

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL**

JOÃO GABRIEL ROSSINI ALMEIDA

**UTILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO EM
DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE BOVINOS LEITEIROS**

**LAGES
2018**

JOÃO GABRIEL ROSSINI ALMEIDA

**UTILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO EM
DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE BOVINOS LEITEIROS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Ciência Animal.

Orientador: Henrique Mendonça Nunes Ribeiro Filho
Co-orientadora: Nadège Edouard

**LAGES
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Almeida, João Gabriel Rossini

Utilização do nitrogênio e emissão de amônia e
óxido nitroso em diferentes sistemas de produção de
bovinos leiteiros / João Gabriel Rossini Almeida. -
Lages , 2018.

116 p.

Orientador: Henrique Mendonça Nunes Ribeiro Filho

Co-orientadora: Nadège Edouard

Tese (Doutorado) - Universidade do Estado de
Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciência Animal, Lages, 2018.

1. cama sobreposta. 2. gás de efeito estufa. 3.
NH₃. 4. N₂O. 5. pasto. I. Ribeiro Filho, Henrique
Mendonça Nunes. II. Edouard, Nadège. , .III.
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação
em Ciência Animal. IV. Título.

JOÃO GABRIEL ROSSINI ALMEIDA

**UTILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO EM
DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE BOVINOS LEITEIROS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Ciência Animal.

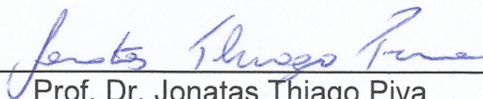
Banca Examinadora:

Orientador:

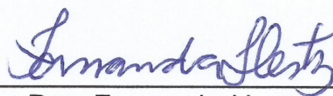


Prof. Dr. Henrique Mendonça Nunes Ribeiro Filho
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Membros:

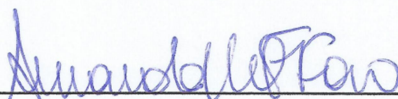


Prof. Dr. Jonatas Thiago Piva
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

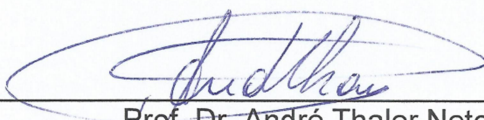


Dra. Fernanda Hentz

Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - EPAGRI



Profa. Dra. Amanda Moser Coelho da Fonseca Afonso
Instituto Federal Catarinense - IFC



Prof. Dr. André Thaler Neto
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Lages, 27 de fevereiro de 2018

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, por todas as oportunidades concedidas e pela orientação nos caminhos que a vida me apresenta.

Em especial agradeço à minha melhor amiga e companheira, Cecília Alice, a pessoa que mais esteve comigo nesta jornada, auxiliando e dando suporte nos momentos mais difíceis, e estando ao meu lado nos momentos mais felizes também.

A toda minha família, principalmente aos meus pais Maurício e Walkíria, meus avós João e Lea, meu irmão Daniel, os quais me ajudaram em todos os momentos de dificuldades e apoiaram minhas decisões. A minha segunda família, Antônio Carlos, Amanda, Anderson, Gisele, Henrique, João Pedro e Murilo. A todo apoio recebido pela minha terceira família, Osmar e Márcia, Celita e Mateus, Sabrina e Marjorie.

Em especial, ao Professor Dr. Henrique Mendonça Nunes Ribeiro Filho, pela oportunidade concedida e apoio durante a orientação deste projeto, além de possibilitar a realização de parte desta tese junto ao INRA, na França.

Ao Institut national de la recherche agronomique (INRA UMR PEGASE, Saint Gilles, França) e a equipe de pesquisa sobre produção leiteira (SysLait), em especial a minha coorientadora Dra. Nadège Edouard e ao responsável chefe da equipe Rémy Delagarde por todo o apoio e estrutura disponibilizados. A toda equipe da fazenda experimental de Méjusseaume, em especial ao André Cozien, Daniel Chevrel, Philippe Lamberton e Jacques Lassalas.

A todos os amigos que fiz durante minha estadia na França, em especial a Alessandra, Graciele, Maëva (e família), Alberto, Amélie, Ana, Elfrich, Eunice, Hélène e Damian, Kamil, Magalie, Magdalena, Mariana e Rosa. Também aos meus amigos Éderson (Gugu), Jean, Marcolino e Tiago, amigos aqui no Brasil que muito contribuíram durante a estadia na França.

Aos muitos colegas e amigos feitos ao longo destes anos, em especial ao Leo e a Michele, Leonardo e Claudia, Márcia, Aline, Maurício, Bibiana (e toda família).

A Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC/CAV, e aos professores e colaboradores deste centro, que tanto ajudaram durante meu mestrado, principalmente aos professores André Fischer Sbrissia e André Thaler Neto.

A toda dedicação dos estagiários que nos auxiliaram durante os experimentos.

Ao Laboratorista Maurílio dos Santos Júnior, pelos ensinamentos, suporte nas análises e todos os momentos de debates sérios e/ou descontraídos.

Aos professores Alda Monteiro, Amanda Moser, Cimélio Bayer e Jonas Piva, pelo auxílio na elaboração dos experimentos conduzidos no Brasil e pelo empréstimo de materiais e laboratórios.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão da bolsa de estudo modalidade sanduiche e à Secretaria de Educação do Estado de Santa Catarina pela concessão da bolsa de estudo modalidade FUMDES.

Enfim, a todos que conviveram comigo durante esta jornada e contribuíram de alguma forma para meu desenvolvimento, meu muito obrigado.

“Les bêtes brutes, qui n’ont que leur corps à conserver, s’occupent continuellement à chercher de quoi le nourrir; mais les hommes, dont la principale partie est l’esprit, devraient employer leurs principaux soins à la recherche de la sagesse, qui en est la vraie nourriture”

René Descartes

RESUMO

ALMEIDA, João Gabriel Rossini. **Utilização do nitrogênio e emissão de amônia e óxido nitroso em diferentes sistemas de produção de bovinos leiteiros**. 2018. 116p. Tese (Doutorado em Ciência Animal – Área: Produção Animal). Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, Lages, 2018.

A deposição de nitrogênio (N) no ecossistema terrestre vem aumentando significativamente durante as últimas décadas, causando acidificação do solo, eutrofização das águas, deslocamento de espécies nativas e o efeito estufa. Os principais gases envolvidos nestes processos são a amônia (NH_3) e o óxido nitroso (N_2O), sendo que parte importante destas emissões é proveniente do N excretado pelos animais de produção. Assim, esta tese teve por objetivo avaliar a utilização de N e os fatores que influenciam as emissões de NH_3 e N_2O por vacas leiteiras mantidas em diferentes sistemas (animais estabulados ou em pasto). O estudo foi dividido em duas etapas. A primeira buscou descrever a utilização de N e os fatores relacionados às emissões de NH_3 e N_2O em vacas leiteiras mantidas em cama sobreposta a base de palha e as emissões destes mesmos gases durante o processo de compostagem da cama formada. Na segunda etapa avaliou-se o efeito da suplementação energética (silagem de milho ou milho moído) como alternativa para melhorar a eficiência na utilização do nitrogênio (EUN) e a mitigação da emissão de NH_3 e N_2O em vacas leiteiras mantidas em pasto. Os resultados dos experimentos da primeira etapa sugerem que os fatores que mais influenciaram as emissões de NH_3 por vacas em lactação mantidas em sistema baseado em cama sobreposta foram o teor de N ureico no leite e a temperatura da cama, refletindo-se, respectivamente, na quantidade de N excretado e os processos físicos e químicos ocorridos. Durante o processo de compostagem, a disponibilidade inicial de N e a temperatura durante a compostagem foram os fatores que mais influenciaram as emissões de NH_3 e N_2O , sendo que este último também foi afetado pela precipitação de chuva no período. Na segunda etapa, os experimentos demonstraram que tanto a silagem de milho quanto o grão de milho podem ser estrategicamente utilizados como suplementos alimentares para melhorar a EUN e mitigar as emissões de NH_3 e N_2O das fezes de vacas leiteiras mantidas em pastos com alto teor de proteína. Assim, os resultados encontrados nesta tese indicam que a melhora da EUN é uma importante ferramenta para a mitigação da emissão de NH_3 e N_2O a partir das excretas, independente do sistema de produção utilizado.

Palavras-chave: cama sobreposta. gás de efeito estufa. NH_3 . N_2O . pasto.

ABSTRACT

ALMEIDA, João Gabriel Rossini. **Nitrogen use, ammonia and nitrous oxide emissions from different dairy cattle systems.** 2018. 116p. Thesis (Doctorate in Animal Science - Area: Animal Production) - Santa Catarina State University. Post Graduate Program in Animal Science, Lages, 2018.

Nitrogen (N) deposition on terrestrial ecosystem has increased significantly during the last decades, causing soil acidification, water eutrophication, lesser biodiversity and greater greenhouse gas emissions. The most important gases involved on these processes are ammonia (NH_3) and nitrous oxide (N_2O), and a large portion of these gaseous emissions come from animal's N excretion. Thus, the aim of this thesis was to evaluate the N use and the factors that influence NH_3 and N_2O emissions by dairy cows in different systems (housing or grazing). This study was divided into two experiments, the first one aimed to describe the N use and factors related to NH_3 and N_2O emissions from dairy cows housed in deep litter system, and these gaseous emissions during the storage of the manure accumulated in housing period. The second experiment evaluated the effects of energy supplementation (corn silage or corn grain) as an alternative for promoting better nitrogen use efficiency (NUE) mitigating NH_3 and N_2O emissions from grazing dairy cows. The results have shown that the factors which most influenced the NH_3 emissions by lactating dairy cows housing in deep litter system were urea N content in milk and stocked manure temperature, reflecting cow's N excretion and storage's physical and chemical processes, respectively. During storage, the initial N availability and stocked manure temperature were the factors that most influenced NH_3 and N_2O emissions, and the latter was also affected by rainfall in the period. The second experiment have shown that both corn silage and corn grain may be strategically used to improve NUE and to mitigate NH_3 and N_2O emissions from excreta of lactating dairy cows grazing pastures with high protein content. Thus, the results found in this thesis indicate that the improvement of NUE is an important tool for mitigating NH_3 and N_2O emissions from dairy cows excreta, regardless of the production system used.

Palavras-chave: deep litter. greenhouse gas. NH_3 . N_2O . pasture.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Principais fatores que influenciam a eficiência da utilização de nitrogênio em vacas leiteiras.....	29
Figura 2 –	Principais fatores que influenciam as emissões de NH_3 e N_2O em sistemas com animais confinados e durante o armazenamento e a aplicação no solo dos dejetos produzidos dentro das instalações.....	39
Figura 3 –	Principais fatores que influenciam as emissões de NH_3 e N_2O em sistemas com animais em pastejo.....	40
Figura 4 –	Sala do confinamento.....	51
Figura 5 –	Sistema automático de mensuração de consumo.....	53
Figura 6 –	Área de compostagem	55
Figura 7 –	Variação da emissão de N-NH_3 em relação ao teor de N ureico no leite durante o confinamento nos períodos de outono e primavera	65
Figura 8 –	Emissão de N-NH_3 durante a fase de compostagem nos períodos de outono/inverno e primavera/verão	68
Figura 9 –	Emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ e precipitação de chuva durante o período de Outono/Inverno na fase de compostagem	70
Figura 10 –	Emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ e precipitação de chuva durante o período de Primavera/Verão na fase de compostagem	71
Figura 11 –	Gráfico da volatilização de amônia após aplicação das excretas	92
Figura 12 –	Gráfico do fluxo de óxido nitroso após aplicação das excretas.....	93
Figura 13 –	Gráfico da umidade do solo após aplicação das excretas	93
Figura 14 –	Emissões de N-NH_3 e $\text{N-N}_2\text{O}$ em sistemas baseados em pastagem..	112
Figura 15 –	Emissões de N-NH_3 e $\text{N-N}_2\text{O}$ em sistemas baseados em cama sobreposta de palha.....	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Valores médios de eficiência da utilização de nitrogênio na cadeia de produção animal	26
Tabela 2 –	Composição das dietas baseadas em ração totalmente misturada (RTM) e forragem fornecidas para vacas leiteiras mantidas em cama sobreposta de palha.	54
Tabela 3 –	Ingestão, produção de leite e eficiência de utilização de N em vacas leiteiras alimentadas com dietas baseadas em RTM e forragem mantidas em cama sobreposta de palha.	58
Tabela 4 –	Emissão de amônia para vacas leiteiras alimentadas com dietas baseadas em RTM e forragem mantidas em cama sobreposta de palha.	59
Tabela 5 –	Média, desvio padrão, mínimo e máximo das variáveis testadas na predição da emissão de N-NH ₃ em vacas em lactação mantidas em cama sobreposta de palha.	60
Tabela 6 –	Resultado da análise de regressão.	60
Tabela 7 –	Equação de predição da emissão de N-NH ₃ em vacas leiteiras mantidas em sistema confinado sobre cama sobreposta de palha.	60
Tabela 8 –	Composição inicial do composto, temperatura e condições climáticas durante o processo de compostagem.	61
Tabela 9 –	Emissão de óxido nitroso em vacas leiteiras alimentadas com dietas baseadas em RTM e forragem fresca e mantidas em cama sobreposta de palha.	62
Tabela 10 –	Composição química e valor nutritivo da silagem de milho e grão de milho moído oferecido para vacas leiteiras em pasto misto de Azevém anual (<i>Lolium multiflorum</i> cv. Barjumbo) + Aveia branca (<i>Avena sativa</i> cv. FUNDACEP - FAPA 43).	81
Tabela 11 –	Características pré e pós-pastejo, composição química e valor nutritivo de pastos mistos de Azevém anual (<i>Lolium multiflorum</i> cv. Barjumbo) + Aveia branca (<i>Avena sativa</i> cv. FUNDACEP - FAPA 43), pastejados por vacas leiteiras sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).	88
Tabela 12 –	Valor nutritivo da dieta, consumo e produção de vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (<i>Lolium multiflorum</i> cv. Barjumbo) + Aveia branca (<i>Avena sativa</i> cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).	89
Tabela 13 –	Teor, consumo, produção, excreção, eficiência de utilização e parâmetros metabólicos dos compostos nitrogenados em vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (<i>Lolium multiflorum</i> cv. Barjumbo) + Aveia branca (<i>Avena sativa</i> cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).	91
Tabela 14 –	Amônia das excretas provenientes de vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (<i>Lolium multiflorum</i> cv. Barjumbo) + Aveia branca (<i>Avena sativa</i> cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).	92

Tabela 15 – Óxido nitroso das excretas provenientes de vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (<i>Lolium multiflorum</i> cv. Barjumbo) + Aveia branca (<i>Avena sativa</i> cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).....	94
Tabela 16 – Emissão de amônia e óxido nitroso das excretas provenientes de vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (<i>Lolium multiflorum</i> cv. Barjumbo) + Aveia branca (<i>Avena sativa</i> cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).	95
Tabela 17 – Ingestão, produção e eficiência na utilização de N em vacas leiteiras.	110

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	22
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1	EFICIÊNCIA NA UTILIZAÇÃO DE NITROGÊNIO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO ANIMAL	23
2.1.1	Eficiência na utilização de nitrogênio em relação ao nitrogênio comestível por humanos.....	24
2.1.2	Utilização de nitrogênio pelos ruminantes	28
2.1.2.1	Influência da disponibilidade de nitrogênio no rúmen	29
2.1.2.2	Influência da disponibilidade de energia no rúmen	30
2.1.2.3	Influência da relação entre nitrogênio e energia	31
2.1.2.4	Excreção de nitrogênio pelos ruminantes	32
2.2	IMPACTO AMBIENTAL GERADO PELA PRODUÇÃO ANIMAL.....	33
2.2.1	Emissões de gases do efeito estufa nos sistemas de produção animal	33
2.2.2	Impacto ambiental da excreção nitrogenada nos sistemas de produção animal	35
2.2.3	Emissões de NH₃ e N₂O na produção de ruminantes	36
2.2.3.1	Sistemas com animais confinados.....	37
2.2.3.2	Sistemas com animais em pastejo.....	40
2.3	RELAÇÃO ENTRE A EFICIÊNCIA NA UTILIZAÇÃO DE NITROGÊNIO E AS EMISSÕES DE NH ₃ E N ₂ O NA PRODUÇÃO DE RUMINANTES.....	42
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
3	HIPÓTESES	47
3.1	HIPÓTESE GERAL.....	47
3.2	HIPÓTESES ESPECÍFICAS.....	47
4	UTILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E EMISSÕES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO POR VACAS LEITEIRAS MANTIDAS EM SISTEMA BASEADO EM CAMA SOBREPOSTA DE PALHA	48
4.1	INTRODUÇÃO.....	48
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	51
4.2.1	Experimento I - Emissão de amônia e óxido nitroso por vacas leiteiras confinadas em sistema de cama sobreposta de palha	51
4.2.1.1	Animais e tratamentos	52

4.2.1.2	Mensurações zootécnicas	52
4.2.1.3	Mensurações gasosas.....	54
4.2.2	Experimento II - Emissão de amônia e óxido nitroso durante a compostagem da cama sobreposta de palha proveniente de vacas leiteiras confinadas	55
4.2.3	Estatística	57
4.3	RESULTADOS	58
4.3.1	Produção Animal	58
4.3.2	Emissão de amônia	59
4.3.2.1	Emissões de N-NH ₃ durante o período de confinamento	59
4.3.2.2	Emissões de N-NH ₃ durante o período de compostagem	61
4.3.3	Emissão de óxido nitroso	62
4.4	DISCUSSÃO	63
4.4.1	Características da dieta vs eficiência na utilização de N.....	63
4.4.2	Efeito da dieta e variáveis ambientais sobre as emissões de N-NH₃....	64
4.4.3	Efeito da dieta e variáveis ambientais sobre as emissões de N-N₂O ...	67
4.5	CONCLUSÕES	72
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
5	UTILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO POR VACAS LEITEIRAS MANTIDAS EM PASTO ANUAL DE CLIMA TEMPERADO COM OU SEM SUPLEMENTAÇÃO ENERGÉTICA	76
5.1	INTRODUÇÃO	76
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	79
5.2.1	Parte I: Eficiência na utilização do nitrogênio	80
5.2.1.1	Animais, delineamento experimental e tratamentos.....	80
5.2.1.2	Amostragem	81
5.2.1.3	Cálculos.....	83
5.2.2	Parte II: Emissão de Gases.....	84
5.2.2.1	Avaliação da emissão de NH ₃ dos dejetos.....	84
5.2.2.2	Avaliação da emissão de N ₂ O dos dejetos.....	85
5.2.2.3	Cálculos.....	87
5.2.3	Análise estatística	87
5.3	RESULTADOS	88

5.3.1	Produção animal	88
5.3.2	Fator de emissão de N-NH ₃	91
5.3.3	Fator de emissão de N-N ₂ O	92
5.3.4	Emissão de N-NH ₃ e N-N ₂ O	94
5.4	DISCUSSÃO	96
5.4.1	Eficiência de utilização de nitrogênio em vacas mantidas em pasto anual de clima temperado com ou sem suplementação energética	96
5.4.2	Fator de emissão de amônia e óxido nitroso provenientes das excretas de vacas mantidas em pasto anual de clima temperado	98
5.4.3	Emissão de amônia e óxido nitroso provenientes das excretas de vacas mantidas em pasto anual de clima temperado com ou sem suplementação energética	100
5.5	CONCLUSÕES	103
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
6.1	EFICIÊNCIA NA UTILIZAÇÃO DE NITROGÊNIO EM DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO ANIMAL	109
6.2	EMIÇÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO EM DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO ANIMAL	111
6.3	EFICIÊNCIA NA UTILIZAÇÃO DE NITROGÊNIO × EMISSÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO	114
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	115

1 INTRODUÇÃO

À medida que a população humana aumenta, a demanda por carne e produtos lácteos também continuará a crescer, assim como o desafio de atender a essa demanda minimizando o dano ao meio ambiente. Apesar dos avanços no mérito genético dos animais de produção, resultados da literatura mostram que os ruminantes são menos eficientes que os não-ruminantes na utilização de nitrogênio (Peyraud et al., 2014; Wilkinson, 2011), principalmente devido a baixa digestibilidade dos alimentos consumidos por estes animais. Em situações práticas, a eficiência na utilização de nitrogênio (EUN) para vacas leiteiras varia entre 25 a 30% (PEYRAUD; PEETERS, 2016), significando que 70 a 75% do nitrogênio ingerido por estes animais é excretado. Além disto, a alta concentração de animais tem ocasionado problemas relacionados a contaminação ambiental por excesso de nitrogênio, decorrentes, principalmente, da ação antrópica sobre o ciclo do nitrogênio e do manejo inadequado dos dejetos gerados pela produção animal nos últimos anos.

Assim, os sistemas de produção animal convivem, permanentemente, com o ônus dos impactos ambientais gerados pela atividade, principalmente em função das emissões de gases nitrogenados, que, em parte, são responsáveis pela acidificação e eutrofização do meio ambiente, além de provocar o efeito estufa (CORPEN, 2006; TILMAN; DOWNING, 1994; VITOUSEK et al., 1997). Neste cenário, o estudo das emissões de amônia e óxido nitroso, além de melhoras na eficiência de utilização do nitrogênio consumido pelos animais (que possuem alto custo e alto poder de impacto ambiental), se tornam relevantes.

Tendo em vista as preocupações atuais, esta tese visa à aquisição de dados reais sobre a utilização de nitrogênio e as emissões de gases nitrogenados – amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O), desde a excreção pelos animais até o processamento do dejetos produzido. Além disso, espera-se avançar na fronteira do conhecimento relacionado à influência do ambiente (animais estabulados ou em pasto) sobre a produção destes gases no sistema de produção leiteiro, incluindo a possibilidade de recomendações de práticas como o objetivo de mitigar as emissões destes gases e que promovam a sustentabilidade ambiental da atividade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CORPEN. **Les émissions d'ammoniac et de gaz azotés à effet de serre en agriculture**. Ministère de l'agriculture et de la pêche, Ministère de l'écologie et du développement durable, Paris, 2006.

PEYRAUD, J.-L. et al. Nitrogen flows and livestock farming: lessons and perspectives. **Advances in Animal Biosciences**, v. 5, n. s1, p. 68–71, 2014.

PEYRAUD, J.; PEETERS, A. The role of grassland based production system in the protein security. In: Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, **Anais...**2016.

TILMAN, D.; DOWNING, J. A. Biodiversity and stability in grasslands. **Nature**, v. 367, p. 350–363, 1994.

VITOUSEK, P. M. et al. **Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle** : Sources and Consequences. v. 7, p. 737–750, 1997.

WILKINSON, J. M. Re-defining efficiency of feed use by livestock. **Animal**, v. 5, n. 7, p. 1014–1022, 2011.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 EFICIÊNCIA NA UTILIZAÇÃO DE NITROGÊNIO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO ANIMAL

A eficiência na utilização de nitrogênio (EUN) - ou proteína - por um animal é geralmente representada pela relação entre a quantidade de nitrogênio (N) produzida por este animal (seja na forma de leite, carne ou ovos) em relação à quantidade de N por ele ingerida. Assim sendo, quanto maior o resultado deste índice, maior é a eficiência, e, conseqüentemente, mais produtos são gerados por kg de alimento ingerido.

Os avanços no mérito genético dos animais aumentaram a produtividade animal e também levaram a um aumento contínuo na eficiência na utilização de N em todas as espécies. Embora esta evolução tenha ocorrido, resultados da literatura mostram que os ruminantes ainda são muito menos eficientes que os não ruminantes (PEYRAUD ET AL., 2014; WILKINSON, 2011)

Neste sentido, os índices de EUN relatados por Peyraud and Peeters (2016) são ínfimos para vacas secas ou ovinos adultos, e variam de 10% em novilhas leiteiras até 20% em animais em fase de crescimento e terminação. Os maiores índices de eficiência nos ruminantes são encontrados em vacas leiteiras lactantes, e variam entre 25 e 30%. Isto quer dizer que para produzir um kg de proteína no leite, uma vaca precisa ingerir cerca de três kg de proteína vegetal, e para produzir um kg de proteína animal na forma de carne, os bovinos precisam ingerir entre 5 e 10 kg de proteína vegetal.

Uma grande diferença fica evidente quando os índices de eficiência na produção de proteína em ruminantes são comparados aos não ruminantes. A eficiência média de uma ave de postura, por exemplo, varia entre 30 e 35%. Ou seja, para produzir um kg de proteína na forma de ovo, uma ave precisa ingerir cerca de três kg de proteína vegetal. A eficiência média de um suíno é a mesma das aves de postura, sendo necessários os mesmos três kg de proteína vegetal para produzir um kg de proteína animal na forma de carne. Analisando esta situação, pode-se dizer que os suínos conseguem produzir a mesma quantidade de proteína animal, ingerindo apenas 40% da quantidade de proteína vegetal ingerida pelos bovinos. Para frangos de corte, esta diferença fica ainda mais evidente, pois a

eficiência nestes animais pode variar entre 40 e 45%, sendo necessário apenas 2,2 kg de proteína vegetal - o que representa 30% da ingestão dos bovinos - para produzirem um kg de proteína animal (PEYRAUD; PEETERS, 2016).

Esta grande variação dos índices de eficiência são principalmente explicadas devido à qualidade do substrato ingerido por estes animais, onde as dietas dos ruminantes – geralmente ricas em forragens - são menos digestíveis que as dietas dos não ruminantes. Isto pode ser evidenciado também dentro da mesma espécie, onde a eficiência na utilização de N em vacas leiteiras alimentadas com dietas à base de silagem de milho e concentrados cai de 30% para 25% quando estes animais são alimentados com dietas à base de forragem verde, de menor digestibilidade (PEYRAUD; VÉRITÉ; DELABY, 1995).

Levando em conta os fatores supracitados pode-se concluir então que a redução da proporção de pastagens e o aumento da utilização de silagem de milho e concentrado podem servir como ferramenta para a melhoria da eficiência da utilização de nitrogênio, especialmente porque o mesmo raciocínio também se aplica à redução das emissões de gases do efeito estufa por litro de leite (STEINFELD et al., 2006).

No entanto, este raciocínio não considera que os alimentos concentrados contém uma grande proporção de proteína que pode ser consumida diretamente pelos seres humanos. Assim sendo, sua utilização na alimentação dos ruminantes aumenta a concorrência entre animais e seres humanos por recursos alimentares. Portanto, esta estratégia além de ser conflitante, ainda desconsidera a habilidade ímpar que os ruminantes possuem de transformar produtos sem valor nutritivo para os seres humanos (como as forragens e os subprodutos) em proteínas de elevado valor biológico.

2.1.1 Eficiência na utilização de nitrogênio em relação ao nitrogênio comestível por humanos

Como visto, os animais domésticos possuem habilidade de transformar produtos de origem agrícola em alimentos de alto valor nutricional. No entanto, muitas dietas utilizadas na produção animal incluem matérias-primas que poderiam ser fonte direta de alimento para os seres humanos. Com o contexto atual e as previsões de crescimento da população humana, a utilização de cereais na

produção animal gera uma concorrência preocupante entre humanos e animais por recursos alimentares.

Levando em conta esta competição por alimentos entre os animais e os humanos, Galloway et al. (2007) fizeram uma comparação em relação à conversão alimentar. Inicialmente, eles calcularam que, globalmente, a conversão alimentar (alimento ingerido / total de carne produzida) era de 5% e 26% para ruminantes e não ruminantes, respectivamente. Contudo, quando se considerou a fonte dos alimentos ingeridos, a conversão alimentar (alimento ingerido passível de ser ingerido por humanos ou produzidos em terras agricultáveis / total de carne produzida) foi de 33% para os ruminantes e 29% para os não ruminantes. Nesta abordagem, quando a conversão alimentar foi corrigida em relação aos alimentos sem valor biológico para os humanos, os ruminantes se mostraram mais eficientes na produção de proteína quando comparado aos não ruminantes.

Nesta perspectiva, a utilização de alimentos não comestíveis pelos humanos na nutrição animal pode ser visto como uma questão conceitualmente interessante do ponto de vista da produção de alimento no mundo. Pensando nisso, alguns autores sugerem a utilização de outro conceito para a avaliação da eficiência de utilização de nitrogênio, levando em conta a quantidade de proteína comestível por humanos convertidos em proteína de origem animal (WILKINSON, 2011; ERTL ET AL., 2015; PEYRAUD AND PEETERS, 2016).

Assim, a quantidade de proteína ou N de origem animal produzida por kg de proteína ou N comestível por humanos (P_{CH} ou N_{CH}) ingerida pelos animais parece ser uma relação menos viesada para a avaliação da contribuição da produção animal na produção de alimentos. Neste conceito, se a proporção for superior a 1,0, o sistema contribui positivamente para a produção de alimentos, se a proporção for inferior a 1,0, o sistema consome mais proteína comestível por humanos do que produz proteína animal, e se a razão for 1,0, o sistema é neutro (PEYRAUD; PEETERS, 2016).

Considerando ainda a qualidade nutricional das proteínas alimentares, é necessário ingerir 20 a 25% mais proteínas de origem vegetal do que proteínas de origem animal para cobrir as necessidades diárias humanas, devido ao perfil de aminoácidos destes produtos (FAO, 2013).

Assim, tendo em conta esta diferença, podemos considerar que a razão de 0,8 é suficiente para que os produtos de origem animal tenham uma contribuição

neutra para a produção de alimentos, ou seja, se um animal produzir mais de 0,8 kg de proteína de origem animal por kg de P_{CH} ingerida, ele estará contribuindo positivamente para a cadeia de produção de alimentos (PEYRAUD; PEETERS, 2016).

Por intermédio desta abordagem, Wilkinson (2011) relata em um estudo inglês que a contribuição dos sistemas de produção com animais não ruminantes é menor que a dos ruminantes para a produção de proteínas, sendo a eficiência de 0,38 para suínos, 0,48 para frangos de corte e 0,43 para a produção de ovos (Tabela 1). Nesta comparação, o sistema de produção de bovinos leiteiros foi o mais eficiente, produzindo 1,41 kg de proteína na forma de leite por kg de proteína comestível de origem vegetal ingerida. Esta maior eficiência dos ruminantes se dá em função da utilização de forragens (sem valor biológico para humanos) na nutrição destes animais, enquanto os animais não ruminantes utilizam alimentos de alta qualidade (geralmente comestíveis por humanos). Ainda neste estudo, foi possível verificar que a produção de carne bovina baseada em pasto contribuiu de forma positiva para a produção de alimentos (eficiência de 0,95), enquanto sistemas de produção que utilizam grande quantidade de concentrados contribuíram negativamente para a produção de proteína (eficiência de 0,3).

Tabela 1 – Valores médios de eficiência da utilização de nitrogênio na cadeia de produção animal

	kg de N produzido / kg de:	
	N ingerido	N_{CH}^* ingerido
<i>Ruminantes</i>		
Bovinos de leite	0,18	1,41
Bovinos de corte	0,05	0,53
Ovinos	0,03	0,74
<i>Não-ruminantes</i>		
Suínos	0,23	0,38
Aves de corte	0,33	0,48
Aves de postura	0,31	0,43

* N_{CH} = Nitrogênio comestível por humanos

Fonte: Adaptado de Wilkinson (2011)

Neste mesmo sentido, Wiedemann et al., (2015) demonstraram que na Austrália os sistemas de produção de ovinos e bovinos baseados em pasto produzem, respectivamente, 7,9 e 2,9 kg de proteína na forma de carne por kg de P_{CH} ingerida, enquanto os sistemas de produção baseados em altas proporções de

concentrados produzem apenas 0,5 kg de proteína na forma de carne ovina e 0,3 kg de proteína na forma de carne bovina, por kg de P_{CH} ingerida.

Estes dados demonstram o potencial de contribuição dos sistemas de produção de ruminantes (baseados em forragens e coprodutos não comestíveis por humanos) para a produção sustentável de proteínas. Portanto, a capacidade dos ruminantes em transformar forragens e coprodutos da indústria em alimentos de alto valor biológico para os humanos deve ser explorada de melhor forma nas próximas décadas, devido ao crescimento da população humana e a crescente demanda por alimentos (WILKINSON, 2011).

A produção de ruminantes é muitas vezes responsabilizada por falta de sustentabilidade na cadeia quando comparada a produção de não ruminantes, principalmente devido a baixa eficiência de conversão alimentar e emissão de gases, como amônia e os gases de efeito estufa. Por esse motivo, surgem alternativas para a evolução da produção animal, como, por exemplo: o aumento da introdução de concentrados na nutrição dos ruminantes (com o intuito de melhoria da eficiência alimentar, produtividade animal e diminuição na emissão de gases do efeito estufa); ou até mesmo a substituição da produção de animais ruminantes por não ruminantes. Entretanto, o resultado destas alternativas poderá aumentar a competição por alimentos entre animais e humanos no mundo.

Como visto, os dados disponíveis mostram que, ao contrário do que é dito frequentemente, os ruminantes são animais muito eficientes para produzir proteínas - desde que sejam alimentados com forragens e/ou coprodutos. Portanto, a alimentação de ruminantes com uma quantidade elevada de concentrado não aparece como estratégia eficiente para a produção de proteínas. Neste sentido, é necessário que a eficiência de utilização de nitrogênio por ruminantes seja monitorada levando em conta a otimização da utilização de recursos naturais disponíveis e a mitigação do impacto ambiental gerado pela atividade. Assim, somente através da avaliação de estratégias que envolvam uma visão de toda a cadeia produtiva, a sustentabilidade do sistema pode ser melhorada.

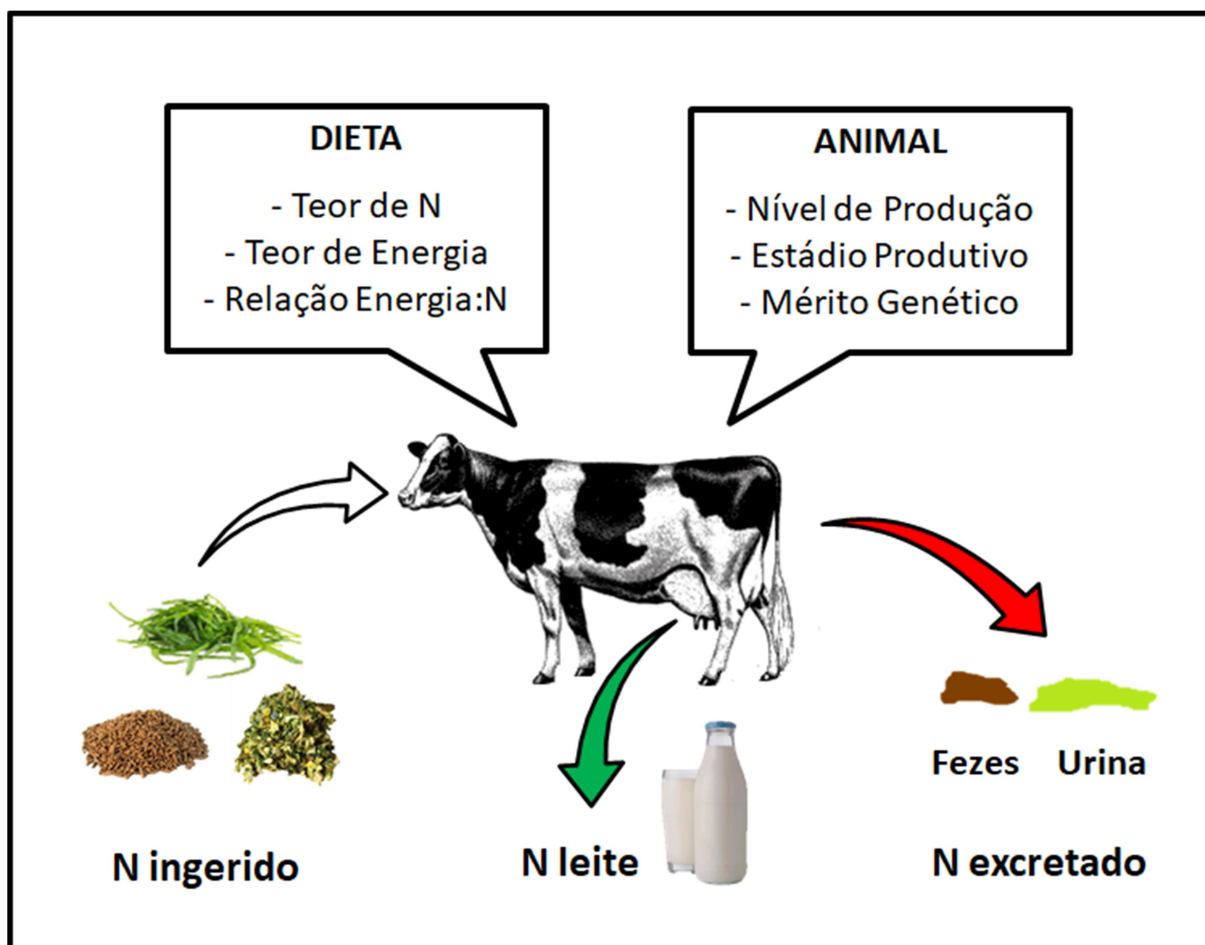
2.1.2 Utilização de nitrogênio pelos ruminantes

Os ruminantes possuem uma câmara fermentativa (o rúmen) que é responsável por grande parte da digestão (microbiana) dos alimentos. Dependendo dos fatores relacionados às dietas e aos animais, entre 40 e 80 % da proteína que chega ao duodeno é de origem microbiana - proteína esta que possui um alto valor biológico (OWENS; BERGEN, 1983). Assim, a ação microbiana possui fundamental importância no processo de digestão das proteínas pelos ruminantes, e o rúmen tem sido identificado como o principal responsável pela baixa EUN. Entretanto, a relação da síntese de proteína microbiana e a EUN deve ser melhor compreendida.

Neste sentido, aumentando a síntese de proteína microbiana, aumenta-se o suprimento de proteína com perfil equilibrado de aminoácidos (AA) para o intestino delgado, diminuindo a concentração de nitrogênio amoniacal livre no rúmen. A diminuição das concentrações de N amoniacal está fortemente relacionada com a diminuição da excreção de N pelos animais, e o maior aporte de proteína com perfil equilibrado de AA facilita a assimilação destes compostos nitrogenados pelos animais, fazendo com que a EUN aumente. Portanto, os principais fatores que afetam o metabolismo do N no rúmen estão relacionados à disponibilidade nitrogênio e energia, bem como às interações entre estes fatores (TAMMINGA, 2006).

Assim, as fontes de variação que podem influenciar os índices de eficiência na utilização de N em ruminantes (Figura 1) estão relacionadas aos seguintes fatores: (1) espécie - quando em lactação, por exemplo, as vacas de corte são menos eficientes do que as vacas leiteiras (este fator também está relacionado com a baixa produção de leite nos animais de corte); (2) nível de produção - quanto mais produz uma vaca leiteira, maior é a eficiência de uso do nitrogênio; (3) teor de N na dieta – a eficiência aumenta quando o teor de nitrogênio da dieta é reduzido; (4) teor de energia na dieta – a falta de energia pode acarretar em queda da eficiência de utilização de N (PEYRAUD; PEETERS, 2016).

Figura 1 – Principais fatores que influenciam a eficiência da utilização de nitrogênio em vacas leiteiras



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

2.1.2.1 Influência da disponibilidade de nitrogênio no rúmen

A proteína de origem alimentar pode ser dividida em proteína não degradável (PNDR) e proteína degradável no rúmen (PDR), sendo esta última composta de proteína verdadeira e nitrogênio não proteico (BACH; CALSAMIGLIA; STERN, 2005).

A fração solúvel da proteína – PDR – é degradada no rúmen resultando na liberação de peptídeos e aminoácidos, os quais são transportados para dentro das células dos microrganismos ruminais. Intracelularmente os peptídeos são degradados à aminoácidos, e, de acordo com a disponibilidade de energia para os microrganismos, estes são incorporados na proteína microbiana ou desaminados, formando ácidos graxos voláteis, CO_2 e NH_3 (THOMAS, 1973; TAMMINGA, 1979).

Os aminoácidos e N-NH_3 formados como resultado da hidrólise de proteínas e desaminação no rúmen são fonte de N para o crescimento microbiano, sendo que 40 a 80% do N microbiano é fixado a partir de N-NH_3 , o qual tem sua produção dependente da ingestão de nitrogênio total (WANG ET AL., 2008; KOZLOSKI, 2011). Assim, o N-amoniaco no fluido do rúmen é o intermediário chave na degradação microbiana e síntese de proteínas, e a concentração de amônia no rúmen reflete o equilíbrio entre a produção, absorção e incorporação do N em células microbianas (TOLERA; SUNDSTØL, 2000).

Para uma melhor EUN é necessária a redução da concentração de N-NH_3 sem que a síntese de proteína microbiana seja diminuída. Uma alternativa para isso pode ser a utilização de fontes de proteínas com taxas de degradação ruminal equilibradas, capazes de fornecer a quantidade de N necessária para ser incorporada pelos microrganismos ruminais (sem grandes excessos), e capazes de fornecer também proteínas verdadeiras passíveis de serem digeridas e absorvidas no intestino delgado.

Portanto, a disponibilidade de nitrogênio é essencial para que os microrganismos possam sintetizar proteína. Entretanto, quando os microrganismos não conseguem assimilar a proteína degradável no rúmen, a amônia que não é incorporada na proteína microbiana é absorvida através do epitélio ruminal. Após absorvida, a amônia entra na circulação portal e é carregada ao fígado, onde é metabolizada à ureia. A ureia metabolizada no fígado pode voltar para o trato gastrointestinal – pela saliva ou via transepitelial (ruminal e intestinal) – ou ser eliminada através da excreção urinária. Assim, ruminantes alimentados com dietas ricas em proteína degradável no rumem – concentrados proteicos e/ou forrageiras ricas em proteína solúvel – podem apresentar, além das perdas energéticas com a metabolização da amônia em ureia no fígado, alta excreção de nitrogênio através da urina (KOZLOSKI, 2011).

2.1.2.2 Influência da disponibilidade de energia no rúmen

Outro fator muito importante neste processo de utilização do N pelos ruminantes é a disponibilidade de energia no rúmen, sendo que a presença de carboidratos influencia fortemente a utilização de NH_3 pelas bactérias (RUSSELL;

SNIFFEN; VAN SOEST, 1983). Portanto, se há energia disponível, os aminoácidos são transaminados ou usados diretamente na síntese proteica (BACH; CALSAMIGLIA; STERN, 2005). Quando a energia é insuficiente ou a taxa com que os peptídeos são catabolizados excede a capacidade de assimilação dos microrganismos, ocorre a quebra dos peptídeos e excessiva produção de amônia.

Hristov et al. (2005) sugerem que um aumento do fornecimento de carboidratos fermentáveis, pode diminuir a produção de NH_3 no rúmen (reduzindo o processo de desaminação ou aumentando a captura de aminoácidos libertados pelos microrganismos do rúmen) ou aumentar a captação microbiana de NH_3 no rúmen. Assim, a diminuição da concentração de NH_3 ruminal pode acarretar em melhor utilização do N.

2.1.2.3 Influência da relação entre nitrogênio e energia

Como visto anteriormente, a disponibilidade de N e energia no rúmen são importantes na produção de proteína microbiana, e consequentemente na utilização de N por ruminantes. Além da quantidade disponível, outro fator muito importante é a sincronia entre a taxa em que os alimentos fontes de N e energia são degradados no rúmen. Nesse sentido, a falta de sincronia nas taxas de degradação das proteínas e carboidratos pode acarretar em perdas significativas de N na forma de NH_3 pelo rúmen.

A relação entre a disponibilidade de N e energia após os processos de absorção de aminoácidos no intestino também é muito importante. Se a disponibilidade e a sincronização de N e energia favorecem a produção de proteína microbiana, este substrato será degradado no intestino e fornecerá fonte de aminoácidos, os quais serão absorvidos e direcionados aos tecidos para síntese proteica. Após absorvidos, caso falte energia ou se o perfil de aminoácidos não for ideal para a síntese proteica, este substrato nitrogenado será utilizado como fonte energética. A utilização de aminoácidos como fonte de energia além de ser um processo pouco eficiente, pois gera gasto de energia durante a etapa de desaminação, ainda é prejudicial para a eficiência de utilização de N - pois ao invés de gerar síntese proteica, gera mais N circulante passível de ser excretado na forma de ureia na urina ou no leite. Portanto, a disponibilidade de N e energia para a

utilização de N por ruminantes são importantes tanto no rúmen quanto nos processos pós-absortivos do metabolismo proteico.

2.1.2.4 Excreção de nitrogênio pelos ruminantes

O que se espera de um nutriente é a otimização de sua eficiência de utilização, conseguindo assim, melhores respostas em relação à produção animal, proporcionando maior retorno financeiro e menor impacto ambiental. Entretanto, as vacas leiteiras geralmente são alimentadas com dietas contendo grande quantidade de proteína bruta. Esta situação leva à baixa eficiência no uso do nitrogênio da dieta, causando altos teores séricos de ureia, baixa eficiência reprodutiva e, por consequência, altas taxas de excreção de nitrogênio (FOX et al., 2004). Assim sendo, a melhor utilização do N pode diminuir o custo de produção (pois o nutriente mais oneroso na dieta de bovinos leiteiros geralmente é a proteína) além de acarretar em diminuição de excreção de N e, conseqüentemente, dos impactos ambientais.

Como visto, a excreção de N está intimamente relacionada com a concentração de $N-NH_3$ no rúmen, sendo que a quantidade e a solubilidade da proteína, bem como a disponibilidade de energia afetam diretamente esta concentração. Apesar dos ruminantes serem capazes de reciclar o N através da transferência do sangue para o trato digestivo (via saliva, descamação epitelial, secreção glandular e pelo sistema porta), grande parte dele é convertido em ureia pelo fígado e excretado pela urina. Portanto, práticas nutricionais que elevem demasiadamente a produção de NH_3 no rúmen podem favorecer a excreção de N pelos animais.

Neste contexto, estudos sugerem que a utilização de dietas concentradas balanceadas – que não tenham excesso de proteína ou nitrogênio não proteico – tendem a melhorar a eficiência de utilização do N quando comparadas a dietas a base de forragem. Hassanat et al. (2013), por exemplo, descrevem a redução das perdas de N fecal e urinária e aumento da eficiência na utilização de N na dieta para a síntese de proteína do leite com a utilização de dietas concentradas tendo a silagem de milho como forragem base. Neste estudo, os autores sugerem que o aumento na eficiência pode ser devido à melhor relação energia:proteína da dieta – provenientes da utilização da silagem de milho como forragem base (amido), e a

mudança da fonte de proteína – pois a degradabilidade ruminal do farelo de soja é menor quando comparado a forragens de alta qualidade e digestibilidade. Esta melhora da eficiência de utilização do N é corroborada por Brito e Broderick (2006), que também relatam uma diminuição nas concentrações de NH_3 ruminal associada a uma diminuição na excreção urinária de N quando aumentada a proporção de silagem de milho e farelo de soja na dieta.

Além do efeito sobre a utilização de N, Hassanat et al. (2013) descrevem que as dietas a base de silagem de milho e concentrado também influenciaram sobre a emissão de gases do efeito estufa. Entretanto, esta situação leva também a redução na digestibilidade da fibra destas dietas, e os autores sugerem que isto pode influenciar o aumento das emissões de gases do efeito estufa nos dejetos - o que não foi mensurado neste trabalho (são escassos trabalhos que realizem estas mensurações em toda a cadeia).

Apesar destes indícios, são vários os fatores que influenciam a EUN em ruminantes e a emissão de gases na pecuária. Portanto a comparação entre os diferentes sistemas que utilizam dietas a base de forragem ou dietas a base de silagem de milho e concentrados se torna muito importante. Assim, pesquisas nesta área podem gerar os conhecimentos necessários para o conhecimento da EUN e possíveis impactos ambientais nos sistemas de produção de bovinos de leite.

2.2 IMPACTO AMBIENTAL GERADO PELA PRODUÇÃO ANIMAL

2.2.1 Emissões de gases do efeito estufa nos sistemas de produção animal

O clima na Terra é regulado pelo fluxo constante de energia solar que atravessa a atmosfera na forma de luz visível. Parte dessa energia é devolvida pela Terra na forma de radiação infravermelha. Os gases de efeito estufa (GEE) são gases presentes na atmosfera terrestre que têm a propriedade de bloquear parte dessa radiação infravermelha. Muitos deles existem naturalmente na atmosfera e são essenciais para a manutenção da vida no planeta, pois sem eles a Terra seria, em média, cerca de 30°C mais fria. Como consequência das atividades antrópicas na biosfera, o nível de concentração de alguns desses gases vem aumentando.

Atualmente, este aumento da concentração dos GEE é apontado como principal causa das alterações climáticas e o aquecimento global, sendo tópico de debate científico e de interesse público em todo o mundo. Dentre os GEE, dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) são considerados os mais importantes contribuintes. Apesar da presença de metano e óxido nitroso na atmosfera ser menor que a de CO_2 , a mensuração dos fluxos de emissão destes gases é importante devido ao CH_4 captar 23 vezes mais calor, ou seja, apresenta maior absorção de radiação ultravioleta por molécula, quando comparado ao CO_2 , enquanto o N_2O absorve 298 vezes mais calor do que este último (IPCC, 2006; 2007; Mosier et al., 2004). Por estes motivos o Brasil tornou-se um dos 150 países signatários da Convenção do Clima através da assinatura do Protocolo de Quioto em 1997 – o qual estabeleceu objetivos a respeito dos níveis e redução das emissões de GEE, onde cada país se comprometeu em conduzir um inventário nacional de fontes e sumidouros de gases ligados a efeito estufa.

Das contribuições antropogênicas para o chamado “efeito estufa”, estima-se que 13,5% são atribuídas ao setor agropecuário (IPCC, 2007). As principais fontes de origem das emissões estão relacionadas a mudanças no uso da terra (geradas pela expansão da pecuária e implantação de novas pastagens em áreas de florestas), a produção de metano (de origem metabólica), e a emissão de óxido nitroso (pelas excretas dos animais e o uso de fertilizantes nitrogenados). Entretanto, ao mesmo tempo em que se constituem atividades que contribuem para o efeito estufa com emissões de gases, a agricultura e pecuária também são potencialmente influenciáveis pela mudança do clima.

Considerando a extensão de área de pastagens e o tamanho do rebanho bovino do Brasil, a importância e os impactos dessa atividade ficam evidentes, sendo que esta pode ser fonte emissora ou dreno de GEE, a depender do manejo imposto ao sistema de produção (SOUSSANA et al., 2007). Assim, as estimativas nacionais de emissões e remoções antropogênicas de gases de efeito estufa na agropecuária são importantes no atual cenário ambiental mundial (LIMA ET AL., 2006; 2015; BRASIL, 2016).

2.2.2 Impacto ambiental da excreção nitrogenada nos sistemas de produção animal

Além da emissão de GEE, a comunidade científica internacional também alerta para as graves consequências da radical modificação no ciclo do nitrogênio nos últimos 40 anos. Até 1960 a disponibilidade de nitrogênio na Terra era controlada exclusivamente por processos naturais, por meio da fixação do elemento pelas plantas. Hoje, a produção sintética do nitrogênio ultrapassa toda a produção natural em até 30% (MARTINELLI, 2007). Neste cenário, um fator preocupante nos sistemas agropecuários é o excesso de excreção de N, que é, em parte, responsável pela acidificação e eutrofização do meio ambiente.

A deposição de amônia ou amônio também induz aumento de nitrificação no solo, gerando acidez. Neste caso, o nitrato lixivia-se através dos solos até alcançar águas subterrâneas. Este processo acidifica os solos e pode alterar os ecossistemas marinhos e de água doce. Além disso, as diferentes formas de N reativo são precursores importantes de chuva ácida e poluição química e podem ser transportados por centenas de quilômetros (VITOUSEK et al., 1997). Este processo pode acelerar o desenvolvimento de espécies que competem melhor por N, podendo ocasionar o deslocamento das espécies nativas e redução da biodiversidade de flora e fauna dos ecossistemas (TILMAN; DOWNING, 1994). A perda de diversidade causada pela deposição de N pode afetar também outros aspectos da função do ecossistema. Neste sentido, Tilman e Downing (1994) relataram que a produtividade foi muito menos estável em períodos de seca para ecossistemas com diversidade de espécies reduzidas resultantes da adição de nitrogênio. De outra forma, em parcelas com menor aporte de N e maior diversidade de espécies, a produtividade sofreu muito menos influência da variação climática ao longo dos anos. Além disso, a deposição de amônia ou amônio também leva ao aumento dos gases de efeito estufa, como o óxido nitroso (CORPEN, 2006). Portanto o conhecimento da forma com que o nitrogênio é utilizado pelos animais, e os impactos causados após a excreção deste elemento se torna muito relevante do ponto de vista da sustentabilidade da atividade pecuária.

2.2.3 Emissões de NH_3 e N_2O na produção de ruminantes

A atividade de criação de animais gera emissões de diversos gases que ocorrem por diversos processos. Diferente do CH_4 , oriundo principalmente da fermentação no trato digestório dos ruminantes e emitido diretamente pelos animais através da eructação, os gases nitrogenados são emitidos de forma indireta, a partir das excretas. Neste sentido, o manejo de dejetos bem como a utilização destes dejetos como fertilizante, ou mesmo a deposição no solo dos dejetos de animais em pastagem são as principais fontes de emissão de NH_3 e N_2O .

Os dejetos oriundos dos sistemas de produção animal geralmente são lançados nas pastagens. Estes dejetos podem se comportar como fonte de poluição atmosférica, através de emissões de formas gasosas de N (NH_3 , N_2O e NO_x), ou como fonte de poluição das águas, pelo deslocamento no perfil do solo de organismos patogênicos e também de nitrato (NO_3^-) (GIACOMINI; AITA, 2008). Grande parte (40-50%) do N contido nas excretas pode retornar ao solo e ser utilizado pela forragem, entretanto, o restante é perdido via volatilização de NH_3 , desnitrificação, lixiviação e escoamento superficial (OENEMA et al., 2005).

As volatilizações de NH_3 e N_2O através dos dejetos são resultados de processos físicos, químicos, biológicos e suas interações. A amônia é resultante da degradação da ureia pela urease, ou das proteínas através da ação de microrganismos presentes nos dejetos sólidos e líquidos produzidos pelos animais. Nos processos de nitrificação e desnitrificação os solos naturalmente produzem óxido nitroso (N_2O). Portanto, a entrada de N no sistema solo-atmosfera associada a outros fatores estimula a emissão de N_2O . Assim, além de constituir a maior fonte atmosférica de NH_3 (BOUWMAN et al., 1997), os dejetos animais são responsáveis por emissão direta e indireta de N_2O para a atmosfera (IPCC, 2006; 2007). Neste sentido, a emissão direta de N_2O provenientes dos dejetos no solo são estimadas em 80% do total emitido, pois os 20% restantes correspondentes às perdas por volatilização de NH_3 e NO_x , irão gerar emissões indiretas de N_2O (ALVES et al., 2010). Assim, parte desses gases volta a se depositar na superfície terrestre podendo resultar em emissão adicional de N_2O .

As emissões de NH_3 ainda não são bem caracterizadas no Brasil, mas na Europa já se sabe que cerca de 85% das emissões agropecuárias são provenientes da produção animal, sendo que na França, por exemplo, a bovinocultura é

responsável por 55% destas emissões (EMEP/EEA, 2016). Este é um fator relevante, pois o NH_3 é um precursor de partículas finas que afetam a expectativa de vida, pois são carreadores de substâncias nocivas à saúde humana. Neste sentido, a Organização Mundial de Saúde descreveu uma diminuição de cerca de oito meses na expectativa de vida na Europa, devido às elevadas concentrações de partículas finas no ar (WHO, 2006).

De outro lado, o N excretado a partir de dejetos animais aplicado ao solo pode representar de 30 a 50% das emissões mundiais de N_2O no setor agrícola (OENEMA et al., 2005). No Brasil, a emissão total anual de N_2O corresponde a 607,25 Gg, sendo que as emissões provenientes do setor agropecuário correspondem a 84,5% destas emissões. Dentro deste setor, as emissões ocorrem principalmente por deposição de dejetos de animais em pastagem – 171,66 Gg, que representam 33,4% das emissões totais e 56% das emissões diretas da agropecuária, sendo que a espécie bovina contribui com 89,5% destas emissões. Outro fator preocupante, é que as emissões de N_2O no setor cresceram 69,2% entre 1990 e 2014 (BRASIL, 2016b). Além disso, o total de nitrogênio excretado diretamente nas pastagens sofreu um aumento considerável de 1,8% ao ano desde 1990 (ALVES et al., 2010).

Assim, a redução das emissões de gases nitrogenados e a melhora na ciclagem do nitrogênio consumido pelos animais são considerados como os principais desafios para o futuro do desenvolvimento agrícola (STEINFELD ET AL., 2006; GALLOWAY ET AL., 2008).

2.2.3.1 Sistemas com animais confinados

Em confinamento, a mistura de urina e fezes ocorre no piso ou na cama (em sistemas que se utilizam de substratos no solo - palha, maravalha, areia, etc.). Antes da remoção dos dejetos, a volatilização de gases depende de fatores relacionados às condições ambientais, como as condições climáticas (temperatura ambiente, taxa de renovação do ar, etc.) e condições físicas do local (material utilizado na construção das instalações, presença de elementos que separem, unam ou escoem as excretas, presença de substrato, quantidade de substrato, presença de água, pH, etc.). Entretanto, o fator mais importante que determina a quantidade de gases volatilizados é a quantidade de nutrientes excretados pelos animais, e esta, por sua

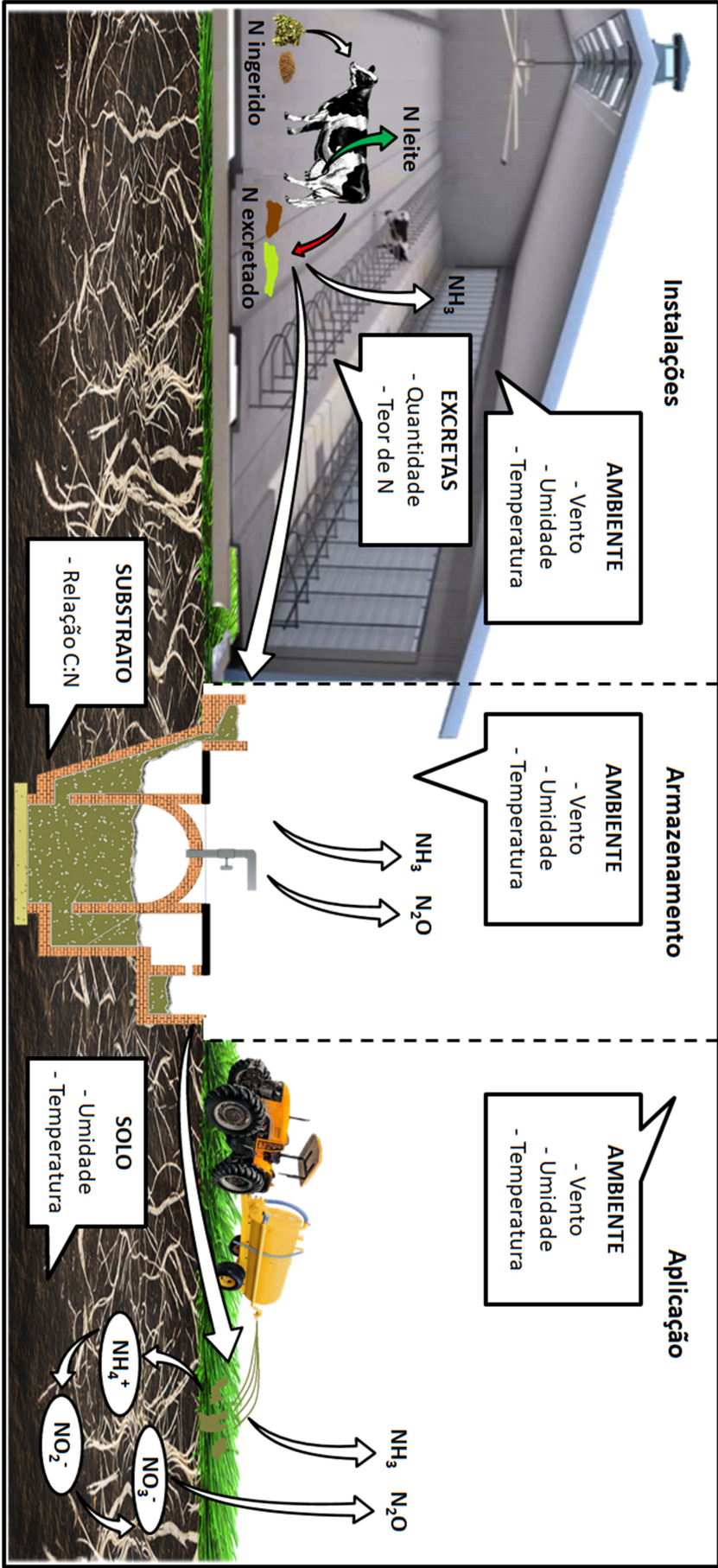
vez, é dependente de fatores relacionados aos animais (estádio fisiológico, capacidade produtiva, etc.) e a dieta (quantidade ingerida e teor de nutrientes).

As emissões de N amoniacal descritas na literatura variam de 3 a 200 g N-NH₃ vaca⁻¹ hora⁻¹ (JAVON, 2013). Além disso, vale ressaltar que existem lacunas gritantes na descrição dos animais e das dietas utilizadas, bem como sobre manejo dos dejetos, impactando fortemente sobre o tipo de produto gerado, e, conseqüentemente, sobre a emissão de gases. Portanto, os vários fatores de variação adicionados aos diversos métodos de mensuração, podem explicar a variabilidade encontrada na literatura para a emissão de NH₃ pelos bovinos (Figura 2).

Durante o armazenamento dos dejetos, as emissões de NH₃ dependem do teor de matéria orgânica (MO) e da forma com que ocorrem os mecanismos de fermentação, mineralização e imobilização de N, e retenção de água. Dentro estes mecanismos ocorrem interações complexas entre o carbono (C) e nitrogênio (N) (PETERSEN; SOMMER, 2011). Isto foi confirmado e validado pelo modelo de (PAILLAT et al., 2005), sendo que a disponibilidade de C e N são as variáveis que determinam a equação para emissão de amônia. Outros fatores que também afetam as emissões de NH₃ e GEE durante a armazenagem estão relacionados às condições meteorológicas (vento, temperatura, umidade, etc.) e a variabilidade do substrato ao longo do tempo. Estes dois últimos não são independentes, e determinam, em conjunto, a evolução da temperatura e umidade do substrato.

Durante a aplicação do esterco no solo como adubo, a volatilização de amônia está correlacionada diretamente com a concentração de N do produto, com as condições climáticas (temperatura, umidade, vento) e com a técnica de distribuição (PETERSEN; SOMMER, 2011).

Figura 2 – Principais fatores que influenciam as emissões de NH_3 e N_2O em sistemas com animais confinados e durante o armazenamento e a aplicação no solo dos dejetos produzidos dentro das instalações.

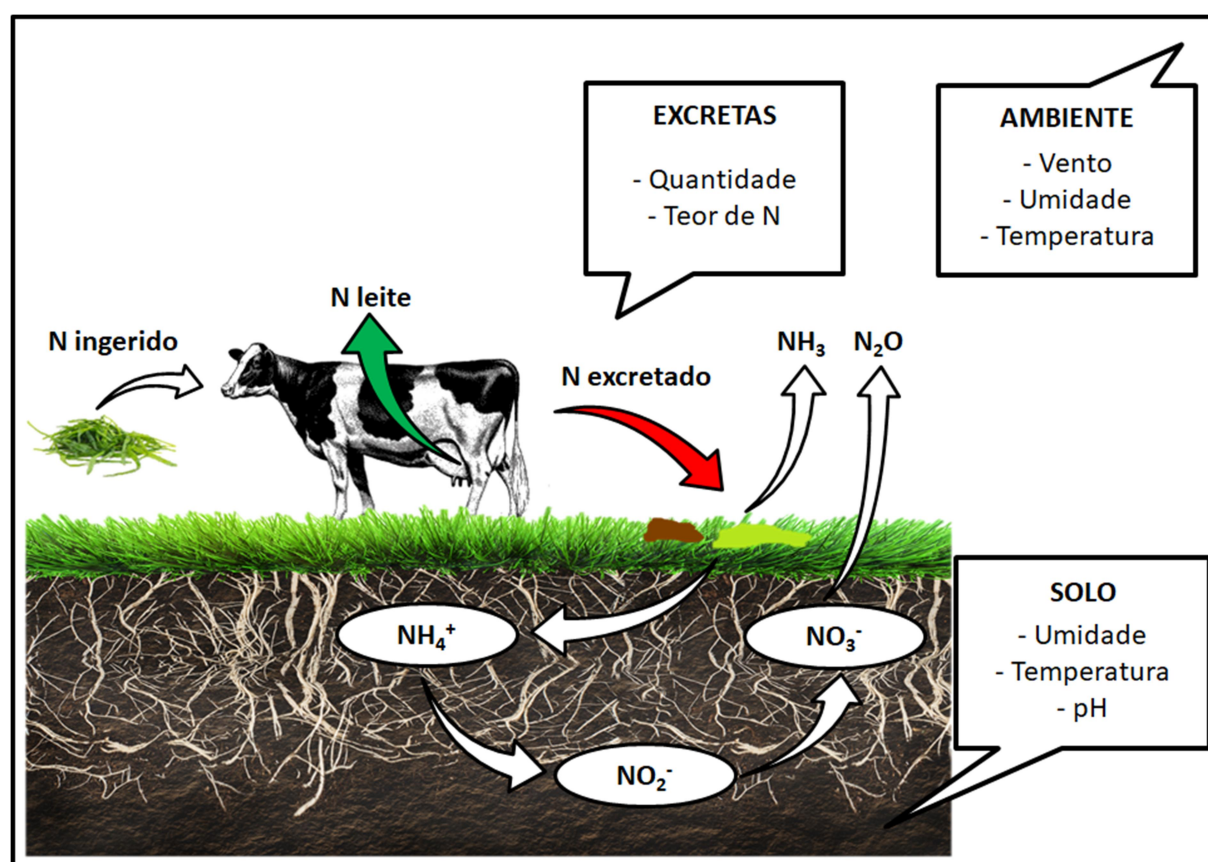


Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

2.2.3.2 Sistemas com animais em pastejo

As excretas de animais em pastejo são fontes de N passíveis de serem hidrolisadas a amônio, que podem facilmente ser volatilizada na forma de NH_3 . No solo, o amônio pode ser convertido a N_2O , através da nitrificação e desnitrificação em um processo que ocorre predominantemente em condições anaeróbicas (Figura 3).

Figura 3 – Principais fatores que influenciam as emissões de NH_3 e N_2O em sistemas com animais em pastejo



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Em sistemas com animais em pastejo, as excretas são depositadas diretamente sobre o solo e separadas espacialmente, e, teoricamente, as perdas por evaporação podem ser diminuídas, pois o tempo de exposição às intempéries climáticas é reduzido. Em sistemas confinados, as excretas passam por diversos manejos e ficam durante um considerável tempo à mercê dos fatores que são relacionados à emissão de gases (vento, temperatura, etc...) antes de serem incorporadas no solo. Neste sentido, os sistemas à pasto podem, na medida em que

o solo e as condições climáticas permitirem, ser uma prática eficaz para reduzir as emissões em todo o sistema.

Entretanto, grandes quantidades de N são depositadas em uma porção restrita de área, gerando taxas de deposição de N que variam de 200 a 800 kg de N por ha para urina e 500 a 2000 kg de N por ha para fezes (OENEMA et al., 1997). Esta alta concentração de N depositado dificulta a assimilação deste composto pelo sistema solo/planta, restando grande quantidade de N passível de ser lixiviado para os lençóis freáticos, ou volatilizado inicialmente na forma de NH_3 e posteriormente na forma de N_2O .

Seguindo as diretrizes do IPCC, o fator de emissão direta de N_2O é de 2% para o N total excretado nas pastagens. Além disso, fatores de 20% são usados para estimar perdas de N por volatilização de amônia/emissões de NO_x e 30% para perdas de N por lixiviação/escoamento para adubações nitrogenadas (IPCC, 2006). Apesar destes fatores, considerando as características contrastantes da urina e das fezes, é provável que suas contribuições para as perdas de NH_3 e N_2O sejam muito diferentes.

Vários trabalhos destacam claramente a grande variabilidade na taxa de volatilização de amônia em pastagens, principalmente entre os tipos de excreções, sendo as maiores taxas registradas para a urina (PETERSEN et al., 1998). Essa variabilidade também é limitada pela rápida absorção pelo solo, mineralização da ureia em amônio e, em seguida, a hidróxido de amônio (BOLAN et al., 2004). As perdas de amônia podem variar de 0 a 52 % do nitrogênio excretado na urina e nas fezes, conforme a taxa de fertilização, condições climáticas e tipo de solo (BUSSINK; OENEMA, 1998; PETERSEN et al., 1998).

Geralmente a urina também apresenta maior fator de emissão de N_2O quando comparada às fezes. No Reino Unido, Yamulki et al. (1998) relataram que 1% do N na urina bovina e 0,53% do N no esterco foram perdidos como N- N_2O . No Brasil, Lessa et al. (2014) encontraram fatores de emissões de N- N_2O na ordem de 1,9% do N excretado na forma de urina e 0,1% na forma de fezes no período de chuvas, entretanto não houve emissões nos períodos de secas. Neste estudo o fator de emissão média de N- N_2O foi de 0,7% do total de N excretado, valor inferior ao fator de 2% relatado pelo (IPCC, 2006).

2.3 RELAÇÃO ENTRE A EFICIÊNCIA NA UTILIZAÇÃO DE NITROGÊNIO E AS EMISSÕES DE NH_3 E N_2O NA PRODUÇÃO DE RUMINANTES

Vários são os fatores relacionados às emissões de NH_3 e N_2O , entretanto a quantidade N emitida está diretamente relacionada com a quantidade de N presente nas excretas. Desta forma podemos dizer que a eficiência de utilização de nitrogênio pelos ruminantes está fortemente relacionada com a excreção, e consequentemente, com as emissões gasosas deste nutriente.

Portanto, medidas que visem a melhoria da EUN em ruminantes podem reduzir a quantidade de N excretado, e, consequentemente, mitigar as emissões de NH_3 e N_2O . Neste contexto, o N urinário é muito mais suscetível a perdas gasosas do que o N fecal. Portanto, práticas que reduzam a excreção de N pela urina podem ser eficazes para a mitigação das emissões de NH_3 e N_2O .

A melhoria da qualidade nutricional e o balanceamento das dietas oferecidas para os ruminantes parecem ser a forma mais fácil de alcançar estes objetivos. Assim, estratégias que visem reduzir a concentração de N ou a adequação do teor energético das dietas se tornam importantes ferramentas para a melhoria da EUN e mitigação das emissões gasosas nitrogenadas. Para que isto seja melhor elucidado é necessário que o manejo alimentar seja relacionado com a variação da composição das excretas dos animais, integrando estas variáveis com estudos sobre as emissões de NH_3 e N_2O da urina e fezes durante os processos subsequentes, desde o armazenamento até a deposição e aplicação dos dejetos no solo (DIJKSTRA ET AL., 2013).

Através da revisão supracitada, fica evidente que ainda é necessária melhor caracterização das emissões de NH_3 e N_2O . Assim, o conhecimento destas emissões em cada elemento do processo (animal \times dejetos \times ambiente), nos diferentes sistemas de produção (confinado \times em pasto), tende a contribuir para o melhor conhecimento dos processos, bem como para auxiliar na sustentabilidade ambiental da pecuária leiteira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, B. J. R. et al. **Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejo de dejetos**. Ministério da Ciência e Tecnologia, 2010.

BACH, A.; CALSAMIGLIA, S.; STERN, M. D. Nitrogen metabolism in the rumen. **Journal of dairy science**, v. 88 Suppl 1, n. July 2004, p. E9-21, 2005.

BOLAN, N. S. et al. Gaseous Emissions of Nitrogen from Grazed Pastures: Processes, Measurements and Modelling, Environmental Implications, and Mitigation. **Advances in Agronomy**, v. 84, n. 4, p. 37–120, 2004.

BOUWMAN, A. F. et al. A global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 11, n. 4, p. 561–587, 1997.

BRASIL. **Estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília: Ministério de Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2016.

BRITO, A. F.; BRODERICK, G. A. Effect of varying dietary ratios of alfalfa silage to corn silage on production and nitrogen utilization in lactating dairy cows. **Journal of dairy science**, v. 89, n. 10, p. 3924–38, 2006.

BUSSINK, D. W.; OENEMA, O. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 51, p. 19–33, 1998.

CORPEN. **Les émissions d'ammoniac et de gaz azotés à effet de serre en agriculture**. Paris: Ministère de l'agriculture et de la pêche, Ministère de l'écologie et du développement durable, 2006.

DIJKSTRA, J. et al. Diet Effects on Urine Composition of Cattle and N₂O Emissions. **Animal**, v. 7, p. 292–302, 2013.

EMEP/EEA. **Air pollutant emission inventory guidebook 2016**. Technical guidance to prepare national emission inventories, European Environment Agency, 2016.

ERTL, P. et al. The net contribution of dairy production to human food supply: The case of austrian dairy farms. **Agricultural Systems**, v. 137, p. 119–125, 2015.

FAO. **Dietary protein quality evaluation in human nutrition**: Report of an FAO Expert Consultation. FAO Food and Nutrition Paper 92. Rome: FAO, 2013.

FOX, D. G. et al. The Cornell Net Carbohydrate and Protein System model for evaluating herd nutrition and nutrient excretion. **Animal Feed Science and Technology**, v. 112, n. 1–4, p. 29–78, 2004.

GALLOWAY, J. N. et al. International trade in meat: the TIP of the pork chop. **Ambio**, v. 36, n. Table 1, p. 622–629, 2007.

GALLOWAY, J. N. et al. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. **Science**, v. 320, n. 5878, p. 889–892, 2008.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Emissão de dióxido de carbono após aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 107–114, 2008.

HASSANAT, F. et al. Replacing Alfalfa Silage with Corn Silage in Dairy Cow Diets: Effects on Enteric Methane Production, Ruminal Fermentation, Digestion, N Balance, and Milk Production. **Journal of Dairy Science**, v. 97, n. 2, p. 1169, 2013.

HRISTOV, A. N. et al. Effect of carbohydrate source on ammonia utilization in lactating dairy cows. **Journal of Animal Science**, v. 83, n. 2, p. 408–421, 2005.

IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories**. 2006.

IPCC. **Mitigation of climate change**: Contribution of working group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007.

JAVON, C. Application d'une méthode simplifiée en vue d'acquérir des références françaises d'émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniac en bâtiments bovin laitier pour des conduites d'élevage contrastés. **Sciences agricoles**. 2012.

KOZLOSKI, G. V. **Bioquímica dos Ruminantes**. 3ª edição ed. Santa Maria: Editora UFSM, 2011.

LESSA, A. C. R. et al. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104–111, 2014.

LIMA, M. A. et al. **Estoque de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira**. 3ª edição ed. Brasília: Embrapa Meio Ambiente, 2015.

LIMA, M. A.; PESSOA, M. C. P. Y.; LIGO, M. A. V. **Emissões de metano na agropecuária**: Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa. Relatórios de referência. 2006.

MARTINELLI, L. A. Os Caminhos Do Nitrogênio – Do Fertilizante Ao Poluente. **Informações Agrônomicas**, n. 118, p. 6–10, 2007.

MOSIER, A. et al. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: Sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, v. 6, n. 1–2, p. 11–49, 2004.

OENEMA, O. et al. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, v. 13, p. 288–295, 1997.

OENEMA, O. et al. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 72, n. 1, p. 51–65, 2005.

OWENS, F. N.; BERGEN, W. G. Nitrogen metabolism of ruminant animals : Historical perspective , current understanding and future implications. **Journal of animal science**, v. 57, n. 2, p. 498–518, 1983.

PAILLAT, J. M. et al. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 36, p. 6833–6842, 2005.

PETERSEN, S. O.; SOMMER, S. G. Ammonia and nitrous oxide interactions: Roles of manure organic matter management. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166–167, p. 503–513, 2011.

PETERSEN, S. O.; SOMMER, S. G.; AAES, O.; SØEGAARD, K. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 3, p. 295–300, 1998.

PEYRAUD, J. L. et al. Nitrogen flows and livestock farming: lessons and perspectives. **Advances in Animal Biosciences**, v. 5, n. s1, p. 68–71, 2014.

PEYRAUD, J. L.; VÉRITÉ, R.; DELABY, L. Rejets azotés chez la vache laitière: effets du type d'alimentation et du niveau de production des animaux. **Fourrages**, v. 142, p. 131–144, 1995.

PEYRAUD, J.; PEETERS, A. The role of grassland based production system in the protein security. In: Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, **Anais...**2016.

RUSSELL, J. B.; SNIFFEN, C. J.; VAN SOEST, P. J. Effect of carbohydrate limitation on degradation and utilization of casein by mixed rumen bacteria. **Journal of dairy science**, v. 66, n. 4, p. 763–775, 1983.

SOUSSANA, J. F. et al. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 121, n. 1–2, p. 121–134, 2007.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; ROSALES, M.; DE HAAN, C. **Livestock's Long Shadow**: Environmental Issues and Options. FAO: 2006.

TAMMINGA, S. Protein degradation in the forestomachs. **Journal of Animal Science**, v. 49, n. 6, p. 1615–1630, 1979.

TAMMINGA, S. The effect of the supply of rumen degradable protein and metabolisable protein on negative energy balance and fertility in dairy cows. **Animal Reproduction Science**, v. 96, n. 3–4, p. 227–239, 2006.

THOMAS, P. C. Microbial protein synthesis. **Proceedings of the Nutrition Society**, v. 32, n. 2, p. 85–91, 1973.

TILMAN, D.; DOWNING, J. A. Biodiversity and stability in grasslands. **Nature**, v. 367, p. 350–363, 1994.

TOLERA, A.; SUNDSTØL, F. Supplementation of graded levels of Desmodium intortum hay to sheep feeding on maize stover harvested at three stages of maturity: 2. Rumen fermentation. **Animal Feed Science and Technology**, v. 87, p. 215–229, 2000.

VITOUSEK, P. M. et al. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle : Sources and Consequences. **Ecological Applications**. v. 7, p. 737–750, 1997.

WANG, D. et al. Alfalfa as a supplement of dried cornstalk diets: Associative effects on intake, digestibility, nitrogen metabolism, rumen environment and hematological parameters in sheep. **Livestock Science**, v. 113, n. 1, p. 87–97, 2008.

WHO. **Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air**: particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre. Synthèse de l'évaluation des risques. Mise à jour mondiale 2005. WHO: 2006.

WIEDEMANN, S. et al. Environmental impacts and resource use of Australian beef and lamb exported to the USA determined using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 67–75, 2015.

WILKINSON, J. M. Re-defining efficiency of feed use by livestock. **Animal**, v. 5, n. 7, p. 1014–1022, 2011.

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 4, p. 491–500, 1998.

3 HIPÓTESES

3.1 HIPÓTESE GERAL

Vacas leiteiras alimentadas com dietas a base de pasto verde de clima temperado apresentam menor eficiência de utilização de nitrogênio e maiores emissões de amônia e óxido nitroso quando comparadas a vacas alimentadas com dietas contendo silagem de milho e/ou concentrado, independente do sistema de produção utilizado (pasto ou confinamento).

3.2 HIPÓTESES ESPECÍFICAS

A melhoria da eficiência na utilização de nitrogênio por vacas leiteiras pode mitigar as emissões de amônia e óxido nitroso provenientes das excretas deste animais.

A suplementação energética para vacas leiteiras mantidas em pasto de clima temperado pode melhorar a eficiência na utilização de nitrogênio e mitigar as emissões de amônia e óxido nitroso provenientes das excretas deste animais.

4 UTILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E EMISSÕES DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO POR VACAS LEITEIRAS MANTIDAS EM SISTEMA BASEADO EM CAMA SOBREPOSTA DE PALHA

4.1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de produção animal convivem atualmente com o ônus dos impactos ambientais gerados pela atividade. A deposição de nitrogênio (N) no ecossistema terrestre vem aumentando significativamente durante as últimas décadas e atualmente é tema de grande importância. Dentre os impactos causados pelo excesso de nitrogênio estão a acidificação dos solos, eutrofização das águas, além da emissão de gases de efeito estufa (GEE). Os principais gases envolvidos nestes processos são a amônia (NH_3) e o óxido nitroso (N_2O), originados das excretas dos animais. Assim, os fatores que influenciam a quantidade de N excretada, os processos que afetam a volatilização, bem como os fatores de emissão destes gases precisam ser mais bem compreendidos nos diferentes sistemas de produção.

A quantidade de N excretada em vacas leiteiras está diretamente ligada a eficiência de utilização de N (EUN) por estes animais. Dentro deste contexto os principais fatores que afetam a EUN estão relacionados às dietas fornecidas. Neste sentido, a utilização de dietas a base de silagem de milho e concentrado – que não tenham excesso de proteína ou nitrogênio não proteico - tendem a melhorar a EUN quando comparadas a dietas a base de forragem (BRITO; BRODERICK, 2006; HASSANAT et al., 2013). Apesar destes indícios, são vários os fatores que influenciam a EUN em ruminantes e a emissão de gases na pecuária. Portanto, ao se estudar as emissões de NH_3 e N_2O em sistemas de produção animal, primeiramente é preciso levar em conta os fatores relacionados a EUN pelos animais deste sistema, pois esta eficiência está intimamente ligada a quantidade de N excretada que servirá de substrato para a volatilização destes gases (JOHNSON; REED; KEBREAB, 2016).

Em sistemas de cama sobreposta as excretas são misturadas ao material da cama e acumulam-se por algumas semanas em uma camada espessa, onde o nível de oxigênio diminui com a profundidade. Isso pode resultar em vários processos como a degradação aeróbia da matéria orgânica, hidrólise da ureia, nitrificação-

desnitrificação, imobilização do nitrogênio e degradação anaeróbica da matéria orgânica (JEPPSSON, 1999). Estes processos variam de acordo com a temperatura, teor de umidade, relação carbono/nitrogênio, pH, nível de oxigênio e estrutura física do material orgânico. As interações complexas entre os processos microbianos, bioquímicos e físicos levam a emissões altamente variáveis de NH_3 e N_2O (WEBB et al., 2012). O material resultante destes sistemas consiste num composto orgânico resultante da junção do material utilizado como cama (maravalha, palha, etc.) com as fezes e urina excretados pelos animais durante o período de confinamento. Este material geralmente passa por um processo de compostagem, para posteriormente ser utilizado como adubo nos solos.

Durante o processo de compostagem, o nitrogênio orgânico contido neste material é degradado em amônio por uma grande variedade de microrganismos, incluindo bactérias e fungos. Parte desse nitrogênio é perdido como NH_3 por volatilização, ou através da conversão em gases como N_2O ou N_2 , através do processo de nitrificação e desnitrificação. O intervalo de perda de nitrogênio através destes gases é muito variável, sendo que a volatilização de NH_3 pode oscilar entre 19 e 77% e a volatilização de N_2O entre 0,2 a 9,9% no nitrogênio inicial presente no material que irá sofrer o processo de compostagem (MAEDA et al., 2011). Estas perdas de nitrogênio durante os processos de compostagem, assim como nos sistemas de cama sobreposta, também é afetada por vários parâmetros. Estes parâmetros estão normalmente ligados aos fatores que aumentam a disponibilidade de N inicial na compostagem, bem como fatores físicos e químicos relacionados com o processo de compostagem.

Medidas de emissão de NH_3 e N_2O provenientes de dejetos sólidos são escassas na literatura e também muito variáveis em relação ao manejo dos mesmos (frequência e quantidade de adição de substrato para cama, tempo de acúmulo, tipo de animal, alimentação, etc...). Neste sentido, mudanças na natureza e na composição das dietas fornecidas para os ruminantes podem influenciar a composição das excretas, causando consequências importantes nos processos físicos e químicos que ocorrem em sistemas de cama sobreposta, tanto durante a fase de confinamento, quanto durante na fase de compostagem. Estas mudanças podem influenciar diretamente as emissões de gases nitrogenados e, por isso devem ser melhor compreendidas.

Assim, os objetivos deste trabalho foram avaliar a eficiência na utilização de nitrogênio e a emissão de amônia e óxido nitroso durante o confinamento de vacas leiteiras mantidas em sistemas de cama sobreposta a base de palha, e durante a compostagem da cama produzida neste sistema a partir de diferentes regimes alimentares.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram conduzidos dois experimentos na fazenda experimental do INRA em Méjusseaume (longitude $-1,71^\circ$, latitude $+48,11^\circ$; Bretanha, França).

4.2.1 Experimento I - Emissão de amônia e óxido nitroso por vacas leiteiras confinadas em sistema de cama sobreposta de palha

A primeira fase experimental foi realizada de 20 de outubro a 17 de novembro de 2014 (outono), e de 13 de abril a 11 de maio de 2015 (primavera). Em ambas estações, duas salas de ventilação controlada foram previamente preparadas de modo a coletar todo o material produzido durante este processo. Para isto, tanto o solo como a canaleta de escoamento das salas foram cobertos com lona, de modo a recuperar-se diariamente o efluente do sistema. No primeiro dia de cada estação do ano 80 kg de palha foram distribuídos uniformemente, adicionando-se 40 kg de palha nos dias subsequentes. Ao final do período experimental, recuperou-se todo o material da cama sobreposta produzida em cada sala. Para que não ocorresse entupimento das canaletas foram adicionadas grades metálicas sobre as mesmas (Figura 4).

Figura 4 – Sala do confinamento



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.2.1.1 Animais e dietas

Em cada estação do ano, seis vacas leiteiras da raça Holandesa foram divididas em grupos de três, sendo estes grupos alojados em duas salas fechadas, com ventilação controlada mecanicamente, em cama sobreposta à base de palha, que foi acumulada sob os animais durante quatro semanas. As vacas utilizadas estavam em terço final de lactação com peso vivo médio inicial de 566 ± 41 kg durante a estação de outono, e terço médio de lactação com peso vivo médio inicial de 588 ± 19 kg.

Em ambas as salas as vacas podiam se mover livremente por uma área de 40 m². Em cada estação, um grupo recebeu uma ração totalmente misturada (RTM) a base de silagem de milho e o outro recebeu uma dieta a base de forragem (F), sem inversão. A dieta RTM (outono e primavera) foi composta por uma mistura de 75:25 de silagem de milho: concentrado e fornecida as vacas duas vezes ao dia (08:00 e às 18:00h). A dieta a base de forragem de outono (Fout) consistiu em uma mistura de forragem fresca e feno 70:30 (condições climáticas adversas impediram o fornecimento de uma dieta 100% forragem fresca). A forragem fresca foi cortada no pasto pela manhã e fornecida às vacas no alojamento em cinco diferentes refeições ao longo do dia. O feno era fornecido apenas uma vez ao dia, às 18:00h. A dieta a base de forragem de primavera (Fpri) consistiu em 100% de forragem fresca cortada do pasto pela manhã e fornecida às vacas também cinco vezes ao dia. Tanto a forragem fresca, quanto o feno utilizado nos tratamentos F, eram provenientes de uma área de pastagem composta basicamente por azevém perene (*Lolium perenne* L.). Todas as rações foram fornecidas *ad libitum* (acesso constante ao cocho; sobras entre 5 e 10% do oferecido). As vacas também possuíam acesso contínuo a sal mineral e água.

4.2.1.2 Mensurações zootécnicas

Os alimentos oferecidos e as sobras foram pesados com precisão (através de um sistema automático – Figura 5) e amostrados todos os dias para avaliar o teor de MS (80 °C por 48h) e determinar a ingestão de MS das vacas. A média do consumo diário de MS foi calculada em nível de grupo.

Figura 5 – Sistema automático de mensuração de consumo



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

As amostras dos alimentos foram analisadas quanto à concentração de MO (por 6h a 500 °C), concentração total de N (método Dumas) e FDN (método Van Soest) (Tabela 2). A ingestão de água foi registrada também em nível de grupo pelo monitoramento diário dos medidores mecânicos de água. Os níveis de proteína metabolizável, definidos aqui como proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando o nitrogênio degradável no rúmen é limitante (PDIN) e proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando a energia fermentável no rúmen é limitante (PDIE) foram calculados conforme proposto pelo Institut National de la Recherche Agronomique (INRA, 2007).

As vacas foram ordenhadas dentro das salas, duas vezes ao dia (07:00 e às 17:00 h). A produção individual de leite foi monitorada diariamente durante todo o experimento. Amostras de leite eram coletadas pela manhã e tarde, três dias na semana, para a análise de gordura e proteína (infravermelho). O valor total de N no leite (método Dumas) e ureia (reação enzimática colorimétrica) foram avaliados para cada vaca, uma vez por semana.

As temperaturas das camas foram medidas com o uso de termopares inseridos a uma profundidade de dez centímetros em seis pontos diferentes por sala, ao final de cada semana de acúmulo.

Tabela 2 – Composição das dietas baseadas em ração totalmente misturada (RTM) e forragem fornecidas para vacas leiteiras mantidas em cama sobreposta de palha.

	Outono		Primavera	
	RTM	Forragem	RTM	Forragem
<i>Ingredientes (% MS)</i>				
Forragem fresca	-	66,0	-	100,0
Feno	-	34,0	-	-
Silagem de milho	71,5	-	73,1	-
Concentrado ¹	7,0	-	8,6	-
Farelo de Soja	20,5	-	17,2	-
Minerais	1,0	-	1,1	-
<i>Nutrientes</i>				
MS (g kg ⁻¹)	370	202	402	164
FDN (g kg ⁻¹ MS)	453	551	362	507
PB (g kg ⁻¹ MS)	153	179	149	178
PDIN (g kg ⁻¹ MS) ²	103	117	99	116
PDIE (g kg ⁻¹ MS) ³	97	97	97	99
EL _L (MJ kg ⁻¹ MS) ⁴	6,76	6,33	7,11	6,61
(PDIN-PDIE) EL _L ⁻¹	0,89	3,16	0,28	2,57

¹ Concentrado composto por: 20,0% de trigo, 19,9% de milho, 19,9% de cevada, 20,5% de polpa de beterraba, 15% de farelo de trigo, 2,5% de melaço de cana, 1,1% de óleo vegetal e 1,0% de sal comum.

² PDIN: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando o nitrogênio degradável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007)

³ PDIE: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando a energia fermentável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007).

⁴ EL_L: Energia líquida para lactação, com base no sistema de alimentação INRA (INRA, 2007).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.2.1.3 Mensurações gasosas

Amostras de ar foram coletadas continuamente em cada sala isolada, tanto na entrada de ar quanto nos dutos de extração de ar, de modo a se obter um gradiente. Foi utilizado um analisador acústico fotográfico infravermelho (INNOVA 1412, Air Tech Instruments, Ballerup, Dinamarca) acoplado a um coletor de amostras (INNOVA 1303) para medir as concentrações de NH₃, CO₂, CH₄, N₂O, H₂O e C₂H₆O. Essa configuração foi escolhida para compensar interferências entre amônia e outras moléculas voláteis, por exemplo etanol (HASSOUNA et al., 2013). A taxa de fluxo de ar em cada sala experimental (2295 ± 315 m³ h⁻¹) foi determinada em um experimento anterior com o método traçador (SF₆) usando a abordagem de

dosagem constante (BAPTISTA et al., 1999), e recalibrada de acordo com o balanço de matéria bruta e água de cada sala.

As emissões de gases foram calculadas multiplicando a taxa de ventilação ($\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{vaca}^{-1}$) pelos gradientes de concentração de gás (mg m^{-3}) e foram expressas como emissões acumuladas de gases por vaca por dia. Para isso, as emissões diárias foram divididas pelo número de animais presente em cada sala.

4.2.2 Experimento II - Emissão de amônia e óxido nitroso durante a compostagem da cama sobreposta de palha proveniente de vacas leiteiras confinadas

A segunda fase experimental foi realizada de 17 de novembro de 2014 à 18 de fevereiro de 2015 (outono-inverno), e de 11 de maio à 06 de junho de 2015 (primavera-verão).

Imediatamente após o término da primeira fase do projeto, as camas sobrepostas (compostas por palha e dejetos acumulados durante quatro semanas) foram retiradas das instalações, pesadas, revolvidas e depositadas em local apropriado para a compostagem. Antes da deposição das pilhas as áreas de compostagem foram previamente preparadas para selar o contato com o solo e recuperar os efluentes. Assim, o solo foi coberto por lona plástica (comumente usadas para cobrir silos de silagem de milho) e tábuas foram colocadas sob essas lonas para delinear uma borda e direcionar o fluxo dos efluentes através de tubos de PVC para tanques de armazenagem (Figura 6).

Figura 6 – Área de compostagem



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Para realizar o monitoramento de emissões gasosas, foi utilizado o mesmo sistema descrito por Lorinquer et al. (2015), que consiste em uma estrutura de estufa de 6,40m de largura por 8m de comprimento. Esta estrutura é utilizada como suporte para criar o túnel ventilado para as medições de emissões gasosas de acordo com Hassouna e Eglin (2015). Durante os períodos de medição, as pilhas de dejetos sob o túnel são cobertas com uma lona plástica.

As pilhas permaneceram cobertas formando túneis ventilados durante toda a primeira semana. Após a primeira semana as pilhas foram cobertas por 48 horas em intervalos semanais, durante um total de 14 semanas de coleta. Para cada pilha estudada, foi feita uma medida da composição do ar na entrada e na saída do túnel. Os gases considerados foram os mesmos do experimento I, utilizando o mesmo analisador (INNOVA 1412) com a mesma configuração.

A partir das concentrações medidas pelo analisador, o gradiente de concentração dos gases foi calculado como a diferença entre a concentração na saída e na entrada do túnel. Este gradiente foi então multiplicado pela taxa de fluxo de ar dos ventiladores, resultando em uma emissão, em unidades de massa por unidade de tempo. Este foi o procedimento utilizado para calcular as emissões quando as estufas permaneceram cobertas. Nestes dias as emissões foram representadas pelas médias mensuradas a cada 24h. Para o cálculo da emissão cumulativa, as emissões diárias nos dias em que não foram realizadas mensurações foram representadas por valores obtidos através da interpolação (interpolação linear entre dois pontos) entre os dias em que foram realizadas as medidas.

As emissões de cada tratamento na fase de compostagem representaram as emissões provenientes do acúmulo de dejetos durante o período de confinamento. Assim sendo, para o cálculo das emissões em $\text{g vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, as emissões acumuladas de cada tratamento foram divididas pelo número de dias que durou o acúmulo de material na fase de confinamento (28 dias) e divididas pelo número de animais presentes em cada sala (três).

Cada túnel foi equipado com um extrator de ar FANCOM AT (M) 35-56, para manter um fluxo constante no túnel. A estabilidade do fluxo de ar foi verificada utilizando anemômetros de fio quente (TSI 8470, TH-Industrie, Paris) colocados na janela de sucção da coluna que compreende o extrator. O fluxo de ar foi progressivamente diminuído de modo a manter um gradiente de concentração observável, levando em conta a diminuição das emissões gasosas com o passar do

tempo. Assim sendo, a velocidade do ar entrante foi diminuída progressivamente, e mantida sempre acima de 1 m s^{-1} .

As temperaturas das pilhas de compostagem foram medidas manualmente em cerca de 10 pontos no final dos períodos de medição na câmara ou por medições contínuas usando 3 termopares colocados a 3 alturas (30, 60 e 90 cm acima do solo) e conectado a um central de aquisição de dados (CR3000, Campbell Scientific). Uma sonda de temperatura foi colocada em cada uma das caixas de ventilação (localizado na saída do túnel), a fim de verificar a temperatura no ponto de amostragem de ar. Para a verificação da umidade do ar, um higrômetro foi posicionado dentro da estufa durante períodos de medidas gasosas.

4.2.3 Estatística

Os dados experimentais foram agrupados de acordo com os valores médios semanais. Todos os testes estatísticos foram calculados através do pacote estatístico SAS (versão 9.3, Instituto SAS, Cary, NC). Para análise dos dados sobre emissão de amônia durante o confinamento dos animais foi aplicado o teste de regressão linear múltipla, sendo que as variáveis do modelo de predição foram selecionadas utilizando o método de seleção passo a passo (stepwise), testando as variáveis com valor de $P \leq 0,10$ e mantendo as com valor de $P \leq 0,05$.

A emissão de amônia foi considerada como variável dependente, enquanto N ingerido, N ofertado, teor de ureia no leite, produção de leite, produção de N no leite, umidade relativa do ar, temperatura ambiente e a temperatura da cama foram consideradas como variáveis independentes. A equação de regressão foi calculada com os dados de ambos os períodos experimentais.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Produção Animal

A ingestão de matéria seca foi maior para os animais alimentados com RTM quando comparados aos animais alimentados com forragem (20,0 vs 14,4 kg vaca⁻¹ dia⁻¹). Esta mesma tendência foi verificada para o consumo de N (488 vs 428 g vaca⁻¹ dia⁻¹) e para o consumo de energia (142,2 vs 93,2 MJ vaca⁻¹ dia⁻¹). No outono, a produção de leite dos animais alimentados com forragem representou apenas 57% da produção dos animais alimentados com RTM, enquanto que na primavera a produção de leite foi similar (27,2 kg vaca⁻¹ dia⁻¹, em média). Neste mesmo sentido a produção de N no leite durante o outono nas vacas recebendo forragem foi 53% do total produzido pelas vacas recebendo RTM, sendo que na primavera a produção foi similar (144 g vaca⁻¹ dia⁻¹) entre os animais alimentados com RTM e forragem (Tabela 3).

Tabela 3 – Ingestão, produção de leite e eficiência de utilização de N em vacas leiteiras alimentadas com dietas baseadas em RTM e forragem mantidas em cama sobreposta de palha.

	Outono		Primavera	
	RTM ¹	Forragem	RTM	Forragem
Ingestão				
MS (kg vaca ⁻¹ dia ⁻¹) ²	19,9 ±1,9	13,1 ±1,4	20,0 ±1,7	15,7 ±2,2
N (g vaca ⁻¹ dia ⁻¹) ³	495 ±43	410 ±79	482 ±32	446 ±88
PDIN (g vaca ⁻¹ dia ⁻¹) ⁴	2045 ±188	1532 ±277	1979 ±138	1803 ±362
PDIE (g vaca ⁻¹ dia ⁻¹) ⁵	1925 ±176	1275 ±154	1938 ±151	1545 ±222
EL _L (MJ vaca ⁻¹ dia ⁻¹) ⁶	141,5 ±12,8	82,5 ±9,2	142,3 ±12,1	103,8 ±14,9
Produção				
Leite (kg vaca ⁻¹ dia ⁻¹)	23,4 ±2,1	13,4 ±1,8	28,4 ±5,6	26,0 ±3,5
N (g ⁻¹ vaca ⁻¹ dia ⁻¹)	151 ±11	80 ±6	155 ±11	132 ±13
N ureico no leite (mg dL ⁻¹)	8,8 ±1,5	17,6 ±4,9	7,6 ±1,7	8,1 ±1,4
EUN, % ⁷	30,9 ±5,8	20,5 ±4,9	32,2 ±1,5	30,6 ±6,5

¹ RTM: Ração totalmente misturada

² MS: Matéria Seca

³ N: Nitrogênio

⁴ PDIN: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando o nitrogênio degradável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007)

⁵ PDIE: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando a energia fermentável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007).

⁶ EL_L: Energia líquida para lactação, com base no sistema de alimentação INRA (INRA, 2007).

⁷ EUN: Eficiência na utilização de N (N leite N ingerido⁻¹)

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A eficiência de utilização de N (EUN) foi na ordem de 31,2%, com exceção dos animais que receberam forragem no período de outono, cuja EUN foi de 20,5%.

4.3.2 Emissão de amônia

As emissões de N-NH₃ durante a fase de confinamento foram, em média, 14 g vaca⁻¹ dia⁻¹, sendo que no período da primavera as emissões foram 26% menores quando comparado ao período de outono. Durante a compostagem as emissões de N-NH₃ foram maiores quando comparadas às emissões durante o confinamento, sendo estas emissões na ordem de 26 g vaca⁻¹ dia⁻¹. Estes valores de emissões variaram entre 3% do N ingerido durante o confinamento e 6% do N ingerido durante a fase de compostagem (Tabela 4).

Tabela 4 – Emissão de amônia para vacas leiteiras alimentadas com dietas baseadas em RTM e forragem mantidas em cama sobreposta de palha.

N-NH ₃	Outono		Primavera	
	RTM ¹	Forragem	RTM	Forragem
<i>g dia⁻¹</i>				
Confinamento	43,5 ±20,2	51,0 ±35,2	35,5 ±18,7	34,3 ±14,5
Compostagem	17,3 ±53,3	34,0 ±132,2	30,7 ±116,5	21,7 ±90,4
<i>g vaca⁻¹ dia⁻¹</i>				
Confinamento	14,63	17,46	12,16	11,36
Compostagem	17,77	34,44	31,05	21,94
Total	32,40	51,90	43,22	33,30
<i>% N ingerido</i>				
Confinamento	2,95	4,25	2,52	2,55
Compostagem	3,59	8,39	6,44	4,93
Total	6,54	12,65	8,96	7,48

¹ RTM: Ração totalmente misturada

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.3.2.1 Emissões de N-NH₃ durante o período de confinamento

A média da emissão de N-NH₃ em vacas mantidas em sistema de cama sobreposta de palha foi de 14 g vaca⁻¹ dia⁻¹ (Tabela 5). A variação da emissão de N-NH₃ é explicada neste experimento pelas variáveis referentes a temperatura da cama (P<0,01), ao teor de N ureico no leite (P<0,001) e a produção de leite

($P < 0,05$), sendo que as mesmas foram respectivamente responsáveis pela explicação de 46%, 27% e 9% da variação dos valores observados (Tabela 6).

Tabela 5 – Média, desvio padrão, mínimo e máximo das variáveis testadas na predição da emissão de N-NH₃ em vacas em lactação mantidas em cama sobreposta de palha.

Variável	Média	DP	Mínimo	Máximo	Valor de p
N-NH₃ (g vaca⁻¹ dia⁻¹)	13,90	7,70	1,86	31,92	
N ingerido (g dia ⁻¹)	458,38	58,98	311,28	516,07	0,702
N ofertado (g kg ⁻¹ de MS)	26,34	3,98	22,72	36,39	0,682
N ureico no leite (mg dL⁻¹)	10,51	4,91	6,32	23,38	0,001
Produção de leite (kg dia⁻¹)	22,84	6,04	12,76	29,76	0,034
Produção N no leite (g dia ⁻¹)	130,22	32,17	73,72	165,29	0,786
Umidade relativa do ar (%)	70,54	7,74	57,42	81,00	0,845
Temperatura ambiente (°C)	17,81	1,56	15,28	19,81	0,831
Temperatura da cama (°C)	30,40	5,72	21,94	39,18	0,002

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Tabela 6 – Resultado da análise de regressão.

Passo	Variável	R ²	Incremento em R ²
1	Temperatura da cama (°C)	0,46	0,46
2	N ureico no leite (mg dL ⁻¹)	0,72	0,27
3	Produção Leiteira (kg dia ⁻¹)	0,81	0,09

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

A equação de predição da emissão de N-NH₃ para vacas mantidas em sistema de cama sobreposta de palha (Tabela 7) obtida neste experimento foi:

$$\text{Emissão N-NH}_3 \text{ (g vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = 0,71 \text{ TC} + 1,52 \text{ NUL} + 0,67 \text{ PL} - 38,8$$

$$(R^2 = 0,81)$$

Onde: TC = temperatura da cama (°C), UL = N ureico no leite (mg dL⁻¹) e PL = produção leiteira (kg dia⁻¹)

Tabela 7 – Equação de predição da emissão de N-NH₃ em vacas leiteiras mantidas em sistema confinado sobre cama sobreposta de palha.

	Valor	Variável	Valor de p
Emissão de N-NH ₃ (g vaca ⁻¹ dia ⁻¹) =	- 38,8		0,003
	+ 0,71	* Temperatura da cama (°C)	0,002
	+ 1,52	* N ureico no leite (mg dL ⁻¹)	0,001
	+ 0,67	* Produção Leiteira (kg dia ⁻¹)	0,034

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.3.2.2 Emissões de N-NH₃ durante o período de compostagem

As emissões de N-NH₃ durante a compostagem ocorreram principalmente durante as duas primeiras semanas, sendo a primeira semana responsável por 87% das emissões. No período de outono/inverno as emissões da dieta RTM foram 50% menores que as emissões da dieta forragem (Fout). Neste período, a dieta Fout apresentou maior quantidade de N presente no composto e maior temperatura durante a primeira semana de compostagem quando comparada à dieta RTM (Tabela 8).

Tabela 8 – Composição inicial do composto, temperatura e condições climáticas durante o processo de compostagem.

	Outono/Inverno		Primavera/Verão	
	RTM	Forragem	RTM	Forragem
<i>Composição Inicial</i>				
<i>kg</i>				
H ₂ O	3174	4668	3639	5559
C	517	658	585	605
N	20	23	27	29
<i>g vaca⁻¹ dia⁻¹</i>				
H ₂ O	37,8	55,6	43,3	66,2
C	6158	7839	6964	7206
N	236	277	322	344
<i>Temperatura do composto</i>				
Média (°C)	29,9 ±11,9	37,9 ±15,5	57,2 ±10,1	53,4 ±7,6
Primeira semana (°C)	46,6 ±12,4	54,3 ±11,8	75,4 ±4,3	61,0 ±8,3
<i>Condições Climáticas</i>				
Temperatura (°C)	6,6 ±3,5		16,9 ±3,2	
Umidade Relativa (%)	87,1 ±5,9		71,2 ±6,1	
Precipitação de chuva (mm)	262,0		110,5	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Na primavera/verão, as emissões da dieta RTM foram 40% maiores que as emissões da dieta forragem (Fpri). Neste período, a dieta Fpri apresentou maior quantidade de N presente no composto, porém menor temperatura durante a primeira semana de compostagem quando comparado à dieta RTM.

4.3.3 Emissão de óxido nitroso

As emissões de N-N₂O durante a fase de confinamento foram consideradas negligenciáveis, sendo que emissões mensuradas estiveram muitas vezes abaixo do limiar de detecção do equipamento utilizado. Durante a fase de compostagem, as emissões de N-N₂O também foram baixas, 1,3 g vaca⁻¹ dia⁻¹ em média, o que representou 0,3% do nitrogênio ingerido pelos animais (Tabela 9).

Tabela 9 – Emissão de óxido nitroso em vacas leiteiras alimentadas com dietas baseadas em RTM e forragem fresca e mantidas em cama sobreposta de palha.

N-N ₂ O	Outono		Primavera	
	RTM	Forragem	RTM	Forragem
<i>g dia⁻¹</i>				
Confinamento	-	-	-	-
Compostagem	1,1 ±1,0	1,2 ±1,8	1,2 ±0,7	1,8 ±1,1
<i>g vaca⁻¹ dia⁻¹</i>				
Confinamento	-	-	-	-
Compostagem	1,10	1,19	1,18	1,87
Total	1,10	1,19	1,18	1,87
<i>% N ingerido</i>				
Confinamento	-	-	-	-
Compostagem	0,22	0,29	0,24	0,42
Total	0,22	0,29	0,24	0,42

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 Características da dieta vs eficiência na utilização de N

A produção leiteira no período de outono foi claramente correlacionada com a ingestão de MS advinda das diferentes dietas. De outra forma, na primavera a produção de leite entre os animais que receberam dieta baseada em forragem teve pequena variação em função da ingestão de MS, energia e proteína. Assim sendo, a queda pronunciada de produção no outono parece estar relacionada ao estágio produtivo dos animais (terço final de lactação). Neste mesmo sentido, verifica-se que a produção de leite nos animais recebendo RTM no período de outono (animais em terceiro final de lactação) foi menor quando comparada aos animais recebendo RTM no período de primavera (animais em terceiro médio de lactação).

As dietas baseadas em forragem apresentaram excesso de PDIN quando comparadas às dietas baseadas em RTM – diferença (PDIN-PDIE) = 20 g por unidade de UFL (quantidade de energia líquida para produção de leite contida em 1 kg de cevada, com base no sistema de alimentação INRA, 2007; 1 UFL = 7,11 MJ) para forragem e 4 g por unidade de UFL para RTM. Na prática esta relação representa o balanço entre o nitrogênio e a energia contida na dieta. Assim sendo, valores próximos a 0 representam que a dieta está balanceada, e valores positivos indicam excesso de nitrogênio na dieta. O excesso de PDIN presente nas dietas dos animais alimentados com forragem durante o outono, aliado a baixa produção leiteira, fez com que a EUN fosse menor nestes animais quando comparados aos animais dos outros tratamentos (21% vs 31%). Estes dados são coerentes com o trabalho de Edouard et al. (2017), que encontraram redução de 31% para 22% quando a diferença PDIN-PDIE foi elevada para 15 g por unidade de UFL, resultado da maior excreção urinária de N. Isso demonstra que o impacto ambiental advindo da excreção nitrogenada de animais ingerindo dietas com excesso de proteína degradável pode ser agravado à medida que diminui o potencial de produção individual dos animais.

Da mesma forma, o teor de N ureico no leite dos animais alimentados com forragem durante o outono foi o dobro do teor de N ureico no leite encontrado nos outros tratamentos (17,6 vs 8,2 mg dL⁻¹). Estes valores refletem a pouca eficiência na utilização do N, devido principalmente a menor produção e ingestão de energia

nestes animais, aliada ao aumento da fração PDIN desta dieta. O teor de N ureico no leite é diretamente correlacionado com a excreção de N na urina (KAUFFMAN; ST-PIERRE, 2001). As emissões de gases nitrogenados provenientes da produção animal estão diretamente relacionadas com a excreção de N pelos animais, principalmente pela urina. Assim sendo, o teor de N ureico no leite pode ser utilizado como indicador do potencial de emissão de N-NH_3 e $\text{N-N}_2\text{O}$ nos sistemas de produção.

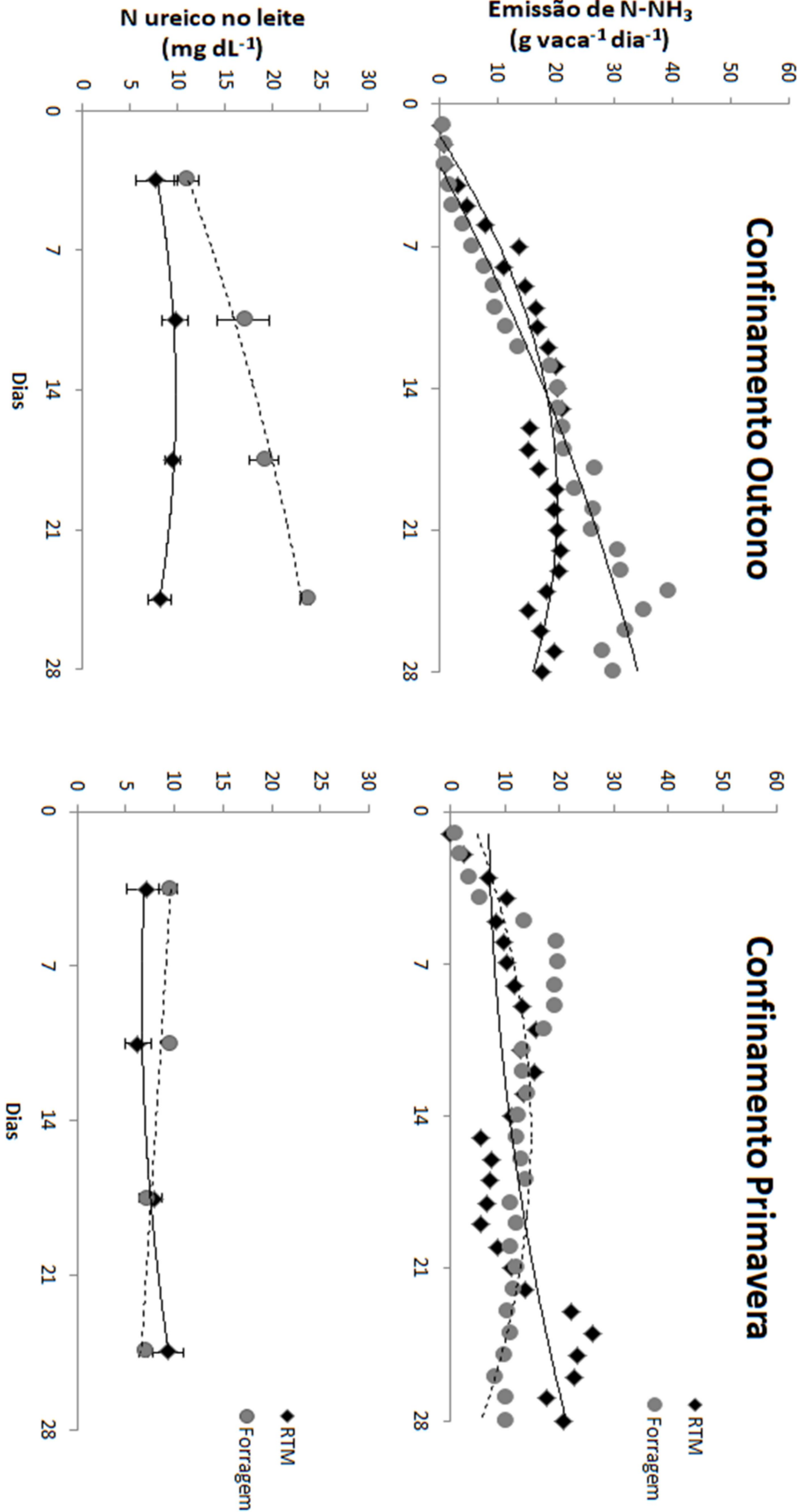
4.4.2 Efeito da dieta e variáveis ambientais sobre as emissões de N-NH_3

Dentre as variáveis zootécnicas testadas neste experimento – N ingerido (g dia^{-1}), N ofertado (g kg^{-1} de MS), N ureico no leite (mg dL^{-1}), produção de leite (kg dia^{-1}) e produção de N no leite (g dia^{-1}) – o teor de N ureico no leite foi o fator referente ao animal que apresentou maior relação com a emissão de N-NH_3 para vacas mantidas em sistema de cama sobreposta de palha (Figura 7). Este resultado corrobora com a literatura, onde o aumento do teor de N ureico no leite têm sido correlacionado com o aumento da emissão de N-NH_3 em fazendas leiteiras (BURGOS et al., 2010; BURGOS; FADEL; DEPETERS, 2007; POWELL; ROTZ; WATTIAUX, 2014).

Em sistemas “free-stall” as emissões de amônia foram estimadas de acordo com o teor de N ureico no leite através da seguinte equação: emissão de amônia ($\text{g vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) = $5,03 \times \text{N ureico no leite (mg dL}^{-1}) + 25$, com um coeficiente de determinação de 85% (BURGOS et al., 2010), mostrando uma forte relação entre o N ureico presente no leite e a emissão de amônia. Neste mesmo sentido, outros autores (POWELL; ROTZ; WATTIAUX, 2014) relatam que o decréscimo de 1 mg dL^{-1} no N ureico do leite, pode representar diminuição de 7% nas emissões de amônia.

Em sistemas que se utilizam de cama, a interação da urina e das fezes com o substrato pode interferir nos mecanismos de volatilização dos gases emitidos pelas excretas dos animais. Assim, além dos fatores relacionados com a quantidade de N excretado, fatores relacionados ao substrato utilizado na cama se tornam mais relevantes. Neste sentido, os resultados encontrados neste experimento mostraram que a temperatura da cama foi a maior responsável pela variação das emissões de amônia, seguida pelo teor de N ureico no leite, e, em menor grau, pela produção leiteira.

Figura 7 – Variação da emissão de N-NH₃ em relação ao teor de N ureico no leite durante o confinamento nos períodos de outono e primavera



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O efeito da temperatura da cama influencia diretamente na temperatura das excretas e os processos físicos e químicos que ocorrem neste ambiente. Assim, o incremento na temperatura pode resultar em aumento das emissões de NH_3 , situação também descrita em sistemas de criação de aves (KNÍŽATOVÁ et al., 2010). Neste sentido o aumento de 1°C nas excretas bovinas podem aumentar a intensidade das emissões de amônia em $17 \text{ mg m}^{-2} \text{ hora}^{-1}$, sendo que o aumento de 4°C para 30°C aumentou a taxa de emissão de amônia de $102 \text{ mg m}^{-2} \text{ hora}^{-1}$ para $430 \text{ mg m}^{-2} \text{ hora}^{-1}$ (BLEIZGYS; BAGDONIEN; BALEZENTIENE, 2013). Este resultado é semelhante com os resultados descritos por Pereira et al. (2012), onde as emissões de amônia triplicaram quando a temperatura aumentou de 5 para 35°C . Este efeito da temperatura nas emissões de excreta também é relatado por Van der Stelt et al. (2007).

Durante o período de outono/inverno o composto formado pelos animais alimentados com forragem apresentou maior emissão de amônia, o que foi consistente com a maior quantidade de nitrogênio disponível no substrato, resultante do desequilíbrio da dieta em relação à quantidade PDIN por unidade de energia. Apesar deste fator, as diferenças entre as emissões nos animais alimentados com forragem foram muito maiores durante o período de compostagem quando comparado ao período de confinamento. Isto leva a crer que outros fatores além da disponibilidade de nitrogênio afetaram as emissões de amônia. Neste sentido, da mesma maneira que no período de confinamento, a temperatura também pode ter influenciado no aumento das emissões nos animais ingerindo forragem, uma vez que a temperatura durante a compostagem deste grupo foi maior quando comparada ao tratamento RTM (38 vs 30°C – Tabela 8).

A temperatura pode influenciar a formação de NH_4 em fase aquosa, favorecendo a liberação de NH_3 em fase gasosa. Primeiramente a produção de NH_4 depende da atividade da urease. A atividade da urease, por sua vez, é afetada pela temperatura, sendo reduzida a temperaturas inferiores a 10°C e aumentadas entre 10 e 40°C . Durante a formação de uma pilha de compostagem a temperatura interna pode aumentar para 70°C devido ao metabolismo microbiano aeróbio (PETERSEN; LIND; SOMMER, 1998). A compostagem gera um fluxo de ar ascendente na pilha e, conseqüentemente, o ar fresco da atmosfera entra pela parte inferior da pilha, e, como resultado, a volatilização de NH_3 da pilha de compostagem pode ser alta (SOMMER et al., 2006).

As emissões de amônia provêm principalmente do conteúdo ureico presente na urina, com alguma contribuição de outros compostos de N orgânicos, enquanto que as emissões de fezes normalmente são consideradas insignificantes. No entanto, nas temperaturas mais elevadas, a degradação dos compostos orgânicos nitrogenados presentes na urina, bem como a mineralização do N fecal, tornam-se fontes importantes de emissão de NH_3 (BUSSINK; OENEMA, 1998). Além disso, conforme maior a temperatura das excretas, maior a sensibilidade da volatilização de amônia em relação a temperatura ambiente (RONG; NIELSEN; ZHANG, 2009).

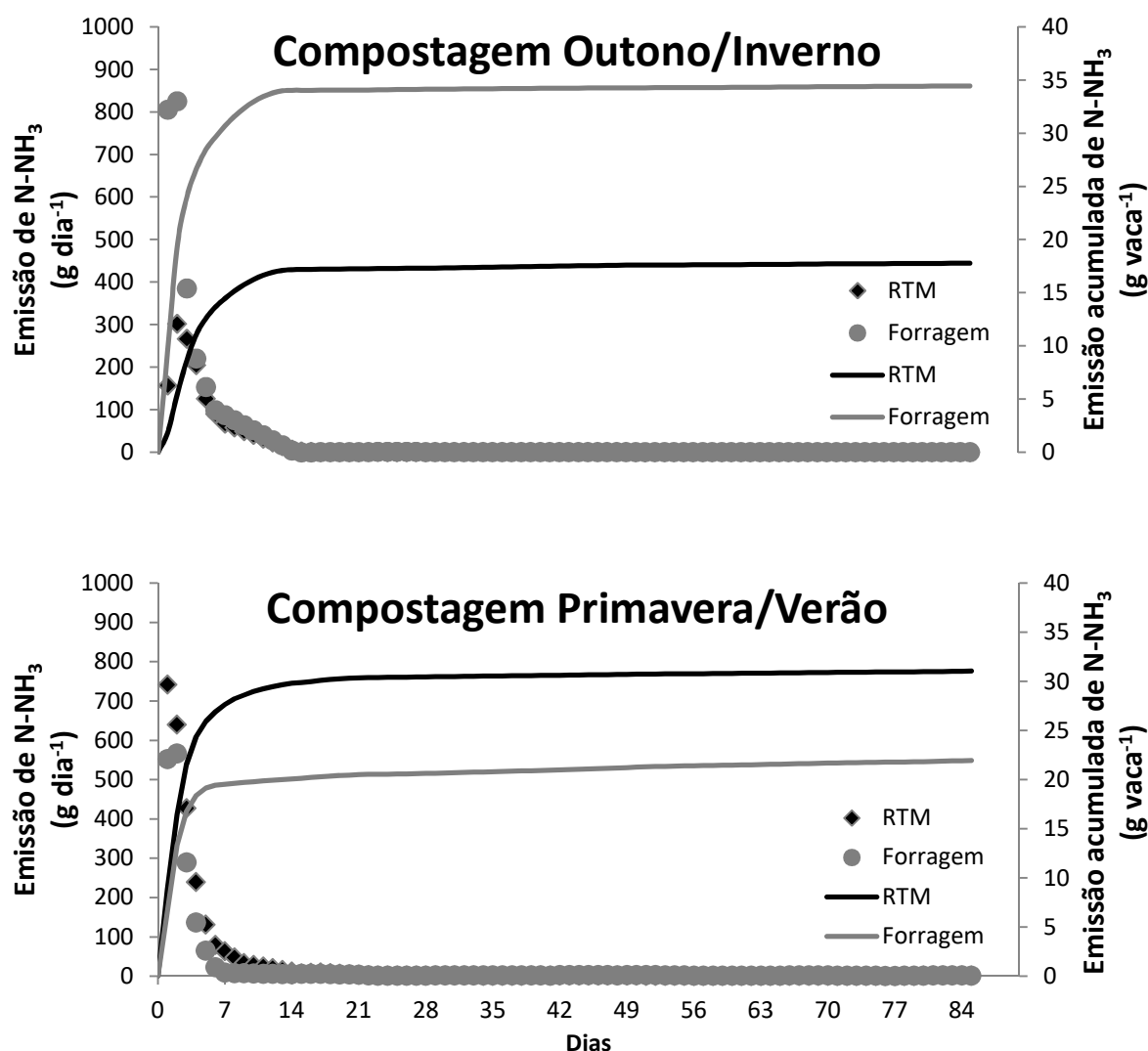
Cerca de 90% da volatilização de N-NH_3 ocorre na primeira semana de exposição do N as intempéries climáticas (ARAÚJO et al., 2009; BECK-FRIIS et al., 2001; CANTARELLA et al., 2003), evidenciando que os fatores que ocorrem durante este período influenciam diretamente na quantidade emitida deste gás. Neste experimento, em média 87% das emissões acumuladas de amônia se deram durante a primeira semana.

No período de primavera/verão, apesar da quantidade de nitrogênio presente no substrato também ser maior para os animais recebendo forragem, foi o composto do grupo recebendo RTM que apresentou maiores emissões de amônia durante a fase de compostagem (Figura 8). Levando em conta os fatores supracitados, a temperatura extremamente elevada durante a primeira semana no composto deste grupo (75 vs 61°C – Tabela 8), parecem ter favorecido maior volatilização de amônia quando comparado ao composto do grupo ingerindo forragem.

4.4.3 Efeito da dieta e variáveis ambientais sobre as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$

A relação entre as emissões acumuladas de N-NH_3 e $\text{N-N}_2\text{O}$ foi de 20:1, enquanto amplitude do pico de emissão foi 100 vezes menor para o óxido nitroso, resultado bastante semelhante com o descrito por Paillat et al. (2005). Estes resultados também corroboram o descrito por Beck-Friis et al. (2001), onde as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ durante a fase de confinamento foram insignificantes, e durante a fase de compostagem foram baixas em relação as emissões de N-NH_3 .

Figura 8 – Emissão de N-NH_3 durante a fase de compostagem nos períodos de outono/inverno e primavera/verão

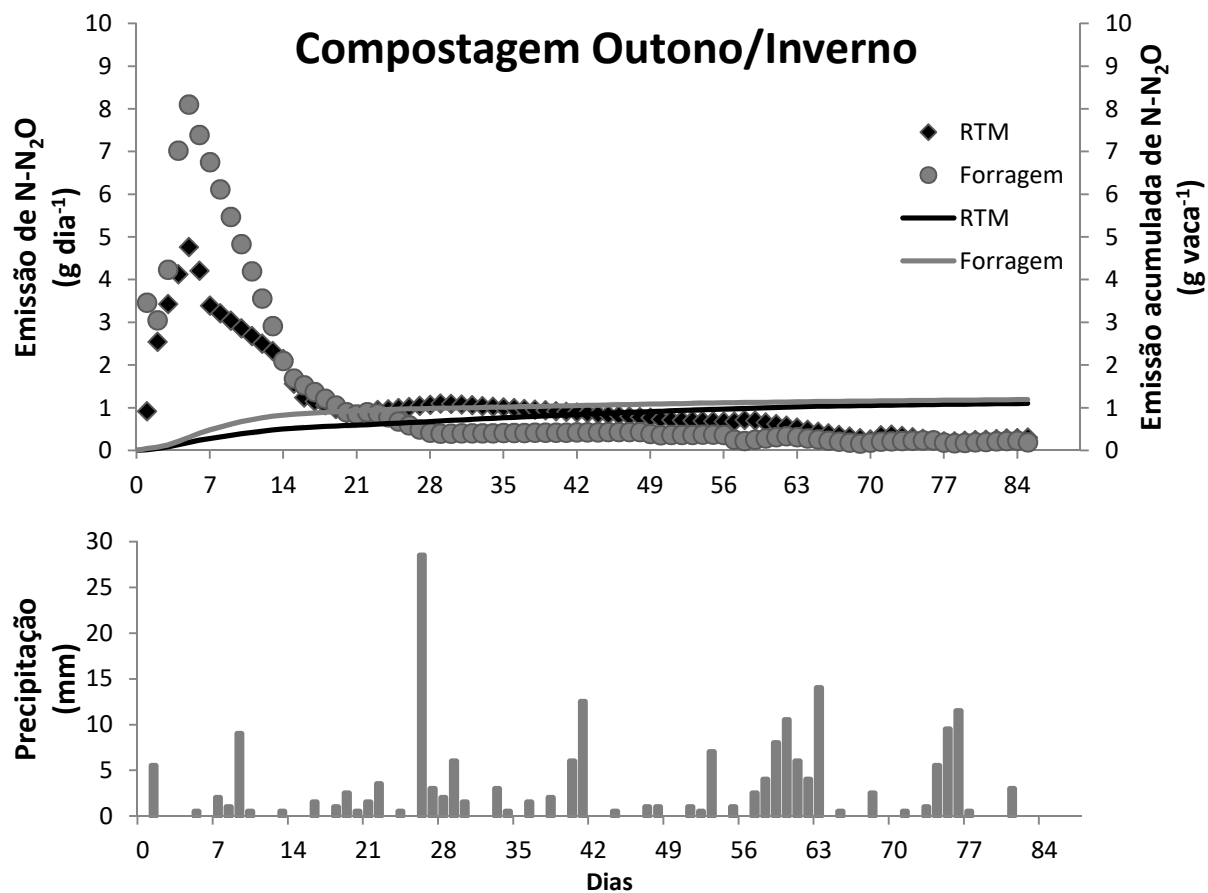


Emissões acumuladas representadas pelas linhas contínuas, eixo à direita
 Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

As emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ tiveram pequena amplitude de variação, independente do tipo de dieta, com valores em torno de $1,2 \text{ g dia}^{-1}$, com exceção da dieta a base de forragem durante o período de primavera/verão, que foi de $1,8 \text{ g dia}^{-1}$. A maior emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ encontrada no composto desta dieta pode ter ocorrido como resultado da menor emissão de N-NH_3 em relação ao composto proveniente dos animais alimentados com RTM. Isto indica que os fatores relacionados a hidrólise da ureia e a volatilização da amônia, como menor temperatura e maior teor de umidade, por exemplo, favoreceram maior quantidade de N reativo residual no composto dos animais ingerindo forragem durante o período de primavera/verão, aumentando o substrato disponível para a emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$.

Em todas as condições experimentais o pico de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ ocorreu durante a primeira semana. Conforme demonstrado por He et al. (2000), a flora microbiana presente neste tipo de composto pode favorecer essas altas taxas iniciais de emissão. Durante o período de outono/inverno, período com maior precipitação de chuvas, o pico ocorreu por volta do quinto dia, sendo as emissões estabilizadas após as duas primeiras semanas (Figura 9). Durante o período de primavera/verão, período com menor precipitação de chuva, o pico ocorreu durante o primeiro dia, da mesma maneira que o preconizado por Paillat et al. (2005). Neste período o pico de emissão foi menor e não apresentou um platô conforme o período de outono/inverno, sendo que as emissões diminuíram gradativamente durante as três primeiras semanas (Figura 10). Uma explicação para este fenômeno pode ter sido a temperatura elevada das pilhas de compostagem durante este período, que foram maiores quando comparadas ao período de primavera/verão, estando acima de 60°C durante a primeira semana. Temperaturas acima de 40°C podem diminuir os processos de nitrificação e desnitrificação, inibindo a emissão de óxido nitroso, pois os microrganismos envolvidos nestes processos não são termofílicos (BECK-FRIIS et al., 2001; MAEDA et al., 2011; PAILLAT et al., 2005; SOMMER, 2001). Outra explicação para este comportamento, pode estar relacionado a menor precipitação de chuva e menor umidade relativa do ar nas primeiras semanas durante o período de primavera/verão, pois estes fatores aumentam a presença de oxigênio no sistema, diminuindo também os processos de nitrificação e desnitrificação, que ocorrem geralmente em ambientes anaeróbicos (SHI et al., 1999). Assim, a alta precipitação de chuva na quinta semana pode ter influenciado o aumento da umidade e a diminuição da temperatura do composto, favorecendo assim, as condições necessárias para os processos de nitrificação e desnitrificação, fazendo com que ocorresse um novo pico de emissão por volta do trigésimo sétimo dia de compostagem. Este segundo pico foi mais evidenciado nos animais ingerindo forragem na primavera/verão, o qual continha maior quantidade de N disponível, devido a maior quantidade inicial de N e também a menor quantidade volatilizada na forma de N-NH_3 .

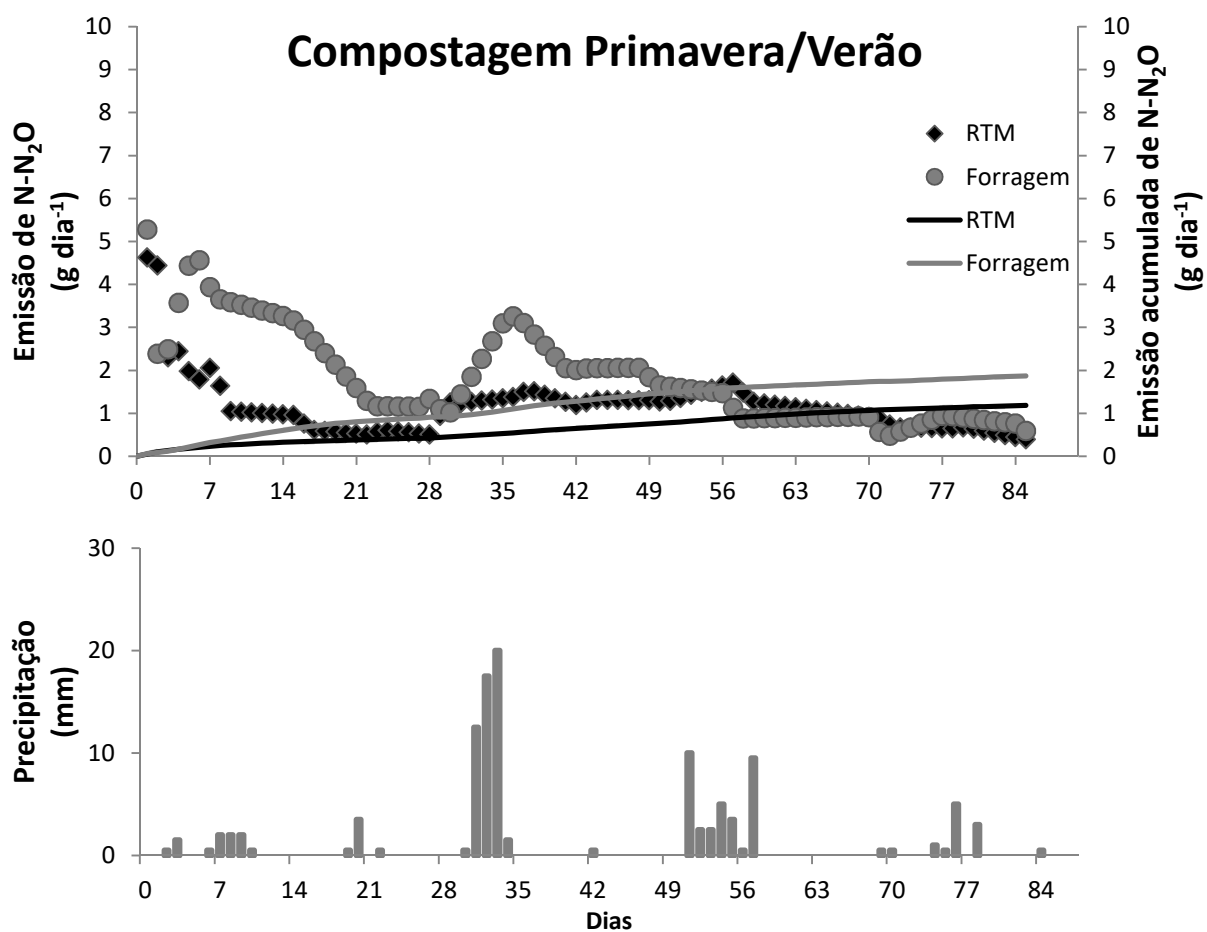
Figura 9 – Emissão de N-N₂O e precipitação de chuva durante o período de Outono/Inverno na fase de compostagem



Emissões acumuladas representadas pelas linhas contínuas, eixo à direita

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 10 – Emissão de N-N₂O e precipitação de chuva durante o período de Primavera/Verão na fase de compostagem



Emissões acumuladas representadas pelas linhas contínuas, eixo à direita
 Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

4.5 CONCLUSÕES

A eficiência de utilização de N é amplamente afetada pelos teores de proteína e energia das dietas, mas também pelo nível de produção leiteira dos animais, sendo os teores de N ureico no leite o principal indicador da eficiência de utilização de N, independente da época do ano.

As emissões de amônia em sistema de produção de leite baseado em cama sobreposta são afetadas, principalmente pelo teor de N ureico no leite e a temperatura da cama, refletindo respectivamente a quantidade de N excretada e os processos físicos e químicos ocorridos. Durante o processo de compostagem, as emissões de amônia são afetadas principalmente pela disponibilidade inicial de N e pela temperatura no composto.

As emissões de N-N₂O durante a fase de confinamento foram insignificantes. Os fatores que influenciaram as emissões de N-N₂O durante a fase de compostagem foram relacionados a disponibilidade de N, a temperatura durante a compostagem e a precipitação de chuva no período.

Estes resultados evidenciam que o indicador N ureico no leite pode ser também uma importante ferramenta na monitoração da eficiência de utilização de nitrogênio, da excreção de N, e, conseqüentemente, do potencial emissor de N-NH₃ e N-N₂O em sistemas de produção de bovinos leiteiros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO, E. D. S. et al. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 7, p. 769–776, 2009.
- BAPTISTA, F. J. et al. Greenhouse Ventilation Rate: Theory and Measurement with Tracer Gas Techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 72, n. 4, p. 363–374, 1999.
- BECK-FRIIS, B. et al. Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 78, n. 4, p. 423–430, abr. 2001.
- BLEIZGYS, R.; BAGDONIEN, I.; BALEZENTIENE, L. Reduction of the Livestock Ammonia Emission under the Biomineralization. **The scientific world journal**, v. 2013, p. 7, 2013.
- BRITO, A. F.; BRODERICK, G. A. Effect of varying dietary ratios of alfalfa silage to corn silage on production and nitrogen utilization in lactating dairy cows. **Journal of dairy science**, v. 89, n. 10, p. 3924–38, 2006.
- BURGOS, S. A. et al. Prediction of ammonia emission from dairy cattle manure based on milk urea nitrogen: Relation of milk urea nitrogen to ammonia emissions. **Journal of Dairy Science**, v. 93, n. 6, p. 2377–2386, 2010.
- BURGOS, S. A.; FADEL, J. G.; DEPETERS, E. J. Prediction of Ammonia Emission from Dairy Cattle Manure Based on Milk Urea Nitrogen: Relation of Milk Urea Nitrogen to Urine Urea Nitrogen Excretion. **Journal of Dairy Science**, v. 90, n. 12, p. 5499–5508, 2007.
- BUSSINK, D. W.; OENEMA, O. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 51, p. 19–33, 1998.
- CANTARELLA, H. et al. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 67, n. 3, p. 215–223, 2003.
- EDOUCARD, N. et al. Low degradable protein supply to increase nitrogen efficiency in lactating dairy cows and reduce environmental impacts at barn level. **Animal**, v. 10, n. 2, p. 212–220, 2015.
- HASSANAT, F. et al. Replacing Alfalfa Silage with Corn Silage in Dairy Cow Diets: Effects on Enteric Methane Production, Ruminant Fermentation, Digestion, N Balance, and Milk Production. **Journal of Dairy Science**, v. 97, n. 2, p. 1169, 2013.
- HASSOUNA, M. et al. **Mesurer les émissions gazeuses en élevage: gaz à effet de serre, ammoniac et oxydes d’azote**. INRA-ADEME, 2015.

HASSOUNA, M. et al. Infrared photoacoustic spectroscopy in animal houses: Effect of non-compensated interferences on ammonia, nitrous oxide and methane air concentrations. **Biosystems Engineering**, v. 114, n. 0, p. 318–326, 2013.

HE, Y. et al. Measurements of N₂O and CH₄ from the aerated composting of food waste. **Science of the Total Environment**, v. 254, n. 1, p. 65–74, 2000.

INRA. **Alimentation des bovins, ovins et caprins**: Besoins des animaux, valeur des aliments, tables INRA. Versailles: Quae, 2007.

JEPPSSON, K. Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. **Journal of Agricultural Engineering Research**, n. 1999, p. 49–57, 1999.

KAUFFMAN, A. J.; ST-PIERRE, N. R. The Relationship of Milk Urea Nitrogen to Urine Nitrogen Excretion in Holstein and Jersey Cows'. **Journal of Dairy Science**, v. 84, n. 10, p. 2284–2294, 2001.

KNÍŽATOVÁ, M. et al. The influence of litter age , litter temperature and ventilation rate on ammonia emissions from a broiler rearing facility. **czech journal of animal science**, v. 55, n. 8, p. 337–345, 2010.

LORINQUER, E. et al. **Emissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre des fumiers de bovins**. INRA-ADEME, 2015.

MAEDA, K.; HANAJIMA, D.; TOYODA, S.; YOSHIDA, N.; MORIOKA, R.; OSADA, T. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. **Microbial Biotechnology**, v. 4, n. 6, p. 700–709, 2011.

PAILLAT, J. M.; ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LETERME, P. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 36, p. 6833–6842, 2005.

PEREIRA, J.; MISSELBROOK, T. H.; CHADWICK, D. R.; COUTINHO, J.; TRINDADE, H. Effects of temperature and dairy cattle excreta characteristics on potential ammonia and greenhouse gas emissions from housing: A laboratory study. **Biosystems Engineering**, v. 112, n. 2, p. 138–150, 2012.

PETERSEN, S. O.; LIND, A. M.; SOMMER, S. G. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. **The Journal of Agricultural Science**, v. 130, n. 1, p. 69–79, 1998.

POWELL, J. M.; ROTZ, C. A.; WATTIAUX, M. A. Potential use of milk urea nitrogen to abate atmospheric nitrogen emissions from wisconsin dairy farms. **Journal of environmental quality**, v. 43, n. 4, p. 1169–75, 2014.

RONG, L.; NIELSEN, P. V.; ZHANG, G. Effects of airflow and liquid temperature on ammonia mass transfer above an emission surface: Experimental study on emission rate. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 20, p. 4654–4661, 2009.

SHI, W.; NORTON, J. M.; MILLER, B. E.; PACE, M. G. Effects of aeration and moisture during windrow composting on the nitrogen fertilizer values of dairy waste composts. **Applied Soil Ecology**, v. 11, n. 1, p. 17–28, 1999.

SOMMER, S. G. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. **European Journal of Agronomy**, v. 14, n. 2, p. 123–133, 2001.

SOMMER, S. G. et al. ALGORITHMS DETERMINING AMMONIA EMISSION FROM BUILDINGS HOUSING CATTLE AND PIGS AND FROM MANURE STORES. **Advances in Agronomy**, v. 89, n. 5, p. 261–355, 2006.

VAN DER STELT, B. et al. Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 18, p. 3449–3455, 2007.

WEBB, J. et al. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of solid manures. In: **Agroecology and strategies for climate change**. Springer, 2012.

5 UTILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO POR VACAS LEITEIRAS MANTIDAS EM PASTO ANUAL DE CLIMA TEMPERADO COM OU SEM SUPLEMENTAÇÃO ENERGÉTICA

5.1 INTRODUÇÃO

Em sistemas de produção com vacas leiteiras mantidas em pasto a urina e as fezes são excretadas diretamente no solo. Nessa situação, o nitrogênio excretado pelos animais interage com o ambiente, podendo ser utilizado pela forragem. Entretanto, grande parte é perdida via volatilização, desnitrificação, lixiviação e escoamento superficial (OENEMA et al., 2005). Nos processos de nitrificação e desnitrificação os solos naturalmente produzem óxido nitroso (N_2O). Portanto, a entrada de N no sistema solo-atmosfera associada a outros fatores estimula a emissão de N_2O .

O N_2O é um importante gás causador de efeito estufa, apresentando uma capacidade de absorção de radiação ultravioleta por molécula 298 vezes maior quando comparado ao CO_2 (IPCC, 2006 e 2007). De um modo geral, a utilização de fertilizantes nitrogenados é apontada como o principal motivo do aumento global das emissões de N_2O por solos agrícolas. No Brasil, entretanto, a principal fonte de emissões são os dejetos de animais mantidos em áreas de pastagens (BRASIL, 2010). Neste sentido, a emissão total anual de N_2O brasileira correspondente a deposição de dejetos de animais em pastagem representam 33,4% das emissões agropecuárias, sendo que a espécie bovina contribui com 89,5% destas emissões.

As emissões de N_2O são provenientes em maior parte da urina e dependentes das condições climáticas e do solo, sendo que os fatores de emissão de N- N_2O relatados na literatura variam de 0,01 a 3,8% do N depositado na forma de urina, e de 0 a 0,7% do N depositado como fezes (DE KLEIN et al., 2003; DE KLEIN et al., 2014; LESSA et al., 2014; LUO; LINDSEY; LEDGARD, 2008; OENEMA et al., 1997; ROCHETTE et al., 2014; SORDI et al., 2014; VAN DER WEERDEN et al., 2011; VAN GROENIGEN et al., 2005; WACHENDORF et al., 2008; YAMULKI; JARVIS; OWEN, 1998).

Outro gás muito importante emitido pelas excretas depositadas no solo é a amônia. A deposição deste gás induz o aumento da nitrificação no solo, gerando acidez e podendo alterar os ecossistemas marinhos e de água doce. Além disso,

este gás pode atuar como precursor importante de chuva ácida e poluição química (VITOUSEK et al., 1997) sendo também responsável pela emissão direta e indireta de N_2O para a atmosfera (IPCC, 2006; 2007).

As perdas de NH_3 também são variáveis conforme a taxa de fertilização, condições climáticas, tipo de solo e quantidade de N depositada. Em se tratando das excretas de animais mantidos em pasto, a urina é a principal responsável das emissões de amônia deste sistema, pois o N ureico presente nesta excreta pode representar de 64 a 94% do N urinário (HAYNES; WILLIAMS, 1993; PETERSEN et al., 1998). Normalmente, a taxa de volatilização de $N-NH_3$ varia em torno de 17 a 30% do N depositado (LAUBACH et al., 2012; LAUBACH et al., 2013; LESSA et al., 2014; SAARIJÄRVI; MATTILA; VIRKAJÄRVI, 2006), sendo a taxa de volatilização de $N-NH_3$ das fezes sistematicamente menor quando comparada a emissão pela urina, variando de 0 a 11,6% do N depositado sob a forma de fezes (LAUBACH et al., 2013; LESSA et al., 2014; PETERSEN et al., 1998; SAARIJÄRVI; MATTILA; VIRKAJÄRVI, 2006).

A melhora na ciclagem do nitrogênio consumido pelos animais e a redução das emissões de gases nitrogenados são considerados como os principais desafios para o futuro do desenvolvimento agrícola (Steinfeld et al., 2006; Galloway et al., 2008). Considerando as especificidades dos sistemas de produção de leite tipicamente adotados na região do Sul do Brasil, destaca-se a possibilidade da utilização de pastos anuais e perenes de clima temperado. As espécies forrageiras de período hibernar - leguminosas e gramíneas C3 - apresentam altos valores de digestibilidade e possuem destaque como fonte de proteína para os animais, pois são normalmente caracterizadas pelo alto teor de proteína bruta. Por outro lado, do ponto de vista ambiental, os altos teores de proteína bruta destas espécies podem contribuir para a diminuição da EUN e o aumento da excreção de nitrogênio pelos animais. A menor EUN em condições de pastejo pode ser relacionada ao alto consumo de nitrogênio associado a concentração elevada de proteína solúvel, causando falta de sincronia na disponibilidade de N em relação à energia no rúmen.

Adoção de estratégias de alimentação que reduzam a quantidade de N excretada pela vaca leiteira por unidade de leite produzida pode ser uma forma de mitigação da quantidade de N excretada no meio ambiente (JOHNSON; REED; KEBREAB, 2016). Assim, a integração destas forragens com suplementos de baixo valor proteico mas, elevado valor energético pode reduzir as concentrações de N na

dieta e aumentar a eficiência na utilização de N, reduzindo as emissões ambientais nitrogenadas (LUO et al., 2008).

A suplementação com carboidratos pode ser uma alternativa para o fornecimento de energia suplementar para vacas leiteiras mantidas em sistemas a base de pasto com alto valor proteico (BARGO; DELAHOY; MULLER, 2004). Por outro lado, o tipo de suplemento fornecido pode influenciar o consumo de MS total e de forragem pastejada de diferentes maneiras. Neste sentido, a suplementação com alimento volumoso, como silagem de milho, geralmente possui efeito mais drástico sobre a redução na ingestão de pasto quando comparado à suplementação com alimento concentrado (DELAGARDE et al., 2011). Desta forma, as respostas relacionadas a ingestão, produção e excreção de nitrogênio, bem como as respostas sobre as emissões gasosas podem variar de acordo com o tipo de suplemento oferecido a estes animais.

Assim, os objetivos deste trabalho foram avaliar a eficiência na utilização de nitrogênio e a emissão de amônia e óxido nitroso nas excretas de vacas leiteiras mantidas em sistema à base de pasto com alto teor de proteína com ou sem suplementação energética. Além disto, este trabalho buscou adquirir dados referentes aos fatores de emissão destes gases a fim de contribuir para estimação da emissão global de NH_3 e N_2O nos sistemas de produção leiteira do sul do Brasil.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

O projeto tem o aval do Comitê de Ética em Experimentação Animal (CETEA) da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC (protocolo nº 4373090816) em concordância com a legislação vigente e as diretrizes éticas formuladas pelo Colégio Brasileiro de Experimentação Animal.

O trabalho foi dividido em duas partes: a primeira consistiu em um experimento com o intuito de avaliar a utilização do nitrogênio em vacas mantidas em pastos mistos de aveia e azevém sem suplementação, ou suplementadas com silagem de milho ou grão de milho. Na segunda parte, as excretas coletadas dos animais durante o primeiro experimento foram distribuídas no solo para a avaliação das emissões de óxido nitroso e volatilização de amônia.

Os experimentos foram conduzidos em Lages, SC, Brasil (50,18°W, 27,47°S; 920 m de altitude) no período de oito de agosto de 2016 a três de janeiro de 2017. O clima da região, segundo a classificação de Koppen, é mesotérmico úmido com verões amenos - Cfb (BERTOL et al., 2004), com temperaturas máximas médias anuais de 22,1 °C, temperaturas mínimas médias anuais de 11,5 °C e pluviometria média de 1862 mm por ano segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Durante o experimento, as temperaturas médias máxima e mínima foram de 23,2 e 13,5 °C, respectivamente, e a precipitação do período foi de 433 mm. Segundo os dados históricos dos últimos 10 anos, as temperaturas médias máxima e mínima são de 22,5 e 11,5 °C, respectivamente, e a precipitação é de 823 mm neste período.

O solo da área experimental é um Cambissolo Húmico Alumínico Léptico derivado de siltitos e argilitos (EMBRAPA, 2006) e de acordo com a análise de solo realizada, apresentava na camada de 0-20 cm os seguintes valores: pH (SMP) = 5,4; MO = 3,3%; K = 37 mg dm⁻³; P = 17,2 mg dm⁻³; Ca = 8,4 cmolc dm⁻³; Mg = 0,54 cmolc dm⁻³; H+Al = 17,2 cmolc dm⁻³; CTC = 10,0 cmolc dm⁻³; Saturação de bases = 34,5%; Areia = 30%; Silte = 25%; Argila = 45%.

A área de pastagem foi constituída por 6,5 ha de azevém anual (*Lolium multiflorum* cv. Barjumbo) e aveia branca (*Avena sativa* cv. FUNDACEP - FAPA 43) semeados em maio de 2016. Após cada período experimental, as áreas foram roçadas – para padronizar o rebrote do pasto, e fertilizadas com 50 kg N ha⁻¹ na

forma de ureia. Dentro da área experimental, uma área de 500 m² foi isolada para que os animais não tivessem mais acesso, e assim os experimentos de emissão de gases fossem conduzidos. Esta área foi subdividida em três blocos (6 × 28m de comprimento) e cada bloco dividido em 7 sub-unidades (4 × 6m). Esta área não foi pastejada e nem adubada após alocação das excretas, para evitar influências externas.

5.2.1 Parte I: Eficiência na utilização do nitrogênio

5.2.1.1 Animais, delineamento experimental e tratamentos

Doze vacas em lactação cruzas Holandês x Jersey, foram separadas em 6 grupos uniformes, de acordo com a produção de leite ($23,3 \pm 6,9$ kg dia⁻¹), estágio de lactação ($101 \pm 57,6$ dias em lactação - DEL) e peso vivo inicial ($492 \pm 76,8$ kg). Cada grupo foi considerado como unidade experimental, e os mesmos foram distribuídos em um delineamento experimental em duplo Quadrado Latino 3 x 3, com três períodos experimentais de 17 dias (12 de adaptação e cinco de avaliações).

Os seis grupos foram divididos em três tratamentos experimentais descritos a seguir:

- Sem suplementação (SS), onde os animais eram mantidos em pastejo, sem suplementação;
- Silagem de milho (SM), onde os animais eram mantidos em pastejo, recebendo suplementação de 4,2 kg de MS de silagem de milho por dia;
- Grão de milho moído (GM), onde os animais eram mantidos em pastejo, recebendo suplementação de 3,6 kg de MS de grão de milho moído por dia.

As quantidades de milho moído e silagem de milho oferecidas foram calculadas, segundo equações do INRA (2007), para oferecerem a mesma quantidade em energia líquida para lactação na forma de suplemento. As composições bromatológicas e os valores nutritivos dos suplementos são apresentados na Tabela 10.

Os animais não suplementados foram conduzidos diretamente à pastagem após as ordenhas. Os animais suplementados tiveram acesso exclusivo aos suplementos (silagem de milho ou grão de milho) durante duas horas por dia, divididos em dois períodos de uma hora, imediatamente após as ordenhas – das

8h00 às 9h00 e das 16h30 às 17h30. Após o período de suplementação, os animais suplementados eram conduzidos à pastagem, onde permaneciam até a ordenha subsequente. Todos os animais tiveram acesso contínuo a água e sal mineral.

Tabela 10 – Composição química e valor nutritivo da silagem de milho e grão de milho moído oferecido para vacas leiteiras em pasto misto de Azevém anual (*Lolium multiflorum* cv. Barjumbo) + Aveia branca (*Avena sativa* cv. FUNDACEP - FAPA 43).

Item	Silagem de milho	Grão de milho moído
MS (g kg ⁻¹)	281	911
<i>Composição química (g kg⁻¹ de MS)</i>		
MO	963	984
PB	61	85
FDN	404	159
FDA	240	31
<i>Valor nutritivo</i>		
PDIN ¹ , g kg ⁻¹ de MS	37	67
PDIE ² , g kg ⁻¹ de MS	63	87
EL _L ³ , Mcal kg ⁻¹ de MS	1,48	1,82

¹ PDIN: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando o nitrogênio degradável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007)

² PDIE: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando a energia fermentável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007).

³ EL_L: Energia líquida para lactação, com base no sistema de alimentação INRA (INRA, 2007).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O método de pastejo foi em faixas diárias, sendo que para os animais do tratamento SS a oferta diária de pasto foi de 40 kg MS vaca⁻¹. Nos tratamentos SM e GM a oferta de pasto foi ajustada de forma a manter a mesma altura residual de forragem do tratamento SS. Este manejo foi adotado para que a fração do dossel forrageiro ingerido pelos animais não fosse diferente entre os tratamentos, evitando o desperdício de forragem.

5.2.1.2 Amostragem

As massas de forragem pré e pós-pastejo foram estimadas com o auxílio de prato ascendente (Farmworks®, F200 model, New Zealand), baseado no conteúdo de MS presente na área do prato (0,1 m²) de acordo com a altura média mensurada ('t MANNETJE, 2000). As calibrações foram realizadas em cada período experimental, onde foram medidos 10 pontos pré e pós-pastejo. Cada ponto teve seu valor anotado e o conteúdo presente nesta área foi cortado ao nível do solo. As amostras foram secas em estufa com ventilação forçada a 60° C por 72 horas e

equações de regressão foram construídas para estimar a massa de forragem (MF; kg MS ha⁻¹) presente na área em função da altura comprimida (cm) mensurada com o prato ascendente.

A altura de perfilho estendido antes do pastejo foi medida nos dias 14 e 16, de cada período, e nos dias 16 e 18 foi medida a altura pós-pastejo. Ambas as medições foram realizadas em 100 perfilhos selecionados aleatoriamente por piquete. A composição química do pasto ingerido foi determinada nos dias 14 e 16 de cada período. Para isso, 20 punhados de pasto foram selecionados aleatoriamente e cortados ao nível do solo por cada piquete e período. No laboratório, as amostras foram cortadas na mesma altura média de perfilho pós-pastejo, considerando que a fração superior representou a forragem selecionada e ingerida pelos animais, conforme proposto por Delagarde et al. (2000). Após o corte esta fração da amostra foi seca em estufa com ventilação forçada a 60° C por 72 horas e armazenadas para posterior análise.

A mensuração da produção de leite, bem como a amostragem para determinação da composição do leite (proteína e N-ureico) foram realizadas individualmente nas duas ordenhas diárias (7h00 e 15h30) durante os cinco últimos dias de cada período experimental. A coleta de sangue foi realizada no 13° e 17° dia de cada período experimental, após a ordenha da manhã, por venopunção da veia jugular. Para o armazenamento da amostra foram utilizados tubos “vacutainer” esterilizados sem anticoagulante.

Amostras da silagem de milho e do grão de milho oferecido foram coletadas duas vezes por dia do 12° ao 17° dia de cada período experimental, formando uma amostra composta para cada ingrediente por período. Neste mesmo período, amostras das sobras foram coletadas diariamente, formando uma amostra composta por grupo e período. Todas as amostras foram secas em estufa com ventilação forçada a 60° C por 72 horas e moídas em peneira de 1,0 mm para realização das análises laboratoriais.

Os teores de MS dos alimentos foram determinados por secagem estufa a 105°C por 24 horas. O conteúdo de cinzas foi quantificado por combustão em forno mufla a 550°C por 4 horas e a matéria orgânica (MO) por diferença de massa. O N total foi analisado pelo método Kjeldahl (Method 984.13; AOAC INTERNATIONAL, 1998). As amostras de leite foram analisadas por espectrofotometria infravermelho (DairySpect FT, Bentley).

As amostras de sangue foram centrifugadas a 2000 g por 10 minutos para obtenção do plasma, e este armazenado a -20°C para posterior análise. A dosagem de ureia no plasma sanguíneo foi determinada por intermédio do método enzimático colorimétrico (“Kit” Labtest Diagnóstico SA, Lagoa Santa, MG), multiplicando-se o valor obtido por 0,45 para obter o N ureico no plasma sanguíneo.

5.2.1.3 Cálculos

Os valores de proteína digestível no intestino (PDI) - considerando a síntese microbiana no rúmen limitada pela energia (PDIE) e a síntese microbiana no rúmen limitada pelo nitrogênio (PDIN), bem como os valores de energia líquida para lactação (EL_L) foram calculadas a partir da composição química das amostras de pasto e dos suplementos utilizando as equações propostas pelo INRA (2007).

O consumo de forragem foi medido pela diferença entre as biomassas no pré e pós-pastejo (LANTINGA; NEUTEBOOM; MEIJS, 2004), e o consumo de suplemento (silagem de milho ou grão de milho) foi quantificado como a diferença entre a quantidade ofertada e a sobra, ambos realizados diariamente durante os cinco últimos dias de cada período experimental.

A eficiência de utilização de nitrogênio (EUN) foi calculada através da divisão da fração de N total excretada pelo leite pela quantidade de N total ingerida.

A excreção de nitrogênio foi calculada segundo as equações do projeto Europeu RedNex (CUTULLIC et al., 2013a), descritas a seguir:

$$N_{\text{fezes}} \text{ (g dia}^{-1}\text{)} = -13,7 + 6,907 \text{ IMS (kg dia}^{-1}\text{)} + 0,1025 \text{ IN (g dia}^{-1}\text{)}$$

$$(R^2 = 0,70)$$

Onde: N_{fezes} = Excreção de nitrogênio nas fezes; IMS = Ingestão de matéria seca; IN Ingestão de nitrogênio.

$$N_{\text{urina}} \text{ (g dia}^{-1}\text{)} = -142,1 + 1,98 \text{ NUL (mg100ml}^{-1}\text{)} + 0,2009 \text{ IN (g dia}^{-1}\text{)} + 6,5 \%N \text{ (g kg}^{-1}\text{ MS)}$$

$$(R^2 = 0,90)$$

Onde: N_{urina} = Excreção de nitrogênio na urina; NUL = Nitrogênio ureico no leite; IN Ingestão de nitrogênio; %N = porcentagem de nitrogênio na dieta ingerida.

5.2.2 Parte II: Emissão de Gases

Após o último dia de coleta do experimento I, amostras de fezes e urina foram coletadas de cada uma das 12 vacas distribuídas entre os tratamentos SS, SM e GM. As coletas foram realizadas durante as ordenhas (7h00 e 15h30), sendo coletados dois kg de fezes (um kg em cada ordenha) e 500 mL de urina (250 mL em cada ordenha) por vaca, através de baldes plásticos rígidos mantidos manualmente abaixo do períneo das vacas. As amostras foram homogeneizadas por tratamento, separadas em porções equivalentes a 112 g m^{-2} de fezes e 10 L m^{-2} de urina, e acondicionadas em recipientes hermeticamente fechados a 4°C até a deposição no solo, que ocorreu na manhã do dia seguinte (HAYNES; WILLIAMS, 1993; VAN DER WEERDEN et al., 2011). Estas porções geraram uma taxa de aplicação média de N em torno de $500 \text{ kg de N ha}^{-1}$ para as fezes e $1000 \text{ kg de N ha}^{-1}$ para a urina, conforme (SAARIJÄRVI; MATTILA; VIRKAJÄRVI, 2006).

Uma alíquota de cada tratamento foi separada para as análises químicas. A urina foi mantida refrigerada até o momento da análise e as fezes foram secas em estufa com ventilação forçada a 60°C por 72 horas e armazenadas para posterior análise.

5.2.2.1 Avaliação da emissão de NH_3 dos dejetos

Para a avaliação da volatilização de N- NH_3 alíquotas de 140 g de fezes e 80 mL de urina de cada tratamento (SS, SM, GM), mais um controle em branco (sem excretas) foram distribuídas em um delineamento de blocos ao acaso. Foram utilizados três blocos, sendo cada bloco composto por sete bases de PVC ($n = 21$). As bases metálicas eram circulares com 10 cm de diâmetro interno (área = $0,008 \text{ m}^2$) inseridas 2,5 cm no solo durante todo o período de amostragem (25 dias).

A quantificação de N- NH_3 volatilizada foi realizada em 28 de outubro de 2016, de acordo com a metodologia descrita por Araújo et al. (2009), Jantalia et al. (2012) e Lessa et al. (2014). Para esta técnica, o NH_3 é capturado por uma câmara semi-aberta confeccionada a partir de garrafa plástica com capacidade para 2 L e com área de $0,008 \text{ m}^2$, como descrito por Jantalia et al. (2012). Nesta técnica a base da garrafa é removida e posicionada na parte superior, com auxílio de arame galvanizado, servindo como proteção contra a influência de chuvas. O sistema

absorvedor de amônia presente dentro das câmaras foi constituído de uma lâmina de espuma de poliuretano ($0,017 \text{ g cm}^{-3}$) com 3 mm de espessura, 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento, suspensa verticalmente com o auxílio de um fio rígido de 1,5 mm de diâmetro, posicionada dentro de um frasco de plástico com capacidade para 50 mL. Dentro deste frasco foram adicionados 10 mL de solução de H_2SO_4 , 1 mol dm^{-3} + glicerina (2% v v⁻¹).

Antes de iniciar cada coleta a lâmina de espuma foi acondicionada dentro do frasco com a solução ácida e, em seguida, comprimida de forma a absorver a maior parte dessa solução. Após a colocação das excretas no dia 0, as lâminas de espumas foram substituídas nos dias 2, 4, 7, 10, 13, 17, 21 e 25, perfazendo um total de 8 coletas.

Para a determinação do N-NH₃ retido, foram adicionados 40 mL de água destilada junto a espuma e a solução remanescentes em cada frasco de 50 mL (com massa previamente conhecida - P1). Após homogeneização da mistura contida em cada frasco, os mesmos foram pesados novamente (P2). Uma alíquota de 5 mL foi analisada por destilação a vapor e submetida a titulação para a quantificação do N amoniacal, conforme Alves et al. (1994). O volume total da solução foi determinado pela diferença entre P2 e P1, sendo a densidade da mistura considerada igual a 1 g cm^{-3} .

A quantia de N-NH₃ ($\mu\text{g cm}^{-2}$) foi calculada considerando: a quantidade de N recuperada no coletor em função do intervalo entre coletas e a área das bases. As emissões acumuladas foram calculadas através do somatório das quantidades de N recuperadas em cada período de coleta.

5.2.2.2 Avaliação da emissão de N₂O dos dejetos

Para a avaliação da volatilização de N-N₂O alíquotas de 1,4 kg de fezes e 800 mL de urina de cada tratamento (SS, SM, GM), mais um controle em branco (sem excretas) foram distribuídos em um delineamento de blocos ao acaso. Foram utilizados três blocos, sendo cada bloco composto por sete bases metálicas (n = 21). As bases metálicas eram circulares com 32 cm de diâmetro interno (área = $0,08 \text{ m}^2$) inseridas 2,5 cm no solo durante todo o período de amostragem (94 dias).

O período de medidas gasosas iniciou em primeiro de outubro de 2016 com a mensuração de cada conjunto base+câmara, antes da aplicação das excretas, no

dia 0. Estas mensurações foram repetidas nos dias 1, 3, 5, 7, 9, 13, 17, 21, 26, 31 e, a partir do dia 37, foram realizadas semanalmente até o dia 94, perfazendo um total de 20 coletas.

As amostras de ar foram coletadas através da técnica de câmaras estáticas fechadas (MOSIER, 1989). Estas câmaras foram confeccionadas utilizando baldes de poliuretano com 33,7 cm de diâmetro e 38 cm de altura, perfazendo um volume de 33,8 L. As bases foram recobertas com manto metálico isolante (para evitar o aquecimento interno da câmara), dotadas de ventiladores internos (para homogeneização do ar interno), válvula de saída (para a remoção das amostras de ar) e termômetro tipo sonda (para verificação da temperatura do ar interno). Na base de cada câmara também foi instalado um cordão de borracha responsável pela vedação do conjunto base+câmara.

As câmaras eram instaladas nas bases no início de cada evento de coleta, as quais iniciavam às 8h da manhã. As amostras de ar eram recolhidas nos tempos 0, 15 e 30 min através de seringas de polipropileno (20 mL) equipadas com válvulas de fechamento, as quais eram mantidas em caixa térmica com gelo e, ao final do período de coletas, foram transferidas para frascos pré-higienizados e evacuados 12 mL (Exetainer, Labco).

As análises das amostras de ar para a determinação das concentrações de N_2O foram efetuadas por cromatografia gasosa no Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Porto Alegre-RS), utilizando um equipamento Shimadzu GC 2014 modelo “Greenhouse”, com injetor a 250 °C, coluna a 70 °C, N_2 como gás transportador (30 mL min⁻¹) e detector de captura de elétrons (ECD) em 325 °C.

Os fluxos de $N-N_2O$ ($\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$) foram calculados considerando: o aumento linear da concentração de gás no compartimento da câmara em função do tempo entre as coletas, a temperatura e a pressão do ar, o volume da câmara e a área das bases metálicas (GOMES et al., 2009). As emissões acumuladas foram calculadas através da multiplicação dos fluxos horários pelo período de 24 horas durante os dias de coletas e, entre os dias de coletas, através de interpolação linear.

5.2.2.3 Cálculos

De acordo com a calibração da técnica de mensuração da volatilização de amônia, a fração do NH_3 recuperado é de 0,63 para uma faixa de 100 a 1500 kg N ha^{-1} . Assim sendo, os valores mensurados foram multiplicados por um fator de correção de 1,74 (ARAÚJO et al., 2009).

Os fatores de emissão de N-NH_3 e $\text{N-N}_2\text{O}$ para fezes e urina foram calculados de acordo com a seguinte equação:

$$\text{FE (\%)} = (\text{N-Gás}_{\text{emitido}} - \text{N-Gás}_{\text{controle}}) \times \text{N}_{\text{aplicado}}^{-1} \times 100$$

Onde: FE é o fator de emissão (porcentagem de N proveniente da urina ou das fezes aplicado emitido como N_2O ou NH_3); $\text{N-Gás}_{\text{emitido}}$ é a emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$ ou N-NH_3 nas parcelas onde foram colocados os tratamentos (fezes ou urina); $\text{N-Gás}_{\text{controle}}$ é a emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$ ou N-NH_3 na parcela controle (sem excretas); $\text{N}_{\text{aplicado}}$ é a quantidade aplicada de N na forma de fezes ou urina.

Os valores de emissão de gases por animal foram calculados através da multiplicação dos fatores de emissão obtidos nos experimentos pela quantidade de nitrogênio excretado nas fezes e urina.

$$\text{N-Gás}_{\text{emitido}} (\text{g vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = \text{FE}_{\text{Gás}} (\%) \times \text{N}_{\text{excretado}} (\text{g dia}^{-1})$$

Onde: $\text{N-Gás}_{\text{emitido}}$ é a emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ ou N-NH_3 provenientes das fezes ou urina; $\text{FE}_{\text{Gás}}$ é o fator de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ ou N-NH_3 para as fezes ou urina; $\text{N}_{\text{excretado}}$ é a quantidade excretada de N na forma de fezes ou urina.

5.2.3 Análise estatística

Os dados foram submetidos a análise de variância utilizando o PROC MIXED do programa SAS (versão 9.3, Instituto SAS, Cary, NC), considerando 5% como nível de significância. Sendo que as variáveis foram analisadas pela média do lote e período (n=18), utilizando o seguinte modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + \text{lote}_i + \text{período}_j + \text{tratamento}_k + e_{ijk},$$

Onde: Y_{ijk} = variável analisada; μ = média geral; lote_i = efeito aleatório do lote; período_j = o efeito aleatório do período; tratamento_k = o efeito fixo do tratamento; e_{ijk} = erro residual.

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Produção animal

A massa de forragem pré-pastejo foi igual para todos os tratamentos. A oferta de pasto foi maior para o tratamento SS, seguido em ordem decrescente pelos tratamentos GM e SM ($P < 0,001$).

Os teores de MS (169 g kg^{-1}), MO ($927 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$) e PB ($212 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$), bem como o valor nutritivo do pasto ingerido não diferiram entre os tratamentos. No mesmo sentido, os valores de PDI e EL_L foram $107 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$ e $6,99 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ MS}$, respectivamente (Tabela 11).

Tabela 11 – Características pré e pós-pastejo, composição química e valor nutritivo de pastos mistos de Azevém anual (*Lolium multiflorum* cv. Barjumbo) + Aveia branca (*Avena sativa* cv. FUNDACEP - FAPA 43), pastejados por vacas leiteiras sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).

Suplementadas com energia de milho (GM) ou grão de milho moído (GM).					
Item	Tratamentos			EPM	Valor de P
	SS	SM	GM		
<i>Pré-pastejo</i>					
Massa de forragem, kg de MS ha ⁻¹	2595	2440	2566	106,4	0,564
Oferta de pasto, kg de MS d ⁻¹	41,3 ^a	30,8 ^c	34,6 ^b	0,86	<0,001
<i>Altura do dossel pré-pastejo</i>					
Altura (prato ascendente)	27,6	26,1	28,2	1,28	0,504
Altura (bastão graduado), cm	27,5	25,8	27,4	0,84	0,322
<i>Altura de dossel pós-pastejo</i>					
Altura (prato ascendente)	18,6	16,4	17,9	0,75	0,147
Altura (bastão graduado), cm	14,0	12,5	13,6	0,53	0,171
<i>Pasto selecionado</i>					
<i>Composição química</i>					
MS, g kg ⁻¹	170	166	170	4,03	0,509
MO, g kg ⁻¹ de MS	928	925	928	4,47	0,762
PB, g kg ⁻¹ de MS	219	204	213	6,25	0,277
<i>Valor nutritivo</i>					
PDIN, ¹ g kg ⁻¹ de MS	141	133	139	3,59	0,305
PDIE, ² g kg ⁻¹ de MS	107	105	108	1,13	0,217
EL _L ³ , MJ kg ⁻¹ de MS	6,99	6,90	7,07	0,079	0,369

¹ PDIN: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando o nitrogênio degradável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007)

² PDIE: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando a energia fermentável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007).

³ EL_L: Energia líquida para lactação, com base no sistema de alimentação INRA (INRA, 2007).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Os valores de PDIN e PDIE da dieta dos animais suplementados foram menores quando comparados com a dieta dos animais sem suplementação ($P<0,001$), sendo esta diferença mais evidente nos animais suplementados com silagem de milho (Tabela 12). Em relação ao valor energético das dietas, foi verificada redução no teor de energia líquida para lactação na dieta dos animais suplementados com silagem de milho ($P<0,001$).

Tabela 12 – Valor nutritivo da dieta, consumo e produção de vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (*Lolium multiflorum* cv. Barjumbo) + Aveia branca (*Avena sativa* cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).

Item	Tratamentos			EPM	Valor de P
	SS	SM	GM		
<i>Valor nutritivo da dieta</i>					
PDIN ¹ , g kg ⁻¹ de MS	141 ^a	108 ^c	121 ^b	2,1	<0,001
PDIE ² , g kg ⁻¹ de MS	107 ^a	90 ^c	102 ^b	1,1	<0,001
EL _L ³ , MJ kg ⁻¹ MS	6,99 ^a	6,19 ^b	7,20 ^a	0,084	<0,001
(PDIN-PDIE)EL _L ⁻¹ , g MJ ⁻¹	1,66 ^a	0,99 ^b	0,91 ^b	0,049	<0,001
<i>Consumo</i>					
Consumo de MS, kg d ⁻¹					
Pasto	11,9 ^a	10,3 ^b	11,2 ^{ab}	0,28	0,012
Silagem de milho	-	3,09	-	-	-
Grão de milho moído	-	-	3,61	-	-
Total	11,9 ^c	13,4 ^b	14,8 ^a	0,30	<0,001
Consumo de PDIN, kg d ⁻¹	1,68 ^a	1,44 ^b	1,80 ^a	0,060	0,008
Consumo de PDIE, kg d ⁻¹	1,27 ^b	1,21 ^b	1,52 ^a	0,040	0,002
Consumo de EL _L , MJ d ⁻¹	82,8 ^b	83,2 ^b	105,9 ^a	2,80	<0,001
<i>Produção</i>					
Produção de leite, kg d ⁻¹	21,7 ^b	21,8 ^b	23,1 ^a	0,35	0,048
Teor de PB no leite, %	3,14 ^b	3,10 ^b	3,21 ^a	0,017	0,006

¹ PDIN: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando o nitrogênio degradável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007)

² PDIE: proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando a energia fermentável no rúmen é limitante, com base no sistema de alimentação do INRA (INRA, 2007).

³ EL_L: Energia líquida para lactação, com base no sistema de alimentação INRA (INRA, 2007).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O consumo de MS de pasto foi reduzido (-1,6 kg d⁻¹; $P<0,05$) nas vacas recebendo suplementação com silagem de milho em comparação às não suplementadas, sendo que as vacas suplementadas com grão de milho tiveram um consumo intermediário. O consumo total de MS foi superior ($P<0,001$) nas vacas

suplementadas em relação às vacas não suplementadas, sendo maior nos animais recebendo grão de milho em comparação aos animais recebendo silagem de milho. Apesar do maior consumo de MS nos animais recebendo silagem de milho em comparação aos animais sem suplementação, o consumo de energia líquida para lactação foi semelhante entre eles, sendo maior ($P<0,001$) somente nos animais suplementados com grão de milho. O consumo de PDIN foi $0,3 \text{ kg dia}^{-1}$ menor nos animais do tratamento SM em comparação com os demais, e o consumo de PDIE foi $0,3 \text{ kg dia}^{-1}$ maior nos animais do tratamento GM ($P<0,01$).

Tanto a produção de leite ($P<0,05$) quanto o teor de PB no leite ($P<0,01$) foram maiores (6,2% e 2,3%, respectivamente) nos animais suplementados com grão de milho quando comparados a média dos animais sem suplementação ou suplementados com silagem de milho.

O teor de N na dieta dos animais suplementados foi reduzido em 20% em relação à dieta dos animais mantidos sem suplementação, independente do suplemento utilizado ($P<0,001$). Os animais que receberam silagem de milho como suplemento apresentaram menor consumo de nitrogênio ($P<0,001$) quando comparado a média dos demais (333 vs 426 g dia^{-1} , respectivamente). A suplementação com grão de milho permitiu que as vacas alocassem maior quantidade de nitrogênio para o leite em comparação a média dos animais que não receberam suplementação ou foram suplementados com silagem de milho (117 vs 108 g dia^{-1} , respectivamente; $P<0,01$).

A eficiência de utilização de nitrogênio aumentou ($P<0,01$) de 27% nos animais mantidos exclusivamente em pastos mistos de azevém e aveia para 32% em média nos animais suplementados. As concentrações de nitrogênio ureico no leite e no plasma sanguíneo foram menores ($P<0,01$) nos animais suplementados do que nos animais não suplementados (Tabela 13).

A excreção total de nitrogênio foi reduzida em 24% com o uso da suplementação com silagem de milho ($P<0,001$). Entretanto, quando avaliada a excreção por kg de nitrogênio ingerido, a suplementação com silagem de milho e a suplementação com grão de milho foram igualmente eficazes na redução da excreção de nitrogênio.

Tabela 13 – Teor, consumo, produção, excreção, eficiência de utilização e parâmetros metabólicos dos compostos nitrogenados em vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (*Lolium multiflorum* cv. Barjumbo) + Aveia branca (*Avena sativa* cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).

Item	Tratamentos			EPM	Valor de P
	SS	SM	GM		
Teor de N na dieta, g kg ⁻¹ de MS	35 ^a	27 ^b	29 ^b	1,4	<0,001
Consumo de N, g d ⁻¹					
Pasto	418 ^a	305 ^c	384 ^b	8,5	<0,001
Silagem de milho	-	28	-	-	-
Grão de milho moído	-	-	49	-	-
Total	418 ^a	333 ^b	433 ^a	8,5	<0,001
Produção de N no leite, g d ⁻¹	108 ^b	107 ^b	117 ^a	1,8	0,006
EUN ¹	0,27 ^b	0,32 ^a	0,32 ^a	0,009	0,004
N ureico no leite, mg dL ⁻¹	18,1 ^a	15,2 ^b	15,4 ^b	0,45	0,003
N ureico no plasma, mg dL ⁻¹	15,4 ^a	12,2 ^b	11,2 ^b	0,62	0,004
Excreção de N, g d ⁻¹					
Fezes	111 ^b	116 ^b	133 ^a	3,6	0,006
Urina	205 ^a	139 ^c	165 ^b	7,1	0,001
Total	316 ^a	233 ^b	298 ^a	6,0	<0,001
Excreção de N, g kg ⁻¹ de N _{ingerido}					
Total	761 ^a	698 ^b	690 ^b	5,6	<0,001

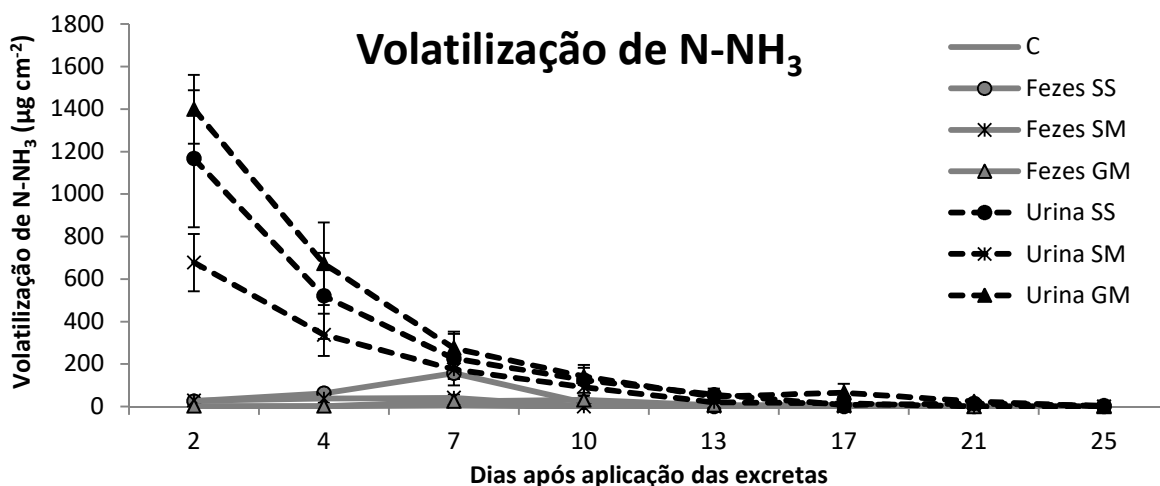
¹ EUN = Eficiência de utilização de nitrogênio

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

5.3.2 Fator de emissão de N-NH₃

A volatilização de N-NH₃ das parcelas que receberam fezes foram sempre próximas a volatilização da parcela controle (sem excretas), estando na maioria dos dias de coleta próximo a 0. Por outro lado, as parcelas que receberam urina apresentaram altas taxas de volatilização desde a primeira coleta após a aplicação das excretas, atingindo uma taxa de volatilização de até 1400 µg cm⁻¹ (Figura 11). O fator de emissão de N-NH₃ das fezes variou de 0,94 a 5,77%, e o da urina variou de 18,49 a 26,92% (Tabela 14).

Figura 11 – Gráfico da volatilização de amônia após aplicação das excretas



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Tabela 14 – Amônia das excretas provenientes de vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (*Lolium multiflorum* cv. Barjumbo) + Aveia branca (*Avena sativa* cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).

Item	Tratamentos		
	SS	SM	GM
Aplicação			
Fezes			
MS, g MS base ⁻¹	15	14	22
N, g N base ⁻¹	0,36	0,28	0,59
Taxa de fertilização, kg N ha ⁻¹	459	359	748
Urina			
N, g N base ⁻¹	0,89	0,44	0,76
Taxa de fertilização, kg N ha ⁻¹	1135	566	967
Volatilização			
Fezes, g N-NH ₃ base ⁻¹	0,012	0,005	0,003
Urina, g N-NH ₃ base ⁻¹	0,095	0,059	0,118
Total			
FE N-NH ₃ Fezes, % N excretado	5,77	2,96	0,94
FE N-NH ₃ Urina, % N excretado	18,49	23,21	26,92

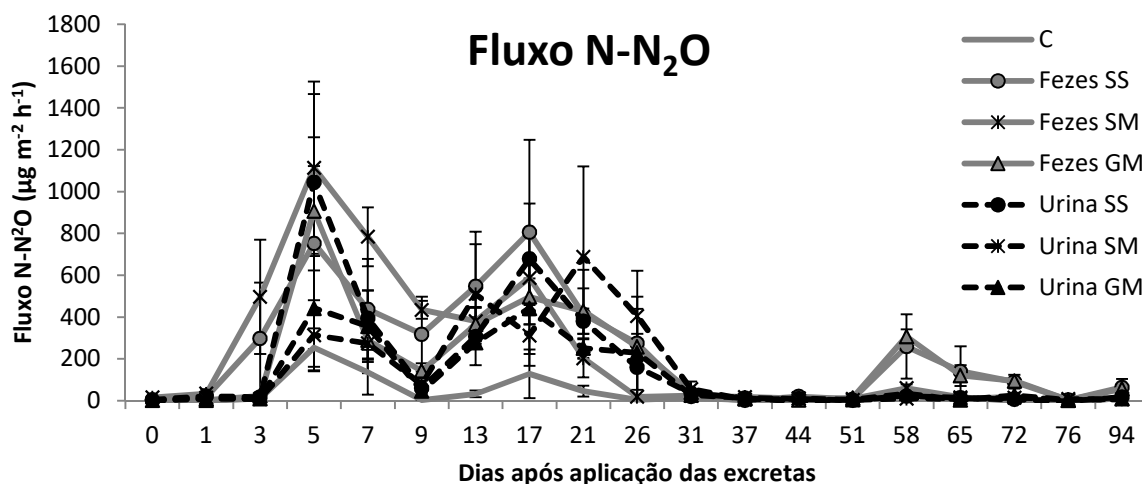
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

5.3.3 Fator de emissão de N-N₂O

Depois do terceiro dia após a aplicação das excretas os fluxos de N-N₂O passaram a ser diferentes do fluxo observado na parcela controle (sem excretas), sendo que primeiro pico de emissão ocorreu por volta do quinto dia, e o segundo pico de emissão ocorreu por volta do décimo sétimo dia. O primeiro pico de emissão de N-N₂O atingiu cerca de 1100 µg m⁻² h⁻¹, e o segundo pico atingiu cerca de 600 µg

$\text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$, tanto para as parcelas que continham urina quanto para aquelas que continham fezes. Após o 37º dia não houve mais fluxo de $\text{N-N}_2\text{O}$ para os tratamentos que continham urina, entretanto os tratamentos que continham fezes dos animais não suplementados e fezes dos animais suplementados com grão de milho apresentaram um terceiro pico de emissão entre o 58º e 65º dia, que atingiu cerca de $300 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 12). Os três picos de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ parecem ter acompanhado os picos de umidade no solo, que variou conforme a precipitação de chuva no período experimental (figura 13). O fator de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ da urina variou de 0,12 a 0,16% e foi cerca de quatro vezes menor que o das fezes, que variou de 0,38 a 0,72% (Tabela 15).

Figura 12 – Gráfico do fluxo de óxido nitroso após aplicação das excretas



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 13 – Gráfico da umidade do solo após aplicação das excretas



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Tabela 15 – Óxido nitroso das excretas provenientes de vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (*Lolium multiflorum* cv. Barjumbo) + Aveia branca (*Avena sativa* cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).

Item	Tratamentos		
	SS	SM	GM
Aplicação			
Fezes			
MS, g MS base ⁻¹	121	114	205
N, g N base ⁻¹	3,9	3,0	6,0
Taxa de fertilização, kg N ha ⁻¹	485	376	753
Urina			
N, g N base ⁻¹	9,8	8,9	9,1
Taxa de fertilização, kg N ha ⁻¹	1223	1104	1121
Volatilização			
Fezes, g N-N ₂ O base ⁻¹	0,028	0,019	0,023
Urina, g N-N ₂ O base ⁻¹	0,016	0,016	0,011
FE N-N ₂ O Fezes, % N excretado	0,72	0,63	0,38
FE N-N ₂ O Urina, % N excretado	0,16	0,18	0,12

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

5.3.4 Emissão de N-NH₃ e N-N₂O

As excretas dos animais suplementados apresentaram menor emissão de N-N₂O quando comparadas as excretas dos animais não suplementados, sendo esta redução mais evidenciada no tratamento GM (P<0,001), tanto em g vaca⁻¹ dia⁻¹ quanto em g kg⁻¹ N_{leite} (Tabela 16). Por outro lado, a emissão de N-N₂O em g kg⁻¹ N_{ingerido} foi menor apenas no tratamento GM (1,62 vs 2,72; P<0,001).

Em relação ao N-NH₃, as excretas dos animais recebendo silagem de milho apresentaram menor emissão diária quando comparada aos tratamentos SS e GM (36,33 vs 47,80 g vaca⁻¹ dia⁻¹; P<0,01). A suplementação com silagem de milho ou grão de milho reduziu as emissões de N-NH₃ em relação ao N ingerido, sendo esta redução mais evidente nas excretas dos animais que receberam silagem de milho como suplemento (P<0,001). As excretas dos animais suplementados apresentaram menor emissão de N-NH₃ por kg de N produzido no leite quando comparado as excretas dos animais não suplementados (374,45 vs 478,26 g kg⁻¹ N_{leite}; P<0,01).

Tabela 16 – Emissão de amônia e óxido nitroso das excretas provenientes de vacas leiteiras mantidas em pastos mistos de Azevém anual (*Lolium multiflorum* cv. Barjumbo) + Aveia branca (*Avena sativa* cv. FUNDACEP - FAPA 43), sem suplementação (SS) ou suplementadas com silagem de milho (SM) ou grão de milho moído (GM).

Emissão	Tratamentos			EPM	Valor de P
	SS	SM	GM		
N-NH ₃ , g vaca ⁻¹ dia ⁻¹					
Fezes	11,83 ^a	4,11 ^b	1,54 ^c	0,288	<0,001
Urina	37,92 ^b	32,22 ^c	44,32 ^a	1,663	0,003
Total	49,74 ^a	36,33 ^b	45,86 ^a	1,870	0,003
N-NH ₃ , g kg ⁻¹ de N _{ingerido}	119,87 ^a	99,23 ^c	106,13 ^b	1,834	<0,001
N-NH ₃ , g kg ⁻¹ de N _{leite}	478,26 ^a	346,63 ^b	402,27 ^b	18,442	0,003
N-N ₂ O, g vaca ⁻¹ dia ⁻¹					
Fezes	0,81 ^a	0,74 ^a	0,50 ^b	0,022	<0,001
Urina	0,33 ^a	0,26 ^b	0,20 ^c	0,011	<0,001
Total	1,14 ^a	0,99 ^b	0,70 ^c	0,031	<0,001
N-N ₂ O, g kg ⁻¹ de N _{ingerido}	2,73 ^a	2,71 ^a	1,62 ^b	0,016	<0,001
N-N ₂ O, g kg ⁻¹ de N _{leite}	10,98 ^a	9,43 ^b	6,09 ^c	0,332	<0,001

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Eficiência de utilização de nitrogênio em vacas mantidas em pasto anual de clima temperado com ou sem suplementação energética

O protocolo experimental utilizado teve como meta principal que os animais removessem a mesma proporção de forragem em relação à altura inicial, independente de tratamento experimental. Como esperado, as alturas pré e pós pastejo medidas com prato ascendente ou bastão graduado foram semelhantes entre os tratamentos, indicando que o manejo realizado para o ajuste de oferta de pasto foi eficiente. As alturas médias de saída estiveram entre 40 e 50% da altura inicial, estando dentro do limite ideal para que a ingestão de forragem não seja prejudicada devido a maior participação de colmos no estrato inferior (DELAGARDE et al., 2001). Considerando que a profundidade do estrato pastejado foi semelhante, a composição química e o valor nutritivo do pasto ingerido foram os mesmos para todos os tratamentos.

Neste experimento, os animais suplementados apresentaram maior consumo de MS quando comparado aos animais não suplementados, sendo que os animais ingerindo grão de milho tiveram maior consumo de MS que os animais ingerindo silagem de milho como suplemento. Como consequência, a suplementação reduziu os teores de proteína digestível no intestino (PDI; INRA, 2007) da dieta tanto em PDIN (proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando o nitrogênio degradável no rúmen é limitante) como em PDIE (proteína verdadeira digestível no intestino delgado quando a energia fermentável no rúmen é limitante), sendo que a redução foi mais acentuada na dieta dos animais que receberam silagem de milho quando comparada a dieta dos animais que receberam grão de milho. Apesar da redução mais pronunciada nos teores de PDIN e PDIE na dieta dos animais suplementados com silagem de milho, esta dieta apresentou também redução em seu valor energético de $0,9 \text{ MJ kg}^{-1}$ MS quando comparado às dietas dos animais sem suplementação ou suplementados com grão de milho. A modificação do padrão de consumo bem como do valor nutritivo das dietas fez com que os animais suplementados com grão de milho mantivessem a ingestão de PDIN com maior ingestão de PDIE e EL_L , enquanto os animais suplementados com silagem de milho

mantiveram a ingestão de PDIE e EL_L com menor ingestão de PDIN, quando comparado aos animais não suplementados.

Em resposta, as vacas mantidas em pasto anual de clima temperado sem suplementação tiveram produção de leite ($21,8 \text{ kg dia}^{-1}$) e teor de proteína do leite (3,12%) semelhante às vacas recebendo suplementação com silagem de milho. Por outro lado, os animais recebendo grão de milho apresentaram maior produção ($23,1 \text{ kg dia}^{-1}$) e teor de proteína do leite (3,21%) quando comparado aos demais. Este resultado foi condizente com o consumo de PDIE e EL_L , que foi maior nas vacas do tratamento GM do que nas vacas dos tratamentos SS e SM. É sabido que a ingestão de PDIE está diretamente relacionada com a produção e a concentração de proteína no leite (CANTALAPIEDRA-HIJAR et al., 2014; MONTEILS et al., 2002; VERITE; DELABY, 2000). Neste sentido, a maior ingestão de energia e maior ingestão de PDIE, consequência do maior consumo de matéria seca, foram responsáveis pela maior produção e maior teor de proteína bruta no leite nas vacas suplementadas com milho em grão.

Deste modo, mesmo com respostas distintas, tanto a suplementação com silagem de milho quanto a suplementação com grão de milho moído foram igualmente eficazes em reduzir a relação $(PDIN-PDIE) \times EL_L^{-1}$ destas dietas quando comparadas a dieta sem suplementação. Neste sentido, os requisitos em termos de nitrogênio degradável no rúmen para a produção de proteína microbiana são considerados satisfatórios quando o PDIN é igual ou superior à concentração de PDIE na dieta. Entretanto, quanto maior é a concentração de PDIN em relação à PDIE, maior é a quantidade de nitrogênio que será degradado no rúmen, maior é a concentração de amônia no rúmen, e, conseqüentemente, esta diferença reflete a quantidade de nitrogênio excretada. Desta forma, a redução do teor de PDIN da dieta é uma estratégia para aumentar a EUN em ruminantes, pois a redução da PDIN reflete diminuição da proteína degradável no rúmen (EDOUARD et al., 2015). Portanto a redução da diferença $(PDIN-PDIE)$ em relação ao conteúdo de energia da dieta dos animais suplementados indica que o fornecimento de silagem de milho ou grão de milho foram responsáveis por melhor balanço proteico nestes animais.

Assim sendo, a eficiência de utilização de nitrogênio nas vacas mantidas em pasto anual de clima temperado foi de 27%, e a suplementação com silagem de milho ou grão de milho aumentou a esta eficiência para 32%. Portanto, o fornecimento de carboidratos fermentáveis, pode ter reduzido a concentração de

NH_3 ruminal (através da diminuição da produção de NH_3 no rúmen ou aumento da captação microbiana de NH_3 no rúmen), acarretando em melhor utilização do N pelos animais suplementados (HRISTOV et al., 2005). Nas vacas recebendo silagem de milho, a melhora da EUN foi relacionada à menor ingestão de N e a manutenção da produção de N no leite. De outra forma, nas vacas suplementadas com milho em grão, a melhora da EUN pode ser relacionada à manutenção da ingestão de N e a maior produção de N no leite quando comparadas as vacas não suplementadas. Em ambos os casos a EUN foi maior devido a redução da relação $(\text{PDIN-PDIE})\text{EL}_L^{-1}$ e redução dos teores de N das dietas (MONTEILS et al., 2002), que estimula a reciclagem da ureia para a síntese microbiana (REYNOLDS; KRISTENSEN, 2008), resultando em menor excreção de N sem afetar a síntese proteica e o desempenho animal (CUTULLIC et al., 2013b). Neste experimento, a suplementação com silagem de milho ou grão de milho foram da mesma forma eficazes na redução do N ureico no plasma sanguíneo e do N ureico no leite, corroborando com os resultados encontrados em outros estudos com suplementação energética de vacas a pasto (BARGO et al., 2002; DELAHOY et al., 2003), com redução dos teores de proteína bruta e proteína degradável no rúmen (MUTSVANGWA et al., 2016), indo ao encontro dos resultados obtidos na relação $(\text{PDIN-PDIE})\text{EL}_L^{-1}$ do presente estudo.

A excreção de nitrogênio diária foi semelhante entre os animais que não foram suplementados e os animais recebendo milho em grão, e menor nos animais recebendo silagem de milho. Em suma, os animais que receberam silagem de milho ingeriram menos N, porém produziram a mesma quantidade de N no leite, o que resultou em menor excreção de N por N ingerido quando comparado aos animais não suplementados. Os que receberam milho em grão ingeriram a mesma quantidade de N que os não suplementados, mas produziram maior quantidade de N no leite e também reduziram a excreção de N por N ingerido.

5.4.2 Fator de emissão de amônia e óxido nitroso provenientes das excretas de vacas mantidas em pasto anual de clima temperado

Mais de 90% da volatilização de N-NH_3 ocorreu durante a primeira semana, o que está totalmente de acordo com a literatura (CANTARELLA et al., 2003; LAUBACH et al., 2012; LIU; ZHOU, 2014; ZAMAN et al., 2009). Isso ocorre porque,

quando as excretas são alocadas no solo, o nitrogênio presente nelas é imediatamente exposto aos fatores que favorecem sua volatilização.

No presente estudo, a taxa de volatilização de N-NH_3 proveniente da urina variou de 18,5 a 26,9% do N depositado, estando de acordo com a literatura (17 a 30%; LAUBACH et al., 2012; LAUBACH et al., 2013; LESSA et al., 2014; SAARIJÄRVI; MATTILA; VIRKAJÄRVI, 2006). Além disso, a taxa média de volatilização de N-NH_3 neste experimento foi 22,9% do N depositado sob a forma de urina, o que é muito semelhante a média de 22% relatada por Lessa et al. (2014) em um estudo também realizado no Brasil. Estes resultados são bastante condizentes com os valores utilizados pelo IPCC, que consideram como fator de emissão de N-NH_3 uma taxa de 20% do N depositado na forma de excreta (IPCC, 2006).

A média de volatilização de N-NH_3 no presente estudo foi de 3,2% do N depositado sob a forma de fezes, variando de 0,94 a 5,77%. Estes resultados encontram-se dentro desta faixa de 0 a 11,6% citada na literatura (LAUBACH et al., 2013; LESSA et al., 2014; PETERSEN et al., 1998; SAARIJÄRVI; MATTILA; VIRKAJÄRVI, 2006), e também muito próximos dos resultados encontrados no Brasil por Lessa et al. (2014), onde a volatilização de N-NH_3 foi em média 3,4%, variando de 2,5 a 4,3% do N depositado nas fezes.

Os picos de volatilização de $\text{N-N}_2\text{O}$ ocorreram em três oportunidades, sendo o primeiro pico ocorrido por volta do quinto dia, o segundo pico por volta do décimo sétimo dia e o terceiro entre o quinquagésimo oitavo e sexagésimo quinto dia. Estas variações nos picos de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ neste experimento acompanharam as variações da umidade no solo, que aumentou após as precipitações de chuva durante o período de avaliação. O aumento da umidade no solo, geralmente em resposta a eventos pluviométricos, favorece a desnitrificação anaeróbica, processo diretamente ligado a emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ (SMITH et al., 2003). Neste sentido, os resultados encontrados estão de acordo com o que já foi observado em outros estudos (DE KLEIN et al., 2003; LESSA et al., 2014; LUO; LINDSEY; LEDGARD, 2008; ROCHETTE et al., 2014; VAN DER WEERDEN et al., 2011; VAN GROENIGEN et al., 2005; YAMULKI; JARVIS; OWEN, 1998). O fluxo de $\text{N-N}_2\text{O}$ das parcelas que receberam urina cessaram no 37º dia, sendo que as parcelas que continham fezes apresentaram um novo pico de emissão entre o 58º e 65º dia. A imobilização temporária de N durante a decomposição do C nas fezes pode explicar este pico de emissão tardia observado nas parcelas que receberam este excremento

(VAN GROENIGEN et al., 2005). Em um estudo realizado também no sul do Brasil, em condições muito semelhantes a deste experimento, verificou-se o mesmo padrão de emissão, sendo que as parcelas que continham urina apresentaram picos de volatilização de $\text{N-N}_2\text{O}$ na primeira e segunda semana, cessando por volta do 30º dia, enquanto as parcelas que receberam fezes reapresentaram picos tardios por volta do 70º dia (SORDI et al., 2014).

Em um estudo brasileiro realizado por Lessa et al. (2014) o fator médio de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ encontrado para urina foi de 1,3%, variando de 0,01% em épocas mais secas a 2,55% em épocas mais chuvosas. No presente estudo, o fator de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ para a urina foi de 0,15% do N depositado, que, apesar de representar apenas 12% do valor descrito por Lessa et al. (2014), ainda se encontra dentro da amplitude descrita na literatura (0,01 a 3,8% ; DE KLEIN et al., 2003; DE KLEIN et al., 2014; LESSA et al., 2014; LUO; LINDSEY; LEDGARD, 2008; OENEMA et al., 1997; ROCHETTE et al., 2014; SORDI et al., 2014; VAN DER WEERDEN et al., 2011; VAN GROENIGEN et al., 2005; WACHENDORF et al., 2008; YAMULKI; JARVIS; OWEN, 1998). Por outro lado, os valores encontrados em outro estudo realizado no sul do Brasil por Sordi et al. (2014) também constataram fatores de emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ menores, que variaram de 0,1 a 0,45%, sendo o valor médio igual a 0,26% do N urinário, corroborando com os nossos resultados. Os valores encontrados nos estudos brasileiros para fatores de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ das fezes variaram de 0 a 0,4% (LESSA et al., 2014; SORDI et al., 2014), sendo os maiores valores encontrados no sul do país. Os fatores de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ das fezes observados no presente estudo variaram de 0,4 a 0,7%, sendo a média igual a 0,58%, e, apesar de maior quando comparado aos estudos brasileiros, ainda se encontram dentro dos valores descritos na literatura (0,1 a 0,7%) e abaixo do valor padrão de 2% utilizado pelo IPCC (2006).

5.4.3 Emissão de amônia e óxido nitroso provenientes das excretas de vacas mantidas em pasto anual de clima temperado com ou sem suplementação energética

A emissão de N-NH_3 das vacas mantidas em pasto anual sem suplementação foi na ordem de 50 g vaca-1 dia-1, sendo que a suplementação com grão de milho não afetou esta emissão em números absolutos, enquanto a suplementação com

silagem de milho foi capaz de reduzir em 27% estas emissões. A diminuição na emissão de N-NH_3 está relacionada ao menor consumo e, conseqüentemente, menor excreção de nitrogênio apresentados pelos animais deste tratamento (PETERSEN et al., 1998). Tanto a suplementação com silagem de milho quanto a suplementação com grão de milho foi capaz de reduzir, em 17 e 12%, respectivamente as emissões de N-NH_3 por N ingerido. De outro modo, as suplementações com silagem de milho ou grão de milho fornecidas para vacas mantidas em pasto anual de clima temperado foram igualmente capazes de reduzir as emissões de N-NH_3 por N produzido no leite. A redução na emissão de N-NH_3 verificada nos animais suplementados com silagem de milho se deve ao fato de que estes animais mantiveram a produção leiteira, porém apresentaram menor emissão de amônia quando comparados aos animais mantidos em pasto sem suplementação. Nos animais suplementados com milho em grão a redução na emissão de N-NH_3 por N produzido no leite ocorreu devido ao aumento da produção leiteira sem que houvesse incrementos na emissão de N-NH_3 vaca⁻¹ dia⁻¹.

A suplementação com grão de milho foi capaz de reduzir as emissões diárias de $\text{N-N}_2\text{O}$ e também em relação ao N ingerido e ao N produzido leite de vacas mantidas em pasto anual de clima temperado (39, 41 e 44%, respectivamente). Estes resultados se devem ao fato de que as emissões das excretas provenientes dos animais deste tratamento foram menores tanto para a urina quanto para as fezes, além do fato destes animais terem apresentado maior produção leiteira quando comparado aos animais sem suplementação. Os animais recebendo silagem de milho também apresentaram menores emissões diárias de $\text{N-N}_2\text{O}$ e emissões por N produzido no leite (13 e 14%, respectivamente), porém a emissão por N ingerido se manteve a mesma dos animais não suplementados. De um modo geral, a suplementação com silagem de milho ou grão de milho foi eficaz na mitigação da emissão de óxido nítrico das excretas de vacas leiteiras mantidas em pasto anual de clima temperado, sendo o milho em grão mais eficaz que a silagem de milho. Estes resultados corroboram com Luo et al. (2008) que relataram diminuição da emissão de óxido nítrico em sistemas de vacas leiteiras mantidas em pasto perene de clima temperado quando suplementadas com silagem de milho. Nesse estudo, o qual teve uma abordagem sistêmica da cadeia de produção bovina leiteira neozelandesa os autores encontraram uma redução de 22% da emissão de óxido nítrico por litro de leite produzido com a introdução da silagem de milho nos

sistemas de vacas em pastejo devido a melhor EUN. O presente experimento apresentou reduções de 14% e 43% das emissões de óxido nitroso das excretas provenientes de animais suplementados com silagem de milho ou grão de milho, respectivamente. Contudo, ainda é necessário a realização de mais estudos em relação às emissões indiretas e diretas advindas dos pastos, da produção dos suplementos e dos fertilizantes utilizados nesta cadeia produtiva para uma abordagem mais completa deste sistema de produção.

Os resultados sugerem que as emissões de amônia e óxido nitroso das fezes e da urina devem ser contabilizados separadamente, pois a forma de N presente em cada tipo de excreta, e a interação deste N com o ambiente são diferentes. Portanto, se faz necessária realizações de mais estudos específicos de acordo com a região e o tipo de excreta para o estabelecimento de fatores de emissão mais precisos.

5.5 CONCLUSÕES

Tanto a silagem de milho quanto o grão de milho podem ser estrategicamente utilizados como suplementos alimentares para melhorar a eficiência do uso de nitrogênio pelos animais e mitigar as emissões de amônia e óxido nitroso nas excretas de vacas leiteiras mantidas em pastos com alto teor de proteína.

Os fatores de emissão de amônia neste experimento foram, em média, 22,9% para urina e 3,2% para fezes. Neste sentido, o fator de emissão de amônia utilizado pelo IPCC (2006) para as excretas depositadas nos sistemas pastoris está de acordo com os resultados encontrados neste experimento para emissões provenientes da urina. Entretanto, superestima as emissões provenientes das fezes. No mesmo sentido, o fator de emissão de óxido nitroso padrão de 2% proposto nas diretrizes do IPCC (2006) para excretas de bovinos parece ser superestimado em condições subtropicais brasileiras, tanto para fezes como para urina. Neste experimento os fatores de emissão de óxido nitroso foram, em média, 0,15% para urina e 0,58% para as fezes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

'T MANNETJE, L. Measuring biomass of grassland vegetation. In: 'T MANNETJE, L.; JONES, R. M. (Ed.). **Field and laboratory methods for grassland and animal production research**. Wallingford: CABI, 2000. p. 151–177.

ALVES, B. J. R. et al. Métodos de determinação do nitrogênio em solo e planta. In: ARAÚJO, R. S.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: Embrapa, 1994. p. 449–469.

AOAC INTERNATIONAL. **Official Methods of Analysis** Rockville, MD AOAC International, 1998.

ARAÚJO, E. D. S. et al. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 44, n. 7, p. 769–776, 2009.

BARGO, F.; DELAHOY, J. E.; MULLER, L. D. Milk Production of Dairy Cows Fed Total Mixed Rations After a Grazing Period. **The Professional Animal Scientist**, v. 20, n. 3, p. 270–277, 2004.

BARGO, F.; MULLER, L. D.; DELAHOY, J. E.; CASSIDY, T. W. Milk Response to Concentrate Supplementation of High Producing Dairy Cows Grazing at Two Pasture Allowances. **Journal of Dairy Science**, v. 85, n. 7, p. 1777–1792, 2002.

BERTOL, I. et al. Propriedades Físicas do Solo Sob Preparo Convencional e Semeadura Direta em Rotação e Sucessão de Culturas, Comparadas às do Campo Nativo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 28, n. 1, p. 155–163, 2004.

CANTALAPIEDRA-HIJAR, G. et al. Dietary carbohydrate composition modifies the milk N efficiency in late lactation cows fed low crude protein diets. **Animal**, v. 8, n. 2, p. 275–285, 2014.

CANTARELLA, H. et al. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 67, n. 3, p. 215–223, 2003.

CUTULLIC, E. et al. Rôle de l'équilibre en azote dégradable et de l'alimentation protéique individualisée sur l'efficience d'utilisation de l'azote. **Rencontres Recherches Ruminants**, v. 20, p. 53–56, 2013a.

CUTULLIC, E. et al. **Innovative and practical management approaches to reduce nitrogen excretion by ruminants**: Report on the final validation of the shared data basis on N balance (D7.2). Report of simulation to quantify the effect of the main factors affecting N balance at cow level (D7.3). RedNex, 2013

DE KLEIN, C. A. M. et al. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, n. 3, p. 381–399, 2003.

DE KLEIN, C. A. M. et al. The effect of nitrogen concentration in synthetic cattle urine on nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 188, p. 85–92, 2014.

DELAGARDE, R. et al. Caractéristiques de la prairie avant et après un pâturage; quels indicateurs de l'ingestion chez la vache laitière? **Rencontres Recherches Ruminants**, v. 8, n. 1, p. 209–212, 2001.

DELAGARDE, R. et al. Vertical distribution of biomass, chemical composition and pepsin-cellulase digestibility in a perennial ryegrass sward: Interaction with month of year, regrowth age and time of day. **Animal Feed Science and Technology**, v. 84, n. 1–2, p. 49–68, 2000.

DELAHOY, J. E. et al. Supplemental carbohydrate sources for lactating dairy cows on pasture. **Journal of dairy science**, v. 86, n. 3, p. 906–915, 2003.

EDOUCARD, N. et al. Low degradable protein supply to increase nitrogen efficiency in lactating dairy cows and reduce environmental impacts at barn level. **Animal**, v. 10, n. 2, p. 212–220, 2015.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

GALLOWAY, J. N. et al. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. **Science**, v. 320, n. 5878, p. 889–892, 2008.

GOMES, J. et al. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil and Tillage Research**, v. 106, n. 1, p. 36–44, 2009.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. NUTRIENT CYCLING AND SOIL FERTILITY IN THE GRAZED PASTURE ECOSYSTEM. **Advances in Agronomy**, v. 49, 1993.

HRISTOV, A. N. et al. Effect of carbohydrate source on ammonia utilization in lactating dairy cows. **Journal of Animal Science**, v. 83, n. 2, p. 408–421, 2005.

INRA. **Alimentation des bovins, ovins et caprins**: Besoins des animaux, valeur des aliments, tables INRA. Versailles: Quae, 2007.

IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories**. 2006.

IPCC. **Mitigation of climate change**: Contribution of working group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007.

JANTALIA, C. P. et al. Nitrogen source effects on ammonia volatilization as measured with semi-static chambers. **Agronomy Journal**, v. 104, n. 6, p. 1595–1603, 2012.

JOHNSON, A. C. B.; REED, K. F.; KEBREAB, E. Short communication: Evaluation of nitrogen excretion equations from cattle. **Journal of Dairy Science**, v. 99, n. 9, p. 7669–7678, 2016.

LANTINGA, E. A.; NEUTEBOOM, J. H.; MEIJS, J. A. C. Sward methods. In: PENNING, P. D. (Ed.). **Herbage intake handbook**. 2 ed. Maidenhead: The British Grassland Society, 2004. p. 23–52.

LAUBACH, J. et al. Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on pasture. **Biogeosciences**, v. 10, n. 1, p. 327–338, 2013.

LAUBACH, J. et al. Measuring and modelling ammonia emissions from a regular pattern of cattle urine patches. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 156, p. 1–17, 2012.

LESSA, A. C. R. et al. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104–111, 2014.

LIU, H.; ZHOU, D. Mitigation of ammonia and nitrous oxide emissions from pasture treated with urine of sheep fed diets supplemented with sodium chloride. **Animal Feed Science and Technology**, v. 192, n. 3, p. 39–47, 2014.

LUO, J. et al. Effects of dairy farming intensification on nitrous oxide emissions. **Plant and Soil**, v. 309, n. 1–2, p. 227–237, 2008.

LUO, J.; LINDSEY, S. B.; LEDGARD, S. F. Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, n. 3, p. 463–470, 2008.

MONTEILS, V. et al. Nitrogen utilisation by dairy cows fed diets differing in crude protein level with a deficit in ruminal fermentable nitrogen. **Reproduction, nutrition, development**, v. 42, p. 545–557, 2002.

MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. In: ANDREAE, M. O.; D.S., S. (Ed.). **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: report of the Dahlem Workshop**. Berlin: Wiley, 1989. p. 175–187.

MUTSVANGWA, T. et al. Effects of dietary crude protein and rumen-degradable protein concentrations on urea recycling, nitrogen balance, omasal nutrient flow, and milk production in dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 99, n. 8, p. 6298–6310, 2016.

OENEMA, O. et al. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, v. 13, p. 288–295, 1997.

PETERSEN, S. O. et al. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 3, p. 295–300, 1998.

REYNOLDS, C. K.; KRISTENSEN, N. B. Nitrogen recycling through the gut and the nitrogen economy of ruminants: an asynchronous symbiosis. **Journal of animal science**, v. 86, n. 14 Suppl, p. 293–305, 2008.

ROCHETTE, P. et al. Soil Nitrous Oxide Emissions after Deposition of Dairy Cow Excreta in Eastern Canada. p. 829–841, 2014.

SAARIJÄRVI, K.; MATTILA, P. K.; VIRKAJÄRVI, P. Ammonia volatilization from artificial dung and urine patches measured by the equilibrium concentration technique (JTI method). **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 27, p. 5137–5145, 2006.

SMITH, K. a.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J.; REY, a. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, v. 54, n. December, p. 779–791, 2003.

SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBURQUERQUE, M. A.; PIVA, J. T.; ZANATTA, J. A.; TOMAZI, M.; DA ROSA, C. M.; DE MORAES, A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 94–103, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.004>>.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; ROSALES, M.; DE HAAN, C. Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options. **FAO ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/A0701E/A0701E00.pdf**, p. 1–377, 2006. Disponível em: <http://www.globalmethane.org/expo_china07/docs/postexpo/ag_gerber.pdf>.

VAN DER WEERDEN, T. J.; LUO, J.; DE KLEIN, C. A. M.; HOOGENDOORN, C. J.; LITTLEJOHN, R. P.; RYS, G. J. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 141, n. 3–4, p. 426–436, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.04.007>>.

VAN GROENIGEN, J. W.; KUIKMAN, P. J.; DE GROOT, W. J. M.; VELTHOF, G. L. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 3, p. 463–473, 2005.

VERITE, R.; DELABY, L. Relation between nutrition, performances and nitrogen excretion in dairy cows. **Annales de Zootechnie**, v. 49, n. 3, p. 217–230, 2000.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. v. 7, n. November 1996, p. 737–750, 1997. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com.ezproxy.is.ed.ac.uk/>>.

WACHENDORF, C.; LAMPE, C.; TAUBE, F.; DITTERT, K. Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under ¹⁵N-labeled cow urine and dung patches on a sandy grassland soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 2, p. 171–180, 2008.

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 4, p. 491–500, 1998.

ZAMAN, M.; SAGGAR, S.; BLENNERHASSETT, J. D.; SINGH, J. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 6, p. 1270–1280, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.03.011>>.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

6.1 EFICIÊNCIA NA UTILIZAÇÃO DE NITROGÊNIO EM DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO ANIMAL

A EUN encontrada no experimento conduzido na França, onde as vacas foram alimentadas com azevém perene cortado e fornecido no cocho, foi semelhante a EUN encontrada nas vacas mantidas em pasto anual misto de azevém e aveia no experimento conduzido no Brasil. De acordo com os resultados obtidos em nossos experimentos, a EUN nas vacas leiteiras alimentadas com gramíneas de clima temperado foi 19% menor quando comparada a EUN observada nas vacas recebendo RTM a base de silagem de milho e concentrado (26% vs 32%). Entretanto, as suplementações energéticas com silagem de milho ou grão de milho foram capazes de equiparar a EUN nas vacas alimentadas com pasto de clima temperado em relação às alimentadas com RTM a base de silagem de milho e concentrado (Tabela 17).

A menor EUN nos animais alimentados com pasto de clima temperado está relacionada aos maiores teores de proteína bruta e proteína degradável no rúmen presentes nestas forragens (HUHTANEN; HRISTOV, 2009; MUTSVANGWA et al., 2016). Como visto, as exigências em termos de nitrogênio degradável no rúmen para a produção de proteína microbiana são consideradas satisfatórias quando o PDIN é igual ou superior à concentração de PDIE na dieta (INRA, 2007). Entretanto, quanto maior é a concentração de PDIN em relação à PDIE, menor é a EUN (EDOUCARD et al., 2015). Neste sentido, nos tratamentos onde as vacas foram alimentadas com pasto, o excesso de PDIN $((PDIN-PDIE)EL_L^{-1})$ foi de 2,5 g por MJ, enquanto que nos tratamentos onde as vacas foram alimentadas com RTM ou suplementadas com silagem de milho e grão de milho, o excesso de PDIN foi de 0,8 g por MJ, em média. Assim, a redução de 1,7 g no excesso de PDIN por MJ foi responsável pelo aumento de seis pontos percentuais na EUN, corroborando com Cutullic et al. (2013b) onde a redução de 1,4 g de PDI por MJ aumentou a EUN em quatro pontos percentuais.

Estes resultados sugerem que animais alimentados ou suplementados com silagem de milho e/ou concentrado apresentam melhor EUN que vacas ingerindo forragem de clima temperado. Entretanto, se levarmos em conta a competição por

alimentos entre os animais e os seres humanos, esta lógica se altera, pois animais alimentados com pasto produzem proteína animal através da ingestão de proteína não comestível pelos humanos. A fração de N passível de ser comestível por humanos é nula ou muito baixa em se tratando de forragens. Assim, a eficiência de utilização de nitrogênio comestível por humanos (EUN_{CH}) é maior quanto maior for a proporção de forragem na dieta (ERTL et al., 2015; WILKINSON, 2011). Neste sentido, um sistema de produção de alimentos deve produzir mais 0,8 kg de N na forma proteína animal por kg de N comestível por humanos (N_{CH}) para que sua contribuição na produção de alimentos para os humanos seja positiva (PEYRAUD et al., 2014). Neste estudo, os animais alimentados com RTM a base de silagem de milho e concentrado apresentaram contribuição negativa para a produção de alimentos, pois produziram apenas 0,54 kg de N na forma de leite por kg de N_{CH} ingerido. De outra forma, os animais mantidos em pastagem com suplementação energética apresentaram valores positivos em relação a EUN_{CH} , sendo 4,5 vezes maior para os animais suplementados com silagem de milho quando comparado aos suplementados com milho moído (13,5 e 3 kg de N na forma de leite por kg de N_{CH} ingerido, respectivamente). Portanto, os resultados do presente estudo evidenciam que o uso de pasto melhora a produção líquida de proteína do sistema quando se leva em consideração a utilização de insumos que poderiam ser utilizadas para a alimentação humana.

Tabela 17 – Ingestão, produção e eficiência na utilização de N em vacas leiteiras.

Dieta	Ingestão (g vaca ⁻¹ dia ⁻¹)		Produção (g vaca ⁻¹ dia ⁻¹)	EUN	
	N	N_{CH}^*	N_{Leite}	N	N_{CH}^*
<i>Experimento conduzido na França</i>					
RTM	488	310	153	0,32	0,54
Pasto	428	0	106	0,26	∞
<i>Experimento conduzido no Brasil</i>					
Pasto	418	0	108	0,27	∞
Pasto + Silagem de milho	333	8	107	0,32	13,38
Pasto + Grão de milho	433	39	117	0,32	3,00

* N_{CH} = Nitrogênio comestível por humanos; considerando como fração comestível por humanos: 0,29 para silagem de milho e 0,80 para os demais cereais (ERTL et al., 2015; WILKINSON, 2011).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

6.2 EMISSÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO EM DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO ANIMAL

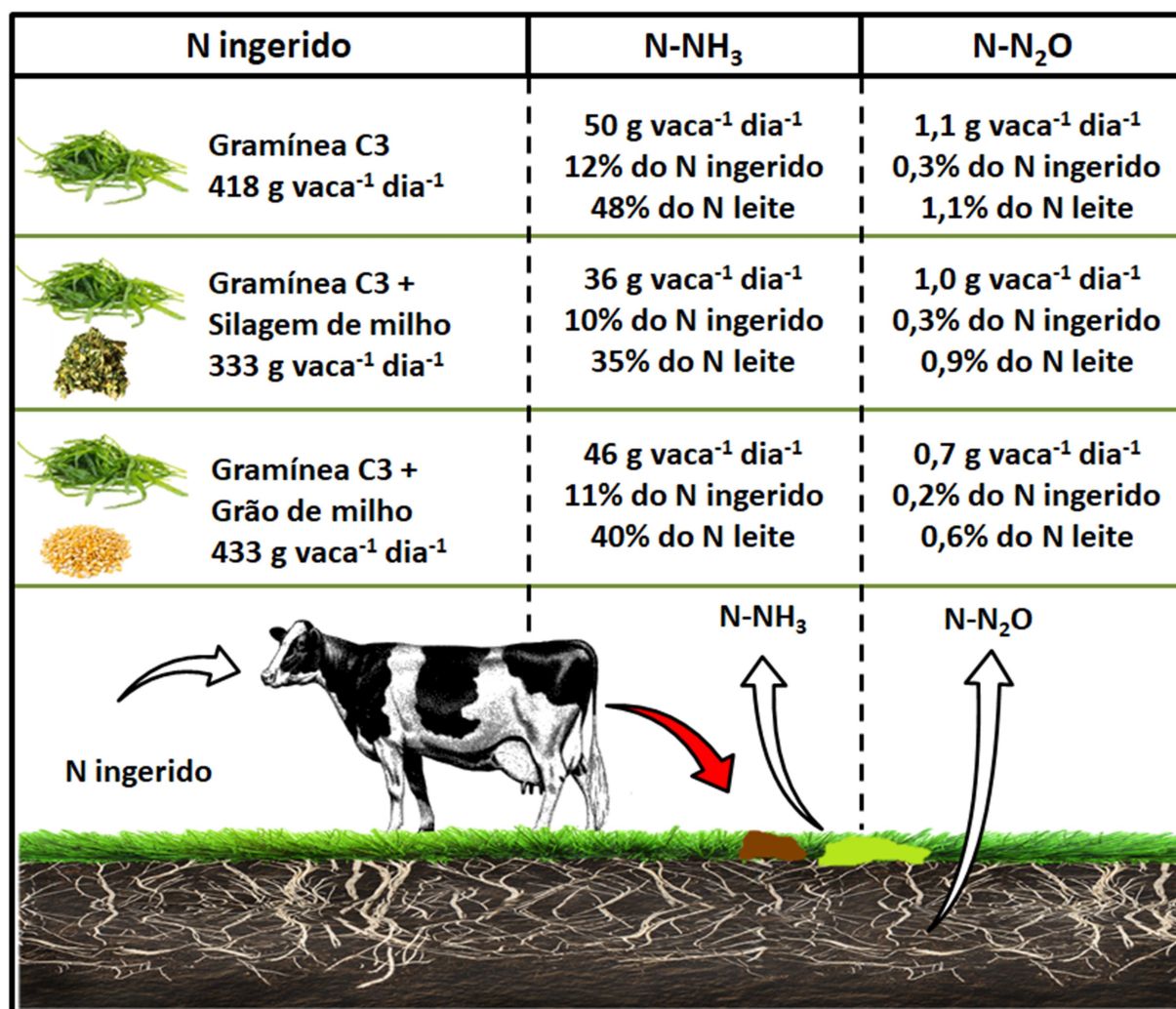
A dinâmica de emissão de gases nitrogenados se dá de formas diferentes entre os sistemas de produção avaliados. Nos sistemas baseados em vacas mantidas em pasto, as emissões são derivadas diretamente das interações entre as excretas e o sistema pastoril, com influências das características do solo e das condições edafoclimáticas (DE KLEIN et al., 2003; DE KLEIN et al., 2014; LAUBACH et al., 2012; LAUBACH et al., 2013; LESSA et al., 2014; PETERSEN et al., 1998; SAARIJÄRVI; MATTILA; VIRKAJÄRVI, 2006; VAN DER WEERDEN et al., 2011; VAN GROENIGEN et al., 2005; WACHENDORF et al., 2008; YAMULKI; JARVIS; OWEN, 1998). Nos sistemas baseados em cama sobreposta de palha as emissões são divididas em etapas, sendo a primeira durante o confinamento, onde as emissões são derivadas das interações entre as excretas e a cama, com influências deste meio sobre a volatilização dos gases. Em um segundo momento, ocorre o processo de compostagem da cama (formada por excretas e material da cama durante a primeira etapa), onde ocorrem processos químicos e físicos que resultam na volatilização de gases (BECK-FRIIS et al., 2001; JAVON, 2013; MAEDA et al., 2011; PAILLAT et al., 2005; PETERSEN; SOMMER, 2011; SOMMER, 2001). Por fim, após o processo de compostagem, o material resultante ainda pode ser utilizado como adubo nos sistemas de produção leiteira, onde a interação deste material e o sistema pastoril é passível de resultar em novas emissões gasosas.

Levando em conta somente as emissões gasosas emitidas pelos animais, pode-se dizer que a adoção de confinamento de vacas em sistemas baseados em cama sobreposta é capaz de mitigar as emissões de NH_3 e N_2O , pois a volatilização destes gases é menor quando comparado ao sistema baseado em vacas mantidas em pasto. Entretanto essa informação é questionável, pois deve-se considerar o sistema baseado em cama sobreposta como um todo, somando-se as emissões nas etapas subsequentes (compostagem e utilização do composto como adubo). No presente estudo, somando-se as emissões durante o confinamento e após a compostagem, verifica-se valores de volatilização de NH_3 e N_2O similares entre os sistemas baseados em cama sobreposta ou em animais mantidos em pasto. Os animais alimentados com pasto de clima temperado emitiram 12% do N ingerido na forma de N- NH_3 e 0,3% na forma de N- N_2O quando mantidos em pasto. Em cama

sobreposta de palha estas emissões foram de 10% do N ingerido na forma de N- NH_3 e 0,4% na forma de N- N_2O , quando somados os períodos de confinamento e compostagem (Figuras 14 e 15).




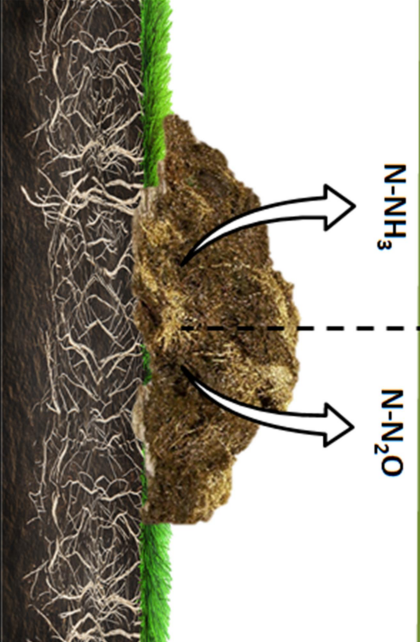
As maiores variações das emissões de NH_3 e N_2O ocorreram dentro de cada experimento, de acordo com os tratamentos utilizados. Neste sentido, o fornecimento de silagem de milho e/ou concentrado foi capaz de reduzir estas emissões devido a melhor EUN. Assim, os fatores relacionados com melhor EUN e menor excreção de N pelos animais demonstraram ser de grande importância como ferramenta para a mitigação das emissões NH_3 e N_2O .

Figura 14 – Emissões de N- NH_3 e N- N_2O em sistemas baseados em pastagem



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Figura 15 – Emissões de N-NH_3 e $\text{N-N}_2\text{O}$ em sistemas baseados em cama sobreposta de palha

Confinamento			Compostagem	
N ingerido	N-NH_3	$\text{N-N}_2\text{O}$	N-NH_3	$\text{N-N}_2\text{O}$
 Gramínea C3 428 g vaca ⁻¹ dia ⁻¹	14 g vaca ⁻¹ dia ⁻¹ 3% do N ingerido 15% do N leite	0	28 g vaca ⁻¹ dia ⁻¹ 7% do N ingerido 30% do N leite	1,5 g vaca ⁻¹ dia ⁻¹ 0,4% do N ingerido 1,5% do N leite
 RTM 488 g vaca ⁻¹ dia ⁻¹	13 g vaca ⁻¹ dia ⁻¹ 3% do N ingerido 9% do N leite	0	24 g vaca ⁻¹ dia ⁻¹ 5% do N ingerido 16% do N leite	1,1 g vaca ⁻¹ dia ⁻¹ 0,2% do N ingerido 0,7% do N leite
				
				

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

6.3 EFICIÊNCIA NA UTILIZAÇÃO DE NITROGÊNIO × EMISSÃO DE AMÔNIA E ÓXIDO NITROSO

Para as considerações seguintes, as emissões provenientes das vacas mantidas em sistemas baseados em cama sobreposta foram consideradas como a somatória das emissões durante o período de confinamento e as emissões durante a fase de compostagem da cama produzida no período de confinamento.

Pode-se verificar que no experimento com vacas em cama sobreposta de palha, os animais alimentados com pasto apresentaram maiores emissões de N-NH_3 quando comparados aos alimentados com RTM (42 g $\text{vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 45% do N produzido no leite vs 37 g $\text{vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 25% do N produzido no leite). No experimento realizado com vacas mantidas em pasto, os animais não suplementados também apresentaram maiores emissões de amônia quando comparados aos suplementados (50 g $\text{vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 48% do N produzido no leite vs 41 g $\text{vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 38% do N produzido no leite) (Figura 14). A mesma tendência pode ser verificada em relação ao óxido nitroso, onde os animais alimentados com pasto em sistema baseado em cama sobreposta de palha apresentaram maiores emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ quando comparado aos que receberam RTM (1,5 g $\text{vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 1,5% do N produzido no leite vs 1,1 g $\text{vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 0,7% do N produzido no leite), e os animais mantidos em pasto sem suplementação apresentaram maiores emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ quando comparados aos suplementados (1,1 g $\text{vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 1,1% do N produzido no leite vs 0,8 g $\text{vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 0,8% do N produzido no leite) (Figura 15). Estes resultados sugerem que a melhoria da EUN através da utilização de silagem de milho e concentrado podem ser capazes de mitigar as emissões de N-NH_3 e $\text{N-N}_2\text{O}$ provenientes das excretas de bovinos leiteiros.

Os resultados encontrados nestes experimentos indicam que a melhora da EUN é uma importante ferramenta para a mitigação da emissão de amônia e óxido nitroso a nível das excretas, independente do sistema de produção utilizado. Entretanto, ainda se faz necessária a realização de novos estudos em nível de sistemas produtivos, avaliando as emissões provenientes de cada etapa de produção, desde a produção dos insumos (silagem de milho e grão de milho, por exemplo) até o ambiente de criação, tratamento de dejetos e sua aplicação no solo). Assim, será possível verificar quais as ferramentas capazes de mitigar as emissões gasosas provenientes da pecuária leiteira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BECK-FRIIS, B.; SMÅRS, S.; JÖNSSON, H.; KIRCHMANN, H. Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 78, n. 4, p. 423–430, abr. 2001. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021863400906620>>.
- CUTULLIC, E.; DELABY, L.; EDOUARD, N.; FAVERDIN, P. Rôle de l'équilibre en azote dégradable et de l'alimentation protéique individualisée sur l'efficience d'utilisation de l'azote. **Rencontres Recherches Ruminants**, v. 20, p. 53–56, 2013.
- DE KLEIN, C. A. M. et al. Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, n. 3, p. 381–399, 2003.
- DE KLEIN, C. A. M. et al. The effect of nitrogen concentration in synthetic cattle urine on nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 188, p. 85–92, 2014.
- EDOUARD, N. et al. Low degradable protein supply to increase nitrogen efficiency in lactating dairy cows and reduce environmental impacts at barn level. **Animal**, v. 10, n. 2, p. 212–220, 2015.
- ERTL, P. et al. The net contribution of dairy production to human food supply: The case of austrian dairy farms. **Agricultural Systems**, v. 137, p. 119–125, 2015.
- HUHTANEN, P.; HRISTOV, A. N. A Meta-Analysis of the Effects of Dietary Protein Concentration and Degradability on Milk Protein Yield and Milk N Efficiency in Dairy Cows. **Journal of Dairy Science**, v. 92, n. 7, p. 3222–3232, 2009.
- INRA. **Alimentation des bovins, ovins et caprins**: Besoins des animaux, valeur des aliments, tables INRA. Versailles: Quae, 2007.
- JAVON, C. Application d'une méthode simplifiée en vue d'acquérir des références françaises d'émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniac en bâtiments bovin laitier pour des conduites d'élevage contrastées. **Sciences agricoles**. 2012.
- LAUBACH, J. et al. Measuring and modelling ammonia emissions from a regular pattern of cattle urine patches. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 156, p. 1–17, 2012.
- LAUBACH, J. et al. Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on pasture. **Biogeosciences**, v. 10, n. 1, p. 327–338, 2013.
- LESSA, A. C. R. et al. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104–111, 2014.

MAEDA, K. et al. Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost.

Microbial Biotechnology, v. 4, n. 6, p. 700–709, 2011.

MUTSVANGWA, T. et al. Effects of dietary crude protein and rumen-degradable protein concentrations on urea recycling, nitrogen balance, omasal nutrient flow, and milk production in dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 99, n. 8, p. 6298–6310, 2016.

PAILLAT, J. M. et al. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 36, p. 6833–6842, 2005.

PETERSEN, S. O.; SOMMER, S. G. Ammonia and nitrous oxide interactions: Roles of manure organic matter management. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166–167, p. 503–513, 2011.

PETERSEN, S. O. et al. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 3, p. 295–300, 1998.

PEYRAUD, J. L. et al. Nitrogen flows and livestock farming: lessons and perspectives. **Advances in Animal Biosciences**, v. 5, n. s1, p. 68–71, 2014.

SAARIJÄRVI, K.; MATTILA, P. K.; VIRKAJÄRVI, P. Ammonia volatilization from artificial dung and urine patches measured by the equilibrium concentration technique (JTI method). **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 27, p. 5137–5145, 2006.

SOMMER, S. G. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. **European Journal of Agronomy**, v. 14, n. 2, p. 123–133, 2001.

VAN DER WEERDEN, T. J. et al. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 141, n. 3–4, p. 426–436, 2011.

VAN GROENIGEN, J. W. et al. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 3, p. 463–473, 2005.

WACHENDORF, C. et al. Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under ¹⁵N-labeled cow urine and dung patches on a sandy grassland soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 2, p. 171–180, 2008.

WILKINSON, J. M. Re-defining efficiency of feed use by livestock. **Animal**, v. 5, n. 7, p. 1014–1022, 2011.

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 4, p. 491–500, 1998.