD, Marriel IE, Neto MMG, Malaquias JV, Landau E C, de Albuquerque Filho MR, Ribeiro FP, de Carvalho AM (2019). Effect of soil tillage and N fertilization on N₂O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, 692, 1165-1174.

Campos AXD (2004) Fertilização com sulfato de amônio na cultura do milho em um solo de cerrado de Brasília sob pastagem de *Brachiaria decumbens*. Diss. Universidade de São Paulo.

Cantarella H, Correa L, Primavesi AC, Freitas AR, Silva AG (2001) Ammonia losses by volatilization from coastcross pasture fertilized with two nitrogen sources. **International Grassland Congress**. p. 190-192.

Cardoso AS, Alves BJR, Urquiaga S, Boddey RM (2016) Effect of volume of urine and mass of feces on N₂O and CH₄ emissions of dairy cow excreta in a tropical pasture. **Animal Production Science**. 56, A-F.

Cardoso AS, Brito LDF, Januszkiewicz ER, Morgado EDS, Barbero RP, Koscheck JFW, Reis RA, Ruggieri AC (2017). Impact of grazing intensity and seasons on greenhouse gas emissions in tropical grassland. **Ecosystems**, 20, 845-859.

Cardoso AS, Longhini VZ, Berça AS, Ongaratto F, Siniscalchi D, Reis RA, Ruggieri AC (2022). Pasture management and greenhouse gases emissions. *Bioscience Journal*, 38(e38099), 1981-3163.

Cardoso AS, Oliveira SC, Januszkiewicz ER, Brito LF, Da Silva Morgado E, Reis RA, Ruggieri AC (2019) Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. **Soil & Tillage Research**, 194, 104341.

Corrêa, DCC, Cardoso AS, Ferreira MR, Siniscalchi D, Toniello AD, Lima GC, Reis RA, Ruggieri AC (2021) Are CH₄, CO₂, and N₂O Emissions from Soil Affected by the Sources and Doses of N in Warm-Season Pasture? **Atmosphere**, v. 12, p. 697.

Costa KAP, Oliveira IP, Faquin V (2006) Adubação Nitrogenada para Pastagens do Gênero *Brachiaria* em solos do Cerrado. Documentos / **Embrapa Arroz e Feijão**, ISSN 1678-9644; 192.

Cui P, Fan F, Yin C, Song A, Huang P, Tang Y, Zhu P, Peng C, Li T, Wakelin SA, Liang Y (2016). Long-term organic and inorganic fertilization alters temperature sensitivity of potential N₂O emissions and associated microbes. **Soil Biology and Biochemistry**, 93, 131-141.

da Silva HM, Júnior JCD, Silveira ML, Junior MAL, Cardoso AS, Vendramini JM (2022). Greenhouse gas mitigation and carbon sequestration potential in humid grassland ecosystems in Brazil: A review. **Journal of Environmental Management**, 323, 116269.

de Klein CA, Van der Weerden TJ, Luo J, Cameron KC, Di HJ (2020). A review of plant options for mitigating nitrous oxide emissions from pasture-based systems. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, 63(1), 29-43.

Delevatti LM, Cardoso AS, Barbero RP, Leite RG, Romanzini EP, Ruggieri AC, Reis RA (2019) Effect of nitrogen application rate on yield, forage quality, and animal performance in a tropical pasture. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 7596.

do Nascimento AF, de Oliveira CM, Pedreira BC, Pereira DH, Rodrigues RRDA (2021). Nitrous oxide emissions and forage accumulation in the Brazilian Amazon forage-livestock systems submitted to N input strategies. **Grassland Science**, 67(1), 63-72.

Doane TA, Horwath WR (2003) Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. **Analytical Letter**. 36, 2713-2722.

Dobbie KE, McTaggart IP, Smith KA. (1999) Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 104:26891-26899.

Dobbie KE, Smith KA. (2001) The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. **European Journal of Soil Science**. Dec;52(4):667-73.

Dupas E, Buzetti S, Rabêlo FHS, Sarto AL, Cheng NC, Galindo FS, Dinalli RP, De Niro Gazola R. (2016) Nitrogen recovery, use efficiency, dry matter yield, and chemical composition of palisade grass fertilized with nitrogen sources in the Cerrado biome. **Australian Journal of Crop Science**, 10(9), 1330.

Eckard RJ, Chen D, White RE, Chapman DF (2003) Gaseous nitrogen loss from temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-eastern Australia. **Australian Journal of Agricultural Research**, 54:561-570.

EMBRAPA (1997) Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Brasília. 212p.

Forster JC, Alef K, Nannipieri P (1995) Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Soil nitrogen. **Academic**, San Diego, pp 79-87.

Halls LK (1954) The approximation of cattle diet through herbage sampling. **Rangel. Ecol. Manag. Range Manag Arch**, 7:269-270.

Harrison R, Webb J. (2001). A review of the effect of N fertilizer type on 52 gaseous emissions. **Advances in Agronomy**, 73, 65–108.

IPCC. (2022). The IPCC Sixth Assessment Report WGIII climate assessment of mitigation pathways: from emissions to global temperatures. **Geoscientific Model Development**, 15(24), 9075-9109.

Jantalia, CP, dos Santos HP, Urquiaga S, Boddey RM, Alves BJ (2008). Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient cycling in agroecosystems**, 82, 161-173.

Lancaster PA, Carstens GE, Crews DH Jr, Welsh TH Jr, Forbes TDA, Forrest DW, Tedeschi LO, Randel RD, Rouquette FM (2009) Phenotypic and genetic relationships of residual feed intake with performance and ultrasound carcass traits in Brangus heifers. **Journal of Animal Science**. v. 87, p. 3887-3896.

Leite RG, Cardoso AS, Fonseca NVB, Silva, MLC, Tedeschi LO, Delevatti LM, Ruggieri AC, Reis RA (2021). Effects of nitrogen fertilization on protein and carbohydrate fractions of Marandu palisadegrass. **Scientific Reports**, 11(1), 14786.

Lingen HJV, Niu M, Kebread E, Valadares Filho SC, Rooke JA, Duthie CA, Schwarm A, Kreuzer M, Hynd PI, Caetano M, Eugene M, Martin C, Mcgee M, O'kiely P, Hünerbergi M, Mcallisterj TA, Berchiellik TT, Messanak JD, Peiren LN, Chavesm AV, Charmleyn E, Coleo NA, Halesp KE, Leeq SS, Berndtr A, Reynoldss CK, Cromptons LA, Bayatt AR, Yáñez-Ruizu DR, Yuv Z, Banninkw A, Dijkstrax J, Casperly DP, Hristovz NA (2019) Prediction of enteric methane production, yield and intensity of beef cattle using an intercontinental database. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 283, p. 106575.

Luo Q, Gong J, Zhai Z, Pan Y, Liu M, Xu S, Wang Y, Yang L, Baoyin TT (2016). The responses of soil respiration to nitrogen addition in a temperate grassland in northern China. **Science of the Total Environment**, 569, 1466-1477.

Marques DL, de Souza França AF, Oliveira LG, Arnhold E, Ferreira RN, Correa DS, Bastos DC, Brunes LC (2017) Production and chemical composition of hybrid *Brachiaria* cv. Mulato II under a system of cuts and nitrogen fertilization. **Bioscience Journal**, 33(3).

Martha Júnior GB, Vilela L, Barioni LG, Sousa DD, Barcellos ADO (2004). Manejo da adubação nitrogenada em pastagens. **Simpósio sobre manejo da pastagem**, 21, 155-216.

Mazzetto AM, Barneze AS, Feigl BJ, Van Groenigen JW, Oenema O, Cerri CC (2014). Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, 76, 242-248.

Mcdonald IR, Bodrossy L, Chen Y, Murrell JC (2008) Molecular ecology techniques for the study of aerobic methanotrophs. **Applied Environmental Microbiology**, v.74, p.1305-1315.

MCTI - Ministry of Science, Technology, Innovations and Communications (2022) Annual estimates of greenhouse gas emissions in Brazil. 6^a edition.

Miyajima T, Wada E, Hanba YT, Vijarnsorn P (1997). Anaerobic mineralization of indigenous organic matters and methanogenesis in tropical wetland soils. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 61(17), 3739-3751.

Mori A, Hojito M (2015). Effect of dairy manure type and supplemental synthetic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a grassland in Nasu, Japan. **Soil science and plant nutrition**, 61(2), 347-358.

Müller C, Stevens RJ, Laughlin RJ, Jäger HJ (2004) Microbial processes and the site of N₂O production in a temperate grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, 36(3), 453-461.

Nascimento AFD, Rodrigues RDAR, Silveira JGD, Silva JJND, Daniel VDC, Segatto ER (2020). Nitrous oxide emissions from a tropical Oxisol under monocultures and an integrated system in the Southern Amazon–Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 44, e0190123.

Nogueira AKDS, Rodrigues RDA, Castro BS, Nogueira TF, Silva JJD, Behling M, Mombach M, Armacolo N, Silveira JG (2015). Emissões de óxido nitroso e metano do solo em áreas de recuperação de pastagens na Amazônia matogrossense. **Química Nova**, 38(7), 937-943.

Purswani J, Llorente CP (2021) Nitrification and Denitrification Processes: Environmental Impacts. In: **Nitrogen Cycle**. CRC Press, p. 60-81.

Raposo E, Brito LF, Januszkiewicz ER, Oliveira LF, Versuti J, Assumpção FM, Cardoso AS, Siniscalchi D, Delevatti LM, Malheiros EB, Reis RA, Ruggieri AC (2020) Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected by nitrogen fertilizer management. **Agronomy Journal**. 112(6), 4666-4680.

Rath AK, Ramakrishnan B, Sethunathan N (2002). Temperature dependence of methane production in tropical rice soils. **Geomicrobiology Journal**, 19(6), 581-592.

Reetz, HF (2016) Fertilizers and their efficient use. **International Fertilizer industry Association**, IFA.

Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, MacDonal JD, Gasser MO, Bertrand N (2009). Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 84, 71-80.

Smith, KA, Ball T, Conen F, Dobbie KE, Massheder J, Rey A (2018). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European journal of soil science**, 69(1), 10-20.

Song X, Ju X, Topp CF, Rees RM (2019) Oxygen regulates nitrous oxide production directly in agricultural soils. **Environmental science & technology**, v. 53, n. 21, p. 12539-12547.

Timilsena YP, Adhikari R, Casey P, Muster T, Gilla H, Adhikari B (2015) Enhanced efficiency fertilisers: a review of formulation and nutrient release patterns. **Journal of Science Food Agriculture**, 95:1131-1142.

Van der Weerden TJ, Luo J, Di H J, Podolyan A, Phillips RL, Saggat S, de Klein CAM, Cox N, Ettema P, Rys G (2016). Nitrous oxide emissions from urea fertiliser and effluent with and without inhibitors applied to pasture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 219, 58-70.

Williams Le e Miller Aj (2001) Transporters responsible for the uptake and partitioning of nitrogenous solutes. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Molec. Biol.*, 52:59-688.

Xiong Z Q, Khalil MAK, Xing G, Shearer MJ, Butenhoff C (2009) Isotopic signatures and concentration profiles of nitrous oxide in a rice-based ecosystem during the drained crop-growing season. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, 114, G2.

Xu Y, Xu Z, Cai Z, Reverchon F (2013) Review of denitrification in tropical and subtropical soils of terrestrial ecosystems. **Journal of Soils and Sediments**, 13, 699-710.

Yin C, Fan F, Song A, Fan X, Ding H, Ran W, Qiu H, Liang Y (2017). The response patterns of community traits of N₂O emission-related functional guilds to temperature

across different arable soils under inorganic fertilization. **Soil Biology and Biochemistry**, 108, 65-77.

Yue P, Li K, Gong Y, Hu Y, Mohammat A, Christie P, Liu X (2016) A five-year study of the impact of nitrogen addition on methane uptake in alpine grassland. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 32064, 2016.

Zanatta JA, Bayer C, Vieira FC, Gomes J, Tomazi, M (2010) Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34(5), 1653-1665.

Zhang C, Niu D, Hall SJ, Wen H, Li X, Fu H, Wan C, Elser JJ (2014). Effects of simulated nitrogen deposition on soil respiration components and their temperature sensitivities in a semiarid grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, 75, 113-123.

Zhang Y, Wang J, Dai S, Sun Y, Chen J, Cai Z, Zhang J, Müller, C. (2019). Temperature effects on N₂O production pathways in temperate forest soils. **Science of the Total Environment**, 691, 1127-1136.

Žurovec O, Wall DP, Brennan FP, Krol, DJ, Forrester PJ, Richards KG (2021). Increasing soil pH reduces fertiliser derived N₂O emissions in intensively managed temperate grassland. **Agriculture, ecosystems & environment**, 311, 107319.

CAPÍTULO 4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo permitiu avaliar, de forma abrangente, as perdas por volatilização de amônia (NH_3) e as emissões de gases de efeito estufa N_2O e CH_4 em pastagens de *Urochloa brizantha* cv. marandu submetidas à adubação com três fontes de fertilizantes nitrogenados: ureia, nitrato de amônio e sulfato de amônio. Os resultados demonstraram que a ureia apresenta maior potencial de perdas por volatilização de NH_3 , confirmando uma das hipóteses desta pesquisa, seguidos do nitrato de amônio e, por fim, pelo sulfato de amônio. Esse fato foi mais evidente em períodos de baixa precipitação, evidenciando a necessidade de sincronizar a aplicação de fertilizantes com condições climáticas favoráveis, visando mitigar perdas econômicas e impactos ambientais.

Quanto à hipótese de que o nitrato de amônio geraria maiores emissões de gases de efeito estufa (N_2O e CH_4) e o sulfato de amônio teria maior capacidade de mitigar as emissões de N_2O foi refutada. As emissões de N_2O não apresentaram variação em função do tipo de fertilizante nitrogenado utilizado, em nenhum período, diferenciando-se somente do tratamento controle (sem adubação nitrogenada). Além disso, as emissões de CH_4 mostraram-se independentes da fonte de fertilizante, estando diretamente relacionadas à umidade do solo e à disponibilidade de NH_4^+ .

Essas informações têm grande importância prática aos pecuaristas, pois evidenciam que a aplicação estratégica de fertilizantes em períodos chuvosos pode minimizar perdas econômicas e ambientais. Além disso, o estudo possibilita maior liberdade na escolha do tipo de fertilizante, considerando fatores como custo e época de adubação, uma vez que as emissões de N_2O se mantêm similares entre os três fertilizantes analisados nesse estudo.

A relevância deste trabalho reside na contribuição em práticas mais eficientes e sustentáveis de manejo do nitrogênio em pastagens tropicais. Ele reforça a necessidade de estudos adicionais que aprofundem questões relacionadas às emissões de gases de efeito estufa e volatilização de amônia, bem como ao sequestro de carbono, microbiota do solo e eficiência de uso de N pelos animais. Esses aspectos são fundamentais no avanço da pecuária sustentável e mitigação dos impactos ambientais associados à atividade agropecuária.