



**LUCAS PERALTA CARNEIRO BORGES**

**AMENDOIM FORRAGEIRO AUMENTA A  
PRODUTIVIDADE ANIMAL E REDUZ A EMISSÃO DE  
GASES DE EFEITO ESTUFA EM REGIÃO DE CLIMA  
TROPICAL**

**LAVRAS-MG  
2023**

**LUCAS PERALTA CARNEIRO BORGES**

**AMENDOIM FORRAGEIRO AUMENTA A  
PRODUTIVIDADE ANIMAL E REDUZ A EMISSÃO DE  
GASES DE EFEITO ESTUFA EM REGIÃO DE CLIMA  
TROPICAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras do Programa de Pós-graduação em Zootecnia, área de concentração em Produção e Nutrição de Ruminantes, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Daniel Rume Casagrande  
Orientador  
Dr. Bruno Grossi Costa Homem  
Coorientador

**LAVRAS-MG  
2023**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Borges, Lucas Peralta Carneiro.

Amendoim forrageiro aumenta a produtividade animal e reduz a emissão de gases de efeito estufa em região de clima tropical / Lucas Peralta Carneiro Borges. - 2023.

73 p.

Orientador(a): Daniel Rume Casagrande.

Coorientador(a): Bruno Grossi Costa Homem.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2023.

Bibliografia.

1. Gases de efeito estufa. 2. intensificação. 3. pastos consorciados. I. Casagrande, Daniel Rume. II. Homem, Bruno Grossi Costa. III. Título.

**LUCAS PERALTA CARNEIRO BORGES**

**AMENDOIM FORRAGEIRO AUMENTA A PRODUTIVIDADE ANIMAL E  
REDUZ A EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM REGIÃO DE  
CLIMA TROPICAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Zootecnia, área de concentração em Nutrição e Produção de Ruminantes, para obtenção do título de Mestre.

APROVADO em 19 de abril de 2023.

Dr. Alexandre Berndt                      Embrapa Pecuária Sudeste  
Dr. Bruno José Rodrigues Alves      Embrapa Agrobiologia

Prof. Dr. Daniel Rume Casagrande  
ORIENTADOR

**LAVRAS – MG**

**2023**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus pelo dom da vida.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Zootecnia (DZO), em especial ao Setor de Forragicultura por me proporcionarem oportunidades de aprendizado.

Aos meus pais, Maurilio e Débora por sempre estarem presentes em minha vida me apoiando e incentivando nessa caminhada e na realização desse sonho.

Aos meus irmãos Jonnas e David pelo companheirismo em todas as horas.

À minha avó Neuza, meus tios e tias e minha madrinha pelas orações e por sempre acreditarem em mim.

À minha noiva, Priscilla, por me apoiar, incentivar, pela paciência e carinho sempre.

Aos amigos Cassiano, Gustavo, Gabriel, Igor, Ítalo e Alexandre por sempre serem meus companheiros em todas as horas, sempre me apoiando e dando bons conselhos.

Aos meus irmãos de república (República Pé sujo), por todos os momentos compartilhados e por todos os ensinamentos.

Ao meu orientador Daniel Casagrande e ao meu coorientador Bruno Grossi pelo conhecimento compartilhado e por me darem oportunidades, essenciais na minha formação profissional.

A equipe Casagrandes que ao longo desses anos marcaram minha graduação e pós-graduação, com seriedade nos trabalhos e experimentos conduzidos.

Ao Núcleo de estudos em forragicultura (NEFOR) pelas experiências proporcionadas e ao aprendizado adquirido.

Ao Dr. Bruno José Rodrigues Alves e ao Dr. Alexandre Berndt pela disponibilidade em participar da banca de defesa, contribuindo com seus conhecimentos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da bolsa de estudos, ao Conselho Nacional de Pesquisa – CNPq e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG pelo apoio ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia.

Por fim o meu muito obrigado a todas as pessoas que me apoiaram e não mediram esforços para a realização desse sonho.

## RESUMO

Uma das alternativas para aumentar a sustentabilidade das pastagens cultivadas com benefícios ecológicos e econômicos é formação de pastos consorciados com gramíneas e leguminosas forrageiras. O objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho animal e o balanço de emissões de gases de efeito estufa em diferentes sistemas de produção de novilhas Nelore em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu com ou sem nitrogênio, ou consorciadas com *Arachis pintoi* cv. BRS Mandobi. O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados, sendo avaliados três sistemas de produção (1) Pastagem mista de capim-marandu (*Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster [syn. *Urochloa brizantha* Stapf cv. Marandu) consorciada com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* Krapov. & W.C. Greg. cv. BRS Mandobi), sem adubação nitrogenada (**Consórcio**); (2) Monocultivo de capim-marandu adubado com 150 kg N/ha/ano (**Adubado**); e (3) Monocultivo de capim-marandu sem adubação nitrogenada (**Controle**), com quatro repetições e medidas repetidas no tempo (estações do ano). O sistema adubado apresentou maior massa de forragem ( $p < 0,047$ ), taxa de lotação ( $p < 0,001$ ), ganho por área em kg/ha/ano ( $p < 0,001$ ) seguido do sistema consórcio e controle. No que se refere as emissões de CH<sub>4</sub>, as novilhas do tratamento consórcio tiveram uma redução na emissão em g/animal/d ( $p = 0,001$ ), g/d/kg PC ( $p = 0,018$ ) e g/d/kg PC<sub>0,75</sub> ( $p = 0,009$ ) em relação aos demais tratamentos. A utilização do nitrogênio na forma de adubação ou de fixação biológica reduziu a emissão de CH<sub>4</sub> em função do CMS (g/kg CMS) quando comparada ao tratamento controle ( $p = 0,044$ ). Para as emissões de N<sub>2</sub>O (kg/animal/ano e kg/ganho/carcaça), houve uma redução no tratamento consórcio em relação ao tratamento adubado, porém foi maior quando comparado ao controle ( $p < 0,001$ ). Já para emissões de N<sub>2</sub>O (g/kg ganho e kg/ha/ano), animais em pastejo no tratamento adubado apresentaram maiores emissões que aos demais tratamentos ( $p < 0,001$ ). Sistema de produção adubado aumentou a excreção de N (N total, N urina e N fezes), emissões de N<sub>2</sub>O (total,urina e fezes) e NH<sub>3</sub> (total,urina e fezes) quando mensurado em g/animal/dia e kg/ha/estação quando comparado com consórcio e controle ( $p < 0,05$ ). As emissões de N<sub>2</sub>O em função do PC (mg/d/kg PC e mg/d/kg PC<sub>0,75</sub>) e consumo (g/kg CMS e g/kg CMOD) foram maiores nos animais mantidos no sistema adubado comparado aos demais sistemas ( $p < 0,01$ ). Quanto às emissões de NH<sub>3</sub>, o sistema adubado apresentou maiores emissões em g/d/kg PC, g/d/kgPC<sub>0,75</sub>, g/kg CMS, g/kg CMOD e g/kg CPB em relação aos demais tratamentos ( $p < 0,001$ ). O sistema de produção consorciado reduziu as emissões de totais de Mg CO<sub>2</sub>eq/ha, kg CO<sub>2</sub>eq/kg ganho e kg CO<sub>2</sub>eq/kg carcaça quando comparado ao adubado ( $p < 0,001$ ). O uso do nitrogênio via fixação biológica é uma das alternativas mais promissoras de intensificação da pecuária de corte à pasto com redução das emissões de gases de efeito estufa.

**Palavras-chave:** Gases de efeito estufa; intensificação; pastos consorciados.

## ABSTRACT

Forage grasses mixed with legume is a strategy to increase the sustainability of cultivated pastures with ecological and economic benefits. The study aimed to evaluate animal performance and the balance of greenhouse gas emissions in Nellore heifers in the pasture of *Brachiaria brizantha* cv. Marandu with or without nitrogen or mixed with *Arachis pintoi* cv. BRS Mandobi. The experimental design was a randomized complete block with three treatments: (1) mixed Marandu palisadegrass (*Brachiaria brizantha*) and forage peanut (*Arachis pintoi*) without N fertilizer (MIXED); (2) Marandu palisadegrass monoculture (N FERTILIZER); (3) monoculture Marandu palisadegrass without N fertilizer (CONTROL), with four, replicates, with repeated measures over time (seasons). The fertilized system showed greater herbage mass ( $p < 0.047$ ), stocking rate ( $p < 0.001$ ), and gain/area in kg/ha/year ( $p < 0.001$ ) followed by the mixed and control systems. Regarding methane emissions, heifers in the mixed treatment had lower methane emissions in g/animal/d ( $p = 0.001$ ), g/d/kg BW ( $p = 0.018$ ), and g/d/kg BW<sup>0.75</sup> ( $p = 0.009$ ) compared to the other treatments. The N utilization by fertilizer or biological nitrogen fixation had lower CH<sub>4</sub> emission (g/kg DMI) than control system ( $p = 0.044$ ). Mixed system had lower N<sub>2</sub>O emissions (kg/animal/day and kg/gain/carcass) than the fertilizer system, however, greater than control system ( $p < 0.001$ ). Animals in the fertilizer had greater N<sub>2</sub>O emissions of g/kg gain and kg/ha/year than the other treatments ( $p < 0.001$ ). The fertilized system had greater N excretion (total, urine, and feces), N<sub>2</sub>O emissions (total, urine, and feces), and NH<sub>3</sub> (total, urine and feces) when measured in g/animal/day and kg/ ha/season when compared with mixed and control systems ( $p < 0.05$ ). N<sub>2</sub>O emissions as a function of BW (mg/d/kg BW and mg/d/kg BW<sup>0.75</sup>) and intake (g/kg DMI and g/kg BW) were greater in fertilized system than the other systems ( $p < 0.01$ ). Fertilized system had greater NH<sub>3</sub> emissions (g/d/kg BW, g/d/kgBW<sup>0.75</sup>, g/kg CMS, g/kg CMOD, and g/kg CPB) compared to the other treatments ( $p < 0.001$ ). The mixed system had lower total emissions in Mg CO<sub>2</sub>eq/ha, kg CO<sub>2</sub>eq/kg gain, and kg CO<sub>2</sub>eq/kg carcass than the fertilized system ( $p < 0.001$ ). The use of nitrogen via biological fixation is a strategy for pasture intensification with mitigating greenhouse gas emissions.

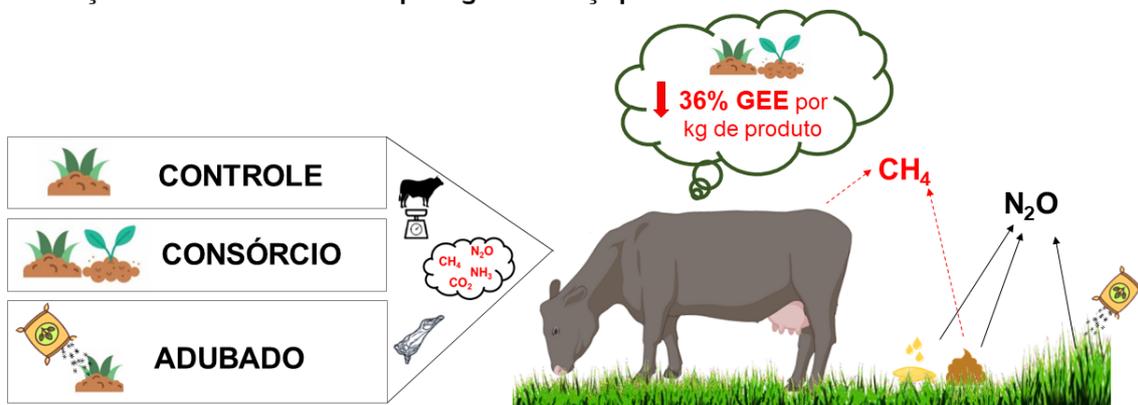
**Keywords:** Greenhouse gas; mixed pasture; intensification.

## SUMÁRIO INTERPRETATIVO E RESUMO GRÁFICO

O estabelecimento do amendoim forrageiro (*Arachis pinto*) no sistema de pastagem fornece nitrogênio (N) via fixação biológica de nitrogênio diminuindo a utilização de fertilizantes nitrogenados sintéticos, reduzindo assim as emissões de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CO}_2$  na atmosfera. Além disso, o uso do consórcio aumenta a qualidade da forragem, uma vez que as leguminosas possuem características que podem influenciar positivamente a digestão da matéria orgânica no rúmen e taxa de passagem, além de possuir taninos condensados, resultando em aumento no desempenho dos animais e produção reduzida de gases de efeito estufa. A aplicação N via fertilização é a forma mais comum de intensificação. No entanto, a produção sustentável é uma necessidade para a produção de bovinos a pasto no Brasil, o que garante que o amendoim forrageiro tenha grande potencial de utilização. Diante deste estudo que a adoção de pastagens consorciadas no bioma Mata Atlântica é uma das alternativas mais promissoras de intensificação da pecuária de corte à pasto com redução das emissões de GEE por kg de carcaça produzida. No entanto, as vantagens econômicas da utilização do amendoim forrageiro pelos pecuaristas dependerão em grande parte da disponibilidade e custo das sementes da leguminosa.

### AMENDOIM FORRAGEIRO AUMENTA A PRODUTIVIDADE ANIMAL E REDUZ A EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM REGIÃO DE CLIMA TROPICAL

Adoção de **pastagens consorciadas** com o uso do amendoim forrageiro no bioma Mata Atlântica é uma das **alternativas mais promissoras de intensificação da pecuária de corte à pasto** com **redução das emissões de GEE por kg de carcaça produzida**.



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Médias climáticas mensais de Lavras-MG durante o período experimental .	23
<b>Figura 2.</b> Altura do dossel (cm) ao longo do período experimental.....	23
<b>Figura 3.</b> Relação entre a emissão total de N <sub>2</sub> O (g/animal/dia) e N urina /N fezes .....	40
<b>Figura 4.</b> Emissões totais (Mg CO <sub>2</sub> eq/ha) em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante o período experimental .....	46
<b>Figura 5.</b> Emissões totais (Kg CO <sub>2</sub> eq/ganho) em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante o período experimental. ....	47
<b>Figura 6.</b> Emissões totais (Kg CO <sub>2</sub> eq/kg carcaça) em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante o período experimental. ....	47

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Massa de forragem em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano (dados extraídos de (HOMEM; LIMA; SPASIANI; GUIMARÃES; <i>et al.</i> , 2021).....	35
<b>Tabela 2.</b> Valor nutritivo do capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciado com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano (dados extraídos de (HOMEM; LIMA; SPASIANI; FERREIRA; <i>et al.</i> , 2021). .....	35
<b>Tabela 3.</b> Consumo de matéria seca, consumo de matéria orgânica, ganho médio diário, taxa de lotação e emissões de CH <sub>4</sub> em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano. ....	38
<b>Tabela 4.</b> Características de carcaça, ganho por área e emissões de CH <sub>4</sub> e N <sub>2</sub> O em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro. ....	39
<b>Tabela 5.</b> Excreção de N e emissões de N <sub>2</sub> O e NH <sub>3</sub> de fezes e urina por animal em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano. ....	41
<b>Tabela 6.</b> Excreção de N e emissões de N <sub>2</sub> O e NH <sub>3</sub> de fezes e urina por hectare em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano. ....	43
<b>Tabela 7.</b> Relação entre as emissões de N <sub>2</sub> O e NH <sub>3</sub> de fezes e urina por animal com características dos animais e da dieta em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano .....	45

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	11
2. REFERENCIAL TEÓRICO .....	12
2.1. Aquecimento global e o papel da pecuária .....	12
2.2. Metano (CH <sub>4</sub> ) entérico.....	14
2.4. Adubação nitrogenada vs. fixação biológica de nitrogênio.....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1. Local do experimento e tratamentos.....	22
3.2. Estabelecimento da pastagem e dos tratamentos.....	24
3.3. Avaliações experimentais .....	25
3.3.1. Massa de forragem e valor nutritivo da forragem .....	25
3.3.2. Desempenho animal.....	26
3.3.3. Abate comparativo dos animais .....	27
3.3.4. Consumo de forragem .....	27
3.3.5. Emissão de metano entérico dos animais .....	29
3.3.6. Excreção de nitrogênio e fatores de emissão (N <sub>2</sub> O).....	31
3.3.7. Balanço de emissões de gases de efeito estufa em cada sistema de produção.....	32
3.4. Análises estatísticas.....	32
4. RESULTADOS.....	33
4.1. Massa de Forragem .....	33
4.2. Valor Nutritivo da forragem.....	34
4.3. Desempenho animal e emissões CH <sub>4</sub> e N <sub>2</sub> O .....	36
4.4. Excreção de N e emissões de N <sub>2</sub> O e NH <sub>3</sub> de fezes e urina por animal .....	39
4.5. Excreção de N e emissões de N <sub>2</sub> O e NH <sub>3</sub> de fezes e urina por hectare .....	42
4.6. Relação entre as emissões de N <sub>2</sub> O e NH <sub>3</sub> de fezes e urina .....	44
4.7. Emissões totais CO <sub>2</sub> eq nos sistemas de produção .....	46
5. DISCUSSÃO .....	48
5.1. Como a entrada de nitrogênio (via fertilizante ou FBN) afeta a produtividade animal? .....	48
5.2. Como a entrada de nitrogênio (via fertilizante ou FBN) afeta as emissões de CH <sub>4</sub> entérico? .....	51
5.3. Como a entrada de nitrogênio (via fertilizante ou FBN) afeta as excreções de N e emissões de N <sub>2</sub> O e NH <sub>3</sub> ?.....	54
5.4. Como a entrada de nitrogênio (via fertilizante ou FBN) afeta as emissões totais dos sistemas de produção? .....	57
6. CONCLUSÃO .....	59
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	60

## 1. INTRODUÇÃO

O Brasil possui o segundo maior rebanho bovino comercial do mundo, estimado em 260 milhões de cabeças, sendo que 87% da produção total depende exclusivamente de sistemas de pastagens (ABIEC, 2020), possuindo importante influência no produto interno bruto (ABIEC, 2020). Esse sistema de produção tem como desafio, aumentar o desempenho e a produção animal e, ao mesmo tempo, reduzir o impacto ambiental da atividade, principalmente as emissões de gases de efeito estufa (GEE) (CARDOSO *et al.*, 2020).

De forma geral, o sistema agropecuário desempenha um papel fundamental na emissão de metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (MCTI, 2020), sendo responsável por 73% do total de emissões de CH<sub>4</sub>, onde 85% são oriundos da fermentação entérica, além de ser responsável por 80% da emissão total de N<sub>2</sub>O, 55% e 45%, provenientes de emissões diretas e indiretas, respectivamente. Sendo assim torna-se uma prioridade que os sistemas de produção se tornem eficientes e sustentáveis para que se reduzam os impactos causados no meio ambiente.

Embora o desempenho da pecuária brasileira venha evoluindo consideravelmente nas últimas décadas, em geral, a produtividade média das pastagens ainda está muito aquém do seu potencial (STRASSBURG *et al.*, 2014). Essa produtividade pode variar com relação ao nível de intensificação adotado quanto ao manejo da pastagem utilizado (EUCLIDES *et al.*, 2007). A adubação nitrogenada como forma de intensificação promove um aumento na produtividade das pastagens (CARVALHO *et al.*, 2019; MARQUES *et al.*, 2017) causando um efeito positivo no ganho de peso por animal e por área (DELEVATTI *et al.*, 2019). No entanto seu processo de fabricação é baseado em combustível fóssil (sistema de Haber-Bosch), onde emite uma enorme quantidade de

gases de efeito estufa, sendo este responsável por quase 1,0% das emissões globais de GEE (SMITH; HILL; TORRENTE-MURCIANO, 2020).

Nesse sentido, uma alternativa sustentável seria o estabelecimento de uma leguminosa forrageira no sistema de pastagem para fornecer nitrogênio (PEREIRA *et al.*, 2020) via fixação biológica de nitrogênio (FBN) (LI *et al.*, 2016), diminuindo a utilização de fertilizantes nitrogenados sintéticos, reduzindo assim as emissões de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> na atmosfera (STAGNARI *et al.*, 2017). Além disso, o uso do consórcio aumenta a qualidade da forragem, uma vez que as leguminosas possuem características que podem influenciar positivamente a digestão da matéria orgânica no rúmen e taxa de passagem, além de possuir taninos condensados, resultando em aumento no desempenho dos animais e produção reduzida de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (ARCHIMÈDE *et al.*, 2011; TEDESCHI; FOX, 2009).

Diante disso, hipotetiza-se que uso de fontes de N, seja oriundo de fontes minerais ou da fixação biológica, poderá acelerar a produção de forragem aumentando a produtividade animal. Adicionalmente, o uso da leguminosa em consórcio com gramínea, reduz as emissões de GEE.

Dessa forma, nesse estudo, objetivou-se avaliar o desempenho animal e as emissões de GEE em diferentes sistemas de produção de novilhas Nelore em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu com ou sem nitrogênio, ou consorciadas com *Arachis pintoi* cv. BRS Mandobi.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### ***2.1. Aquecimento global e o papel da pecuária***

O aquecimento global é um fenômeno climático de larga extensão provocado por fatores internos e/ou externos. Fatores internos estão associados a sistemas climáticos

como a atividade solar, a composição físico-química atmosférica, o tectonismo e o vulcanismo. Fatores externos são antropogênicos e relacionados a emissões de GEE por queima de combustíveis fósseis (SILVA; DE PAULA, 2009).

O efeito estufa é responsável por reter a energia emitida pelo sol, fazendo com que a temperatura média da Terra se mantenha próxima a 14°C, ou seja, na ausência deste fenômeno, a temperatura seria reduzida, o que impediria a existência de vida na Terra (ANDERSON; HAWKINS; JONES, 2016), porém quando o efeito estufa se intensifica pela ação dos gases, torna-se maléfico para a vida na terra. A queima de combustíveis fósseis como fonte de energia, mudança de uso da terra e agropecuária são os principais responsáveis pela emissão de bilhões de toneladas de GEE anualmente, provocando assim o aquecimento global e consequentes mudanças climáticas (AZEVEDO *et al.*, 2018).

As mudanças climáticas representam uma das maiores ameaças enfrentadas pelo nosso planeta, sua população e setor econômico mundial (SKUCE *et al.*, 2013). O aumento da temperatura média da superfície do planeta Terra, tem sido atribuído ao aumento das emissões de GEE como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), CH<sub>4</sub>, vapor de água (H<sub>2</sub>O), N<sub>2</sub>O e hidrofluorcarbonos (HFCs) (SMITH *et al.*, 2013).

O setor agropecuário contribui com aproximadamente 14,5% (7,1 bilhões de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente) das emissões globais de GEE, sendo responsável por 9% das emissões antropogênicas de CO<sub>2</sub> (1,92 bilhão de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente). No setor agropecuário, a maior parte das emissões de GEE são devido à mudança do uso da terra, principalmente decorrente da decomposição e mineralização da matéria orgânica do solo (MOS) proveniente do desmatamento e expansão de pastagens e terras agricultáveis para forragens (GERBER *et al.*, 2013).

Dentro do setor agropecuário, os principais GEE incluem CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (CARDOSO *et al.*, 2022). As emissões de CH<sub>4</sub> pela agropecuária são induzidas principalmente por meio de fermentação entérica, excreção e manejo de dejetos (MCDOWELL, 2008). As emissões de N<sub>2</sub>O estão associadas à nitrificação e desnitrificação dos solos após a entrada de N, como excretas, ou fertilizante inorgânico (GALLOWAY *et al.*, 2004). Dependendo dos regimes de gestão, o CO<sub>2</sub> pode-se tornar um GEE de interesse no setor agropecuário, pelo aumento da sua emissão nos solos agrícolas, representando também uma fonte de emissões (SOUSSANA; TALLEC; BLANFORT, 2010). Sendo assim, a agropecuária tem recebido atenção extra por sua contribuição nessas emissões, juntamente com outros impactos ambientais (KLUMPP *et al.*, 2011).

Como os recursos necessários para sustentar o crescimento da produção agropecuárias são restritas, o aumento futuro em produtos agropecuários deve ser acomodado e sustentado dentro dos recursos existentes, incluindo terra, água e nutrientes (FAO, 2011). Sendo assim, a melhoria do uso de recursos com eficiência e reduzindo os danos ambientais (incluindo impactos sobre o clima) na agropecuária são os primórdios para a sustentabilidade do setor (SAKADEVAN; NGUYEN, 2017).

## **2.2. Metano (CH<sub>4</sub>) entérico**

A produção de ruminantes enfrenta desafios para aumentar a produtividade e diminuir as emissões de GEE (AYANTUNDE; FERNÁNDEZ RIVERA; MCCRABB, 2005). O CH<sub>4</sub> entérico é a fonte predominante de emissões de GEE em sistemas agropecuários (CROSSON *et al.*, 2011; GUERCI *et al.*, 2013), representando mais de 67% do total de gases produzidos neste sistema (FAO, 2020).

O CH<sub>4</sub> entérico está sob maior evidência devido ao seu maior poder de aquecimento quando comparado com o CO<sub>2</sub> na atmosfera (GERBER et al. 2013). O efeito de aquecimento atmosférico de CH<sub>4</sub> é 28 vezes maior do que o CO<sub>2</sub> (PACHAURI et al., 2014). A produção de carne e leite representam a maioria das emissões, contribuindo com 41% e 20%, respectivamente, das emissões diretas do setor (FAO, 2013), muito superior ao setor de suínos e aves que contribuem com 9% e 8%, respectivamente. Dois terços das emissões agrícolas de CH<sub>4</sub> são liberadas pelos processos de fermentação entérica, que equivale a 17% do total de emissões de CH<sub>4</sub> global (KNAPP et al., 2014).

A produção de CH<sub>4</sub> em ruminantes representa até 12% da energia bruta ingerida, no qual poderia potencialmente ser utilizada para processos fisiológicos, mas, em vez disso, é liberado na atmosfera por eructação (BEAUCHEMIN et al., 2008). A síntese de CH<sub>4</sub> representa um sumidouro metabólico significativo para reduzir equivalentes de hidrogênio que acumulariam no rúmen, no qual poderiam criar um ambiente desfavorável para processos de digestão fermentativa (MORGAVI et al., 2010).

A fermentação em ruminantes é o resultado da atividade física e microbiana, a qual converte os componentes dietéticos a ácidos graxos de cadeia curta, como acetato, propionato e butirato, nos quais são utilizados pelo animal como fonte de energia (PINA et al., 2006). Como mencionado anteriormente, devido ao elevado potencial redutor e ao ambiente anaeróbico no rúmen, os microrganismos *Archaea* metanogênicas utilizam CO<sub>2</sub> livre e gás hidrogênio (H<sub>2</sub>), reduzindo-os a CH<sub>4</sub> e água, com o intuito de obter equivalentes redutores NADH<sup>+</sup> (LASSEY et al., 1997). A dieta é o fator primário que afeta a produção de CH<sub>4</sub> no rúmen, por ser fornecedora de substrato para as metanogênicas. Dietas com alta concentração de fibra de baixa digestibilidade e menor velocidade de fermentação aumentam a concentração do ácido de cadeia curta acetato, o

que ocasiona um aumento na concentração de precursores para serem utilizados na síntese de CH<sub>4</sub> (HEGARTY, 2001). O acetato e o butirato aumentam a liberação de H<sub>2</sub> no meio ruminal (MAURICIO *et al.*, 1998). Assim, a produção de CH<sub>4</sub> é principalmente modulada pela presença de CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> livres no ambiente ruminal.

Minimizar as emissões de CH<sub>4</sub> entérico da produção de ruminantes, enquanto aumenta-se a eficiência biológica e a utilização de nutrientes dietéticos é uma meta para a produção de uma pecuária sustentável (MIN *et al.*, 2020). Como a produção de CH<sub>4</sub> por bovinos é proveniente da fermentação ruminal, torna-se possível manipulá-la através do consumo do animal, composição e qualidade da dieta, melhora da digestibilidade e na redução do conteúdo de parede celular e aumento das concentrações de proteína bruta e carboidratos solúveis na forragem (BERNDT; TOMKINS, 2013).

Nesse sentido, o uso de leguminosas pode ser uma estratégia para reduzir as emissões de CH<sub>4</sub> por ruminantes devido justamente a melhora no valor nutritivo da dieta (ARCHIMÈDE *et al.*, 2011). As leguminosas forrageiras apresentam menor taxa de produção de CH<sub>4</sub> por kg MS ingerido, o que é explicado pela presença de compostos secundários, menor teor de fibra e maior taxa de passagem quando comparado com gramíneas. Tais características nas leguminosas podem alterar o padrão de fermentação para uma maior produção de propionato, que é um ácido graxo de cadeia curta consumidor de H<sub>2</sub> (BEAUCHEMIN *et al.*, 2008). Devido ao fato de gramíneas C<sub>4</sub> possuírem maiores teores de fibras em relação às leguminosas C<sub>3</sub>, maior produção de acetato é obtida com dietas à base de gramíneas C<sub>4</sub>, resultando em alta produção de CH<sub>4</sub> (ARCHIMÈDE *et al.*, 2018).

A utilização de estratégias nutricionais baseadas em princípios sustentáveis e tecnológicos vem possibilitando o aumento da eficiência de utilização do alimento por unidade de produto, além de colaborar para a redução na concentração de CH<sub>4</sub> na

atmosfera. Desta forma, a garantia de boas condições ruminais para o crescimento microbiano e o ajuste da dieta para que exista o correto balanço de nutrientes absorvidos, fará com que o ruminante demonstre todo o seu potencial de produção e, ao mesmo tempo, contribuirá para a redução nas emissões de CH<sub>4</sub>.

### **2.3. Emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) na pecuária**

O N<sub>2</sub>O é um dos GEE de grande preocupação ambiental (OENEMA *et al.*, 2009), devido ao seu grande potencial de aquecimento global e potencial de destruição do ozônio estratosférico (RAVISHANKARA; DANIEL; PORTMANN, 2009).

O N<sub>2</sub>O tem aproximadamente 265 vezes o potencial de aquecimento global (GWP) do CO<sub>2</sub> em 100 anos no espaço de tempo (PACHAURI *et al.*, 2014). Além disso, é considerado o terceiro maior contribuidor radioativo de GEE de longa duração, após CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (MYHRE *et al.*, 2013). No setor agropecuário, o N<sub>2</sub>O tem uma representação significativa de 37,4% no total de emissões de GEE no Brasil (MCTI, 2021).

As emissões de N<sub>2</sub>O dos solos agrícolas se originam principalmente durante os processos de nitrificação e desnitrificação (JOHNSON; FADEL; ROBINSON, 2007). Tais processos dependem da atividade dos microrganismos do solo e de muitos outros fatores, incluindo disponibilidade de C e N no solo, temperatura, pH do solo, fatores edáficos e condições meteorológicas, manejo do solo e cultura cultivada (CONRAD, 1996; MOSIER *et al.*, 1998; MOSIER, 2001). A nitrificação é o processo pelo qual o NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é oxidado a NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; já a desnitrificação, o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> são reduzidos a N<sub>2</sub>, com NO e N<sub>2</sub>O como produtos intermediários, permitindo o retorno de N para a atmosfera (KIRCHMAN, 2011).

A deposição de excretas de animais (fezes e urina) é a maior fonte individual (54%) de emissões anuais de N<sub>2</sub>O em pastagens, seguida pela aplicação de dejetos (13%)

e fertilizantes nitrogenados (7%) (DANGAL *et al.*, 2019). As aplicações de fertilizantes nitrogenados também são fontes importantes de perda de N, sendo o principal efeito indireto, como perda de N na forma de amônia. Maiores aportes de fertilizantes nitrogenados aumentam a produção das pastagens e a taxa de lotação animal, o que, por sua vez, acarreta em aumento das taxas de excreção urinária de N por unidade de área (DE KLEIN; MONAGHAN, 2011).

Assim, entende-se que as emissões de N<sub>2</sub>O tendem a aumentar em pastagens com manejo intensivo (MARSDEN *et al.*, 2018). Maiores fluxos de N<sub>2</sub>O são observados em pastagens logo após a aplicação de fertilizantes nitrogenados e deposição de excretas de bovinos (KLUMPP *et al.*, 2011), que ocasiona aumento da concentração de N mineral no solo. Nesse sentido, é necessário a utilização de fontes alternativas que possam reduzir de alguma forma a emissão de gases poluentes e que ao mesmo tempo possam tornar a pecuária mais eficiente.

O uso do N advindo da fixação biológica pode eliminar inteiramente as emissões de CO<sub>2</sub> fóssil associadas à fabricação de fertilizantes. Além disso, as emissões de N<sub>2</sub>O do solo de áreas de pastagens consorciadas entre gramíneas e leguminosas tendem a ser menores do que de pastagens fertilizadas com N (JENSEN *et al.*, 2012). Além desse benefício, metabólitos secundários presentes nas leguminosas, como os taninos condensados, são capazes de modificar o metabolismo proteico do animal, reduzindo a excreção de N pela urina e aumentando a recalitrância do N fecal (AGUERRE *et al.*, 2016; GUIMARÃES *et al.*, 2022).

#### **2.4. Adubação nitrogenada vs. fixação biológica de nitrogênio**

O Brasil sendo um país de clima tropical e com vasta extensão territorial, possui grande potencial para atender a demanda mundial de alimentos de origem animal, que

vem aumentando ao longo dos anos. A pecuária no Brasil procede-se de sistemas de produção que usam recursos nutricionais de baixo custo relativo, como as gramíneas tropicais sob pastejo (HOFFMANN *et al.*, 2014), o que o coloca em vantagem competitiva frente a outros centros de produção bovina. Com isso, torna-se prioridade aumentar a eficiência de uso da forragem via otimização do consumo e da disponibilidade de seus nutrientes. Portanto, torna-se necessário evitar a degradação das pastagens e intensificar a sua produtividade, a fim de tornar a pecuária de corte mais rentável e mais competitiva frente a alternativas de uso do solo, principalmente nas terras mais valorizadas (CORRÊA; SANTOS, 2006).

Neste cenário, ao qual periodicamente somam-se novas exigências (rastreadibilidade, qualidade, segurança alimentar, exigências sanitárias e ambientais etc.), o pecuarista deverá conscientizar-se que é necessário elevar a produtividade do "recurso terra" para garantir a rentabilidade do empreendimento, visando a redução do custo médio de produção pela diluição dos custos fixos e dos custos de oportunidade do uso do capital (BARROS *et al.*, 2003; MARTHA JR; ALVES; CONTINI, 2012). A maior produtividade das pastagens pode contribuir para a melhoria da qualidade do solo e para a redução de eventuais impactos sobre o ciclo hidrológico, enquanto o maior desempenho por animal pode reduzir a emissão de GEE por unidade de produto produzido (VILELA; MARTHA JÚNIOR; BARIONI, 2005).

Alguns trabalhos já destacaram o efeito positivo da adubação nitrogenada sobre a produção de forragem e animal da [*Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster (syn. *Urochloa brizantha* Stapf cv. Marandu)] (CARVALHO *et al.*, 2017; MOREIRA *et al.*, 2011; SALES *et al.*, 2013). A adubação com N aumenta o ganho médio diário dos animais pelo maior consumo de proteína, além da maior digestibilidade aparente da matéria seca e da matéria orgânica

(HOMEM; LIMA; SPASIANI; BORGES; *et al.*, 2021). Além disso, a aplicação de N na pastagem aumenta o ritmo de crescimento das plantas, que acarreta maiores taxas de lotação à serem utilizadas. Assim, no Brasil, o aumento da produtividade da pecuária a pasto de forma sustentável torna-se uma necessidade (HOMEM *et al.*, 2021a). Nesse cenário, a aplicação de N é a maneira mais rápida e fácil de produzir mais carne em áreas menores (DELEVATTI *et al.*, 2019).

No entanto, o fertilizante nitrogenado é um recurso limitado e de alto custo (CARDOSO *et al.*, 2016). O nutriente ainda pode sofrer várias perdas antes da absorção pelas plantas, como a fixação do amônio nas partículas do solo, lixiviação do nitrato pelo escoamento superficial, desnitrificação e conversão do nitrato em óxido nitroso e volatilização pela perda do gás amônia para atmosfera (CANTARELLA *et al.*, 2002). Essas perdas reduzem a eficiência do seu uso e, conseqüentemente, diminuem a lucratividade dos empreendimentos de pecuária baseados na alimentação dos bovinos com plantas forrageiras (MARTHA JR, 1999; PRIMAVESI *et al.*, 2004). Além disso, com o aumento da preocupação com a preservação ambiental e os impactos ambientais relacionados a atividade humana na produção de alimento, faz com que se busque fontes sustentáveis.

A fabricação do fertilizante nitrogenado é feita através do sistema de Haber-Bosch (HB). Esse processo é baseado em combustível fóssil, onde emite uma enorme quantidade de GEE, com uma média global de 2,9 toneladas de CO<sub>2</sub> por tonelada de amônia (NH<sub>3</sub>) sintetizada (SMITH; HILL; TORRENTE-MURCIANO, 2020). Este processo é responsável por quase 1,0% das emissões globais de GEE (SMITH; HILL; TORRENTE-MURCIANO, 2020). Mais de 72% do hidrogênio utilizado no processo HB é produzido via reforma a vapor do metano (SMR) a 850–900 °C e 25–35 bar, e contribui

fortemente para as emissões líquidas de GEE do SMR-HB (SMIL, 2004; SMITH; HILL; TORRENTE-MURCIANO, 2020).

Sendo assim, uma das alternativas para aumentar a sustentabilidade das pastagens cultivadas com benefícios ecológicos e econômicos tem sido a formação de pastos consorciados com gramíneas e leguminosas forrageiras que sejam persistentes e compatíveis, adaptadas às condições climáticas e resistentes às principais pragas e doenças (SERRÃO; TOLEDO, 1990; THOMAS, 1992; 1995).

A adoção de leguminosas na formação de pastagens em consórcio ou exclusivas, é orientada pela escolha da espécie mais adequada às condições ambientais, à natureza da exploração, à capacidade de intervenção e à disponibilidade de recursos, dentre outros (BARCELLOS *et al.*, 2008). Dentre as leguminosas forrageiras, o amendoim forrageiro é uma das leguminosas mais promissoras para consórcio com gramíneas em pastagens tropicais, devido sua produtividade, valor nutritivo, persistência e tolerância ao desfolhamento (GOMES *et al.*, 2020; GOMES *et al.*, 2018; TAMELE *et al.*, 2018).

O amendoim forrageiro é caracterizado por ser uma leguminosa herbácea perene, hábito de crescimento estolonífero, prostrado e lança estolões horizontalmente em todas as direções em quantidades significativas, cujos pontos de crescimento são bem protegidos do pastejo realizado pelos animais (LIMA, 2007). Tal característica do amendoim forrageiro deve ser ressaltada na interação das leguminosas com as gramíneas quando em consórcio, chamado de plasticidade fenotípica. É um elemento que estabelece alterações adaptativas na estrutura das plantas em resposta ao pastejo e proporciona uma reação positiva face às adversidades ao consórcio (GOMES *et al.*, 2018).

Uma das maiores contribuições do amendoim forrageiro ao sistema de produção é seu grande potencial em fixar o N atmosférico, quando em associação com as bactérias

fixadoras (CADISCH; SCHUNKE, 1994; THOMAS, 1995). Além disso, apresenta grande potencial para ciclagem de nutrientes e utilização na recuperação de pastagens em áreas degradadas (OLIVEIRA, 2003). Em um experimento feito por Homem *et al.*, (2021c), a contribuição total da fixação biológica de N para o sistema de pastagem foi de 109 kg N ha/ano e um balanço na ciclagem de nitrogênio positivo de 33 kg N ha/ ano.

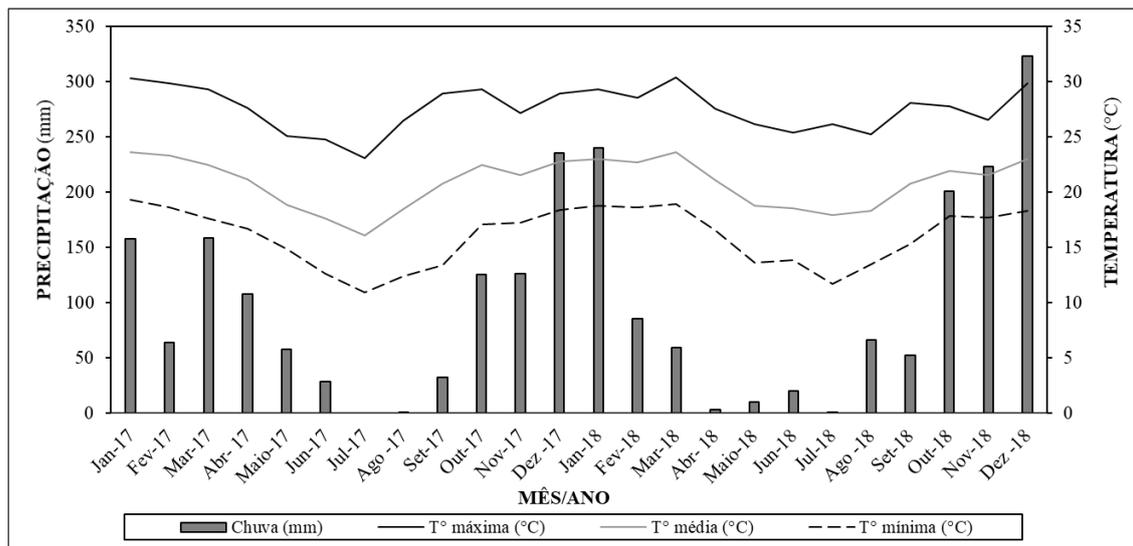
Em contrapartida, o estabelecimento lento do amendoim forrageiro limita seus resultados positivos como cultura de cobertura do solo no primeiro ano após implantação, especialmente em área com alta incidência de plantas invasoras (FISHER; CRUZ, 1994). No entanto, resultados positivos com o uso de leguminosas são esperados devido à capacidade de fixação biológica de nitrogênio, conseqüentemente alcançando uma produção sustentável ligada a redução nas emissões de GEE.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

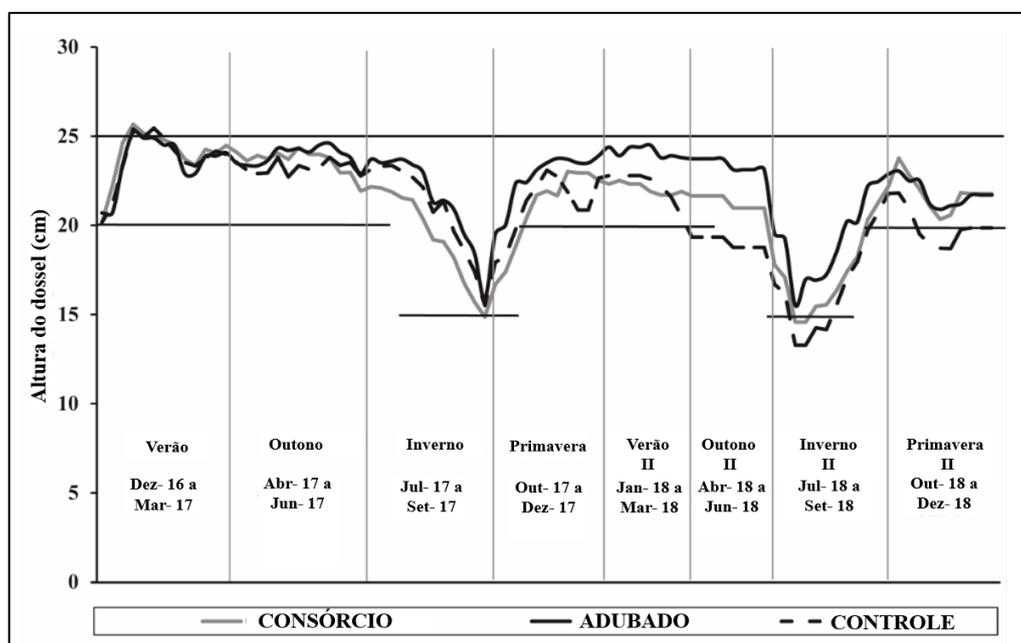
Os procedimentos experimentais desse estudo foram aprovados pelo Comitê de Ética e Bem-Estar Animal da Universidade Federal de Lavras (protocolo número 064/2015).

#### ***3.1. Local do experimento e tratamentos***

O experimento foi realizado no Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras, Brasil (21° 14'S, 44° 58'O; 918 m de altitude). O clima do local é subtropical úmido mesotérmico com invernos secos de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger: Cwa (SÁ JÚNIOR *et al.*, 2012). Os dados meteorológicos foram obtidos em uma estação meteorológica localizada a 1.000 m da área experimental. A temperatura média do ar e a precipitação anual durante o período experimental foram de 21,0 °C e 1191 mm, respectivamente (Figura 1).



**Figura 1.** Médias climáticas mensais de Lavras-MG durante o período experimental



**Figura 2.** Altura do dossel (cm) ao longo do período experimental

O solo da área experimental é classificado como um Latossolo (classificação WRB/FAO) com textura argilosa e teor de argila semelhante ao longo do perfil (563 e 574 g de argila/kg de solo para 0–10 e 20–40 cm, respectivamente). No início do período experimental, o solo (0-20 cm) tinha as seguintes características:  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})} = 5,9$ ; Al, Ca, Mg trocáveis de 0,07, 2,4 e 0,7  $\text{cmol}/\text{dm}^3$ , respectivamente; P disponível (método Mehlich-I) = 7,6  $\text{mg}/\text{dm}^3$ , K trocável = 82,8  $\text{mg}/\text{dm}^3$ , e matéria orgânica = 31,0  $\text{g}/\text{kg}$ .

Foram avaliados três sistemas de produção (**SP**): 1) Pastagem mista de capim-marandu (*Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster [syn. *Urochloa brizantha* Stapf cv. Marandu) consorciada com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* Krapov. & W.C. Greg. cv. BRS Mandobi), sem adubação nitrogenada (**Consórcio**); 2) Monocultivo de capim-marandu adubado com 150 kg N/ha/ano (**Adubado**); e 3) Monocultivo de capim-marandu sem adubação nitrogenada (**Controle**).

### ***3.2. Estabelecimento da pastagem e dos tratamentos***

Inicialmente, em novembro de 2013, toda a área experimental (12 ha) foi corrigida com a aplicação de 2500 kg/ha de calcário dolomítico. Após um período de dois meses da aplicação do calcário, implantou-se o capim-marandu utilizando 6,0 kg/ha de sementes vivas puras viáveis, juntamente com a aplicação de 52 kg/ha de P na forma de superfosfato simples e 41,5 kg/ha de K na forma de cloreto de potássio.

Em dezembro de 2015, a área experimental foi dividida em quatro blocos, onde os tratamentos adubado, consórcio e controle foram alocados aleatoriamente em piquetes com área de 0,7; 1,0 e 1,3 ha, respectivamente, dentro de cada bloco (HOMEM *et al.*, 2021b). O experimento foi composto por quatro repetições (blocos), totalizando 12 unidades experimentais. Após a divisão dos tratamentos, nos piquetes consorciados foi estabelecido o amendoim forrageiro, com o uso de 10 kg de sementes puras viáveis/ha. Informações adicionais sobre o estabelecimento do capim-marandu e do amendoim forrageiro foram descritas por Homem *et al.*, (2021a).

Anualmente, na primavera (entre novembro e dezembro), todas os piquetes foram adubados com cloreto de potássio e superfosfato simples correspondente a 41 kg/ha de K e 22 kg/ha de P, respectivamente. No tratamento Adubado, a fertilização nitrogenada foi

dividida em três aplicações por ano (50 kg/ha N cada em novembro, janeiro e março) na forma de ureia.

O período experimental foi de dezembro de 2016 a janeiro de 2019, sendo dividido em anos e estações: 22 dezembro a 21 de março (Verão), 22 de março a 21 de julho (Outono), 22 de julho a 21 de setembro (Inverno), e 22 de setembro a 21 de dezembro (Primavera). O sistema de lotação utilizado foi a lotação contínua com taxa de lotação variável. Duas novilhas da raça Nelore por unidade experimental ( $234 \pm 36$  kg de peso corporal inicial e  $12 \pm 1,3$  meses de idade) foram utilizadas como animais traçadores para manter uma altura de dossel alvo de 15 cm durante o inverno e 20–25 cm no restante do ano (Figura 2; HOMEM *et al.*, 2021a). Quando necessário, com intuito de manter a meta de manejo de altura do dossel, animais reguladores adicionais (*put and take*) foram adicionados (ALLEN *et al.*, 2011). A altura média do dossel foi mensurada semanalmente utilizando um bastão graduado (BARTHAM, 1985) em 100 pontos aleatórios por unidade experimental e a taxa de lotação ajustada quando necessário.

Durante o período experimental, os animais receberam água e suplementação mineral comercial [níveis de garantia por quilograma de produto: 110 g Ca (max), 90 g Ca (min), 100 mg Co (min), 1500 mg Cu (min), 25 g S (min), 600 mg F (max), 60 g P (min), 301 mg I (min), 20 mg se (min)], *ad libitum*. Ao final do primeiro ano de avaliação experimental, os animais foram substituídos por um novo lote.

### ***3.3. Avaliações experimentais***

#### ***3.3.1. Massa de forragem e valor nutritivo da forragem***

A massa de forragem (MF) foi quantificada mediante corte ao nível do solo, de todo material contido no interior de molduras retangulares com dimensão de 0,5 x 1,0 m, a cada 30 dias. Após a colheita da forragem foi realizada a separação botânica e

morfológica dos componentes. Na sequência, as diferentes frações foram pesadas e secas em estufa com circulação de ar a 55° C por 72 horas até atingir peso constante. A MF foi considerada a biomassa acima do solo (massa de gramíneas e leguminosas, de acordo com o tratamento) sem material morto.

Para a análise de valor nutritivo (VN), amostras de forragem colhidas manualmente pelo método do pastejo simulado (“*hand plucking*”). No tratamento consórcio, gramínea e leguminosa foram coletados e separados posteriormente. As amostras de forragem foram secas em estufa a 55°C por 72 horas até atingir peso constante e logo após foram moídas em um moinho Cyclotec (Tecator, Herndon, VA) com peneira de 1 mm.

As avaliações feitas posteriormente foram a matéria seca (MS), a concentração de proteína bruta (PB) ( $PB = N \text{ total} \times 6,25$ ) e o extrato etéreo (EE) conforme AOAC, 2000. A fibra em detergente neutro (FDN) isenta de cinzas e proteínas (Pell & Schofield, 1993). A MS digestível in vitro (DIVMS) foi determinada usando o método DAISY-II por 48 horas (Ankom Technology Corp., Fairport, NY; Holden, 1999).

Informações detalhadas sobre as avaliações de MF e VN são descritas por Homem *et al.*, (2021a).

### **3.3.2. Desempenho animal**

A pesagem dos animais foi realizada a cada 28 dias, no decorrer do período experimental, sem restrição alimentar e água, sempre no início da manhã. O ganho médio diário (GMD) foi estimado por meio de regressão linear em cada estação. Nessa equação, o peso inicial individual em cada estação foi o intercepto e o ganho médio diário (GMD) foi a inclinação da reta. A taxa de lotação foi calculada pelo somatório dos pesos de todos os animais pastejando por dia em cada piquete, dividido pelo número de dias do período

e pela área de cada piquete. A taxa de lotação foi expressa em UA/ha, sendo considerado uma Unidade Animal (UA), um animal de 500 kg de peso corporal (ALLEN *et al.*, 2011). O ganho de peso por área foi calculado pela multiplicação do GMD pela taxa de lotação. As variáveis foram calculadas em média por unidade experimental antes da análise, para cada estação.

### **3.3.3. Abate comparativo dos animais**

Previamente ao período experimental, três novilhas de peso e idade semelhante às utilizadas no início de cada ano experimental foram abatidas como referência ao peso inicial de carcaça e cálculos de estimativa da composição corporal. Ao final de cada ano experimental, as duas novilhas traçadoras de cada piquete foram abatidas com intuito de estimar o peso de carcaça final e cálculos de estimativa da composição corporal.

Para a execução dos abates, inicial e final do experimento, os animais ficaram em restrição alimentar e líquida por aproximadamente 16 horas. Depois foram pesados e encaminhados para um frigorífico comercial localizado aproximadamente a 60 km da Universidade. Os animais foram abatidos utilizando a técnica de concussão cerebral e secção da veia jugular, seguido de remoção do couro e evisceração, conforme Instrução Normativa Nº 4 de 31/03/2000 (MAPA, 2000).

Na realização do cálculo do ganho em carcaça, o peso de carcaça inicial foi estimado utilizando as equações obtidas com os animais abatidos no início do experimento. O rendimento do ganho foi calculado pela divisão do ganho em carcaça pelo ganho de peso corporal.

### **3.3.4. Consumo de forragem**

O consumo de forragem foi estimado a partir da excreção fecal e a fibra em detergente neutro indigestível (FDNi). A produção fecal foi mensurada de forma indireta,

utilizando-se o indicador externo dióxido de titânio ( $\text{TiO}_2$ ) (TITGEMEYER *et al.*, 2001). O indicador foi fornecido diariamente para os animais na quantidade de 10g por animal/dia, durante 11 dias (seis dias de adaptação e cinco de coleta de fezes). Amostras fecais foram coletadas diretamente do reto, uma vez por dia, no mesmo horário (meio-dia), durante cinco dias consecutivos. As amostras de fezes foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 55 °C, por 72 horas, processadas em moinho do tipo Willey, com peneira de malha 2 e 1 mm. Posteriormente, as amostras individuais foram transformadas em amostras compostas para determinar a concentração do  $\text{TiO}_2$  nas fezes, utilizando espectroscopia de absorção colorimétrica descrita por Titgemeyer et al. (2001). A produção fecal (kg/dia MS) foi estimada, baseando-se na razão entre a quantidade do indicador administrado ao animal e sua concentração nas fezes.

Amostras de forragem colhidas manualmente (pastejo simulado) foram coletadas durante a avaliação do consumo para análise do valor nutritivo (WALLIS DE VRIES, 1995). No tratamento consórcio, gramínea e leguminosa foram coletados e posteriormente separados. Amostras de forragem foram secas em estufa a 55 ° C por 72 horas até atingir peso constante. Em seguida, foi feita uma amostra composta de cada espécie para cada unidade experimental. As amostras compostas foram moídas, processadas em moinho do tipo Willey, com peneira de malha 2 e 1 mm em moinho do tipo Willey.

Amostras compostas de fezes e pastejo simulado foram incubadas no rúmen de duas novilhas canuladas (alimentadas com dieta composta de capim-marandu e amendoim forrageiro ou monocultura de capim-marandu) por 288 horas para determinação do FDNi (HUHTANEN; KAUSTELL; JAAKKOLA, 1994).

Por meio da produção fecal, sabe-se a quantidade da fração indigestível excretada diariamente. Sendo assim, é possível estimar quanto foi consumido de FDNi pela

excreção diária do mesmo. Em seguida, com o valor da FDNi da forragem (pastejo simulado), obteve-se o valor estimado de consumo de forragem.

Para os tratamentos controle e adubado, o consumo de forragem foi calculado utilizando a seguinte equação:

$$CMS (g/dia) = (Produção fecal \times \% FDNi das fezes) \div \% FDNi pastejo simulado$$

Para consórcio, a proporção de gramínea e leguminosa no consumo de forragem foi estimado usando a metodologia de isótopos de  $\delta^{13}C$ , pela equação:

$$\% \text{ leguminosa} = 100 \times (\delta^{13}CG - \delta^{13}CS) \div (\delta^{13}CG - \delta^{13}CL)$$

onde % leguminosa é a proporção de carbono da leguminosa no resíduo da incubação FDNi das fezes (Lopes de Sá, 2017); e  $\delta^{13}CG$  (gramínea),  $\delta^{13}CL$  (leguminosa), e  $\delta^{13}CS$  são os valores da abundância de  $\delta^{13}C$  do resíduo de FDNi em amostras de gramínea (-11,9‰) e leguminosa (27,4‰) coletadas via pastejo simulado, e o resíduo de FDNi em amostras fecais, respectivamente. Para determinação do  $\delta^{13}C$ , as amostras foram moídas e subamostradas (entre 300 a 500  $\mu g$ ) e posteriormente analisadas para abundância total de C e  $^{13}C$  usando um espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo automatizado. Foi utilizado o espectrômetro de massa Finnigan DeltaV acoplado à saída de a Costech [modelo ECS4010] analisador total de C e N (Finnigan MAT, Bremen, Alemanha) no laboratório John Day na Embrapa Agrobiologia.

O consumo de nutrientes foi estimado multiplicando o consumo de forragem pelo valor nutritivo das amostras coletadas via pastejo simulado.

### **3.3.5. Emissão de metano entérico dos animais**

Nos períodos de avaliação do consumo de forragem, foi estimada a emissão de  $CH_4$  entérico dos animais em pastejo. A técnica utilizada para a mensuração de  $CH_4$  foi a do traçador interno  $SF_6$  (BERNDT *et al.*, 2014; JOHNSON *et al.*, 1994; PRIMAVESI *et*

*al.*, 2014). Os animais foram submetidos a um período de 30 dias de adaptação ao uso do cabresto e a canga coletora, antes de iniciar as coletas, com a finalidade de evitar alterações induzidas pelo estresse.

Para essa avaliação foi utilizada uma canga coletora-armazenadora em tubo de PVC de 60 mm de classe 20, tendo pressão interna próxima de zero atmosfera, calibrada para atingir 50 % da pressão atmosférica no final do período de coleta, mediante tubo capilar de aço inoxidável com 0,127 mm de diâmetro interno preso a um cabresto. A calibração foi determinada pela constrição do tubo capilar do tubo capilar. A canga foi conectada ao tubo capilar por meio de engate rápido.

Após a adaptação dos animais ao aparato de amostragem, as coletas de gases ruminais foram realizadas ao longo de cinco dias consecutivos em intervalos de 24 horas ou com a obtenção de cinco coletas perfeitas de cada animal. As concentrações de CH<sub>4</sub> e SF<sub>6</sub> foram determinadas em cromatografia gasosa (HP6890). O cromatógrafo é equipado com detector de ionização de chama (FID) e coluna megabore (0,53m, 30 m) Plot HP-Al/M (para CH<sub>4</sub>) e detector de captura de elétrons ( $\mu$ -ECD) e coluna megabore HP-MolSiv (para SF<sub>6</sub>), com dois loops de 0,5 cm<sup>3</sup> acoplados a duas válvulas de seis vias.

A pressurização das cangas até atingir uma pressão aproximada de 1,5 psi foi realizada com N sintético 5.0, com as leituras de pressão feitas em medidor digital ( $\pm 0,01$ ). As curvas de calibração foram estabelecidas utilizando-se padrões de gases certificados pela White Martins (Praxair), com concentração em ppt (54 $\pm$ 9, 97 $\pm$ 9 e 954 $\pm$ 98 ppt) para SF<sub>6</sub> e em ppm (0,996; 4,98; 10,36 e 51,57 ppm) para CH<sub>4</sub>, conforme Westberg et al. (1998). O fluxo de CH<sub>4</sub> liberado pelo animal foi calculado em relação ao fluxo de SF<sub>6</sub>, correlacionando os resultados à taxa conhecida de liberação do traçador no rúmen (WESTBERG *et al.*, 1998).

Com os dados de emissão foi calculada a emissão potencial de CH<sub>4</sub> em gramas por dia. Ao se determinar os valores de emissão diária e multiplicado pelos dias de duração de cada estação, calculou-se a emissão equivalente para cada estação avaliada. Calculou-se a emissão de CH<sub>4</sub> por peso corporal (PC) e metabólico (PC<sup>0.75</sup>). Fazendo a relação da emissão diária com a ingestão de matéria seca diária chegou-se aos dados de quilograma por consumo de matéria seca. Ao relacionar os dados de emissão diária de CH<sub>4</sub> com os dados de ganho médio diário, calculou-se o a emissão de CH<sub>4</sub> por ganho de peso corporal. Ao relacionar os dados de emissão diária com os dados de taxa de lotação calculou-se a emissão de CH<sub>4</sub> por lotação. Por fim a se relacionar os dados de carcaça calculou-se a emissão por kg de carcaça animal.

### ***3.3.6. Excreção de nitrogênio e fatores de emissão (N<sub>2</sub>O)***

Excreções de N (g/dia de N) urinário e fecal foram avaliados. As concentrações de N nas excretas (fezes e urina) foram avaliadas através do método 920,87 (AOAC, 2000). A excreção fecal de N foi avaliada pela concentração de N nas fezes e multiplicada pela produção fecal total. A excreção urinária foi estimada por meio amostras de urina, que foram obtidas por estimulação vulvar. As amostras de urina foram coletadas nos mesmos dias e horários no qual foi feita a coleta de fezes. O volume urinário foi estimado através da equação de Silva et al. (2012), utilizando a concentração de creatinina como marcador. Através do volume urinário, chegou-se à excreção urinaria de N (g/dia de N). Cálculos e coletas são detalhados por Homem *et al.* (2021b). Diante dos resultados de excreção, foi estimada a excreção de N via fezes e urina por ha pela multiplicação com a taxa de lotação em animais/ha. Além disso, a relação N excretado na urina/N excretado nas fezes foi calculado.

Os fatores de emissão de  $N_2O$  e  $NH_3$  foram extraídos do artigo de Guimarães *et al.* (2022) que foi um trabalho preliminar a este no mesmo experimento. Com os dados de emissão foi calculada a emissão potencial de  $N_2O$  e  $NH_3$  em g/dia por animal pela multiplicação dos respectivos fatores de emissão pelas excreções de N na urina e nas fezes. As mesmas relações feitas com as emissões de  $CH_4$  foram determinadas para as emissões de  $N_2O$  e  $NH_3$ .

### ***3.3.7. Emissões de gases de efeito estufa em cada sistema de produção***

O total de emissões de GEE foram calculadas em  $CO_2eq$  usando os fatores de conversão do potencial de aquecimento global (GWP) de 28 e 273 para  $CH_4$  e  $N_2O$ , respectivamente. Os GWPs utilizados foram extraídos do sexto ciclo de avaliação (AR6) que abrangem as últimas informações científicas sobre o estado físico do clima global feito pelo Painel Intergovernamental das Alterações Climáticas nos anos de 2021-2022 (IPCC, 2022).

Para o sistema adubado foi considerado no balanço de emissões do sistema as emissões potenciais de  $N_2O$  do fertilizante. Assim, foi considerado o fator de emissão de  $N_2O$  e  $NH_3$  do fertilizante ureia de 1,1 e 14,5%, respectivamente, como descrito pelo 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2019).

### ***3.4. Análises estatísticas***

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com três tratamentos (**SP: Adubado, Controle e Consórcio**), quatro repetições e medidas repetidas no tempo (estações do ano). Os dados foram analisados por modelos mistos (LITTELL; PENDERGAST; NATARAJAN, 2000) utilizando o procedimento MIXED do SAS (SAS Institute, Cary NC). Os efeitos de **SP** e estações do ano foram consideradas fixas e os

efeitos de bloco e ano como efeito aleatório. O critério de informação de Akaike foi usado para escolher a melhor estrutura de (co)variância (AKAIKE, 1974).

Todas as variâncias foram estimadas utilizando o LSMEANS, e as comparações foram feitas entre tratamentos utilizando o teste Fisher de diferença significativa (LSD) a 10% de probabilidade.

$$Y_{ijkz} = \mu + B_i + SP_j + y_{ij} + Y_k + S_z + (SP*E)_{jz} + \epsilon_{ijkz} \text{ em que:}$$

$Y_{ijkz}$  é o valor observado no  $i$ -ésimo bloco, da  $j$ -ésima SP, do  $k$ -ésimo período avaliado, do  $z$ -ésimo da estação do ano;

$\mu$  é a média geral;

$B_i$  é o efeito aleatório associado ao  $i$ -ésimo bloco,  $i = 1,2,3,4$ ;

$SP_j$  é o efeito fixo associado a  $j$ -ésima do sistema de produção,  $j = 1,2,3$ ;

$y_{ij}$  é o efeito do erro associado ao  $i$ -ésimo bloco da  $j$ -ésima do SP;

$Y_k$  o efeito aleatório associado ao  $k$ -ésimo ano,  $k = 1, 2$ ;

$S_z$  é o efeito fixo associado ao  $z$ -ésimo da estação do ano,  $z = 1, 2, \dots, 8$ ;

$(SP*E)_{jz}$  é o efeito fixo da interação  $j$ -ésima do SP com  $z$ -ésimo da estação do ano;

$\epsilon_{ijkz}$  é o efeito do erro aleatório associado ao  $i$ -ésimo bloco,  $j$ -ésima do SP,  $k$ -ésimo ano, e  $z$ -ésimo da estação do ano

O efeito da relação N excretado na urina/N excretado nas fezes e as emissões totais de  $N_2O$  por animal foram analisadas usando análise de regressão com probabilidade de 5% pelo o PROC REG do SAS (SAS Institute).

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Massa de Forragem

A variação na altura do dossel entre os sistemas de produção durante as estações do ano foi pequena, e todos os tratamentos tiveram altura do dossel variando entre 20 a 25 cm. Durante a estação seca (inverno), a altura do dossel variou de 15 a 20 cm (Figura 2).

As variáveis relacionadas à massa de forragem foram influenciadas pelos sistemas de produção (Tabela 1). O sistema adubado apresentou maior massa de forragem ( $p < 0,047$ ) e massa de gramínea ( $p < 0,001$ ). De forma semelhante, o sistema adubado aumentou a massa de forragem verde, com o sistema consórcio sendo intermediário e superior quando comparado com o controle ( $p = 0.001$ ).

A massa média de leguminosa durante os dois anos experimentais foi em torno de 1183 kg/ha, participando de 30,2% na composição botânica do dossel forrageiro do tratamento consórcio.

#### ***4.2. Valor Nutritivo da forragem***

Animais em pastejo tiveram acesso a uma gramínea de melhor valor nutritivo quando estavam sob o sistema adubado, uma vez que esse sistema obteve uma gramínea com maior teor de PB e DIVMS e menor teor de FDN em relação ao capim-marandu dos sistemas controle e consórcio ( $p < 0,001$ ). Maior concentração de PB e menor teor de FDN foram encontrados na primavera ( $p < 0,001$ ). Uma maior DIVMS do capim-marandu foi observado na primavera e verão comparado ao outono e inverno ( $p < 0,001$ ).

**Tabela 1.** Massa de forragem em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano (dados extraídos de (HOMEM; LIMA; SPASIANI; GUIMARÃES; *et al.*, 2021).

Variáveis	Sistema de produção (SP)			Estações do ano (E)				EPM*	P-valor		
	Controle	Adubado	Consórcio	Verão	Outono	Inverno	Primavera		SP	E	SP*E
Massa de forragem, kg/há	8600 b	10301 a	8447 b	8665 B	9933 A	8843 B	9024 B	277	0,047	<0,001	<0,001
Massa de forragem verde, kg/há	3026 c	4994 a	3917 b	4630 A	4640 A	2626 C	4020 B	195	0,001	<0,001	0,014
Massa de gramínea, kg/há	3026	4994	2800	4162	4263	2431	3571	181	<0,001	<0,001	0,028
Massa de leguminosa, kg/há	-	-	1183	1468	1194	671	1401	154	-	-	-
*CB, %	-	-	30,2	29,3	28,2	28,5	34,2	1,5	-	-	-

Médias seguidas por diferentes letras minúscula em sistema de produção e letras maiúsculas em estações do ano na linha diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ );

\*EPM: Erro padrão da média;

\*CB: Composição botânica (proporção de leguminosa na massa de forragem verde).

**Tabela 2.** Valor nutritivo do capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciado com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano (dados extraídos de (HOMEM; LIMA; SPASIANI; FERREIRA; *et al.*, 2021).

Variáveis	Sistema de produção (SP)			Estações do ano (E)				EPM*	P-valor		
	Controle	Adubado	Consórcio	Verão	Outono	Inverno	Primavera		SP	E	SP*E
*PB, %	8,6 b	13,4 a	9,2 b	10,8 B	9,1 C	9,1 C	12,6 A	0,5	<0,001	<0,001	0,964
FDN, %	62,1 a	57,8 b	61,9 a	61,5 A	62,3 A	60,8 A	57,9 B	0,7	<0,001	<0,001	0,758
DIVMS, %	64,1 b	70,8 a	63,9 b	68,6 A	63,7 B	61,9 B	70,8 A	1,5	<0,001	<0,001	0,698

Médias seguidas por diferentes letras minúscula em sistema de produção e letras maiúsculas em estações do ano na linha diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P > 0,05$ );

\*EPM: Erro padrão da média;

\*PB: proteína bruta; FDN: fibra em detergente neutro; DIVMS: digestibilidade *in vitro* da matéria seca.

### 4.3. Desempenho animal e emissões CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O

As variáveis CMS, CMO e GMD não foram influenciadas pelo sistema de produção ( $p \geq 0,248$ ), e foram em média 2,1 %PC/d, 1,12 %PC/d e 0,43 kg/dia, respectivamente. Em contrapartida, a taxa de lotação (UA/ha) foi maior para o sistema adubado ( $p < 0,001$ ), com um incremento médio de 33,8% na taxa de lotação quando comparado para os demais tratamentos (Tabela 3). Em relação as estações do ano, no verão e primavera os animais apresentaram maior CMS ( $p < 0,001$ ) quando comparado com as demais estações. O CMO e o GMD foram maiores durante a primavera ( $p < 0,001$ ); no entanto, a taxa de lotação mostrou-se maior no verão ( $p < 0,001$ ).

No que se refere as emissões de CH<sub>4</sub>, as novilhas do tratamento consórcio tiveram uma redução na emissão em torno de 11,6% em g/animal/d ( $p = 0,001$ ), 7,3% em g/d/kg PC ( $p = 0,018$ ) e 8,4% em g/d/kg PC<sup>0,75</sup> ( $p = 0,009$ ) em relação à média dos demais tratamentos (Tabela 3). A entrada de nitrogênio nos sistemas seja na forma de adubação ou de fixação biológica reduziu a emissão de CH<sub>4</sub> em função do CMS (g/kg CMS) em 11,4% quando comparada ao tratamento controle ( $p = 0,044$ ). Já a relação da emissão de CH<sub>4</sub> com o CMO não foi afetada pelos tratamentos ( $p = 0,089$ ), alcançando uma média de 62 g/kg CMO. Em relação as estações do ano, não houve efeito significativo ( $p \geq 0,386$ ) para emissão de CH<sub>4</sub> em função do PC e PC<sup>0,75</sup>. As emissões diárias por animal foram menores no verão quando comparada com as demais estações ( $p < 0,001$ ). As emissões de CH<sub>4</sub> por CMS e CMO foram menores nas estações primavera e verão ( $p < 0,001$ ).

O sistema de produção com adubação nitrogenada apresentou um maior ganho por área ( $p < 0,001$ ), com um aumento de 50,6% em relação ao controle (Tabela 4). O sistema de produção consorciado obteve um aumento de 23,9% no ganho por área quando comparado ao tratamento controle. Em relação as emissões de CH<sub>4</sub> anual, os animais no sistema de consórcio emitiram menos por ano (kg/animal/ano;  $p = 0,003$ ), alcançando uma redução de

13,7% e 11,0% quando comparado aos sistemas de produção adubado e controle, respectivamente. Já avaliando a emissão de CH<sub>4</sub> por ganho de carcaça, os animais no tratamento controle emitiram mais CH<sub>4</sub> por kg de carcaça produzido quando comparado aos demais tratamentos ( $p = 0,022$ ). No entanto ao comparar o sistema adubado com consórcio, houve uma tendência na redução de emissão de CH<sub>4</sub> para o consórcio (g/kg ganho de carcaça;  $p = 0,078$ ). Não houve diferenças estatística ( $p \geq 0,10$ ) entre os tratamentos para PC inicial, PC final, peso de carcaça e ganho de carcaça.

No que se refere as emissões de N<sub>2</sub>O em kg/animal/ano e g de N<sub>2</sub>O/ganho de carcaça, houve uma redução no tratamento consórcio de 40,0% e 37,0% respectivamente, quando comparado ao sistema adubado. No entanto, o sistema consorciado aumentou em 29,0% a emissão anual de N<sub>2</sub>O (kg/animal/ano) e por ganho de carcaça em 24,0% (g/ganho de carcaça) quando comparado ao controle ( $p < 0,001$ ). Com relação as emissões de N<sub>2</sub>O por ganho de peso e por ha, excretas de animais em pastejo no tratamento adubado apresentaram em média um aumento de 17,0% (g de N<sub>2</sub>O/kg ganho) e 35% (g de N<sub>2</sub>O/ha/ano) a mais de emissões quando comparado com controle e consórcio ( $p < 0,001$ )

**Tabela 3.** Consumo de matéria seca, consumo de matéria orgânica, ganho médio diário, taxa de lotação e emissões de CH<sub>4</sub> em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano.

Variáveis	Sistema de produção (SP)			Estações do ano (E)				EPM*	P-valor		
	Controle	Adubado	Consórcio	Verão	Outono	Inverno	Primavera		SP	E	SP*E
<b>Desempenho Animal</b>											
•CMS, %PC/d	2,00	2.21	2.09	2.49 A	1.89 B	1.41 C	2.61 A	0.17	0.394	<0.001	0.799
CMOd, %PC/d	1,03	1.22	1.11	1.35 B	0.913 C	0.540 D	1.68 A	0.08	0.248	<0.001	0.624
GMD, kg/d	0,398	0.468	0.434	0.597 B	0.420 C	0.01 D	0.713 A	0.032	0.439	<0.001	0.432
TL, UA/ha	1.90 b	3.12 a	2.23 b	3.36 A	2.70 B	1.09 C	2.50 B	0.21	<0.001	<0.001	0.613
<b>Emissões de CH<sub>4</sub></b>											
CH <sub>4</sub> , g/animal/d	165 a	170 a	148 b	145 C	156 B	162 B	181 A	4,62	0,001	<0,001	0,801
CH <sub>4</sub> , g/d/kg PC	0,525 a	0,513a	0,481 b	0,515	0,505	0,495	0,510	0,040	0,018	0,663	0,786
CH <sub>4</sub> , g/d/kg PC <sup>0.75</sup>	2,21 a	2,18 a	2,01 b	2,10	2,12	2,10	2,21	0,12	0,009	0,386	0,803
CH <sub>4</sub> , g/kg CMS	30,2 a	26,7 b	26,8 b	23,1 C	29,0 B	38,1 A	21,4 C	1,43	0,044	<0,001	0,247
CH <sub>4</sub> , g/kg CMOd	69,4	56,2	60,5	45,3 C	61,6 B	107 A	34,1C	4,81	0,089	<0,001	0,481

Médias seguidas por diferentes letras minúscula em sistema de produção e letras maiúsculas em estações do ano na linha diferem entre si pelo teste de Tukey (P > 0,05);

\*EPM: Erro padrão da média;

•CMS: consumo de matéria seca; PC: peso corporal; CMOd: consumo de matéria orgânica digestível; GMD: ganho médio diário; TL: taxa de lotação; UA: unidade animal considerando um bovino pesando 500 kg.

**Tabela 4.** Características de carcaça, ganho por área e emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro.

Variáveis	Sistemas de produção			EPM	P-valor
	Controle	Adubado	Consórcio		
<b>Desempenho animal</b>					
▪PC inicial, kg	234	237	230	33,4	0,596
PC final, kg	380	397	383	23,0	0,384
Peso de carcaça, kg	182	192	186	15,7	0,196
Ganho de carcaça, kg/ha	77,4	88,3	84,4	4,08	0,100
Ganho por área, kg/ha/ano	320 c	648 a	421 b	55,7	<0,001
<b>Emissões de CH<sub>4</sub></b>					
CH <sub>4</sub> , kg/animal/ano	60,2 a	61,9 a	54,1 b	1,65	0,009
CH <sub>4</sub> , g/kg ganho	422	391	362	37,9	0,069
CH <sub>4</sub> , g/kg ganho de carcaça	788 a	702 ab	650 b	35,3	0,005
CH <sub>4</sub> , kg/ha/ano	114 b	193 a	120 b	12,4	<0,001
<b>Emissões de N<sub>2</sub>O</b>					
N <sub>2</sub> O, kg/animal/ano	0,144 c	0,341 a	0,204 b	0,020	<0,001
N <sub>2</sub> O, g/kg ganho	1,00 b	2,17 a	1,37 b	0,22	<0,001
N <sub>2</sub> O, g/kg ganho de carcaça	1,87 c	3,88 a	2,45 b	0,28	<0,001
N <sub>2</sub> O, g/ha/ano	281,2 b	1048,9 a	455,8 b	90,6	<0,001

Médias seguidas por diferentes letras minúscula na linha diferem entre si pelo teste de Tukey (P > 0,05);

\*EPM: Erro padrão da média;

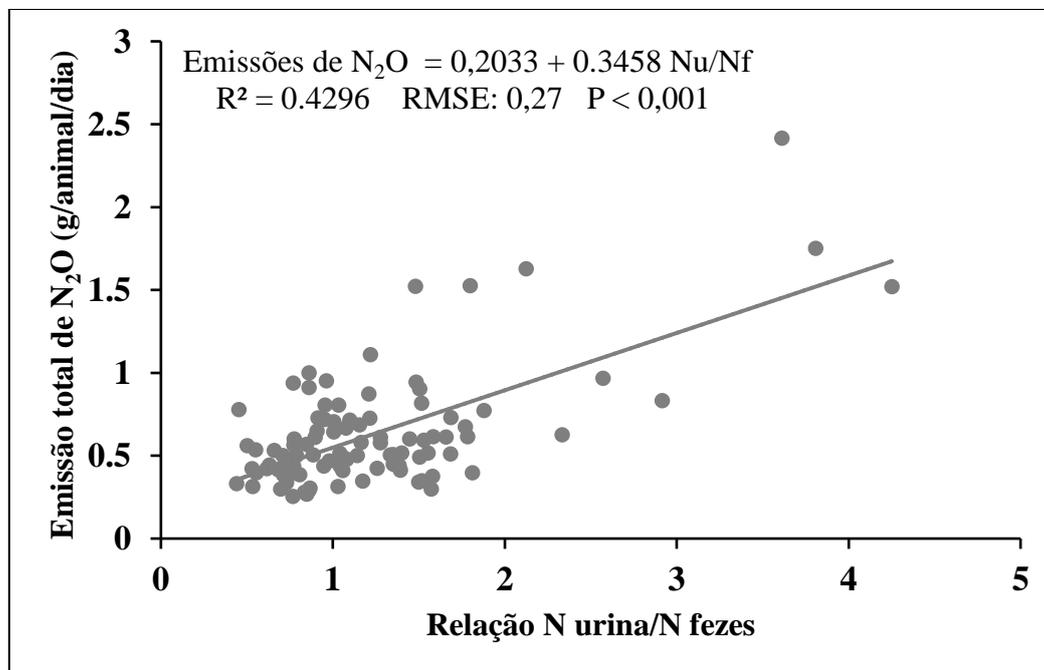
▪PC: peso corporal.

#### 4.4. Excreção de N e emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> de fezes e urina por animal

Animais em pastejo no sistema adubado apresentaram em média 28% a mais de excreção de N total e 36% de aumento de excreção de N na urina quando comparado aos sistemas de produção controle e consórcio (p < 0,001; Tabela 5). A excreção de N nas fezes (p = 0,004) e a relação de N excretado na urina/N excretado nas fezes foram maiores para o sistema adubado, seguido do consórcio e menor para o controle (p = 0,001).

No que se refere as emissões de N<sub>2</sub>O total, excreta de animais no pasto adubado tiveram em média 49% a mais de emissões em g/animal/dia quando comparado aos sistemas controle e consórcio (p < 0,001; Tabela 5). As emissões de N<sub>2</sub>O na urina dos animais mantidos no tratamento consórcio foram em média 38% menores que no sistema adubado, porém maiores em 46% que no tratamento controle (p < 0,001). Os animais no sistema consórcio apresentaram em média menores emissões de N<sub>2</sub>O nas fezes em relação aos sistemas adubado (20% menor) e controle (41% menor; p < 0,001). As emissões de N<sub>2</sub>O total

por animal variaram de acordo com a relação N excretado na urina/N excretado nas fezes ( $p < 0,001$ ) e mostrou uma relação linear positiva com o balanço N excretado na urina/N excretado nas fezes (Figura 3).



**Figura 1.** Relação entre a emissão total de  $N_2O$  (g/animal/dia) e N urina /N fezes

$N_2O$ : óxido nítrico; Nu: nitrogênio na urina; Nf: nitrogênio nas fezes;

Com relação as emissões de  $NH_3$  por animal, no tratamento adubado, as excretas dos animais apresentaram maior emissão de  $NH_3$  total (em média 76% superior) e  $NH_3$  na urina (em média 78% superior) que aos sistemas controle e consórcio ( $p < 0,001$ ; Tabela 5). Já para as emissões de  $NH_3$  das fezes, fezes de animais sob o sistema adubado apresentaram maior emissão, seguido do consórcio e menor para o sistema controle ( $p < 0,001$ ).

Em relação as estações do ano (Tabela 5), excretas dos animais durante a primavera apresentaram maior excreção de N total ( $p < 0,001$ ), na urina ( $p < 0,001$ ), nas fezes ( $p = 0,039$ ) e maior relação N excretado na urina/N excretado nas fezes ( $p = 0,001$ ). Comparando as estações do ano com relação as emissões de  $N_2O$  e  $NH_3$ , no outono houve as maiores emissões de  $N_2O$  e  $NH_3$  total e na urina, porém nas fezes as emissões de  $N_2O$  e  $NH_3$  foram maiores durante o verão e primavera ( $p < 0,05$ ).

**Tabela 5.** Excreção de N e emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> de fezes e urina por animal em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano.

Variáveis	Sistema de produção (SP)			Estações do ano (E)				EPM*	P-valor		
	Controle	Adubado	Consórcio	Verão	Outono	Inverno	Primavera		SP	E	SP*E
<b>Excreção de N</b>											
*Exc. N total, g/animal/dia	80,7 b	122,2 a	96,3 b	103,1 B	97,4 B	72,0 C	127,0 A	5,8	<0,001	<0,001	0,602
Exc. N na urina, g/animal/dia	39,6 b	70,6 a	50,3 b	51,0 B	53,7 B	35,8 C	73,4 A	4,8	<0,001	<0,001	0,189
Exc. N nas fezes, g/animal/dia	41,3 b	51,7 a	46,0 ab	52,0 A	43,7 AB	36,1 B	53,5 A	3,3	0,039	<0,001	0,960
Relação N exc. urina/fezes	0,99 b	1,50 a	1,20 ab	1,02	1,29	1,25	1,45	0,16	0,001	0,110	0,476
<b>Emissões de N<sub>2</sub>O</b>											
N <sub>2</sub> O total, g/animal/dia	0,394 b	0,935 a	0,559 b	0,480 B	0,833 A	0,568 B	0,637 B	0,056	<0,001	<0,001	0,290
N <sub>2</sub> O urina, g/animal/dia	0,259 c	0,767 a	0,479 b	0,346 B	0,704 A	0,459 B	0,499 B	0,058	<0,001	<0,001	0,300
N <sub>2</sub> O fezes, g/animal/dia	0,135 b	0,169 a	0,079 c	0,134AB	0,130AB	0,109 B	0,138 A	0,009	<0,001	0,038	0,740
<b>Emissões de NH<sub>3</sub></b>											
NH <sub>3</sub> total, g/animal/dia	2,16 b	10,50 a	2,96 b	1,65 C	10,39 A	6,52 B	2,26 C	0,81	<0,001	<0,001	0,101
NH <sub>3</sub> urina, g/animal/dia	1,85 b	10,11 a	2,62 b	1,27 C	10,06 A	6,25 B	1,87 C	0,82	<0,001	<0,001	0,121
NH <sub>3</sub> fezes, g/animal/dia	0,306 b	0,383 a	0,341 ab	0,385 A	0,324AB	0,267 B	0,396 A	0,024	0,039	<0,001	0,959

Médias seguidas por diferentes letras minúscula em sistema de produção e letras maiúsculas em estações do ano na linha diferem entre si pelo teste de Tukey (P > 0,05);

\*EPM: Erro padrão da média;

\*Exc: excreção; N: nitrogênio; N<sub>2</sub>O: oxido nitroso; NH<sub>3</sub>: amônia volatilizada.

#### ***4.5. Excreção de N e emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> de fezes e urina por hectare***

A excreção de N total e N na urina por hectare foram em média 49,0 e 50,0% maiores no sistema adubado quando comparado com os demais sistemas de produção ( $p < 0,001$ ; Tabela 6). A excreção de N nas fezes também foi maior para o sistema adubado, seguido do sistema consorciado e menor para o sistema controle ( $p = 0,003$ ).

Animais em pastejo no tratamento adubado apresentaram excretas que aumentaram por hectare em média 65,0%, 67,0% e 56,0% as emissões de N<sub>2</sub>O total, na urina e fezes, respectivamente, quando comparado com os demais sistemas de produção.

As emissões por hectare de NH<sub>3</sub> total e na urina foram inferiores em 85,0% e 87,0% respectivamente, nos tratamentos controle e consórcio quando comparados com o sistema de produção adubado ( $p < 0,001$ ). As emissões de NH<sub>3</sub> nas fezes por hectare foram maiores para o sistema adubado, seguido pelo consórcio e menores para o controle ( $p = 0,030$ ).

Em relação as estações do ano (Tabela 6), a excreção de N por hectare total e nas fezes foram superiores durante o verão ( $p < 0,05$ ). Já a excreção de N por hectare na urina foi menor no inverno comparado as demais estações do ano ( $p = 0,001$ ). No outono, as excretas dos animais tiveram maiores emissões por hectare de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> total e na urina; por outro lado, as emissões nas fezes por hectare de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> foram maiores durante o verão ( $p < 0,05$ ).

**Tabela 6.** Excreção de N e emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> de fezes e urina por hectare em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano.

Variáveis	Sistema de produção (SP)			Estações do ano (E)				EPM*	P-valor		
	Controle	Adubado	Consórcio	Verão	Outono	Inverno	Primavera		SP	E	SP*E
<b>Excreção de N</b>											
*Exc. N total, kg/ha/estação	23,8 b	55,7 a	33,4 b	57,6 A	40,7 B	12,1 C	40,0 B	5,1	<0,001	<0,001	0,117
Exc. N na urina, kg/ha/estação	11,5 b	32,0 a	16,9 b	29,0 A	23,2 A	5,1 B	23,2 A	2,7	<0,001	<0,001	0,244
Exc. N nas fezes, kg/ha/estação	12,2 b	23,7 a	16,5 ab	28,5 A	17,5 B	7,1 C	16,8 B	2,7	0,003	<0,001	0,630
<b>Emissões de N<sub>2</sub>O</b>											
N <sub>2</sub> O total, g/ha/estação	70,3 b	262,2 a	113,9 b	175,6AB	232,6 A	55,7 C	131,3 B	24,2	<0,001	<0,001	0,110
N <sub>2</sub> O urina, g/ha/estação	45,1 b	213,2 a	96,3 b	128,4 B	199,1 A	41,8 C	103,5 B	19,7	<0,001	<0,001	0,098
N <sub>2</sub> O fezes, g/ha/estação	25,2 b	49,0 a	17,6 b	47,3 A	33,5 B	13,8 C	27,8 B	5,1	<0,001	<0,001	0,084
<b>Emissões de NH<sub>3</sub></b>											
NH <sub>3</sub> total, g/ha/estação	434,9 b	3619,2 a	667,7 b	840,1 B	3976,7A	807,3 B	671,7 B	394,5	<0,001	<0,001	0,078
NH <sub>3</sub> urina, g/ha/estação	360,1 b	3474,5 a	567,1 b	666,1 B	3869,6A	764,0 B	569,2 B	381,5	<0,001	<0,001	0,068
NH <sub>3</sub> fezes, g/ha/estação	74,8 b	144,7 a	100,6 ab	174,0 A	107,1 B	43,3 C	102,4 B	16,6	0,003	<0,001	0,630

Médias seguidas por diferentes letras minúscula em sistema de produção e letras maiúsculas em estações do ano na linha diferem entre si pelo teste de Tukey (P > 0,05);

\*EPM: Erro padrão da média;

\*Exc: excreção; N: nitrogênio; N<sub>2</sub>O: óxido nítrico; NH<sub>3</sub>: amônia volatilizada.

#### ***4.6. Relação entre as emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> de fezes e urina***

As emissões de N<sub>2</sub>O em mg/d/kg PC e mg/d/kg PC<sup>0,75</sup> foram menores no tratamento consórcio em relação ao adubado, porém maiores do que as emissões no sistema controle ( $p < 0,001$ ; Tabela 7). Quando avaliado em função do consumo, emissões de N<sub>2</sub>O em g/kg CMS foram maiores para o sistema adubado quando comparado com os demais tratamentos ( $p < 0,001$ ). Por outro lado, ao avaliar a emissão de N<sub>2</sub>O em g/kg CMOD, o sistema adubado foi maior, seguido do sistema consorciado, e com menor emissão para o controle ( $p < 0,001$ ). Não houve efeito estatístico para as emissões de N<sub>2</sub>O por g/kg CPB entre os sistemas de produção ( $p = 0,167$ ).

Em relação as emissões de NH<sub>3</sub> em g/d/kg PC e g/d/kg PC<sup>0,75</sup>, o sistema adubado foi superior em 74,0% para ambas as variáveis quando comparado aos sistemas consorciado e controle ( $p < 0,001$ ). As emissões de NH<sub>3</sub> em g/kg CMS e g/kg CMOD foram maiores em 71,0% e 66,0% para os animais sob o sistema adubado comparado aos demais tratamentos ( $p < 0,001$ ). Da mesma forma, sistema adubado foi superior em 57,0% para a emissão de NH<sub>3</sub> em g/kg CPB comparado aos sistemas controle e consórcio ( $p < 0,001$ ).

Com relação às estações do ano, para as variáveis de peso corporal (Tabela 7), no outono as emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> (mg/d/kg PC e mg/d/kg PC<sup>0,75</sup>) foram superiores as demais estações do ano ( $p < 0,001$ ). Já para as emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> em função das variáveis de consumo (g/kg CMS, g/kg CMOD e g/kg CPB), as estações outono e inverno apresentaram maior emissões em comparação ao verão e inverno ( $p < 0,001$ ).

**Tabela 7.** Relação entre as emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> de fezes e urina por animal com características dos animais e da dieta em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante as diferentes estações do ano

Variáveis	Sistema de produção (SP)			Estações do ano (E)				EPM*	P-valor		
	Controle	Adubado	Consórcio	Verão	Outono	Inverno	Primavera		SP	E	SP*E
<b>Emissões de N<sub>2</sub>O</b>											
<sup>15</sup> N <sub>2</sub> O, mg/d/kg PC	1,26 c	2,81 a	1,80 b	1,71 B	2,64 A	1,70 B	1,77 B	0,14	<0,001	<0,001	0,093
N <sub>2</sub> O, mg/d/kg PC <sup>0.75</sup>	5,29 c	12,0 a	7,54 b	6,98 B	11,1 A	7,28 B	7,72 B	0,59	<0,001	<0,001	0,094
N <sub>2</sub> O, g/kg CMS	0,069 b	0,148 a	0,098 b	0,071 B	0,148 A	0,131 A	0,070 B	0,014	<0,001	<0,001	0,066
N <sub>2</sub> O, g/kg CMOD	0,159 b	0,301 a	0,223 ab	0,140 B	0,314 A	0,346 A	0,110 B	0,037	0,006	<0,001	0,148
N <sub>2</sub> O, g/kg CPB	0,98	1,34	1,11	0,59 B	1,49 A	1,90 A	0,59 B	0,24	0,167	<0,001	0,870
<b>Emissões de NH<sub>3</sub></b>											
NH <sub>3</sub> , g/d/kg PC	6,91 b	31,50 a	9,52 b	5,81 C	32,64 A	19,27 B	6,17 C	2,05	<0,001	<0,001	0,104
NH <sub>3</sub> , g/d/kg PC <sup>0.75</sup>	29,0 b	134,4 a	39,9 b	23,9 C	137,7 A	82,6 B	27,0 C	8,9	<0,001	<0,001	0,105
NH <sub>3</sub> , g/kg CMS	0,44 b	1,80 a	0,61 b	0,25 B	1,84 A	1,48 A	0,24 B	0,21	<0,001	<0,001	0,080
NH <sub>3</sub> , g/kg CMOD	1,09 b	3,81 a	1,51 b	0,48 B	3,87 A	3,82 A	0,37 B	0,56	<0,001	<0,001	0,106
NH <sub>3</sub> , g/kg CPB	7,03 b	17,11 a	7,61 b	1,89 B	17,28 A	21,25 A	1,92 B	3,43	<0,001	<0,001	0,174

Médias seguidas por diferentes letras minúscula em sistema de produção e letras maiúsculas em estações do ano na linha diferem entre si pelo teste de Tukey (P > 0,05);

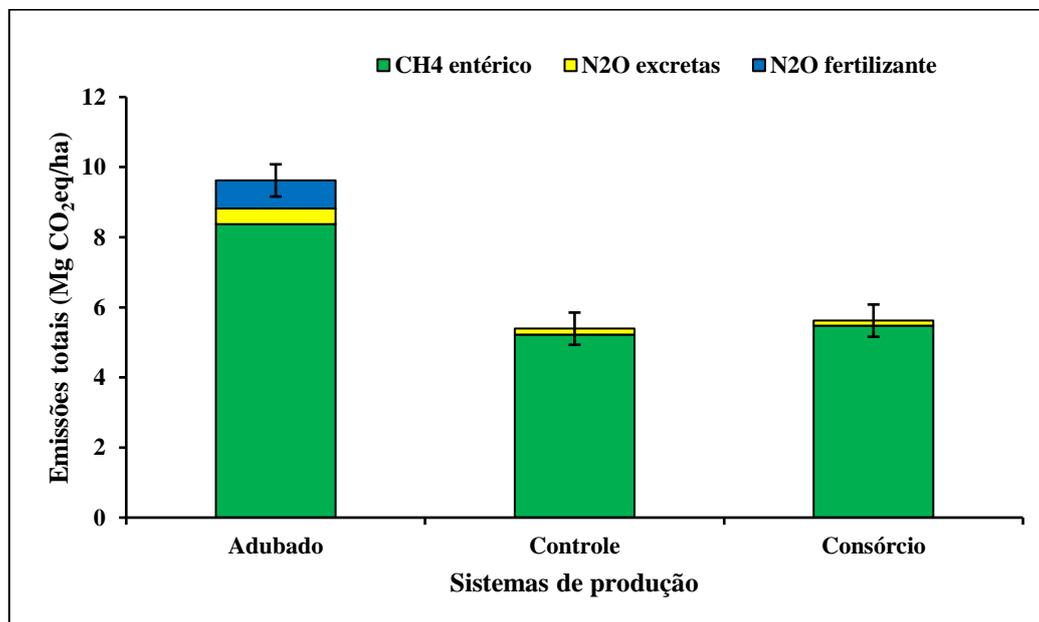
\*EPM: Erro padrão da média;

<sup>15</sup>N<sub>2</sub>O: óxido nitroso; NH<sub>3</sub>: amônia volatilizada; CMS: consumo de matéria seca; PC: peso corporal; CMOD: consumo de matéria orgânica digestível; CPB: consumo de proteína bruta.

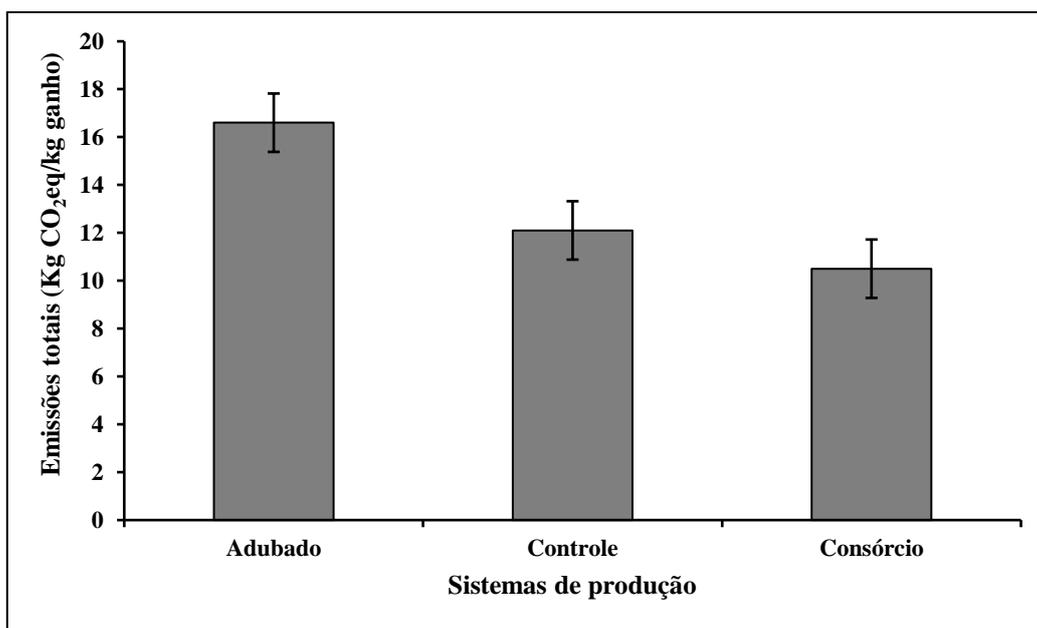
#### 4.7. Emissões totais CO<sub>2</sub>eq nos sistemas de produção

O sistema de produção consorciado reduziu em 34,52% as emissões totais de CH<sub>4</sub> (Mg CO<sub>2</sub>eq/ha) em relação ao sistema adubado ( $p < 0,001$ ), porém foi superior em 4,74% em relação ao controle ( $p < 0,001$ ; Figura 4). Em relação ao N<sub>2</sub>O nas excretas, o sistema consórcio reduziu as emissões de N<sub>2</sub>O (kg CO<sub>2</sub>eq/ha; ( $p < 0,001$ ) em 17,64% e 68,8% quando comparado com controle e adubado, respectivamente. No sistema adubado onde teve entrada de N via fertilização teve em média 0,8 g de N<sub>2</sub>O (CO<sub>2</sub>eq/ha).

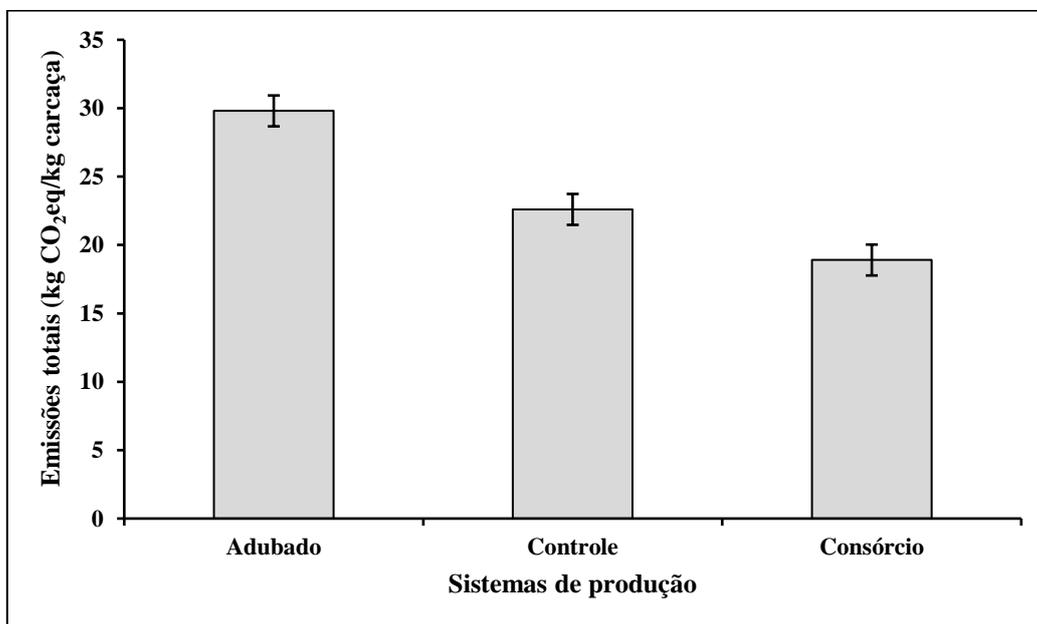
No que se refere às emissões totais de CO<sub>2</sub>eq por kg ganho e carcaça (Figura 5 e 6), o sistema consórcio reduziu as emissões totais em 13,22% (kg CO<sub>2</sub>eq/kg ganho) e 16,4% (kg CO<sub>2</sub>eq/kg carcaça) em relação ao controle ( $p < 0,001$ ), e 36,74% e 36,6% em relação ao adubado ( $p < 0,001$ ).



**Figura 4.** Emissões totais (Mg CO<sub>2</sub> eq/ha) em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante o período experimental



**Figura 5.** Emissões totais (kg CO<sub>2</sub> eq/ganho) em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante o período experimental.



**Figura 6.** Emissões totais (Kg CO<sub>2</sub> eq/kg carcaça) em sistemas de produção a pasto com capim-marandu com ou sem adubação nitrogenada ou consorciada com amendoim forrageiro durante o período experimental

## 5. DISCUSSÃO

### *5.1. Como a entrada de nitrogênio (via fertilizante ou FBN) afeta a produtividade animal?*

O desempenho animal e a taxa de lotação são as principais métricas responsáveis por melhorar a produtividade animal em sistemas de pastagens (MCCARTHY *et al.*, 2016; PEREIRA *et al.*, 2020), sendo que o GMD de animais em pastejo está diretamente relacionado com a capacidade de consumo de forragem e o valor nutritivo da dieta (MERTENS, 1994). Apesar da diferença do valor nutritivo da forragem entre os sistemas de produção, no qual o capim-marandu o sistema adubado apresentou maior teor de proteína, digestibilidade *in vitro* da MS e menor FDN (HOMEM *et al.*, 2021a), a similaridade do GMD entre os tratamentos sugere que a estrutura do dossel prevalece sobre o valor nutritivo da forragem (FARIAS *et al.*, 2020).

No presente estudo foi adotado o mesmo critério de manejo do pastejo (meta de altura semelhante), no qual proporcionou que os dosséis forrageiros em todos os sistemas de produção tivessem estrutura semelhante com mínima variação (HOMEM *et al.*, 2021c). Assim, os animais tiveram o mesmo CMS devido a mínima variação na estrutura do dossel entre sistemas de produção, que provavelmente devem ter sido compensadas por alterações no comportamento ingestivo do animal (HOMEM *et al.*, 2021b), resultando em GMD semelhantes. De maneira diferente, Homem *et al.* (2021b) encontrou que animais em pastagem com entrada de N, seja via adubação ou via fixação biológica, apresentaram maior GMD que os animais em capim-marandu em monocultivo sem adição de N. Essa diferença de 92 g/dia e 67g/dia para adubação e consórcio, respectivamente, em comparação ao sistema controle no trabalho de Homem *et al.*

(2021b) pode ser devido ao período de avaliação experimental (primavera, verão e outono), no qual encontra-se as maiores temperaturas e precipitações acumuladas, e conseqüentemente sendo o melhor período para os animais expressarem seu máximo desempenho. Por outro lado, no presente trabalho, no qual foi avaliado as quatro estações, houve uma redução na média do GMD, uma vez que no inverno os animais praticamente tiveram ganho nulo (0,01 kg/dia).

Pastagem fertilizada com nitrogênio aumentou em média 33,8% a taxa de lotação quando comparado com os demais sistemas de produção, o que pode ser devido à maior produção de forragem e concentração de nitrogênio (DELEVATTI *et al.*, 2019; PEREIRA *et al.*, 2015). A entrada de nitrogênio no sistema influencia diretamente na dinâmica da planta, alterando suas características estruturais por aumentar o ritmo morfológico, a densidade e a taxa de aparecimento de perfilhos, devido à geração mais rápida de novas folhas e gemas axilares (PAIVA *et al.*, 2015; PAIVA *et al.*, 2012; YASUOKA *et al.*, 2018). Assim, à medida que se usa uma meta de manejo estabelecida como realizado no presente estudo (altura do dossel), o aumento no ritmo de crescimento do dossel implica em adição de mais animais na área, o que acarreta um sistema com maior taxa de lotação.

Como reportado por Homem *et al.* (2021c) em trabalho complementar a este, a pastagem fertilizada apresentou maior massa de forragem e conseqüentemente afetou positivamente em um maior grau a taxa de lotação do que o GMD. Devido essa maior taxa de lotação, a entrada de nitrogênio no sistema via fertilização aumentou o ganho por área em kg/ha/ano em 51,5% e 34,7% em relação aos pastos de monocultivo de capim-marandu e consorciado com amendoim forrageiro, respectivamente.

Esperava-se que a pastagem consorciada apresentasse maior taxa de lotação que a pastagem de capim-marandu em monocultivo sem adição de nitrogênio, uma vez que as

leguminosas possuem capacidade de fixação biológica de nitrogênio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), favorecendo a gramínea acompanhante, no qual resulta em incremento na massa de forragem total no dossel. No entanto, a similaridade dos tratamentos na taxa de lotação pode estar associada à estacionalidade da produção do amendoim forrageiro durante o período seco, que ocasiona uma redução drástica na produção do mesmo durante este período. No estudo de Homem *et al.* (2021c) foi encontrado uma redução de 53,0% da massa total de forragem e de 50,9% da massa de amendoim forrageiro no inverno quando comparado ao verão. Além disso, a transferência do N fixado pela leguminosa para a gramínea acompanhante é de forma mais lenta, quando comparado com a aplicação de fertilizante (LIU *et al.*, 2017). Assim, como o presente estudo foi conduzido logo após o estabelecimento da pastagem consorciada, o N fixado pelo amendoim forrageiro e ciclado ao sistema não ocasionou um aumento de produtividade em maior escala como observado no sistema adubado (HOMEM *et al.*, 2021c).

No entanto, quando se compara a adição de leguminosa no sistema, a pastagem consorciada proporcionou um aumento no ganho por área de 23,9% quando comparado ao capim-marandu em monocultivo sem adição de nitrogênio. Apesar da não diferença estatística entre o sistema consorciado e controle para o GMD e a taxa de lotação, os resultados para o sistema consórcio foram numericamente superiores que para o capim-marandu em monocultivo, o que ocasionou maior ganho por área. Dessa forma, esses resultados demonstram que a leguminosa pode ser uma alternativa sustentável, uma vez que introduz nitrogênio no sistema via fixação biológica e melhora o valor nutritivo da dieta, acarretando maior produtividade animal.

Em relação as estações do ano, as novilhas tiveram na primavera um maior CMS e CMO, e conseqüentemente, maior GMD. Isso pode ser explicado devido a melhora no

valor nutritivo da forragem nesse período, uma vez que (HOMEM *et al.*, 2021a) encontraram maior concentração de PB, DIVMS e menor concentração de FDN na primavera em comparação com as demais estações do ano. Vale ressaltar que a primavera é uma estação de transição entre as estações seca e chuvosa, época em que ocorre maior aparecimento, densidade populacional e maior renovação tecidual de perfilhos, o que favorece o maior valor nutritivo da forragem (SBRISSIA *et al.*, 2010).

Mesmo com o maior GMD dos animais na primavera, uma maior taxa de lotação nos sistemas de produção foi observada no verão, no qual é decorrente da maior produção de forragem, como reflexo das condições climáticas favoráveis ao crescimento das plantas (temperatura, água e luminosidade; FABRICE *et al.*, 2015).

## ***5.2. Como a entrada de nitrogênio (via fertilizante ou FBN) afeta as emissões de CH<sub>4</sub> entérico?***

A pecuária enfrenta um grande desafio na atualidade que consiste em conciliar a produtividade animal com sustentabilidade visando a redução nos GEE. O CH<sub>4</sub> entérico é a fonte predominante de emissões de GEE em sistemas agropecuários (CROSSON *et al.*, 2011; GUERCI *et al.*, 2013), devido ao seu maior poder de aquecimento quando comparado com o CO<sub>2</sub> na atmosfera (GUERCI *et al.*, 2013).

A produção de CH<sub>4</sub> entérico é diretamente afetada pela qualidade da dieta e pelas condições de fermentação ruminal (RUGGIERI *et al.*, 2020). No presente trabalho, a utilização do amendoim forrageiro reduziu a emissão de CH<sub>4</sub> (em g/animal, g/kg PV, g/kg CMS e kg/animal/ano) em relação aos animais em pastagem de capim-marandu fertilizada e sem adição de N, o que pode ser explicado pelo menor teor de fibra da leguminosa, maior taxa de passagem e pela presença de compostos secundários, como taninos e saponinas quando comparado com gramíneas (BEAUCHEMIN *et al.*, 2008).

As gramíneas C<sub>4</sub> apresentam maior concentração de fibra de pior digestibilidade em comparação com que as leguminosas (GOMES et al., 2018; HOMEM *et al.*, 2021a). A menor quantidade de fibra nas leguminosas pode ser responsável por uma parte da diminuição na produção de CH<sub>4</sub> nos animais do sistema consorciado (PINARES-PATIÑO *et al.*, 2003), uma vez que em gramíneas C<sub>4</sub>, a fibra fica retida no rúmen por mais tempo e exposta aos microrganismos ruminais, aumentando a produção de acetato, e conseqüentemente, acarretando em maior produção de CH<sub>4</sub> (ARCHIMÈDE *et al.*, 2018).

A presença de metabólitos secundários nas leguminosas como taninos podem inibir a metanogênese ruminal (ANDRADE *et al.*, 2016; JAYANEGARA; LEIBER; KREUZER, 2012), por ação bactericida ou ação bacteriostática, inibindo a multiplicação ou atividade das *Archea* metanogênicas no rúmen (ABOAGYE; BEAUCHEMIN, 2019). No presente estudo, a concentração de tanino condensado no amendoim forrageiro variou de 0,33 a 3,06% (HOMEM *et al.*, 2021b). Essa variação na concentração de tanino condensado foi principalmente devido às variações climáticas, sendo que as menores concentrações de tanino foram observadas no inverno. As novilhas no sistema consorciado tiveram um consumo médio de 42 g/dia de taninos condensados contra nenhuma ingestão de tanino das novilhas dos sistemas de capim-marandu em monocultura.

Adicionalmente, os taninos podem alterar a cinética da fermentação ruminal (FONSECA *et al.*, 2023), reduzindo indiretamente a produção de CH<sub>4</sub> por inibição de alguns protozoários ruminais (CIESLAK *et al.*, 2012) e bactérias celulolíticas (TAN *et al.*, 2021), reduzindo assim a concentração de acetato e, conseqüentemente, a concentração de hidrogênio ruminal, intermediário da formação do CH<sub>4</sub> (BERÇA *et al.*, 2023; JAYANEGARA; LEIBER; KREUZER, 2012; PACHECO; WAGHORN;

JANSSEN, 2014). Nesse sentido, Orzuna-Orzuna *et al.* (2021) mostraram que os taninos condensados aumentam a concentração de propionato no rúmen, um ácido graxo de cadeia curta consumidor de H<sub>2</sub>, reduzindo assim a produção de CH<sub>4</sub>.

Em contrapartida, animais sob pastagem de capim-marandu em monocultivo com ou sem adubação nitrogenada apresentaram maior emissão de CH<sub>4</sub> por animal/ano. No entanto, apenas o capim-marandu fertilizado com N tiveram maior emissão anual de CH<sub>4</sub> por hectare, que pode ser explicado pela maior taxa de lotação desse sistema de produção. A grande vantagem da intensificação da pecuária à pasto com o uso de fertilizante nitrogenado não está diretamente associada às emissões de CH<sub>4</sub> entérico, mas sim na redução da área necessária para produzir a mesma quantidade de produto, o chamado “efeito poupa terra” (CARDOSO *et al.*, 2016).

De forma geral, torna-se necessário utilizar alternativas tendo como princípio o ponto de equilíbrio para uma maior produção sustentável. Apesar da adubação nitrogenada aumentar a produtividade e promover maior ganho por unidade de área, o uso inadequado de fertilizantes nitrogenados pode aumentar as emissões de GEE (GRASSMANN *et al.*, 2020; RAPOSO *et al.*, 2020). Portanto, a intensificação sustentável permite aumentar a produtividade animal, além de contribuir para a redução gradual e proporcional dos impactos ambientais, mantendo o equilíbrio do ecossistema (CARDOSO *et al.*, 2016). Em outras palavras, o uso de leguminosas, como o amendoim forrageiro promove um incremento na produção de carne sem aumentar as emissões de CH<sub>4</sub>.

Além das espécies forrageiras, as condições climáticas podem afetar as emissões de GEE. O aumento da emissão de CH<sub>4</sub> por animal na primavera foi devido ao aumento do GMD dos animais nessa estação. Por outro lado, em razão do menor valor nutritivo da forragem no inverno, principalmente devido às condições climáticas desfavoráveis,

houve maior produção de CH<sub>4</sub> em função dos CMS e CMO. Variações climáticas podem afetar a metanogênese diretamente, uma vez que modifica a composição química e digestibilidade da forragem, alterando o comportamento ingestivo e digestivo do animal (ARCHIMÈDE *et al.*, 2018).

### ***5.3. Como a entrada de nitrogênio (via fertilizante ou FBN) afeta as excreções de N e emissões de N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub>?***

A forma mais comum de entrada de N no solo em sistemas de produção à pasto é através da fertilização (TARANET *et al.*, 2017). Uso de fertilizante nitrogenado acarreta no aumento da proporção de N não-proteico na planta, cujo apresenta alta degradabilidade no rúmen (ABBASI; ROUZBEHAN; REZAEI, 2012; PEYRAUD; ASTIGARRAGA, 1998). O grande aporte de N no rúmen prontamente disponível potencializa as perdas desse elemento principalmente via excreção urinária, acarretando em diminuição da eficiência do uso do N pelo animal neste sistema (HOMEM *et al.*, 2021b,c). Dessa forma, as novilhas no sistema adubado apresentaram um aumento de 28% e 36% na excreção de N total e na urina quando comparado aos demais sistemas de produção. Além disso, maiores taxas de lotação no sistema adubado ocasionaram aumento das taxas de excreção de N (DE KLEIN; MONAGHAN, 2011).

Quando avaliamos o sistema consorciado, animais tiveram excreção de N total e na urina semelhante ao sistema controle, no qual demonstra que os animais tiveram uma maior eficiência do uso do N. No amendoim forrageiro, grande parte do fracionamento da proteína encontra-se na fração B3, ou seja, ligado à fibra potencialmente digestível (GOMES *et al.*, 2018). Dessa forma, esse N advindo do amendoim forrageiro será liberado no rúmen de forma mais leniente, no qual potencializará o sinergismo com a degradabilidade de carboidratos e conseqüentemente irá aumentar a síntese de proteína microbiana (HOMEM *et*

*al.*, 2021b). Outra vantagem do amendoim forrageiro comprovada neste experimentado é a diminuição da relação N excretado na urina/N excretado nas fezes. Como demonstrado em vários experimentos (GUIMARÃES *et al.*, 2022; LESSA *et al.*, 2014; VAN DER WEERDEN *et al.*, 2011), urina possui um fator de emissão maior do que das fezes. Além disso, a emissão de N<sub>2</sub>O está diretamente ligada a relação Nurina/Nfezes, mostrando uma relação linear positiva. Assim, menor relação de Nurina/Nfezes implica em diminuição das emissões de N<sub>2</sub>O pelo sistema de produção. Compostos secundários presentes nas leguminosas, como os taninos condensados, possuem a capacidade de se ligarem à proteína, e dessa forma, diminuir a proteína degradável no rúmen e aumentar a não-degradável no rúmen (CASTRO-MONTOYA *et al.*, 2018). Essa menor quantidade de N sendo disponibilizado no rúmen ocasiona um menor aporte de N no ambiente ruminal, ocasionando uma menor excreção de N na urina. Dessa forma, uma parte do N complexado com taninos passa pelo trato gastrointestinal do animal sem ser digerido ou absorvido pelo intestino delgado (CASTRO-MONTOYA *et al.*, 2018; HENKE *et al.*, 2017). Parte desse N complexado à taninos o torna mais recalcitrante e de menor disponibilidade, no qual propicia que a liberação de N mineral no solo ocorra lentamente (GUIMARÃES *et al.*, 2022).

Como mencionado anteriormente, o uso de leguminosa pode compensar a utilização da adubação N, através do aporte de N via fixação biológica, que pode sustentar a produtividade da pastagem (TRAILL *et al.*, 2018) No entanto, a presença da leguminosa e por aumentar a ciclagem de N poderia aumentar as emissões de N<sub>2</sub>O após a mineralização do N (BODDEY *et al.*, 2020). No entanto, no presente trabalho, as excreções de N e N<sub>2</sub>O foram menores no sistema de produção consorciado em comparação com o sistema adubado, mostrando que a inclusão de leguminosas é uma estratégia interessante para entrada de N no sistema com mitigação das emissões de N<sub>2</sub>O comparado ao uso de fertilizante nitrogenado. Além disso, o uso do amendoim forrageiro aumentou a eficiência do uso de nitrogênio

(HOMEM *et al.*, 2021b), além de ter reduzido indiretamente a energia fóssil utilizada na produção de fertilizantes nitrogenados (JENSEN *et al.*, 2012).

Em relação as emissões de  $\text{NH}_3$ , como mencionado anteriormente, o uso de fertilizante aumenta a concentração de N não-proteico na planta. O nitrogênio não-proteico é rapidamente convertido em  $\text{N-NH}_3$  pelos microrganismos ruminais, favorecendo a síntese de proteína microbiana e eficiência do uso do N (MOTA *et al.*, 2022). Porém, quando a taxa de degradação de proteínas ruminais é maior que a capacidade de assimilação para síntese microbiana, o excesso de  $\text{NH}_3$  é convertido em ureia no fígado e excretado pela urina (GETAHUN *et al.*, 2019). Nesse sentido, o sistema adubado apresentou uma maior emissão de  $\text{NH}_3$  total e na urina em relação aos demais sistemas de produção, principalmente devido ao grande aporte de N na forma de ureia sendo adicionado ao solo via urina (GUIMARÃES *et al.*, 2022). Após a hidrólise da ureia em  $\text{NH}_3$ , parte desse gás é liberado para a atmosfera, reduzindo o N disponível no solo para as plantas. Sob solo propício e condições climáticas adequadas, mais de 50% do N aplicado pode ser perdido para a atmosfera na forma de  $\text{NH}_3$  (MARTINS *et al.*, 2017; ROCHETTE *et al.*, 2013).

A menor emissão de  $\text{NH}_3$  no sistema consórcio em comparação ao adubado, pode ser devido a presença dos taninos condensados no amendoim forrageiro. O complexo tanino-proteína no rúmen é resistente à degradação microbiana (aumenta proteína não degradada no rúmen), reduzindo as concentrações de  $\text{NH}_3$  no rúmen (AGUERRE *et al.*, 2016). A menor concentração de  $\text{NH}_3$  ruminal acarreta menor excreção de N-ureico na urina e consequentemente, reduzindo assim as emissões de  $\text{NH}_3$  total e na urina, além de aumentar proteína metabolizável disponível aos animais (MEZZOMO *et al.*, 2011). Adicionalmente, esse complexo tanino-proteína pode levar o N fecal a recalcitrância, reduzindo as perdas de  $\text{NH}_3$  nas fezes em relação a urina (CARDOSO *et al.*, 2019), como encontrado no presente trabalho. A redução de  $\text{NH}_3$  no sistema de produção é desejável, uma vez que é uma fonte

indireta de  $N_2O$  quando depositada no solo. Sendo assim, pastagens consorciadas são uma alternativa de otimização do uso de N pelos ruminantes, podendo reduzir a perda de N mitigar as emissões de  $NH_3$  e  $N_2O$ .

#### ***5.4. Como a entrada de nitrogênio (via fertilizante ou FBN) afeta as emissões totais dos sistemas de produção?***

Dentro de um sistema de produção de bovinos à pasto, o metano entérico representa o gás de efeito estufa com a maior participação das emissões (CROSSON *et al.*, 2011; GUERCI *et al.*, 2013). No presente estudo, o  $CH_4$  entérico correspondeu para mais de 95% dos  $CO_2eq$  total emitido em todos os sistemas de produção avaliados. Assim, mesmo o  $N_2O$  possuindo um poder de aquecimento global (GWP) em torno de 10 vezes mais do que o  $CH_4$  (273 vs. 28 de GWP, respectivamente), estratégias de mitigação que atuem na redução das emissões de  $CH_4$  entérico terão maior impacto na mitigação de GEE em um sistema de produção pecuário à pasto.

O sistema adubado incrementou a emissão total por hectare em torno de 78,5%. Além dos animais neste sistema apresentarem maior emissão de metano e as excretas maior perda de N na forma de  $N_2O$ , o fertilizante nitrogenado também foi responsável por incrementar em 8.3% as emissões totais. Se considerarmos ainda o gasto de energia fóssil associado ao processo Haber-Bosch de síntese do fertilizante nitrogenado, as emissões totais do sistema adubado por hectare aumentariam ainda em torno de 750 kg de  $CO_2eq$ , um aumento de 7.8% (2,25 kg  $CO_2eq/kg$  N ureia;(ROBERTSON; GRACE, 2004).

Mesmo o sistema adubado tendo maior lotação, e conseqüentemente, maior produção de ganho de peso e de carcaça animal por área, sua emissão também foi maior por kg de ganho e de carcaça quando comparado ao demais sistemas de produção. Assim, uso da adubação com N em sistemas de pastagens acarreta mitigação quando pensamos no efeito

“poupa terra” (CARDOSO *et al.*, 2016). Como a aplicação de fertilizante nitrogenado impacta imediatamente no aumento do ritmo de crescimento da planta, como resposta temos que adicionar mais animais por área (DELEVATTI *et al.*, 2019). Com maiores lotações e pensando em condições de estabilidade de rebanho, a demanda por área de pastagem irá diminuir. Assim, parte das áreas de pastagens podem ser destinadas para outras atividades mitigadoras, como plantio de florestas. Além disso, precisamos levar em consideração que provavelmente o sistema adubado estará mitigando GEE pela maior quantidade de C no solo adicionado, haja visto que neste sistema houve maior ciclagem de N quando comparado ao sistema controle (HOMEM *et al.*, 2021c).

O uso do amendoim forrageiro em consórcio com capim-marandu proporcionou uma emissão total de CO<sub>2</sub>eq semelhante ao sistema de capim-marandu em monocultivo sem fertilização nitrogenada. Dessa forma, com o sistema consórcio houve um aumento de 31,5% no ganho por área sem incrementar a emissão de GEE total por hectare comparado ao sistema controle. Resultado ainda mais promissor é quando avaliamos as emissões por kg de ganho de peso e por kg de carcaça produzida, no qual com o sistema consorciado houve uma mitigação de 13,2 e 16,3%, respectivamente, quando comparado ao sistema controle.

Quando comparamos a substituição da adubação nitrogenada pelo uso de pastagens consorciadas, com o uso do amendoim forrageiro houve um decréscimo de 4 Mg CO<sub>2</sub>eq/ha, que representou uma redução de 41,6%. Fato é que, no sistema adubado, a taxa de lotação foi superior ao sistema consórcio (4,8 vs. 3,6 animais/há, respectivamente), no qual impactou diretamente em maiores emissões totais por área. No entanto, a magnitude de aumento da taxa de lotação (33,3% de incremento) do sistema adubado em relação ao consorciado foi menor em comparação ao aumento das emissões. Isso mostra que a entrada de N via fixação biológica proporcionou um aumento de lotação de forma mais sustentável quando comparada ao uso de fertilizante nitrogenado.

O resultado de mitigação com o uso do amendoim forrageiro fica muito mais claro quando avaliamos as emissões por kg de ganho e kg de carcaça produzida. Os animais no sistema consorciado tiveram o mesmo GMD e ganho de carcaça dos animais no sistema adubado. No entanto, houve uma mitigação de CO<sub>2</sub>eq da ordem de 36.6% quando comparamos o uso do amendoim forrageiro em substituição do fertilizante nitrogenado.

A magnitude dos resultados com o uso do amendoim forrageiro obtidos neste trabalho provavelmente irá aumentar ao longo dos anos, haja visto que o presente estudo foi realizado logo após a implantação do mesmo. Como descrito por Homem *et al.* (2021c), estabelecimento do amendoim forrageiro é lento, e grande parte dos seus fotoassimilados no início será utilizado para colonização da área. Além disso, a transferência do N fixado pelo amendoim forrageiro à gramínea acompanhante é bem mais lento, quando comparado à aplicação de fertilizante nitrogenado, no qual impacta em resposta imediata pela gramínea. No entanto, a utilização do amendoim forrageiro se mostra muito promissor na recuperação de pastagens degradadas no Brasil, por ser uma alternativa altamente viável para o bioma Mata Atlântica por aumentar a produção animal (Pereira *et al.*, 2020; Homem *et al.*, 2021b), melhorar a qualidade do solo (HOMEM *et al.*, 2021c) e mitigar GEE.

## **6. CONCLUSÃO**

Fica claro diante deste estudo que a adoção de pastagens consorciadas com o uso do amendoim forrageiro no bioma Mata Atlântica é uma das alternativas mais promissoras de intensificação da pecuária de corte à pasto com redução das emissões de GEE por kg de carcaça produzida, a então chamada pegada de carbono. O uso do amendoim forrageiro em substituição a aplicação de fertilizante nitrogenado impactou em uma mitigação de 36% por kg de produto.

Diante do cenário mundial frente as mudanças climáticas e o desafio do Brasil em recuperar mais de 80 milhões de hectares de pastagens degradadas, pastagens consorciadas com amendoim forrageiro mostram-se como uma promissora solução por proporcionar aumento da produção animal e melhoria de aspectos químicos, físicos e biológicos do solo de forma sustentável.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, D.; ROUZBEHAN, Y.; REZAEI, J. Effect of harvest date and nitrogen fertilization rate on the nutritive value of amaranth forage (*Amaranthus hypochondriacus*). **Animal Feed Science and Technology**, 171, n. 1, p. 6-13, 2012.

ABIEC. **Beef Report 2020**. São Paulo, 2020. Disponível em: <http://abiec.com.br/publicacoes/beef-report-2020/>. Acesso em: 10 de julho.

ABOAGYE, I. A.; BEAUCHEMIN, K. A. Potential of molecular weight and structure of tannins to reduce methane emissions from ruminants: A review. **Animals**, 9, n. 11, p. 856, 2019.

AGUERRE, M. J.; CAPOZZOLO, M. C.; LENCIONI, P.; CABRAL, C. *et al.* Effect of quebracho-chestnut tannin extracts at 2 dietary crude protein levels on performance, rumen fermentation, and nitrogen partitioning in dairy cows. **Journal of Dairy Science**, 99, n. 6, p. 4476-4486, 2016.

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE T Automat Contr**, AC-19, n. 6, p. 716-723, Dez 1974.

ALLEN, V. G.; BATELLO, C.; BERRETTA, E.; HODGSON, J. *et al.* An international terminology for grazing lands and grazing animals. **Grass and Forage Science**, 66, n. 1, p. 2-28, 2011.

ANDERSON, T. R.; HAWKINS, E.; JONES, P. D. CO<sub>2</sub>, the greenhouse effect and global warming: from the pioneering work of Arrhenius and Callendar to today's Earth System Models. **Endeavour**, 40, n. 3, p. 178-187, 2016.

ANDRADE, E.; ALMEIDA, E.; RAUPP, G.; MIGUEL, M. *et al.* Herbage intake, methane emissions and animal performance of steers grazing dwarf elephant grass v. dwarf elephant grass and peanut pastures. **Animal**, 10, n. 10, p. 1684-1688, 2016.

AOAC. **Official Methods of Analysis of AOAC International**. 17<sup>th</sup> ed. Gaithersburg, MD, USA: Association of Official Analytical Chemists, 2000.

ARCHIMÈDE, H.; EUGÈNE, M.; MAGDELEINE, C. M.; BOVAL, M. *et al.* Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. **Animal Feed Science and Technology**, 166, p. 59-64, 2011.

ARCHIMÈDE, H.; RIRA, M.; EUGÈNE, M.; FLEURY, J. *et al.* Intake, total-tract digestibility and methane emissions of Texel and Blackbelly sheep fed C4 and C3 grasses tested simultaneously in a temperate and a tropical area. **Journal of Cleaner Production**, 185, p. 455-463, 2018.

AYANTUNDE, A. A.; FERNÁNDEZ RIVERA, S.; MCCRABB, G. **Coping with feed scarcity in smallholder livestock systems in developing countries**. International Livestock Research Institute, 2005. 9291461679.

AZEVEDO, T. R.; COSTA JUNIOR, C.; BRANDÃO JUNIOR, A.; CREMER, M. d. S. *et al.* SEEG initiative estimates of Brazilian greenhouse gas emissions from 1970 to 2015. **Scientific data**, 5, n. 1, p. 1-43, 2018.

BARCELLOS, A. d. O.; RAMOS, A. K. B.; VILELA, L.; MARTHA JUNIOR, G. B. Sustentabilidade da produção animal baseada em pastagens consorciadas e no emprego de leguminosas exclusivas, na forma de banco de proteína, nos trópicos brasileiros. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 37, p. 51-67, 2008.

BARROS, A.; ZIMMERMANN, A.; SOUZA, C.; ICHIHARA, S. Considerações acerca da avaliação de projetos de investimentos. **SIMPÓSIO SOBRE O MANEJO DA PASTAGEM**, 1, p. 301-326, 2003.

BARTHAM, G. T. Experimental techniques: the HFRO sward stick. *In*: ALCOCK, M. M. (Ed.). **Biennial Report of the Hill Farming Research Organization**: Midlothian: Hill Farming Research Organization, 1985. p. 29-30.

BEAUCHEMIN, K. A.; KREUZER, M.; O'MARA, F.; MCALLISTER, T. A. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, 48, p. 21-27, 2008.

BERÇA, A. S.; TEDESCHI, L. O.; DA SILVA CARDOSO, A.; REIS, R. A. Meta-analysis of the Relationship Between Dietary Condensed Tannins and Methane Emissions by Cattle. **Animal Feed Science and Technology**, p. 115564, 2023.

BERNDT, A.; BOLAND, T.; DEIGHTON, M.; GERE, J. *et al.* Guidelines for use of sulphur hexafluoride (SF<sub>6</sub>) tracer technique to measure enteric methane emissions from ruminants. **Ministry of Primary Industries: Wellington, New Zealand**, p. 1-66, 2014.

BERNDT, A.; TOMKINS, N. Measurement and mitigation of methane emissions from beef cattle in tropical grazing systems: a perspective from Australia and Brazil. **Animal**, 7, p. 363-372, 2013.

BODDEY, R. M.; CASAGRANDE, D. R.; HOMEM, B. G.; ALVES, B. J. Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: A review. **Grass and Forage Science**, 75, n. 4, p. 357-371, 2020.

CADISCH, G.; SCHUNKE, R. Nitrogen cycling in a pure grass pasture and a grass-legume. **Tropical Grasslands**, 28, p. 43-52, 1994.

CANTARELLA, H.; CORRÊA, L. d. A.; PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. Fertilidade do solo em sistemas intensivos de manejo de pastagens. **Anais do Simpósio sobre Manejo de Pastagens. Piracicaba: FEALQ**, p. 99-131, 2002.

CARDOSO, A. d. S.; BARBERO, R. P.; ROMANZINI, E. P.; TEOBALDO, R. W. *et al.* Intensification: A key strategy to achieve great animal and environmental beef cattle production sustainability in Brachiaria grasslands. **Sustainability**, 12, n. 16, p. 6656, 2020.

CARDOSO, A. d. S.; LONGHINI, V. Z.; BERÇA, A. S.; ONGARATTO, F. *et al.* PASTURE MANAGEMENT AND GREENHOUSE GASES EMISSIONS. **Bioscience Journal**, 38, n. e38099, p. 1981-3163, 2022.

CARDOSO, A. d. S.; OLIVEIRA, S. C.; JANUSCKIEWICZ, E. R.; BRITO, L. F. *et al.* Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. **Soil and Tillage Research**, 194, p. 104341, 2019.

CARDOSO, A. S.; BERNDT, A.; LEYTEM, A.; ALVES, B. J. *et al.* Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. **Agricultural Systems**, 143, p. 86-96, 2016.

CARVALHO, R.; ALVES, L.; RODRIGUES, P.; SOUZA, W. *et al.* Acúmulo de forragem e estrutura do dossel de Capim-Marandu diferido e adubado com nitrogênio. **Boletim de Industria Animal**, 74, n. 1, p. 1-8, 2017.

CARVALHO, Z. G.; SALES, E. C. J. d.; MONÇÃO, F. P.; VIANNA, M. C. M. *et al.* Morphogenic, structural, productive and bromatological characteristics of Braquiária in

silvopastoral system under nitrogen doses. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, 41, 2019.

CASTRO-MONTOYA, J.; WESTREICHER-KRISTEN, E.; HENKE, A.; DIABY, M. *et al.* In vitro microbial protein synthesis, ruminal degradation and post-ruminal digestibility of crude protein of dairy rations containing Quebracho tannin extract. **Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition**, 102, n. 1, p. e77-e86, 2018.

CIESLAK, A.; ZMORA, P.; PERS-KAMCZYC, E.; SZUMACHER-STRABEL, M. Effects of tannins source (*Vaccinium vitis idaea* L.) on rumen microbial fermentation in vivo. **Animal Feed Science and Technology**, 176, n. 1-4, p. 102-106, 2012.

CONRAD, R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O, and NO). **Microbiological reviews**, 60, n. 4, p. 609-640, 1996.

CORRÊA, L. d. A.; SANTOS, P. Irrigação de pastagens formadas por gramíneas forrageiras tropicais. 2006.

CROSSON, P.; SHALLOO, L.; O'BRIEN, D.; LANIGAN, G. *et al.* A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. **Animal Feed Science and Technology**, 166, p. 29-45, 2011.

DANGAL, S. R.; TIAN, H.; XU, R.; CHANG, J. *et al.* Global nitrous oxide emissions from pasturelands and rangelands: magnitude, spatiotemporal patterns, and attribution. **Global Biogeochemical Cycles**, 33, n. 2, p. 200-222, 2019.

DE KLEIN, C. A.; MONAGHAN, R. M. The effect of farm and catchment management on nitrogen transformations and N<sub>2</sub>O losses from pastoral systems—can we offset the effects of future intensification? **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 3, n. 5, p. 396-406, 2011.

DELEVATTI, L. M.; ROMANZINI, E. P.; KOSCHECK, J. F. W.; DE ARAUJO, T. L. d. R. *et al.* Forage management intensification and supplementation strategy: Intake and metabolic parameters on beef cattle production. **Animal Feed Science and Technology**, 247, p. 74-82, 2019.

EUCLIDES, V. P. B.; FLORES, R.; MEDEIROS, R. N.; OLIVEIRA, M. P. d. Diferimento de pastos de braquiária cultivares Basilisk e Marandu, na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 42, p. 273-280, 2007.

FAO. **Tackling climate change through livestock. A global assessment of emissions and mitigation opportunities.** Food And Agriculture Organization Of The United Nations (FAO). Rome, p. 115. 2013.

FAO. **Enteric Fermentation**. Food And Agriculture Organization Of The United Nations (FAO) FAOSTAT

2020.

FARIAS, G. D.; DUBEUX, J. C. B.; SAVIAN, J. V.; DUARTE, L. P. *et al.* Integrated crop-livestock system with system fertilization approach improves food production and resource-use efficiency in agricultural lands. **Agronomy for Sustainable Development**, 40, n. 6, p. 39, 2020/10/27 2020.

FISHER, M. J.; CRUZ, P. Some ecophysiological aspects of *Arachis pintoi*. **Biology and agronomy of forage Arachis. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT)**, p. 53-70, 1994.

FONSECA, N. V. B.; CARDOSO, A. d. S.; BAHIA, A. S. R. d. S.; MESSANA, J. D. *et al.* Additive Tannins in Ruminant Nutrition: An Alternative to Achieve Sustainability in Animal Production. **Sustainability**, 15, n. 5, p. 4162, 2023.

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F. J.; CAPONE, D. G.; BOYER, E. W. *et al.* Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, 70, p. 153-226, 2004.

GERBER, P. J.; STEINFELD, H.; HENDERSON, B.; MOTTET, A. *et al.* **Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2013. 925107920X.

GETAHUN, D.; GETABALEW, M.; ZEWDIE, D.; ALEMNEH, T. *et al.* Urea metabolism and recycling in ruminants. **Biomedical Journal of Scientific & Technical Research**, 20, p. 14790-14796, 2019.

GOMES, F. d. K.; HOMEM, B. G. C.; DE OLIVEIRA, M. D. B. L.; DUBEUX JR, J. C. B. *et al.* Defoliation frequency affects litter responses and nitrogen excretion by heifers in palisadegrass–forage peanut pastures. **Agronomy Journal**, 112, n. 4, p. 3089-3100, 2020.

GOMES, F. K.; OLIVEIRA, M. D.; HOMEM, B. G.; BODDEY, R. M. *et al.* Effects of grazing management in brachiaria grass-forage peanut pastures on canopy structure and forage intake. **Journal of Animal Science**, 96, n. 9, p. 3837-3849, 2018.

GRASSMANN, C. S.; MARIANO, E.; ROCHA, K. F.; GILLI, B. R. *et al.* Effect of tropical grass and nitrogen fertilization on nitrous oxide, methane, and ammonia emissions of maize-based rotation systems. **Atmospheric environment**, 234, p. 117571, 2020.

GUERCI, M.; KNUDSEN, M. T.; BAVA, L.; ZUCALI, M. *et al.* Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. **Journal of cleaner production**, 54, p. 133-141, 2013.

GUIMARÃES, B. C.; GOMES, F. d. K.; HOMEM, B. G.; DE LIMA, I. B. G. *et al.* Emissions of N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> from cattle excreta in grass pastures fertilized with N or mixed with a forage legume. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 122, n. 3, p. 325-346, 2022.

HEGARTY, R. **Greenhouse gas emissions from the Australian livestock sector: what do we know, what can we do?** Australian Greenhouse Office, 2001. 1876536691.

HENKE, A.; DICKHOEFER, U.; WESTREICHER-KRISTEN, E.; KNAPPSTEIN, K. *et al.* Effect of dietary Quebracho tannin extract on feed intake, digestibility, excretion of urinary purine derivatives and milk production in dairy cows. **Archives of animal nutrition**, 71, n. 1, p. 37-53, 2017.

HOFFMANN, A.; DE MORAES, E. H. B. K.; MOUSQUER, C. J.; SIMIONI, T. A. *et al.* Produção de bovinos de corte no sistema de pasto-suplemento no período da seca. **Nativa**, 2, n. 2, p. 119-130, 2014.

HOMEM, B. G.; LIMA, I. B.; SPASIANI, P. P.; FERREIRA, I. M. *et al.* Palisadegrass pastures with or without nitrogen or mixed with forage peanut grazed to a similar target canopy height. 1. Effects on herbage mass, canopy structure and forage nutritive value. **Grass and Forage Science**, 76, n. 3, p. 400-412, 2021.

HOMEM, B. G.; LIMA, I. B. G.; SPASIANI, P. P.; BORGES, L. P. *et al.* Palisadegrass pastures with or without nitrogen or mixed with forage peanut grazed to a similar target canopy height. 2. Effects on animal performance, forage intake and digestion, and nitrogen metabolism. **Grass and Forage Science**, 76, n. 3, p. 413-426, 2021.

HOMEM, B. G.; LIMA, I. B. G.; SPASIANI, P. P.; GUIMARÃES, B. C. *et al.* N-fertiliser application or legume integration enhances N cycling in tropical pastures. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 121, n. 2-3, p. 167-190, 2021.

HUHTANEN, P.; KAUSTELL, K.; JAAKKOLA, S. The use of internal markers to predict total digestibility and duodenal flow of nutrients in cattle given six different diets. **Animal Feed Science and Technology**, 48, n. 3-4, p. 211-227, 1994.

IPCC. **Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**

2019.

**IPCC. I Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2022: impacts, adaptation and vulnerability.** 2022.

JAYANEGARA, A.; LEIBER, F.; KREUZER, M. Meta-analysis of the relationship between dietary tannin level and methane formation in ruminants from in vivo and in vitro experiments. **Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition**, 96, n. 3, p. 365-375, 2012.

JENSEN, E. S.; PEOPLES, M. B.; BODDEY, R. M.; GRESSHOFF, P. M. *et al.* Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. **Agronomy for sustainable development**, 32, p. 329-364, 2012.

JOHNSON, H. A.; FADEL, J. G.; ROBINSON, P. H. Invited symposium paper: Impact of variation in ration nutrient inputs on animal responses predicted by two dairy cattle metabolic models. **Professional Animal Scientist**, 23, p. 277-284, 2007.

JOHNSON, K.; HUYLER, M.; WESTBERG, H.; LAMB, B. *et al.* Measurement of methane emissions from ruminant livestock using a sulfur hexafluoride tracer technique. **Environmental science & technology**, 28, n. 2, p. 359-362, 1994.

KIRCHMAN, D. L. **Processes in Microbial Ecology.** Oxford University Press, 17 Dec 2013 2011. 9780199586936.

KLUMPP, K.; BLOOR, J. M.; AMBUS, P.; SOUSSANA, J.-F. Effects of clover density on N<sub>2</sub>O emissions and plant-soil N transfers in a fertilised upland pasture. **Plant and Soil**, 343, p. 97-107, 2011.

KNAPP, J. R.; LAUR, G.; VADAS, P. A.; WEISS, W. P. *et al.* Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. **Journal of Dairy Science**, 97, n. 6, p. 3231-3261, 2014.

LASSEY, K. R.; ULYATT, M. J.; MARTIN, R. J.; WALKER, C. F. *et al.* Methane emissions measured directly from grazing livestock in New Zealand. **Atmospheric Environment**, 31, n. 18, p. 2905-2914, 1997.

LESSA, A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M. *et al.* Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 190, p. 104-111, 2014/06/01/ 2014.

LI, Y.; WEI, H.; LI, F.; KIM, S. *et al.* Regulation in free amino acid profile and protein synthesis pathway of growing pig skeletal muscles by low-protein diets for different time periods. **Journal of Animal Science**, 94, n. 12, p. 5192-5205, 2016.

- LIMA, J. Amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* Krapov. & Gregory). 2003. UFLA/CNPq. Disponível em:< [http://www.editora.ufla.br/Boletim/pdfextensao/bol\\_01.pdf](http://www.editora.ufla.br/Boletim/pdfextensao/bol_01.pdf)>. Acesso em, 7, 2007.
- LITTELL, R. C.; PENDERGAST, J.; NATARAJAN, R. Modelling covariance structure in the analysis of repeated measures data. **Statistics in medicine**, 19, n. 13, p. 1793-1819, 2000.
- LIU, Z.; LIU, Y.; MURPHY, J. P.; MAGHIRANG, R. Ammonia and methane emission factors from cattle operations expressed as losses of dietary nutrients or energy. **Agriculture**, 7, n. 3, p. 16, 2017.
- MARQUES, D. L.; FRANÇA, A. F. d. S.; OLIVEIRA, L. G.; ARNHOLD, E. *et al.* Production and chemical composition of hybrid *Brachiaria* cv. Mulato II under a system of cuts and nitrogen fertilization. **Bioscience Journal**, p. 685-696, 2017.
- MARSDEN, K. A.; HOLMBERG, J. A.; JONES, D. L.; CHADWICK, D. R. Sheep urine patch N<sub>2</sub>O emissions are lower from extensively-managed than intensively-managed grasslands. **Agriculture, ecosystems & environment**, 265, p. 264-274, 2018.
- MARTHA JR, G. **Balço de 15N e perdas de amônia por volatilização em pastagem de capim-elefante**. 1999. 92 f. (master degree) - Animal Science and Pastures, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo,.
- MARTHA JR, G. B.; ALVES, E.; CONTINI, E. Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. **Agricultural Systems**, 110, p. 173-177, 2012.
- MARTINS, T.; SANGLARD, L.; SILVA, W.; CHIZZOTTI, M. *et al.* Differences in skeletal muscle proteolysis in Nellore and Angus cattle might be driven by Calpastatin activity and not the abundance of Calpain/Calpastatin. 2017.
- MAURICIO, R.; ABDALLA, A. L.; VITTI, D. M. S. S.; OWEN, E. *et al.* Uso de líquido do rúmen e fezes como fonte de inóculo para a técnica in vitro de produção de gás. **Anais**, 1998.
- MCCARTHY, B.; DELABY, L.; PIERCE, K.; MCCARTHY, J. *et al.* The multi-year cumulative effects of alternative stocking rate and grazing management practices on pasture productivity and utilization efficiency. **Journal of Dairy Science**, 99, n. 5, p. 3784-3797, 2016.
- MCDOWELL, R. W. **Environmental impacts of pasture-based farming**. Wallingford, UK: CABI Publishing, 2008. 283 p.

MCTI. Annual estimates of greenhouse gas emissions in Brazil. 2020.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação.  
[HTTPS://WWW.GOV.BR/MCTI/PT-BR/ACOMPANHE-O-MCTI/SIRENE/SOBRE-O-SIRENE](https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/sobre-o-sirene). 2021.

MEZZOMO, R.; PAULINO, P.; DETMANN, E.; VALADARES FILHO, S. *et al.* Influence of condensed tannin on intake, digestibility, and efficiency of protein utilization in beef steers fed high concentrate diet. **Livestock Science**, 141, n. 1, p. 1-11, 2011.

MOREIRA, F.; SIQUEIRA, J. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

MOREIRA, L.; SANTOS, M.; FONSECA, D.; MARTUSCELLO, J. *et al.* Produção animal em pastagem de capim-braquiária adubada com nitrogênio. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, 63, p. 914-921, 2011.

MORGAVI, D.; FORANO, E.; MARTIN, C.; NEWBOLD, C. J. Microbial ecosystem and methanogenesis in ruminants. **Animal**, 4, n. 7, p. 1024-1036, 2010.

MOSIER, A.; KROEZE, C.; NEVISON, C.; OENEMA, O. *et al.* Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. **Nutrient cycling in Agroecosystems**, 52, p. 225-248, 1998.

MOSIER, A. R. Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. **Plant and Soil**, 228, p. 17-27, 2001.

MOTA, V. A.; PRADOS, L. F.; NASCIMENTO, K. S.; FERNANDES, R. M. *et al.* Relationship between different sources of non-protein nitrogen and supplementation times on performance and metabolism of grazing Nellore cattle during the dry season. **Tropical Animal Health and Production**, 54, n. 6, p. 382, 2022.

MYHRE, G.; SHINDELL, D.; BRÉON, F.-M.; COLLINS, W. *et al.* Anthropogenic and natural radiative forcing. *In*: STOCKER TF, Q. D., Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (Ed.). **Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**: Cambridge University Press, Cambridge, 2013.

OENEMA, O.; WITZKE, H.; KLIMONT, Z.; LESSCHEN, J. P. *et al.* Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 133, n. 3-4, p. 280-288, 2009.

OLIVEIRA, D. E. **Uso da técnica de n-alcenos para medir o aporte de nutrientes através de estimativas de consumo de forragem em bovinos**. Orientador: LANNA, D. P. D. 2003. 145 f. Doutorado - Ciência Animal e Pastagens, ESALQ/USP, Piracicaba, SP.

ORZUNA-ORZUNA, J. F.; DORANTES-ITURBIDE, G.; LARA-BUENO, A.; MENDOZA-MARTÍNEZ, G. D. *et al.* Effects of dietary tannins' supplementation on growth performance, rumen fermentation, and enteric methane emissions in beef cattle: a meta-analysis. **Sustainability**, 13, n. 13, p. 7410, 2021.

PACHAURI, R. K.; ALLEN, M. R.; BARROS, V. R.; BROOME, J. *et al.* **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Ipcc, 2014. 9291691437.

PACHECO, D.; WAGHORN, G.; JANSSEN, P. H. Decreasing methane emissions from ruminants grazing forages: a fit with productive and financial realities? **Animal Production Science**, 54, n. 9, p. 1141-1154, 2014.

PAIVA, A. J.; PEREIRA, L. E. T.; SILVA, S. C. d.; DIAS, R. A. P. Identification of tiller age categories based on morphogenetic responses of continuously stocked marandu palisade grass fertilised with nitrogen. **Ciência Rural**, 45, p. 867-870, 2015.

PAIVA, A. J.; SILVA, S. C. d.; PEREIRA, L. E. T.; GUARDA, V. D. Á. *et al.* Structural characteristics of tiller age categories of continuously stocked marandu palisade grass swards fertilized with nitrogen. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 41, p. 24-29, 2012.

PEREIRA, J. M.; REZENDE, C. d. P.; FERREIRA BORGES, A. M.; HOMEM, B. G. C. *et al.* Production of beef cattle grazing on *Brachiaria brizantha* (Marandu grass)—*Arachis pintoi* (forage peanut cv. Belomonte) mixtures exceeded that on grass monocultures fertilized with 120 kg N/ha. **Grass and Forage Science**, 75, n. 1, p. 28-36, 2020.

PEREIRA, L. E. T.; PAIVA, A. J.; GUARDA, V. D. Á.; PEREIRA, P. d. M. *et al.* Herbage utilisation efficiency of continuously stocked marandu palisade grass subjected to nitrogen fertilisation. **Scientia Agricola**, 72, p. 114-123, 2015.

PEYRAUD, J.; ASTIGARRAGA, L. Review of the effect of nitrogen fertilization on the chemical composition, intake, digestion and nutritive value of fresh herbage: consequences on animal nutrition and N balance. **Animal Feed Science and Technology**, 72, n. 3-4, p. 235-259, 1998.

PINA, D. d. S.; VALADARES FILHO, S. d. C.; VALADARES, R. F. D.; CAMPOS, J. M. d. S. *et al.* Consumo e digestibilidade aparente total dos nutrientes, produção e composição do leite de vacas alimentadas com dietas contendo diferentes fontes de proteína. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 35, p. 1543-1551, 2006.

PINARES-PATIÑO, C.; ULYATT, M.; LASSEY, K.; BARRY, T. *et al.* Rumen function and digestion parameters associated with differences between sheep in methane emissions when fed chaffed lucerne hay. **The Journal of Agricultural Science**, 140, n. 2, p. 205-214, 2003.

PRIMAVESI, O.; BERNDT, A.; LIMA, M.; FRIGHETTO, R. *et al.* Greenhouse gas production in agricultural systems: Groundwork for an inventory of methane emissions by ruminants. **Lima MA, Boddey RM, Alves B, Machado P, Urquiaga S. Carbon Stocks and Greenhouse Gas Emissions in Brazilian Agriculture. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)**, p. 191-216, 2014.

PRIMAVESI, O.; FRIGHETTO, R. T. S.; PEDREIRA, M. d. S.; LIMA, M. A. d. *et al.* Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 39, p. 277-283, 2004.

RAPOSO, E.; BRITO, L. F.; JANUSCKIEWICZ, E. R.; OLIVEIRA, L. F. *et al.* Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected by nitrogen fertilizer management. **Agronomy Journal**, 112, n. 6, p. 4666-4680, 2020.

RAVISHANKARA, A.; DANIEL, J. S.; PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, 326, n. 5949, p. 123-125, 2009.

ROBERTSON, G. P.; GRACE, P. R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Tropical agriculture in transition—opportunities for mitigating greenhouse gas emissions?**, p. 51-63, 2004.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; GASSER, M. O. *et al.* Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? **Journal of environmental quality**, 42, n. 6, p. 1635-1642, 2013.

RUGGIERI, A. C.; CARDOSO, A. d. S.; ONGARATTO, F.; CASAGRANDE, D. R. *et al.* Grazing Intensity impacts on herbage mass, sward structure, greenhouse gas emissions, and animal performance: analysis of brachiaria Pastureland. **Agronomy**, 10, n. 11, p. 1750, 2020.

SÁ JÚNIOR, A.; CARVALHO, L. G.; SILVA, F. F.; CARVALHO ALVES, M. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, 108, p. 1-7, 2012.

SAKADEVAN, K.; NGUYEN, M.-L. Livestock production and its impact on nutrient pollution and greenhouse gas emissions. **Advances in agronomy**, 141, p. 147-184, 2017.

SALES, E. C. J.; DOS REIS, S. T.; MONÇÃO, F. P.; DA SILVA ANTUNES, A. P. *et al.* Produção de biomassa de capim-marandu submetido a doses de nitrogênio em dois períodos do ano. **Agrarian**, 6, n. 22, p. 486-499, 2013.

SBRISSIA, A. F.; DA SILVA, S. C.; SARMENTO, D. O.; MOLAN, L. K. *et al.* Tillering dynamics in palisadegrass swards continuously stocked by cattle. **Plant Ecology**, 206, p. 349-359, 2010.

SERRÃO, E. A.; TOLEDO, J. M. The search for sustainability in Amazonian pastures. **Alternatives to deforestation: steps towards sustainable use of the Amazon rain forest.**, p. 195-214, 1990.

SILVA, L. F. C.; VALADARES FILHO, S. d. C.; CHIZZOTTI, M. L.; ROTTA, P. P. *et al.* Creatinine excretion and relationship with body weight of Nellore cattle. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 41, p. 807-810, 2012.

SILVA, R. W. d. C.; DE PAULA, B. L. Causa do aquecimento global: antropogênica versus natural. **Terræ Didática**, 5, n. 1, p. 42-49, 2009.

SKUCE, P. J.; MORGAN, E. R.; VAN DIJK, J.; MITCHELL, M. Animal health aspects of adaptation to climate change: beating the heat and parasites in a warming Europe. **Animal**, 7, n. s2, p. 333-345, 2013.

SMIL, V. **Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production.** MIT press, 2004. 0262693135.

SMITH, C.; HILL, A. K.; TORRENTE-MURCIANO, L. Current and future role of Haber–Bosch ammonia in a carbon-free energy landscape. **Energy & Environmental Science**, 13, p. 331-344, 2020.

SMITH, P.; HABERL, H.; POPP, A.; ERB, K. h. *et al.* How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? **Global change biology**, 19, n. 8, p. 2285-2302, 2013.

SOUSSANA, J.-F.; TALLEC, T.; BLANFORT, V. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. **Animal**, 4, n. 3, p. 334-350, 2010.

STAGNARI, F.; MAGGIO, A.; GALIENI, A.; PISANTE, M. Multiple benefits of legumes for agriculture sustainability: an overview. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, 4, n. 1, p. 1-13, 2017.

STRASSBURG, B. B.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A. *et al.* When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, 28, p. 84-97, 2014.

TAMELE, O.; LOPES DE SÁ, O.; BERNARDES, T.; LARA, M. *et al.* Optimal defoliation management of brachiaria grass–forage peanut for balanced pasture establishment. **Grass and Forage Science**, 73, n. 2, p. 522-531, 2018.

TAN, P.; LIU, H.; ZHAO, J.; GU, X. *et al.* Amino acids metabolism by rumen microorganisms: Nutrition and ecology strategies to reduce nitrogen emissions from the inside to the outside. **Science of the Total Environment**, 800, p. 149596, 2021.

TARANET, P.; HARPER, S.; KIRCHHOF, G.; FUJINUMA, R. *et al.* Growth and yield response of glasshouse-and field-grown sweetpotato to nitrogen supply. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 108, p. 309-321, 2017.

TEDESCHI, L. O.; FOX, D. G. Predicting milk and forage intake of nursing calves. **Journal of Animal Science**, 87, n. 10, p. 3380-3391, Oct 2009.

THOMAS, R. J. The role of the legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. **Grass and Forage Science**, 47, n. 2, p. 133-142, 1992.

THOMAS, R. J. Role of legumes in providing N for sustainable tropical pasture systems. **Plant and soil**, 174, p. 103-118, 1995.

TITGEMEYER, E. C.; ARMENDARIZ, C. K.; BINDEL, D. J.; GREENWOOD, R. H. *et al.* Evaluation of titanium dioxide as a digestibility marker for cattle. **Journal of Animal Science**, 79, p. 1059-1063, 2001.

TRAILL, S.; BELL, L. W.; DALGLIESH, N. P.; WILSON, A. *et al.* Tropical forage legumes provide large nitrogen benefits to maize except when fodder is removed. **Crop and Pasture Science**, 69, n. 2, p. 183-193, 2018.

VAN DER WEERDEN, T. J.; LUO, J.; DE KLEIN, C. A. M.; HOOGENDOORN, C. J. *et al.* Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 141, n. 3, p. 426-436, 2011/05/01/ 2011.

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G.; BARIONI, B., 2005, **Pasture degradation and long-term sustainability of beef cattle systems in the Brazilian Cerrado. Discussion draft presented at the symposium Cerrado land-use and conservation: assessing trade-off between human and ecological needs.** 15-19.

WALLIS DE VRIES, M. Estimating forage intake and quality in grazing cattle: a reconsideration of the hand-plucking method. **Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives**, 48, n. 4, p. 370-375, 1995.

WESTBERG, H.; JOHNSON, K.; COSSALMAN, M.; MICHAL, J. A SF6 tracer technique: methane measurement from ruminants. **Washington State University, Pullman, Washington**, p. 40, 1998.

YASUOKA, J.; PEDREIRA, C.; DA SILVA, V.; ALONSO, M. *et al.* Canopy height and N affect herbage accumulation and the relative contribution of leaf categories to photosynthesis of grazed brachiariagrass pastures. **Grass and Forage Science**, 73, n. 1, p. 183-192, 2018.