

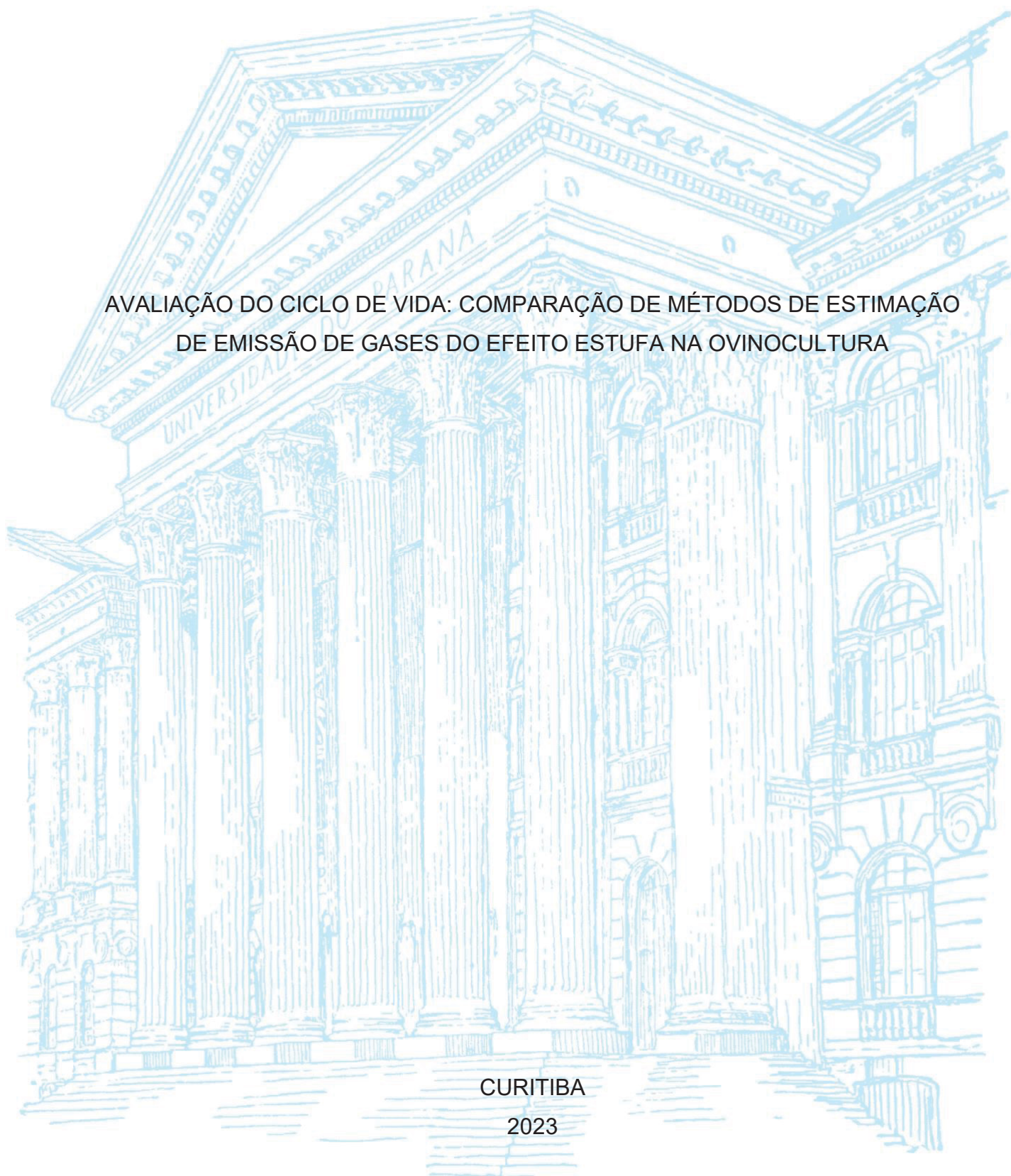
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUIZA ILHA BORGES

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: COMPARAÇÃO DE MÉTODOS DE ESTIMAÇÃO
DE EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA NA OVINOCULTURA

CURITIBA

2023



LUIZA ILHA BORGES

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: COMPARAÇÃO DE MÉTODOS DE ESTIMAÇÃO
DE EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA NA OVINOCULTURA

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Zootecnia, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Zootecnia.

Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. Alda Lúcia Gomes Monteiro

Coorientador: Prof. Dr. Thiago José Florindo

CURITIBA

2023

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

Borges, Luiza Ilha

Avaliação do ciclo de vida: comparação de métodos de
estimação de emissão de gases do efeito estufa na ovinocultura /
Luiza Ilha Borges. – Curitiba, 2023.

1 recurso online: PDF.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná,
Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em
Zootecnia.

Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. Alda Lúcia Gomes Monteiro

Coorientador: Prof. Dr. Thiago José Florindo

1. Carneiro. 2. Aquecimento global. 3. Suplementação
Nutricional. I. Monteiro, Alda Lúcia Gomes. II. Florindo, Thiago
José. III. Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-
Graduação em Zootecnia. IV. Título.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ZOOTECNIA -
40001016082P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ZOOTECNIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **LUIZA ILHA BORGES** intitulada: **AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: COMPARAÇÃO DE MÉTODOS DE ESTIMAÇÃO DE EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA NA OVINOCULTURA**, sob orientação da Profa. Dra. ALDA LUCIA GOMES MONTEIRO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua **APROVAÇÃO** no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 28 de Julho de 2023.

Assinatura Eletrônica
20/09/2023 16:22:53.0
ALDA LUCIA GOMES MONTEIRO
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
31/07/2023 10:48:51.0
GIOVANNA ISABELLE BOM DE MEDEIROS FLORINDO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO
SUL)

Assinatura Eletrônica
31/07/2023 16:22:07.0
MAITY ZOPOLLATTO
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
01/08/2023 10:10:42.0
FABIANA ALVES DE ALMEIDA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA)

À minha família, meu noivo e amigos, dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me dar força e coragem em todos os momentos desafiadores da minha vida. Com fé consegui enfrentar minhas dificuldades e atingir meus objetivos.

A minha família, por sempre incentivarem e apoiarem as minhas escolhas, em especial aos meus pais pelo amor incondicional. Aos meus tios, em especial a tia Daniela pela sua disponibilidade incansável.

Ao meu noivo e amigo Igor, seu companheirismo, seu apoio e principalmente seu amor foram fundamentais para superar as barreiras e as dificuldades que esta jornada colocou em minha vida.

A Universidade Federal do Paraná, e ao Programa de Pós Graduação em Zootecnia (PPGZ) pela oportunidade de seguir meus estudos, e assim enriquecer meu aprendizado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, Brasil), pelo apoio a este estudo e pela concessão de bolsa de estudos ao Doutorado.

A minha orientadora, professora Alda Lucia Gomes Monteiro, a qual tenho uma imensa gratidão e respeito. Agradeço a oportunidade de poder realizar o meu Doutorado e por fazer parte da equipe do Laboratório de Produção e Pesquisa em Ovinos e Caprinos (LAPOC).

Ao meu co-orientador professor Thiago José Florindo, profissional que eu admiro muito, por me ajudar e por ter me encaminhado nesse Doutorado.

Aos pós-graduandos, estagiários e funcionários que fizeram parte da equipe do LAPOC durante o meu Doutorado. Agradeço por todos os ensinamentos, amizades e grandes conquistas que levarei para a vida

Aos colegas e amizades que fiz no PPGZ, agradeço imensamente por poder compartilhar as etapas boas e ruins dessa trajetória com vocês e por sempre me apoiarem a terminar esse ciclo.

Por fim a todos que, com energias positivas emanadas, contagiaram e motivaram-me a seguir nessa caminhada.

GRATIDÃO!

*"Você é o resultado de todos os quadros que pintou para si mesmo.
Você sempre pode pintar novos quadros."
(Johnny De Carli)*

RESUMO

O presente estudo foi conduzido para ter uma maior compreensão da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida como ferramenta para avaliar os impactos ambientais gerados pela ovinocultura (CAPÍTULO II); e as equações do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) foram avaliadas para estudar a precisão e exatidão na previsão da emissão de metano (CH_4) entérico de ovelhas e cordeiros (CAPÍTULO III); equações essas que são usadas, em grande parte para a construção dos Inventários de Avaliações do Ciclo de Vida, dos estudos revisados no capítulo II. O estudo teve como objetivo verificar se há diferenças entre fatores de emissão de metano entérico em ovinos, quando o modelo Tier 2 é comparado com métodos diretos de medição, como a técnica do gás traçador SF_6 . As subcategorias animais avaliadas se caracterizam por dois sistemas de produção: (1) Cordeiros desmamados e suplementados e ovelhas secas em áreas de pastagem separadas; (2) Cordeiros lactentes, não suplementados e ovelhas em lactação. Foram estimados os fatores de emissão de metano entérico através da abordagem do Tier 2 do IPCC, utilizando as médias dos dados de produção coletados do trabalho de Peres (2018). Para a conferência entre os fatores de emissão estimados pelo IPCC com os medidos, a emissão real usada como referência, foram os encontrados por Peres (2018). Houve distinções entre os fatores de emissão, o que indicou uma tendência de subestimação por parte do modelo Tier 2 em relação as emissões reais de CH_4 entérico. As emissões das ovelhas lactantes, estimadas pelo Tier 2 utilizando DE 55%, foi que mais se aproximou da emissão medida pela técnica do gás traçador SF_6 . A que mais se distanciou foi a emissão de ovelhas secas estimadas pelo Tier 2 utilizando o valor calculado de DE. As equações do IPCC 2019 não previram bem a emissão de CH_4 e, portanto, podem não ser adequadas para o cálculo de inventários de gases de efeito estufa no Brasil.

Palavras-chave: metano entérico; aquecimento global; ovinos de corte; pastagem; suplementação.

ABSTRACT

The present study was conducted to gain a greater understanding of the application of Life Cycle Assessment as a tool for evaluating the environmental impacts generated by sheep farming (CHAPTER II); and the equations of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) were evaluated to study the precision and accuracy in predicting the emission of enteric methane (CH₄) from sheep and lambs (CHAPTER III); equations which are largely used to construct the Life Cycle Assessment Inventories of the studies reviewed in Chapter II. The study aimed to verify whether there are differences between enteric methane emission factors in sheep, when the Tier 2 model is compared with direct measurement methods, such as the SF₆ tracer gas technique. The animal subcategories evaluated are characterized by two production systems: (1) weaned and supplemented lambs and dry ewes in separate grazing areas; (2) lactating, non-supplemented lambs, and lactating ewes. The enteric methane emission factors were estimated using the IPCC Tier 2 approach, using the averages of the production data collected from the work of Peres (2018). For the conference between the emission factors estimated by the IPCC and those measured, the real emissions used as a reference were those found by Peres (2018). There were differences between the emission factors, which indicated a tendency for the Tier 2 model to underestimate actual enteric CH₄ emissions. The emissions from lactating ewes, estimated by Tier 2 using DE 55%, were closest to the emissions measured using the SF₆ tracer gas technique. The emission from dry ewes estimated by Tier 2 using the calculated DE value was the most distant. The IPCC 2019 equations did not predict CH₄ emissions well and therefore may not be suitable for calculating greenhouse gas inventories in Brazil.

Keywords: enteric methane; global warming; beef sheep; pasture; supplementation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - EMISSÕES DO SETOR AGROPECUÁRIO, EM CO ₂ -eq	19
FIGURA 2 – ESTRUTURA DA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E SUAS QUATRO FASES	21
FIGURA 3 - ETAPAS DA CONTRUÇÃO DO INVENTÁRIO.	26
FIGURA 4 – ESTRUTURA DA CARACTERIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO CICLO DE VIDA.	29
FIGURA 5– INTERPRETAÇÃO DE RESULTADOS E SEUS ELEMENTOS	30
FIGURA 6 - FLUXOGRAMA DO LIMITE DO SISTEMA UTILIZADO AVALIAÇÕES DO CICLO DE VIDA: “DO BERÇO AO PORTÃO FAZENDA” NA PRODUÇÃO DE OVINOS.	45
FIGURA 7 - FLUXOGRAMA DO CÁLCULO DOS FATORES DE EMISSÃO DE METANO ENTÉRICO PARA OVINOS USANDO O IPCC ABORDAGEM TIER 2. NE, ENERGIA LÍQUIDA; GE, ENERGIA BRUTA; CH ₄ , METANO; CH ₄ -E, ENERGIA EMITIDA POR METANO.	63
FIGURA 8 - FLUXOGRAMA DA SUPOSIÇÃO DE DIGESTIBILIDADE DA ALIMENTAÇÃO.	67

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - ITENS QUE COMPÕEM O ESCOPO NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	22
TABELA 2 - PRINCIPAIS CATEGORIAS DE IMPACTO AVALIADAS EM UMA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	28
TABELA 3 - ESTUDOS DE ACV EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE OVINOS continua	35
TABELA 4 - PARÂMETROS DE ENTRADA USADOS PARA ESTIMAR OS FATORES DE EMISSÃO DE CH ₄ DA FERMENTAÇÃO ENTÉRICA EM SUBCATEGORIAS DE OVINOS USANDO A METODOLOGIA NÍVEL 2 DO IPCC (2019).	68
TABELA 5 - REQUERIMENTOS DE ENERGIA LIQUÍDA, DIGESTIBILIDADE E ENERGIA BRUTA ESTIMADOS PELO TIER 2 (IPCC, 2019) POR SUBCATEGORIAS DE OVINOS.	69
TABELA 6 - FATORES DE EMISSÃO DE CH ₄ ENTÉRICO GERADOS ATRAVÉS DA ABORDAGEM DO TIER 2 (IPCC, 2019), COM A DIGESTIBILIDADE CALCULADA E COM OS VALORES DE REFERÊNCIA DO IPCC; E COLETADOS EM EXPERIMENTO (PERES, 2018).	70

LISTA DE SIGLAS

GEE	Gases de Efeito Estufa
GE	<i>Gross energy</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
SGA	Sistema de Gestão Ambiental
MRI	<i>Midwest Research Institute</i>
REPA	<i>Resource and Environmental Profile Analysis</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
CFCs	Clorofluorcarbonos
AICV	Avaliação dos Impactos Ambientais
PV	Peso vivo
PC	Peso da carcaça
FPCM	<i>Fat and Protein Corrected</i>
PCQ	Peso da carcaça quente
GLEAM	<i>Global Livestock Environmental Assessment Model</i>
EF	Fator de emissão
NE	<i>Net energy</i>
REG	<i>Ratio of net energy available for growth</i>
DE	<i>Digestibility of feed expressed as a fraction of gross energy</i>
REM	<i>Ratio of net energy available for maintenance</i>
IMO	Ingestão de matéria orgânica
NDT	Nutrientes digestíveis totais
ED	Energia digestível
EB	Energia bruta
MS	Matéria seca
GP	Ganho de peso
CMS	Consumo de matéria seca

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 OBJETIVOS.....	16
1.1.1 Objetivo geral	16
1.1.2 Objetivos específicos	16
CAPÍTULO I: REVISÃO DA LITERATURA.....	17
1.2 EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA PRODUÇÃO ANIMAL.....	17
1.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	19
1.3.1 Estrutura da ACV	20
1.3.2 Definição de objetivo e escopo do estudo de ACV	21
1.3.3 Análise de inventário.....	23
1.3.4 Avaliação dos Impactos Ambientais.....	26
1.3.5 Interpretação de resultados	30
2 CAPÍTULO II – REVISÃO: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMO FERRAMENTA PARA AVALIAR O DESEMPENHO AMBIENTAL NA OVINOCULTURA.....	31
2.1 INTRODUÇÃO	31
2.2 METODOLOGIA.....	33
2.3 CONSTATAÇÕES.....	40
2.4 OBJETIVOS DE PRODUÇÃO	41
2.4.1 Carne	41
2.4.2 Leite	42
2.4.2.1 Lã	43
2.5 LIMITE DO SISTEMA.....	44
2.6 ALOCAÇÃO.....	45
2.7 CATEGORIAS DE IMPACTOS.....	47
2.8 CLASSIFICAÇÃO DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO	49
2.9 MODELOS DE EMISSÃO DE FERMENTAÇÃO ENTÉRICA.....	50
2.10 VARIAÇÃO REGIONAL	51
2.11 CONCLUSÃO	52
2.12 REFERÊNCIAS	54

3 CAPÍTULO - III : AVALIAÇÃO DAS EQUAÇÕES DO PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC) PARA PREVER EMISSÕES DE METANO ENTÉRICO DE OVINOS.	58
3.1 INTRODUÇÃO	58
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	59
3.2.1 Área experimental, animais e sistema alimentar.	59
3.2.2 Avaliação de metano entérico pela técnica do gás traçador SF ₆	61
3.2.3 Desenvolvimento dos fatores de emissão de metano entérico	61
3.2.4 Consumo e digestibilidade expressa entre a razão de energia digestível e energia bruta.....	65
3.2.5 Seleção da taxa de conversão de metano (Y _m).....	67
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
3.4 CONCLUSÃO	73
3.5 REFERÊNCIAS	73
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	76
5 REFERÊNCIAS.....	77

1 INTRODUÇÃO

A ovinocultura é um setor do agronegócio relevante para a economia agrícola mundial, devido ao seu papel multifuncional na produção de carne, lã, leite e coprodutos (peles, sebo e sangue). O setor representa 56% do rebanho efetivo global de ruminantes, localizados em zonas áridas e 27% e 21% nas zonas temperadas e úmidas, respectivamente (MARINO et al., 2016). O rebanho mundial conta com cerca de 1,2 bilhão de ovinos, sendo que, o número global desta espécie deve aumentar 60% até 2050 (FAOSTAT, 2020)

Os ovinos são responsáveis por aproximadamente 6,4% das emissões totais de metano da pecuária (PATRA, 2014), isso torna-os a terceira espécie de ruminantes mais emissora, sendo os bovinos e bubalinos os maiores emissores (FAOSTAT, 2020). Não somente é amplamente aceito que o nível atual de produção de ovinos deve ser mantido (BELANCHE et al., 2021), como é projetado um crescimento na demanda global por carne (73%) e leite (58%) (BEAUCHEMIN et al., 2020). Isso representa um desafio significativo para atingir as metas de mitigação de metano entérico (até - 47%) estabelecidas para o período entre 2010 e 2050 (BEAUCHEMIN et al., 2020).

Para determinar o impacto ambiental e avaliar a eficácia das estratégias de mitigação, é essencial medir e quantificar com precisão as emissões de metano de todos os ruminantes e em diferentes sistemas de criação. A pecuária é responsável por 14,5% das emissões antropogênicas globais de Gases do Efeito Estufa (GEE) e o metano entérico, gás natural derivado da fermentação microbiana dos alimentos, representa uma fração significativa da produção de CH₄ na pecuária e causa uma perda de 2% a 12% da ingestão de energia bruta (GE) em ruminantes (NIU et al., 2018; IPCC, 2019). No entanto, estimar as emissões de metano entérico em ovinos é um desafio devido à variabilidade individual dos animais, às diferenças no manejo e à influência de fatores fisiológicos e comportamentais (SAVIAN et al., 2018; ZHAO et al., 2020).

Para estimar as emissões de metano entérico em ruminantes, incluindo ovinos, o modelo Tier 2, desenvolvido pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), é amplamente utilizado. Esse modelo utiliza fatores de emissão baseados em

características do rebanho, dieta e atividade animal, mas pode apresentar limitações e incertezas (BEKELE et al., 2022). Por outro lado, métodos diretos de medição, como câmaras de respiração e análise de gases exalados, fornecem estimativas mais precisas, possibilitando uma melhor quantificação das emissões, pois considera as particularidades de cada animal e as condições de manejo (ZUBIETA et al., 2021), mas são mais trabalhosos e exigem recursos adicionais (ZHAO et al., 2020).

Nesse contexto, é crucial investigar as diferenças entre o modelo Tier 2 e os métodos diretos de medição na estimativa de emissões de metano em ovinos. Além disso, a comparação entre esses métodos ajudaria a avaliar a confiabilidade das estimativas baseadas no modelo Tier 2 e a identificar possíveis melhorias para aprimorar a precisão das projeções de emissões (KUMARI et al., 2020). O objetivo geral deste estudo é comparar as estimativas de emissões de metano entérico em ovinos entre o modelo Tier 2 e os métodos diretos de medição. Serão avaliadas as diferenças nas estimativas entre os métodos, investigadas as causas dessas discrepâncias e fornecidas recomendações para aprimorar as técnicas de estimativa e modelagem. Essa pesquisa tem uma relevância científica significativa, pois contribuirá para o avanço do conhecimento sobre as emissões de metano em ovinos e aprimorará as técnicas de modelagem e medição.

Além disso, os resultados deste estudo terão implicações práticas importantes. Ao fornecer uma comparação direta entre o modelo Tier 2 e os métodos diretos de medição, os resultados poderão orientar a seleção do método mais apropriado para estimar as emissões de metano entérico em ovinos em diferentes contextos. Isso ajudará os pesquisadores, gestores e produtores a tomar decisões mais assertivas e implementar estratégias de redução de emissões mais eficazes (VAN LINGEN et al., 2021).

O presente estudo tem como problema de pesquisa: Quais são as diferenças nas estimativas de emissões de metano entérico em ovinos quando o modelo Tier 2 é comparado com métodos diretos de medição, como câmaras de respiração ou técnicas de análise de gases exalados?

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Verificar se há diferenças entre fatores de emissão de metano entérico em ovinos, quando o modelo Tier 2 é comparado com métodos diretos de medição, como a técnica do gás traçador SF₆.

1.1.2 Objetivos específicos

- Revisar as principais emissões de gases de efeito estufa na produção animal e as principais aplicações da metodologia de Avaliação do ciclo de vida na produção de ovinos;
- Avaliar a precisão do modelo Tier 2 na estimativa de emissões de metano entérico em ovinos, utilizando dados coletados por métodos diretos de medição como referência;
- Identificar as causas da variabilidade nas estimativas de emissões de metano entérico entre o modelo Tier 2 e os métodos diretos de medição, considerando fatores como a composição da dieta, variabilidade individual dos ovinos e comportamento alimentar;
- Propor possíveis melhorias ou ajustes no modelo Tier 2 para aumentar a precisão e a confiabilidade das estimativas de emissões de metano entérico em ovinos.

CAPÍTULO I: REVISÃO DA LITERATURA

1.2 EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA PRODUÇÃO ANIMAL

Os principais gases de efeito estufa da pecuária são o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). O CH_4 é produzido principalmente pela fermentação entérica e decomposição de material fecal, é um gás com efeito 28 vezes maior sobre o aquecimento global do que o dióxido de carbono (CO_2). O N_2O , decorrente do manejo de material fecal e do uso de fertilizantes orgânicos/inorgânicos, é uma molécula com potencial de aquecimento global 265 vezes maior que o dióxido de carbono, e o dióxido de carbono equivalente ($\text{CO}_2\text{-eq}$) é uma unidade padrão, utilizada para contabilizar o potencial de aquecimento global (IPCC, 2013).

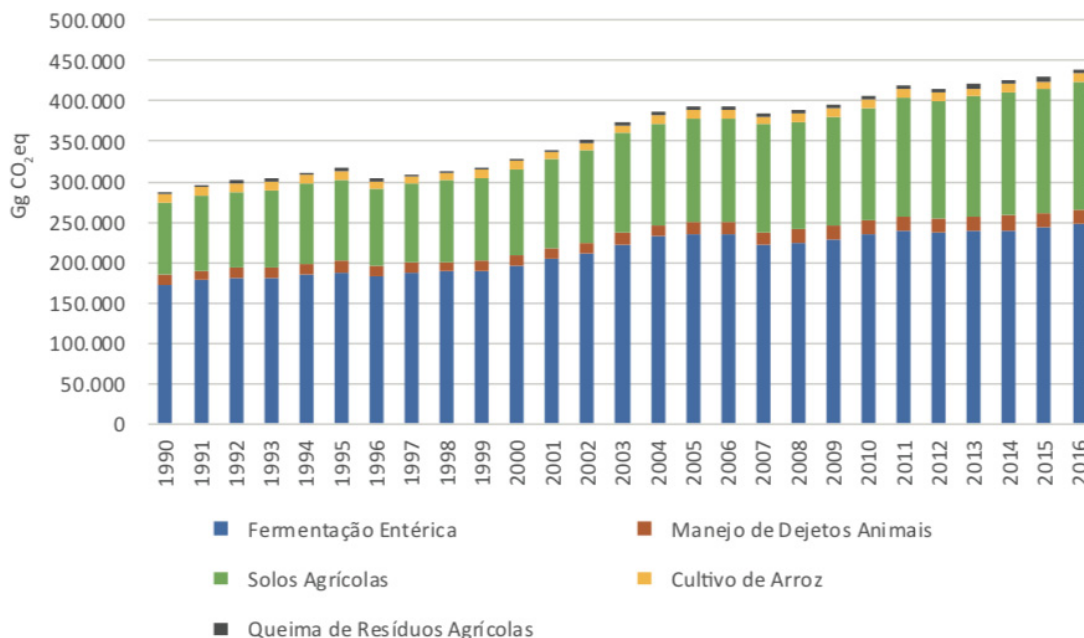
Além dos gases de efeito estufa (GEE) decorrentes da fermentação entérica e do manejo de material fecal, o cultivo de grãos para a produção de ração emite também GEE como o CO_2 e N_2O do solo, desta forma é outro ponto importante para o setor pecuário. As emissões de dióxido de carbono do solo são devidas à dinâmica do carbono do solo (por exemplo, resíduos vegetais em decomposição, mineralização da matéria orgânica do solo, alteração do uso do solo etc.), à fabricação de fertilizantes sintéticos e pesticidas, e ao uso de combustíveis fósseis em operações agrícolas nas fazendas (GOGLIO et al., 2018). As emissões de N_2O ocorrem quando fertilizantes orgânicos e inorgânicos são aplicados no solo.

A pecuária mundial é responsável por 14,5% da emissão de gases de efeito estufa (GEE) e ao ter como base a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), onde são consideradas as emissões além do portão da fazenda, a contribuição da pecuária está acima de 18% das emissões globais de GEE (FAO, 2018). A fermentação entérica tem a maior contribuição no total das emissões de GEE do setor pecuário mundial, que responde por 44% (3,5 Gt de $\text{CO}_2\text{-eq}$), e a produção de ração é a segunda maior fonte, cerca de 41% (3,3 Gt de $\text{CO}_2\text{-eq}$) do total de emissões. O manejo do material fecal é responsável por quase 10% do total das emissões (0,8 Gt de $\text{CO}_2\text{-eq}$). Já o consumo de energia, tanto

na fazenda quanto depois do portão da fazenda, é responsável por 5% do total (0,4 Gt de CO₂-eq) (FAO, 2018).

Segundo informações apresentadas na 5ª edição das Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa (MCTIC, 2019), as emissões totais de GEE brasileiras são de 1.305,6 Tg de CO₂-eq, sendo 33,6% relativo ao setor agropecuário (439,2 Tg de CO₂-eq). Na FIGURA 1, pode-se observar as emissões brasileiras de GEE no setor agropecuário (CO₂-eq.) de 1990 até 2016, e verifica-se ainda um acréscimo de 2,3% nas emissões do setor, se comparado com o ano de 2015. Essa elevação na emissão, se deve pelo aumento da produção agropecuária, principalmente da pecuária de corte (CEPEA, 2016).

Das emissões relativas ao setor, 62,6% são de CH₄, onde a fermentação entérica teve a maior contribuição, cerca de 56,5% (11.822,9 Gg de CH₄) do total das emissões da agropecuária no ano de 2016, sendo grande parte (97%) proveniente de bovinos (86% dos bovinos de corte e 11% das vacas leiteiras) e os ovinos representam 0,78% de participação nas emissões de metano entérico. Já a emissão de N₂O foi de 37,4% e é gerada principalmente pelos solos agrícolas, que contribuíram com 36% (509,95 Gg N₂O) das emissões do setor agropecuário em 2016, complementada pelo manejo de dejetos de animais, que corresponde a 4,1% (15,82 Gg N₂O), e da queima de resíduos agrícolas com 1,1% de contribuição (4,50 Gg N₂O) (MCTIC, 2019).

FIGURA 1 - EMISSÕES DO SETOR AGROPECUÁRIO, EM CO₂-eq

FONTE: MCTIC, (2019)

1.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Existem diferentes maneiras de avaliar os impactos ambientais que um produto pode causar, como as ferramentas do Sistema de Gestão Ambiental (SGA), a elaboração de um Inventário de Gases de Efeito Estufa (GEE) e a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). No presente estudo, a metodologia proposta é a ACV, que se baseia nos requisitos estabelecidos pelas normas ISO 14040:2006 e 14044:2006 (ISO, 2006a, b). O método é utilizado para avaliar os potenciais impactos ambientais relacionados a um sistema de produto específico, no decorrer do seu ciclo de vida.

O conceito de ACV surgiu a partir do final da década de 1960, nos Estados Unidos, devido aos movimentos voltados para a conscientização ambiental frente a preocupação com os limites de uso de matéria-prima e de recursos energéticos (IBICT, 2020). Um dos primeiros estudos realizados foi comandado pelo *Midwest Research Institute* (MRI), nos anos 70, a pedido da Companhia Coca-Cola, sobre diferentes embalagens para refrigerantes, que avaliou o desempenho na utilização dos recursos naturais. Este

modelo de pesquisa ficou conhecido como *Resource and Environmental Profile Analysis* (REPA) (WEIBENBERGER et al., 2014). Ainda na década de 70, mais especificamente em 1974, o modelo foi aprimorado pela MRI para um estudo realizado para a *Environmental Protection Agency* (EPA) sobre embalagens de suco e cerveja, e este estudo caracterizou o que hoje conhecemos por ACV (GUINNÉ, 2002; WILLERS, 2014).

Com o avanço da tecnologia, na década de 80 e 90, o Ministério do Meio Ambiente da Suíça aprimorou o modelo REPA, e lançou o primeiro software de inventário da Suíça, conhecido como Ökibase I e II (GUINNÉ et al., 2002). A partir de então, inúmeros estudos com diferentes metodologias ligadas ao tema se iniciaram. No entanto, a falta de um padrão de pesquisa demonstrava muitos resultados divergentes, e por essa razão, a *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC World) teve a iniciativa em acelerar o processo em padronizar uma norma para estudos em ACV, promovendo conferências e workshops (WEIBENBERGER et al., 2014)

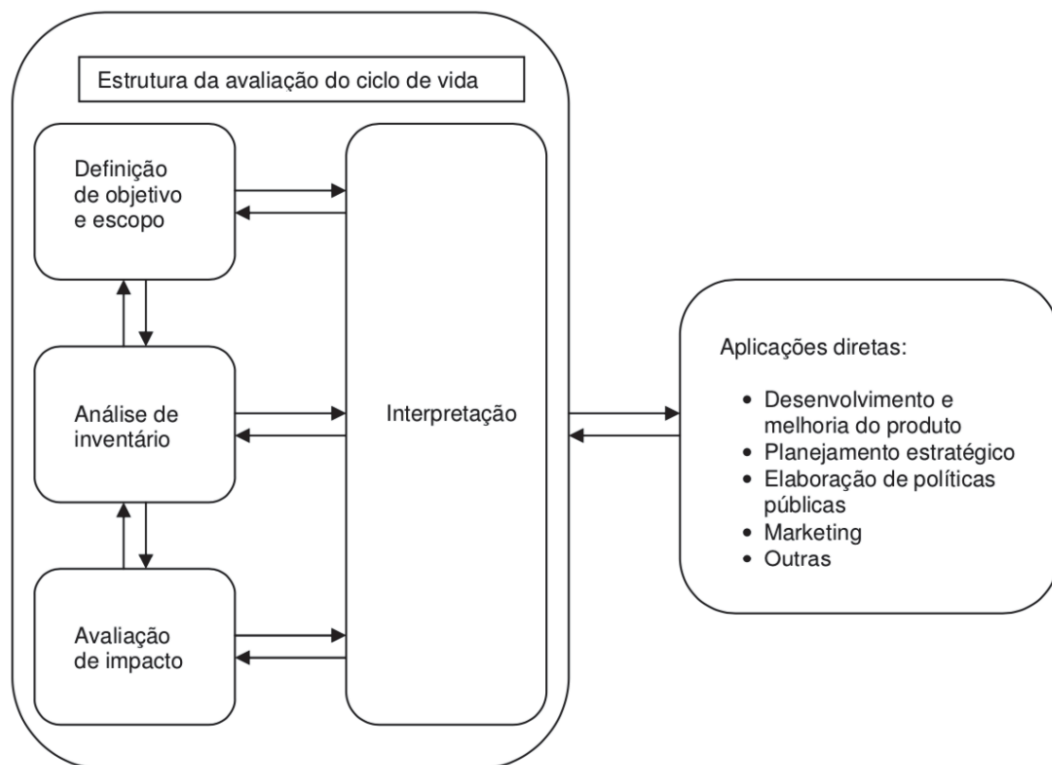
Este trabalho preliminar foi o pano de fundo e a base para a primeira série de padrões que apareceu entre 1997 e 2000, em que a *International Organization for Standardization* (ISO) publicou a série ISO 14000, que engloba as ISO: 14040:1997, 14041:1998, 14042:2000 e 14043:2000, que posteriormente no ano de 2006 foram revisadas e substituídas pela ISO 14040:2006 que enfoca os princípios e estrutura da ACV, e a ISO 14044:2006 que descreve a documentação e a elaboração da ACV.

1.3.1 Estrutura da ACV

A ACV é uma metodologia que avalia quantitativamente as relações entre os sistemas produtivos e o ambiente durante o ciclo de vida do produto (GOEDKOOOP, et. al., 2013). A ISO 14040 (2006) descreve a técnica como uma compilação e avaliação dos fluxos de entradas, saídas e impactos associados a um produto ao longo do seu ciclo de vida. A norma ainda define ciclos de vida, como estados consecutivos e interligados de um produto, desde a extração de matérias-primas ou transformação de recursos naturais, até a deposição final do produto na natureza. Desse modo, a proposta da metodologia é mensurar os recursos ambientais relacionados com o produto ou com os processos

produtivos (LÉIS, 2013), e ela constitui-se numa sistemática baseada na abordagem em quatro fases como mostra a FIGURA 2.

FIGURA 2 – ESTRUTURA DA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E SUAS QUATRO FASES



FONTE: NBR ISO 14040 (2006).

1.3.2 Definição de objetivo e escopo do estudo de ACV

A definição de objetivos e escopo é a fase do processo de ACV que define o propósito e o método de incluir os impactos ambientais do ciclo de vida no processo de tomada de decisão. O objetivo define e descreve o produto, processo ou atividade, estabelece o contexto no qual a avaliação deve ser feita e identifica os limites e os efeitos ambientais a serem revisados para a avaliação (EPA, 2006). Corriqueiramente, a definição inicial do objetivo pode ser um tanto vaga e afirmada em termos muito gerais,

tais como: "queremos fazer uma ACV sobre nossa produção" ou "queremos conhecer os pontos fortes e fracos ambientais deste produto". É necessário transformar essas ideias gerais em um propósito específico, de forma a orientar adequadamente as escolhas metodológicas que trarão em resultados úteis. Esta transformação pode ser feita de forma interativa ao longo do curso do estudo (CURRAN, 2017).

Já a definição do escopo envolve a descrição do produto a ser pesquisado e de possíveis produtos alternativos. É nesta fase que são determinados os limites e a abrangência da pesquisa: função; unidade funcional; fronteira do sistema, requisito de qualidade dos dados, procedimentos de alocação, categorias de impacto, suposições e limitações do estudo. Essas definições são especificadas na TABELA 1 e são fundamentais para que os resultados da ACV possam ser utilizados (EPA, 2006).

TABELA 1 - ITENS QUE COMPÕEM O ESCOPO NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.

Item	Definição
Função	Para que serve o produto ou o sistema.
Unidade Funcional	Quantificação das funções identificadas.
Fronteira do Sistema	Aborda o limite do sistema, na metodologia de ACV é conhecida como do berço ao túmulo, mas não necessariamente o estudo deve englobar todo o processo do produto.
Procedimentos de Alocação	Repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro (s) sistema (s) de produto.
Categorias de Impacto	Definir as interações com o meio ambiente a serem avaliadas, que devem ser escolhidas de acordo com o objetivo do estudo.
Requisito de Qualidade dos Dados	Deve-se conhecer a origem dos dados e a forma de coleta deles, para que se tenha confiança no resultado. Levantar em consideração: cobertura temporal; cobertura geográfica; cobertura tecnológica; precisão; representatividade; consistência; reprodutibilidade; fontes dos dados; incerteza da informação; etc.
Suposições e Limitações do Estudo	Todas as suposições/limitações do estudo: Uso de dados fora da realidade do estudo; Uso de balanço de massa; Uso de dados de tecnologias diferentes; Dados desatualizados.

FONTE: O autor (2020).

1.3.3 Análise de inventário

Um estudo de ACV é construído com base nos dados coletados na etapa de inventário (**Error! Reference source not found.**), e para o sistema ser analisado, ele abrange todas as entradas, (isto é, materiais e produtos adquiridos e recursos naturais), e saídas (produtos, subproduto, resíduos e emissões) para o meio ambiente e são quantificadas para cada processo e depois combinadas no fluxograma da cadeia de produção (WIEDEMANN et al., 2014). A análise estuda todos os processos que foram identificados como pertencentes ao sistema do produto, e os fluxos são dimensionados de acordo com o fluxo de referência do produto, que é determinado a partir da unidade funcional (BJØRN et al., 2018).

Para sistemas industriais, o inventário geralmente é baseado em dados genéricos para muitos processos, originados de bancos de dados com processos unitários ou com informações do berço ao portão, apresentando os fluxos de entrada e saída de um processo unitário (BJØRN et al., 2018). A coleta de dados para o inventário pode ser relativamente simples porque as entradas e saídas são relativamente estáticas e medidas. Geralmente o foco é assegurar que os dados sejam representativos e coletar uma amostra suficientemente grande da indústria em estudo para garantir um resultado robusto (WIEDEMANN et al., 2014).

O inventário é normalmente dividido em duas seções diferentes: um primeiro plano (dados primários) e um de segundo plano (dados secundários). O sistema de primeiro plano representa a parte a qual os dados são coletados diretamente da produção estudada. Isto inclui:

- Dados de produção (ou seja, números de animais, taxas de crescimento, registros de vendas);
- Dados financeiros (compras) (isto é, consumo de eletricidade, quantidade de suplementos comprados);
- Dados ambientais específicos (ou seja, uso da água, manejo da vegetação, manejo do solo, análises etc.).

O sistema de segundo plano engloba outros elementos da cadeia de produção onde os dados não foram coletados diretamente da produção estudada, mas podem ser acessados a partir de bancos de dados, por exemplo, o banco de inventários com cargas ambientais da associação sem fins lucrativos Ecoinvent[®], associação que promove e apoia a disponibilidade de dados ambientais em todo o mundo, ou modelados.

Para os sistemas agroindustriais, existem duas diferenças principais em comparação com os sistemas industriais. Primeiro, a produção pode não ser estática de ano para ano, e segundo, algumas entradas e saídas são muito difíceis de medir. Consequentemente, o estágio do inventário de uma ACV aplicada à agropecuária é muito mais complexo do que a maioria dos processos industriais, e pode requerer uma modelagem extensiva para definir as entradas e saídas do sistema. Por esta razão, os estudos agrícolas geralmente dependem de uma amostra muito maior e são frequentemente apresentados como 'estudos de caso' em vez de 'médias industriais'.

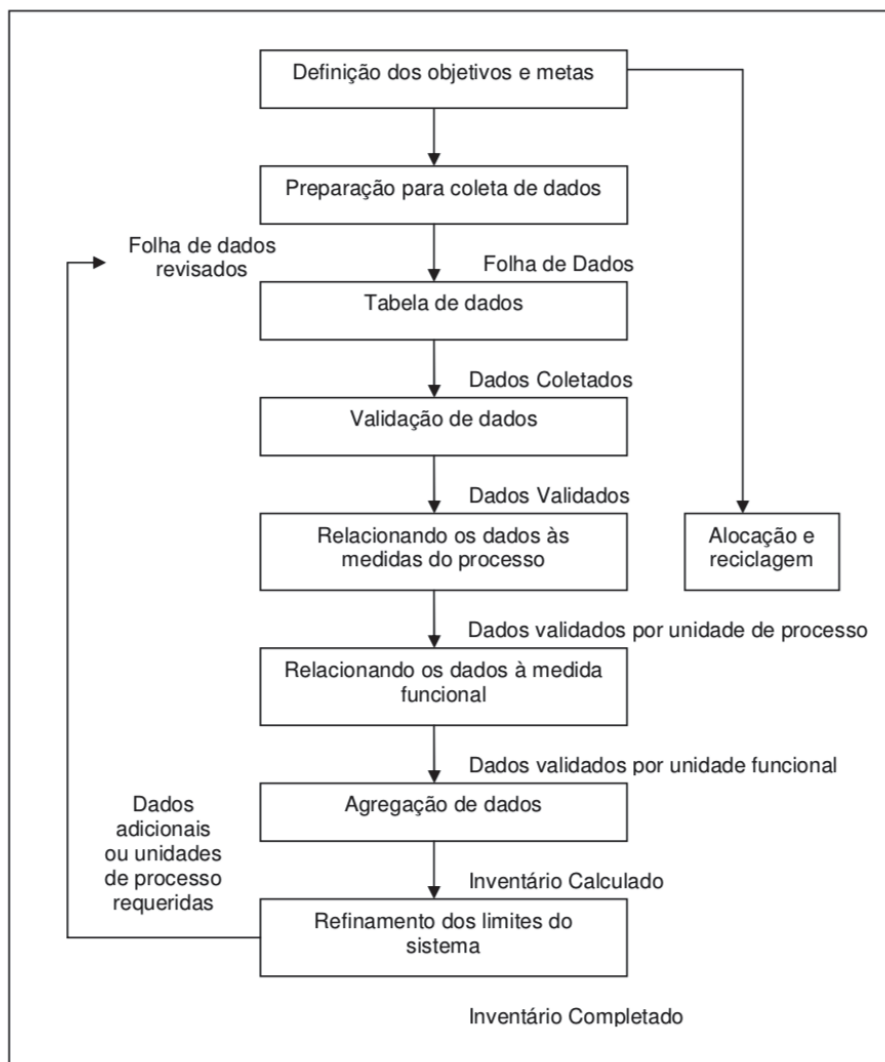
Os processos em primeiro plano para sistemas agroindustriais devem ser modelados ou estimados em vez de serem medidos. As suposições feitas durante o desenvolvimento do inventário são críticas para os resultados do estudo e precisam ser cuidadosamente explicadas na metodologia do estudo. De modo a esclarecer a natureza dos dados do inventário, pode ser útil diferenciar entre dados medidos ou modelados em primeiro plano. Para produção de cordeiros, os dados de primeiro plano medidos incluiriam o uso de combustível e o número de animais, enquanto os dados de primeiro plano modelados incluiriam as emissões de metano entérico (WIEDEMANN et al., 2014).

O resultado da análise de inventário é um balanço de energia e massa que caracteriza o Inventário do ciclo de vida (ICV), uma lista de fluxos elementares físicos quantificados para o sistema do produto que está associado à função descrita pela unidade funcional. Isso resulta em um balanço de energia e massa que caracteriza o ICV e essa análise tem o objetivo de mensurar os efeitos ambientais do sistema (WILLERS et al., 2013).

Conforme ilustrado na **Error! Reference source not found.**, podemos citar as seguintes etapas (ISO 14044, 2006):

- a. Preparação para a coleta de dados: o objetivo da preparação para a coleta de dados é assegurar a consistência do estudo com o objetivo definido;
- b. Coleta de dados: é a tarefa mais demorada de um estudo de ACV, podendo envolver diversas áreas, dados medidos, calculados ou estimados, de origem primária ou secundária. Deve-se ter cuidado com a dupla contagem e padronização de procedimento de cálculos, conversões e indicadores;
- c. Validação dos dados: para a validação dos dados pode-se utilizar da Matriz Pedigree, identificar as anomalias dos dados como: balanço de massa e balanço energético, bem como buscar referências bibliográficas que fundamentem a coleta dos dados;
- d. Correlação de dados aos processos elementares: para os cálculos deve-se considerar a possibilidade de alocação, esta categoria de procedimento é realizado quando o processo de um produto apresenta no final de seu ciclo mais de um produto, ou seja, possui coprodutos. Conforme a norma Iso 14044 deve-se sempre tentar evitar a alocação, mas em caso contrário existem distintas maneiras de realizar, sendo as principais a física e a econômica;
- e. Correlação de dados à unidade funcional: sempre correlacionar os dados obtidos para a unidade funcional definida no escopo;
- f. Agregação dos dados: agregação de substâncias equivalentes com potencial de impacto ambiental semelhante;
- g. Refinamento da fronteira do sistema: com base nos dados coletados, utilizar o dinamismo da ACV para refinar o escopo, a fronteira pode ser revisada com base nos critérios de corte estabelecidos no escopo, exclusão de estágios do ciclo de vida ou de processos elementares, exclusão de entradas e saídas, e inclusão de novos processos elementares.

FIGURA 3 - ETAPAS DA CONTRUÇÃO DO INVENTÁRIO.



FONTE: adaptado ISO 14044 (2006).

1.3.4 Avaliação dos Impactos Ambientais

Tomando o inventário do ciclo de vida como ponto de partida, a avaliação de impacto traduz os fluxos físicos e as intervenções do sistema do produto em impactos no meio ambiente, usando conhecimentos e modelos da ciência ambiental. A avaliação de impacto consiste em cinco elementos, dos quais os três primeiros são obrigatórios de acordo com a ISO 14044 (2006):

- 1) Seleção de categorias de impacto: devem ser representativas dos parâmetros de avaliação que foram escolhidos como parte da definição do escopo. Para cada categoria de impacto, um indicador representativo (representação quantificável do impacto ambiental) é escolhido com um modelo de caracterização (que está associado ao mecanismo de impacto), e pode ser usado para determinar qual a contribuição de uma substância em relação ao impacto dos fluxos elementares no indicador. Por exemplo, para a categoria de impacto aquecimento global, os valores são convertidos em kg de CO₂-eq (CEDERBERG et al., 2011), tendo o gás metano (CH₄) fator de caracterização de 28 kg de CO₂-eq por kg de CH₄ (MYHRE et al., 2013). A TABELA 2 mostra algumas das categorias de impacto mais comumente usadas pela United States Environmental Protection Agency (EPA, 2006).
- 2) Classificação dos fluxos elementares do inventário: consiste na correlação do resultado do inventário com os respectivos impactos semelhantes, ou seja, a análise de inventário resultará em uma lista de substâncias que devem ser correlacionadas, referente ao devido impacto ambiental, por exemplo, substâncias como o dióxido de enxofre causa acidificação no solo. No entanto, algumas substâncias podem possuir efeito sobre diferentes categorias de impacto, como por exemplo os Clorofluorcarbonos (CFCs), que causam tanto aquecimento global como depleção da camada de ozônio; entretanto, a intensidade de impacto ambiental dos CFCs é diferente nas duas categorias de impacto;
- 3) Caracterização: realiza os cálculos dos resultados dos indicadores de categoria. Nesta fase é preciso detalhar qual o fator de impacto que uma determinada substância confere à categoria de impacto ambiental;
- 4) Normalização: é usada para verificar a magnitude do impacto em relação à informação de referência;
- 5) Agrupamento ou ponderação: permite a comparação entre as categorias de impacto agrupando-as e possivelmente classificando-as de acordo com sua gravidade observada (danos ambientais), ou usando fatores de ponderação que, para cada categoria de impacto, dão uma expressão quantitativa da sua intensidade em relação às outras categorias de impacto.

TABELA 2 - PRINCIPAIS CATEGORIAS DE IMPACTO AVALIADAS EM UMA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.

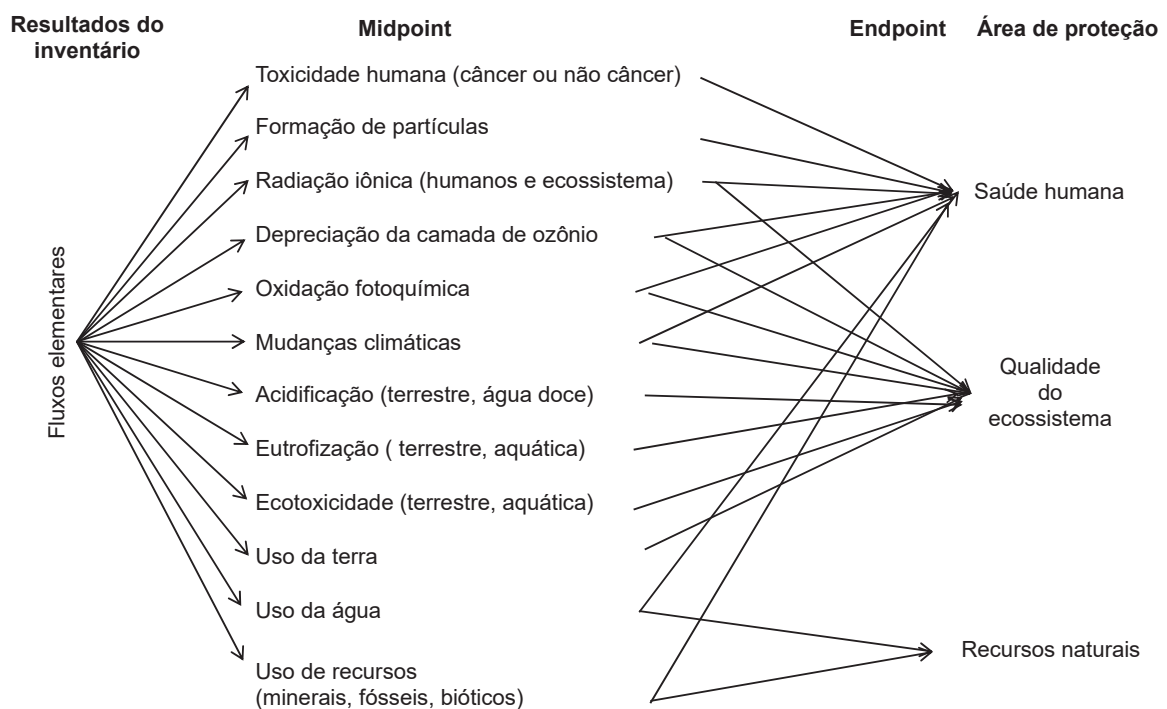
Categoria de impacto	Escala	Classificação	Fator de caracterização
Aquecimento global	Global	Dióxido de Carbono (CO ₂)	Potencial de aquecimento global
		Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	
		Metano (CH ₄)	
		Clorofluorcarbonos (CFCs)	
		Hidroclorofluorcarbonetos (HCFCs)	
Esgotamento do ozônio estratosférico	Global	Brometo de Metila (CH ₃ Br)	Potencial de esgotamento da camada de ozônio
		Clorofluorcarbonos (CFCs)	
		Hidroclorofluorcarbonetos (HCFCs)	
Acidificação	Regional e Local	Brometo de Metila (CH ₃ Br)	Potencial de Acidificação
		Óxidos de enxofre (SO _x)	
		Óxidos de nitrogênio (NO _x)	
		Ácido clorídrico (HCL)	
		Ácido hidro sulfúrico (HF)	
Eutrofização	Local	Amônia (NH ₄)	Potencial de eutrofização
		Fosfato (PO ₄)	
		Óxido de Nitrogênio (NO)	
		Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	
		Nitratos	
Esgotamento de recursos	Global, Regional e Local	Amônia (NH ₄)	Potencial de esgotamento de recursos
		Quantidade de minerais utilizados	
Uso da terra	Global, Regional e Local	Quantidade de combustíveis fósseis utilizados	Disponibilidade de terra
		Quantidade eliminada em aterros ou outras modificações de terra	
Uso da água	Regional e Local	A água utilizada ou consumida	Potencial de escassez de água

FONTE: adaptado de EPA (2006).

Normalmente, a Avaliação dos Impactos Ambientais (AICV) tem dois tipos de atribuição de categoria de impacto, aplicando indicadores em dois níveis diferentes do mecanismo ambiental: indicadores de impacto de ponto médio (*Midpoint*) e indicadores de impacto de ponto final (*Endpoint*). A **Error! Reference source not found.** mostra como é a estrutura da caracterização da AICV.

FIGURA 4 – ESTRUTURA DA CARACTERIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO CICLO DE VIDA.

LIGANDO FLUXOS ELEMENTARES DOS RESULTADOS DO INVENTÁRIO, AOS RESULTADOS DOS INDICADORES EM NÍVEL DE PONTO MÉDIO (MIDPOINT) E DE PONTO FINAL (ENDPOINT) PARA 12 CATEGORIAS DE IMPACTO MIDPOINT E TRÊS ÁREAS DE PROTEÇÃO.



FONTE: adaptado de EC-JRC (2010).

- *Midpoint*: todas as substâncias referentes ao AICV possuem características que não representam as consequências finais sobre o percurso ambiental das emissões listadas no inventário, mas são indicadores de impacto em potencial;

- *Endpoint*: consiste basicamente em caracterizar a gravidade ou as consequências de categorias de impacto *Midpoint*, ou seja, quantificar as consequências finais (danos ambientais) nas respectivas áreas de proteção: saúde humana, qualidade do ecossistema e esgotamento dos recursos.

1.3.5 Interpretação de resultados

Os resultados do estudo são interpretados para responder às perguntas colocadas como parte da definição do objetivo. A interpretação considera os resultados da análise de inventário e a caracterização dos elementos de avaliação de impacto e, possivelmente, normalização e ponderação (FIGURA 5). A interpretação deve ser feita com a definição de objetivo e escopo em mente e respeitar as restrições que as opções de escopo impõem a uma interpretação significativa dos resultados, por exemplo devido a suposições geográficas, temporais ou tecnológicas (HAUSCHILD et al., 2018).

A análise de sensibilidade e a incerteza são aplicadas como parte da interpretação para orientar o desenvolvimento de conclusões a partir dos resultados, avaliar a robustez das conclusões e identificar os pontos de foco para trabalhos futuros, a fim de fortalecer ainda mais as conclusões.

FIGURA 5– INTERPRETAÇÃO DE RESULTADOS E SEUS ELEMENTOS



FONTE: adaptado de ISO 14044 (2006)

2 CAPÍTULO II – REVISÃO: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA COMO FERRAMENTA PARA AVALIAR O DESEMPENHO AMBIENTAL NA OVINOCULTURA

2.1 INTRODUÇÃO

A produção de pequenos ruminantes é uma atividade econômica relevante em diversas partes do mundo, fornecendo carne, lã e leite. Mundialmente existem cerca de 2,4 bilhões de pequenos ruminantes, o que representa 57% da população mundial de ruminantes domésticos (FAO, 2020). Além disso, embora os ruminantes representem apenas 15% da produção global de carne e 5% da produção global de leite, os pequenos ruminantes, ovinos e caprinos, representam 60% da produção mundial de carne e 40% da produção mundial de leite (HRISTOV et al., 2013; OPIO et al., 2013).

A criação de ruminantes tem crescido nas últimas décadas, impulsionado pelo aumento das economias emergentes. Como resultado, o comércio de produtos ovinos, como carne de cordeiro, lã, leite e queijo, tem aumentado significativamente. No entanto, devido à especialização das raças e sistemas agrícolas, os pequenos ruminantes em regiões mais desenvolvidas atingem níveis mais altos de produção e eficiência, tornando-se ainda mais importantes economicamente do que na maioria dos países em desenvolvimento.

Os ovinos são particularmente adaptáveis a diferentes climas e sistemas de produção, desde sistemas exclusivamente a pasto, até sistemas intensivos, com 27% do rebanho mundial localizado em regiões áridas e 21% em regiões temperadas e úmidas (MARINO et al., 2016). Além disso, eles desempenham um papel socioeconômico significativo em muitos países em desenvolvimento, onde são criados principalmente para subsistência.

A preocupação com o impacto das atividades agrícolas nas mudanças climáticas tem se intensificado nos últimos anos. Posto que a criação de animais é uma das principais fontes de emissão de gases de efeito estufa (GEE). Segundo estudos, a pecuária é responsável por cerca de 45% de todas as emissões do setor agrícola e 15% das emissões antropogênicas de GEE (HRISTOV et al., 2013). Embora os pequenos ruminantes emitam níveis de GEE mais baixos do que os bovinos, respondendo por cerca

8,5% de todas as emissões do setor, eles ainda são uma preocupação. De fato, a FAO (2020) mostrou que a criação de pequenos ruminantes emite em média 596 milhões de toneladas de CO₂-eq, sendo que quase metade dessa quantidade é proveniente dos ovinos. Diante disso, é evidente a necessidade de se pensar em soluções sustentáveis para a produção animal, a fim de reduzir as emissões de GEE e melhorar o desempenho ambiental das atividades agrícolas.

A produção de ovinos é responsável por emissões significativas de gases de efeito estufa (GEE), principalmente por meio da fermentação entérica e produção da ração. Entretanto, é possível reduzir essas emissões aumentando a digestibilidade da dieta. Estudos têm mostrado que a substituição de gramíneas por silagem de milho ou leguminosas pode diminuir a intensidade da emissão de metano entérico, devido ao menor teor de fibras. Além disso, a suplementação com pequenas quantidades de ração concentrada em sistemas intensivos pode aumentar a produtividade e reduzir a intensidade das emissões de GEE. A melhoria da saúde animal e a redução da mortalidade também são consideradas medidas para aumentar a produtividade do rebanho e reduzir os impactos ambientais, especialmente no contexto das mudanças climáticas (GERBER et al., 2013; HRISTOV et al., 2013).

A avaliação do ciclo de vida (ACV), seguindo as normas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a; 2006b), é amplamente reconhecida como uma ferramenta para avaliar os recursos ambientais de atividades relacionadas a processos produtivos, como os sistemas agrícolas. No entanto, estudos de ACV geralmente usam bancos de dados genéricos de inventário do ciclo de vida (ICV) para avaliar os impactos em várias categorias de produtos. No setor agrícola, a aplicação de ACV é desafiadora, devido à grande variabilidade dos dados de ICV decorrente das diferenças nas práticas de gestão, variações climáticas entre regiões e a produção de múltiplos produtos (NOTARNICOLA et al., 2017). Além disso, a pecuária é uma importante fonte de emissões de gases de efeito estufa (GEE), e a intensidade dessas emissões varia significativamente, o que dificulta a quantificação dessas emissões em bancos de dados secundários.

A heterogeneidade metodológica e dos resultados das pesquisas relacionadas à ACV na ovinocultura dificultam a avaliação do estado atual do conhecimento sobre este tema, pois há poucas fontes de informação que resumam o escopo e as descobertas

recentes limitam a capacidade de pesquisadores e formuladores de políticas utilizarem a literatura existente como base para novas pesquisas ou para desenvolver políticas sólidas. Revisões de literatura semelhantes foram realizadas para as criações avícola e de bovinos de leite (de VRIES e de BOER, 2010; de VRIES et al., 2015).

Neste artigo de revisão, busca-se apresentar uma visão geral sobre o estado atual da literatura relacionada à ACV na ovinocultura. O objetivo é transmitir os métodos e conclusões comuns entre as pesquisas relevantes mais recentes, destacando também as diferenças nas motivações, metodologias e objetivos únicos propostos por alguns estudos. Quando possível, os resultados gerais dos estudos de ACV são comparados com métricas comuns de emissão de GEE, publicadas na literatura.

2.2 METODOLOGIA

Para a realização da pesquisa da literatura, as seguintes palavras-chave com auxílio de operadores booleanos (OR e AND), foram buscadas no Web of Science, Scopus e Science Direct: "*Live cycle assessment*", "*LCA*", "*sheep*", "*sheep farming*" e "*lamb*". Os artigos escolhidos foram publicados nos últimos quinze anos (2005 e 2020), para concentrar a discussão em descobertas mais recentes e para fornecer uma compreensão do atual estado da arte.

A maioria dos estudos publicados no intervalo pesquisado, concentraram-se em sistemas de produção de carne em nível agrícola e baseados em fazendas localizadas na Europa, Oceania e Estados Unidos. As diferenças no tipo e escala das fazendas estudadas, bem como as diferenças metodológicas no objetivo e no escopo dos estudos, resultaram em diferenças drásticas nos resultados desses estudos. Todos os artigos usaram um limite do sistema "do berço ao portão da fazenda" que incluiu os processos mostrados na FIGURA 6. Alguns artigos expandiram o limite do sistema fornecido para incluir processos além do "portão da fazenda", e foram incluídos e discutidos nesta revisão.

A prevalência da criação de ovinos em países em desenvolvimento (particularmente na Ásia e na África) é destacada pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO). No entanto, foi difícil encontrar estudos de ACV

que se concentrassem nessas regiões. Por essa razão, a literatura "cinza", como os esforços organizacionais para agregar estudos de ACV de todo o mundo, foram identificadas, mais notavelmente pela FAO (GERBER et al., 2013; HRISTOV et al., 2013; OPIO et al., 2013). O processo de seleção gerou uma lista de 30 artigos originais, 27 dos quais foram revisados por pares (todos resumidos na TABELA 3). A discussão sobre os estudos revisados é categorizada pelo objetivo de produção sistemas avaliados nos estudos, alocação, sistema de produção, tipos de impacto, modelos de emissões de metano entérico e variação regional

TABELA 3 - ESTUDOS DE ACV EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE OVINOS

continua

Referência	País	Produto	Fonte dos dados	Fronteira do sistema	Unidade Funcional	Metano entérico	Alocação	GEE kg CO2-eq/UF (faixa)
Batalla et al., 2015	ES	Leite	Sistema semi-intensivo com raça estrangeira Sistemas semi-intensivos e raça local Sistema semi extensivo e raça local	Do berço ao portão da fazenda	1L FPCM	Tier 2	EA	2,0 a 5,2 kg CO2 eq/ kg FPCM
Bell et al., 2012	AU	Carne	4 regiões	Do berço ao portão da fazenda	1 kg PV total de cordeiro desmamado	Eq. Blaxter and Clapperton (1965)	n/a	11 a 21.7 kg CO2-eq/kg PV
Biswas et al., 2010	AU	Trigo, carne e lã	Sub-trevo Cultura trigo Pastagem mista	Do berço ao portão da fazenda	1 kg de trigo, carne ovina e lã	Tier 1	EA	5,5 kg CO2-eq/kg carne, e 16,69 lg CO2- eq/kg lã 0,40 kg CO2- eq/kg trigo 6,58 kg CO2- eq/kg Lã 5,09 kg CO2-eq/kg carne, e 15,26 kg CO2- eq/kg lã
Brock et al., 2013	AU	Lã	Modelagem de simulação (51 anos)	Do berço ao portão da fazenda	1 kg de lã merino de 19 microns	FarmGAS Calculator	EA	24,29 kg CO2-eq/kg lã dentro da fazenda (97,3%); 24,85 kg CO2-eq/kg lã (100%)
Colley et al., 2020	AU	Lã	10 fazendas (3 regiões)	Do berço ao portão da fazenda	1 kg lã	n/a	PMA	n/a
Cottle et al., 2016	AU	Carne e lã	Ovelhas Merino carne e lã; matrizes Merino cruzadas; e ovelhas Merino lã fina	Do berço ao portão da fazenda	1 kg PV e 1k g lã	GrazPlan - DCCEE	PMA	19 e 35 kg CO2-eq/kg lã; 3,9 e 7,3 kg CO2-eq/kg PV

LEGENDA: BA=alocação biofísica; PMA= alocação de massa proteica; EA= alocação econômica; SE= expansão do sistema; MA= massa; UF= unidade funcional

TABELA 3 - ESTUDOS DE ACV EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE OVINOS

Referência	País	Produto	Fonte dos dados	Fronteira do sistema	Unidade Funcional	Metano entérico	Alocação	GEE kg CO ₂ -eq/UF (faixa)	continuação
Cottle and Cowie, 2016	AU	Carne e lã	Estudo 1: 2 fazendas de produção de lã merino superfina Estudo 2: Cottle et al., 2016	Processos na fazenda e montante associados à produção primária de lã até o portão da fazenda	1kg de lã no portão da fazenda	Tier 2 (DCCEE)	MA; PMA; EA; SE.	8,5 a 35,8 kg CO ₂ -eq/kg de lã	
Dougherty, et al., 2019	US	Carne e lã	5 casos estudados (CE)	Do berço ao portão da fazenda	1 kg PV de cordeiro, 1 kg de lã, e por kg de cordeiro velho de 2 dias vendido fora da fazenda.	Tier 1; 2	MA; PMA e EA	13,9 a 30,6 kg de CO ₂ /kg de produção de cordeiro em massa; 4 a 18,1 kg de CO ₂ /kg de cordeiro em uma base econômica e 6,6 a 10,1 kg de CO ₂ /kg de cordeiro em massa de proteína.	
Eady, et al., 2012	AU	Carneiros e lã	Fazenda ovelhas Merino na região sudoeste da Austrália Ocidental	Do berço ao portão da fazenda	1kg de PC; 1kg de lã	Sheep Greenhouse Accounting Framework V4; FarmGAS	EA e BA	28,7 kg CO ₂ -eq /kg de lã; 719 kg CO ₂ -eq/ Carneiro	
Edwards-Jones et al., 2009	WLS	Cordeiro, ovelhas, lã	2 fazendas	do berço até o portão da fazenda Expansão do sistema	1kg de PV	Tier 1	EA	1,3-4,4 e 1,5-4,7 kg CO ₂ eq/ kg PV 8,1-31,7 e 20,3-143,5 kg CO ₂ eq/kg PV	

LEGENDA: BA=alocação biofísica; PMA= alocação de massa proteica; EA= alocação econômica; SE= expansão do sistema; MA= massa; UF= unidade funcional; AU= Austrália; US= Estados Unidos; WLS= País de Gales.

TABELA 3 - ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE OVINOS

Referência	País	Produto	Fonte dos dados	Fronteira do sistema	Unidade Funcional	Metano entérico	Alocação	GEE kg CO ₂ -eq/UF (faixa)	continuação
Atzori et al. 2015	IT	Leite e carne	Fazenda na Sardenha sistema extensivo	Do berço ao portão da fazenda	1L FPCM e 1 kg carne de cordeiro	EA	Tier 2	2,27 kg CO ₂ -eq/L FPCM e 16,15 kg CO ₂ -eq/kg carne de cordeiro	
Gess et al., 2020	IT	Cordeiro	sistema extensivo sistema intensivo terras baixas - 27 fazendas	Do berço ao abate	1 kg carne de cordeiro	n/a	n/a	55 kg CO ₂ -eq/kg carne 50,6 kg CO ₂ -eq/kg carne	
Jones et al., 2014	UK	Cordeiro	terras altas - 12 fazendas colina - 21 fazendas	Do berço ao portão da fazenda	1kg PV de cordeiro pronto para abate	Tier 1	EA	10,85 kg CO ₂ -eq/ kg PV de cordeiro pronto para abate 12,85 kg CO ₂ -eq/ kg PV de cordeiro pronto para abate 17,86 kg CO ₂ -eq/ kg PV de cordeiro pronto para abate	
Ledgard et al., 2011	NZ	Cordeiro	pesquisa 437 fazendas	Do berço ao portão da fazenda	1 kg de PC	Tier 2	BA e EA	19 kg de CO ₂ -eq/kg de carne de cordeiro	
Mondello et al. 2018	IT	Queijo	Sistema intensivo, transporte do leite e produção do queijo	Do berço ao portão	1 kg de queijo "Pecorino", embalado no portão da fazenda e pronto para ser distribuído.	Relatório final do Ecoinvent V2.0	EA	22,13 kg CO ₂ eq	

LEGENDA: BA=alocação biofísica; PMA= alocação de massa proteica; EA= alocação econômica; SE= expansão do sistema; MA= massa; UF= unidade funcional; IT= Itália; UK= Reino Unido; NZ= Nova Zelândia.

TABELA 3 ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE OVINOS

Referência	País	Produto	Fonte dos dados	Fronteira do sistema	Unidade Funcional	Metano entérico	Alocação	GEE kg CO ₂ -eq/UF (faixa)	continuação
			planície colinas					10,4 14,2	
O'Brien et al., 2016	IE	Cordeiro	Intensivo no meio da temporada	Do berço ao portão da fazenda	1kg de PV	Tier 3	EA	9,7	
			Intensivo início da temporada					10,7	
Peters, et al., 2010	AU	Carne	Cadeia de fornecimento na Austrália Ocidental (WA)	berço até o portão de saída da agroindústria	1 kg de PCQ	Tier 2	MA, sem alocação	entre 10,2; 10,8	
Ripoll-Bosch, et al. 2013	ES	Cordeiro Carne (167 fz)	pastagem misto zero pastejo	Do berço ao portão da fazenda	1 kg de PV	GLEAM - Tier 2	sem alocação/EA	25,9/13,9 24,0/17,7 19,5/19,5	
Sabia et al. 2020	IT	Leite	4 fazendas	Do berço ao portão da fazenda	1 kg FPCM	Tier 2	EA	3,78 kg CO ₂ -eq/kg FPCM	
Schonbach et al. 2012	CN	Carne e Lã	4 fazendas	Do berço ao portão da fazenda	1kg PV e lã	Tier 1	EA	Muito variavel	
Sim and Prabhu 2018	US	Tapete de lã	n/a		Tapete de lã	n/a	n/a	38 kg CO ₂ -eq/m ² tapete	
Toro-Mujica et al. 2017	CL	Carne	3 fazendas	Do berço ao portão da fazenda	1 kg PV	Tier 2	EA	7.4e13.3 kg CO ₂ -eq/kg LW	

LEGENDA: BA=alocação biofísica; PMA= alocação de massa proteica; EA= alocação econômica; SE= expansão do sistema; MA= massa; UF= unidade funcional; IE= Irlanda; AU= Australia; ES= Espanha; IT= Itália; CN= China; US= Estados Unidos; CL= Chile.

TABELA 3 - ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE OVINOS

conclusão

Referência	País	Produto	Fonte dos dados	Fronteira do sistema	Unidade Funcional	Metano entérico	Alocação	GEE kg CO2-eq/UF (faixa)	conclusão
Uusitalo et al., 2019	FI	Carne	1 fazenda produzindo 1000 kg de carne, 114 kg de lã e 400 kg de biomassa/ano	Do berço ao portão da fazenda	1 kg PV	Tier 1	n/a	30,000 e 102,000 kg CO2-eq per functional unit	
Vagnoni et al., 2015	IT	Leite	Sistema de entrada baixa Sistema de entrada média Sistema de entrada alta	Do berço ao portão	1 kg FPCM	Tier 1	EA	2, 15 kg CO2-eq/kg FPCM	
Williams et al., 2008	UK	Cordeiro	Modelo em nível de país	Do berço até o varejo	1kg de PC	Tier 2	EA	14,1	
Wallman et al., 2012	SE	Cordeiro	10 fazendas	Do berço até o varejo	1kg de PC	Tier 2	MA/EA	16	
Wiedemann et al., 2015b	AU	Cordeiro	Nível do país (200 fazendas)	Do berço até o varejo	1kg de carne no varejo	Tier 2	EA (BA, PMA)	16,074	
Wiedemann et al., 2015a	AU	Carne e lã	7 métodos de alocação	Do berço ao portão da fazenda	1kg de PV ; 1kg de lã	Tier 2	SE; BA; EA	10 - 38 para BA	
Wiedemann et al., 2016	AU	Carne e lã 10 Fazendas	zona sul zona leste zona oeste	Do berço ao portão da fazenda	1kg de lã	Tier 2	SE; BA; EA	20,1 para BA 21,3 para BA 20,1 para BA	
Zonderland-Thomassen et al., 2014	NZ	Carne	7 fazendas (modelado)	Do berço ao portão da fazenda	1 kg carne de cordeiro	n/a	EA	(0,26 L H2O-eq/kg carne)	

FORNTE: O autor (2023). LEGENDA: BA=alocação biofísica; PMA= alocação de massa proteica; EA= alocação econômica; SE= expansão do sistema; MA= massa; UF= unidade funcional; FI=Finlândia; IT= Itália; UK= Reino Unido; SE= Suécia; AU= Austrália; NZ= Nova Zelândia.

2.3 CONSTATAÇÕES

O escopo dos estudos revisados se enquadra em duas categorias principais, avaliações de pequena escala em nível agrícola, onde dados primários foram coletados de uma a quatro fazendas para a análise; e avaliações em larga escala, que usaram dados de pesquisas nacionais ou modelaram os insumos usando vários métodos disponíveis para representar os impactos de uma região inteira, com mais de 50 fazendas. Os estudos em pequena escala, usaram metodologias mais robustas, particularmente na modelagem das emissões.

O uso de dados primários assegurou uma certeza nos resultados obtidos, com estudos em larga escala se mostrando altamente benéficos na identificação de diversas características e práticas de manejo da terra dentro de uma região e seus impactos ambientais. Consequentemente, esses estudos têm sido fundamentais para moldar as políticas relativas às melhores práticas de gestão (BROCK et al., 2013). A TABELA 3 fornece a fonte dos dados que cada estudo se baseou.

Os estudos revisados caracterizaram-se por significativa diversidade, não apenas em sua escala, mas também em seus objetivos e metodologias. Por exemplo, Batalla et al. (2014) procuraram incorporar as implicações sociais e econômicas da criação de ovinos, o que exigiu a modificação de sua metodologia para incluir métricas de emprego e margens de lucro líquido. Já, Brock et al. (2013) utilizaram cinco modelos de emissão para estimar as emissões diretas e comparar os resultados. Cottle e Cowie (2016), bem como Wiedemann et al. (2015a), exploraram o efeito do método de alocação nos impactos de categoria *endpoint*.

Os autores Jones et al. (2014) e O'Brien et al. (2016) utilizaram grandes conjuntos de dados para determinar a relações entre diversas variáveis agrícolas, relacionadas à intensificação do uso da terra e as emissões de GEE, substituindo a alocação por conteúdo proteico e alocações biofísicas. Por sua vez, Toro-Mujica et al. (2017) empregaram modelagem probabilística para avaliar as emissões de GEE e tentaram incluir os impactos dos serviços do ecossistema. Já Zonderland-Thomassen et al. (2014) concentraram-se nos impactos relacionados à escassez de água e ao potencial de

eutrofização resultante, uma vez que a criação de ovinos é naturalmente exigente em água e muitos pesquisadores negligenciaram essa questão em suas avaliações.

2.4 OBJETIVOS DE PRODUÇÃO

Além de Mondello et al. (2018), que avaliaram os impactos da produção de queijo a partir de leite de ovelha, e Sim e Prabhu (2018), que quantificaram os impactos do ciclo de vida dos tapetes de lã, todos os estudos revisados se concentraram nos três produtos primários das ovelhas: carne, lã e leite. Embora uma faixa típica de emissões de GEE associadas a cada produto seja definida abaixo, a heterogeneidade dos valores de emissão na literatura, relatada na TABELA 3, não permite definir facilmente os impactos ambientais associados a cada produto. À medida em que os fatores operacionais contribuem para as emissões, eles também diferem drasticamente entre os estudos. Cada estudo deve ser revisado individualmente para determinar os fatores regionais e metodológicos que contribuem para as intensidades de emissão.

Os estudos examinaram o impacto ambiental tanto da criação dos ovinos, quanto dos seus produtos primários. Apesar dos esforços para definir uma faixa típica de emissões de gases de efeito estufa associadas a cada produto, os dados relatados na TABELA 3 mostram variação considerável nos valores de emissão em diferentes estudos. Isso pode ser atribuído às diferenças nos fatores operacionais e nas metodologias empregadas em cada estudo, evidenciando a necessidade de análise caso a caso para avaliar as intensidades de emissão e seus fatores regionais e metodológicos.

2.4.1 Carne

A maioria dos estudos que avaliaram o impacto da produção de carne ovina usou como unidade funcional 1 kg de peso vivo (PV). Desses estudos, 10 foram realizados na Oceania, seis na Europa, um na China e um no Chile. Os resultados mostraram uma ampla variação das emissões de GEE associadas à carne de cordeiro, de 3,6 a 25,9 kg CO₂-eq/kg PV. Entre os estudos, Cottle e Cowie (2016) registraram as menores emissões em 3,6 e 8,5 CO₂-eq/kg PV, enquanto Ripoll-Bosch et al. (2013) registraram as maiores emissões em 19,5 e 25,9 kg CO₂-eq/kg PV. As diferenças foram atribuídas

às variações na metodologia, como composição da ração e alocação econômica. Biswas et al. (2010) também relataram emissões dentro da faixa após a conversão de kg de carne para kg PV (15,7 kg CO₂-eq/kg PV).

Opio et al. (2013) realizaram um estudo utilizando o Modelo Global de Avaliação Ambiental da Pecuária (GLEAM) para determinar o impacto ambiental de pequenos ruminantes. A pesquisa mostrou que pequenos ruminantes emitem uma média de 23,8 kg de CO₂-eq/kg por peso da carcaça (PC), o que é consistente com outros estudos revisados neste artigo. Em comparação, a carne bovina e a de búfalo emitem significativamente mais GEE, com 46,2 e 53 kg CO₂-eq/kg PC, respectivamente (OPIO et al., 2013). Isso indica que os pequenos ruminantes são uma opção de carne de menor impacto ambiental.

2.4.2 Leite

As pesquisas que analisaram o leite, em sua maioria, expressaram como unidade funcional kg de leite corrigido para gordura e proteína (FPCM). Entre seis estudos de pesquisa, todos menos Mohan et al. (2018), foram realizados na Europa, com intensidades de emissão variando de 2 a 5,3 kg CO₂-eq/kg FPCM (VAGNONI et al., 2015; BATALLA et al., 2014). No entanto, devido as diferenças na raça e nos sistemas de produção, houve variações nos resultados. Além disso, as estimativas entéricas foram obtidas por meio de diferentes metodologias, dificultando a comparação dos valores entre os estudos. Como exemplo a ovelha da Sardenha, avaliada por Vagnoni et al. (2015), é uma raça altamente produtiva e predominantemente utilizada, enquanto Sabia et al. (2020) avaliaram raças derivadas do Merino. Sabia et al. (2020) também descreveram sistemas semiextensivos com baixo consumo de energia e sem concentrados ou silagem. Vale a pena notar que uma maior produtividade poderia reduzir a quantidade relatada de GEE emitidos.

A FAO realizou um estudo global comparando as emissões de gases de efeito estufa resultantes da produção de leite em diferentes rebanhos. De acordo com o estudo (MARINO et al., 2016; VAGNONI et al., 2015; OPIO et al., 2013), o leite de ovelha tem uma pegada de carbono que é mais do que o dobro do leite de vaca quando medido em

peso. No entanto, isso é atribuído a uma população maior de pequenos ruminantes no mundo em desenvolvimento, onde a especialização na produção de leite não é tão prevalente (OPIO et al., 2013).

2.4.2.1 Lã

Com exceção de Dougherty (2018), a maioria dos estudos que avaliaram o ciclo de vida da lã, usou dados primários obtidos de fazendas na Austrália, dificultando a validação de resultados em outras regiões. Sim e Prabhu (2018) compararam os impactos da fabricação de um tapete de lã nos EUA, mas seus impactos na produção de lã foram baseados em estimativas de Wiedemann et al. (2016), um estudo australiano.

A maioria desses estudos empregou como unidade funcional 1 kg de lã bruta, enquanto, os impactos do processamento da lã não foram incluídos. As emissões estimadas de GEE da produção de lã variaram amplamente, de 20 a 60 kg de CO₂-eq por kg de lã bruta. Alguns dos estudos também destacaram que as intensidades de emissão para a produção de lã eram inconsistentes, e a aplicação de métodos de alocação biofísica ou de alocação de expansão do sistema levou a diferenças significativas devido ao maior número de suposições exigidas por esses métodos (COTTLE e COWIE, 2016; BISWAS et al., 2010).

Estudos que utilizaram alocação econômica relataram intensidades de emissão semelhantes, o que variou de 20,6 (COTTLE e COWIE, 2016), 26,6 (EADY et al., 2012) e 29,4 (BROCK et al., 2013) kg CO₂-eq/kg de lã bruta. No entanto, outros autores revelaram emissões superiores de 50 e 60 kg de CO₂-eq de fazendas selecionadas (DOUGHERTY, 2018). Essas emissões mais altas foram devidas à combinação da pecuária baseada em pastagem e maior alocação econômica para a produção de lã nessas fazendas estudadas. Wiedemann et al. (2016) compararam o impacto de três tipos diferentes de lã Merino (extrafina, fina e média) em três regiões diferentes da Austrália e não encontraram diferenças significativas nas emissões de gases de efeito estufa entre os tipos de lã

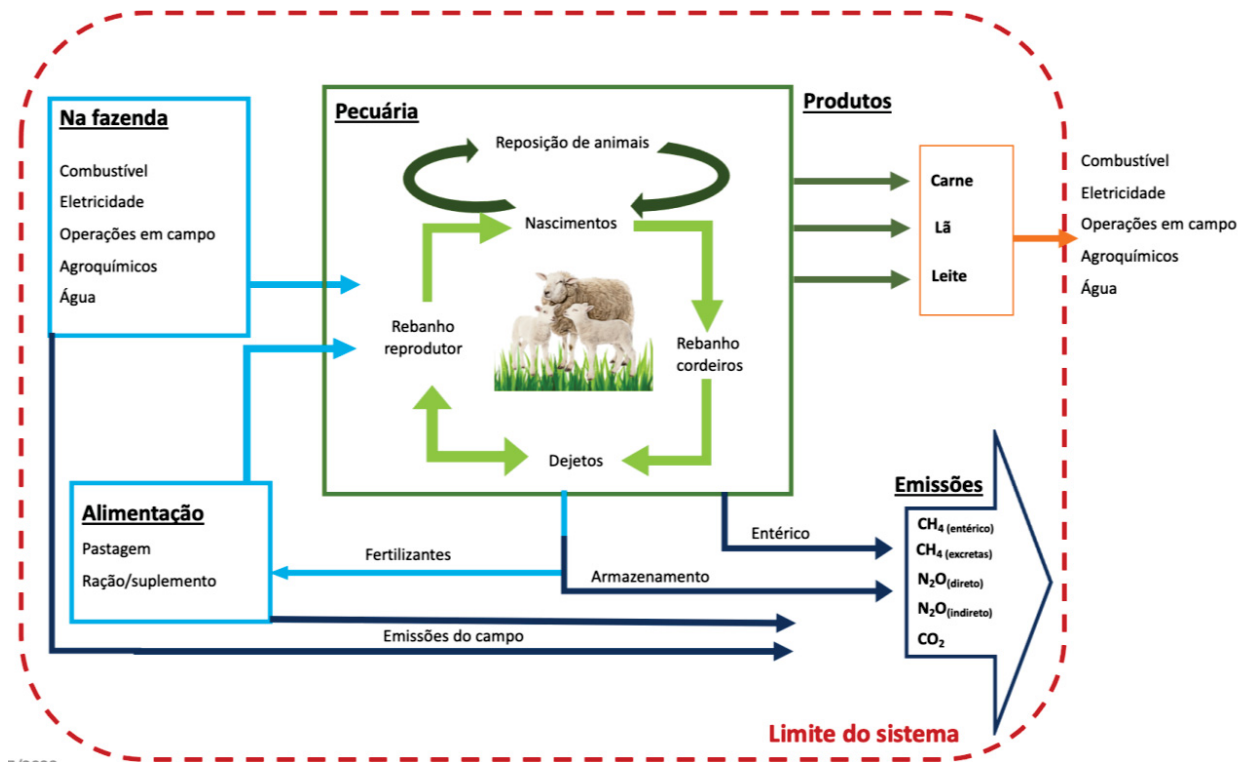
2.5 LIMITE DO SISTEMA

Os estudos revisados utilizaram uma abordagem "do berço ao portão da fazenda" para a ACV, ou seja, a abordagem inclui todos os processos anteriores envolvidos na produção animal, até que o produto animal estivesse pronto para sair da fazenda. Isso inclui também os impactos ambientais relacionados a insumos agrícolas, como ração, fertilizantes, combustível, eletricidade, esterco etc. Os estudos também levaram em consideração o gerenciamento de insumos, incluindo emissões da estocagem de resíduos, bem como emissões diretas dos animais. No entanto, a análise não incluiu a produção de materiais e benfeitorias, como é prática padrão em estudos de ACV na indústria.

No entanto, alguns estudos incluíram insumos diversos, como vacinas (BROCK et al., 2013; EADY et al., 2012), outros incluíram embalagens na fazenda (Batalla et al., 2014; EDWARDS-JONES et al., 2009). Mondello et al. (2018) consideraram ração comprada, pois era a principal fonte de ração para esta fazenda em particular. Cottle et al. (2016) não consideraram grande parte da infraestrutura agrícola mostrada na FIGURA 6. No caso de O'Brien et al. (2016), não está claro se outros insumos agrícolas além de combustíveis e agroquímicos foram considerados.

Algumas pesquisas expandiram os limites além do "portão da fazenda" e apenas três estudos estimaram as intensidades de emissão da produção ao varejo (WIEDEMANN et al., 2015a; WALLMAN et al., 2012; WILLIAMS et al., 2008). No estudo de Mondello et al. (2018) na produção de queijo, a ACV estendeu o limite do sistema além do "portão da fazenda" para incluir os efeitos da produção de queijo. Os autores consideraram o impacto do transporte da fazenda até a agroindústria, bem como a água, eletricidade, combustível, maquinário e produtos químicos necessários para transformar o leite em queijo. Cardoso (2013) estendeu o escopo do sistema ACV de lã para incluir a limpeza, fiação e tingimento de lã. Wiedemann et al. (2015b) expandiram o limite do sistema para incluir o transporte do cordeiro australiano até os estabelecimentos comerciais dos EUA. Sim e Prabhu (2018) expandiram o limite do sistema para incluir os processos de limpeza, moagem, cardagem, fiação, tufagem, secagem e acabamento de lã, a fim de determinar os impactos do ciclo de vida dos tapetes de lã.

FIGURA 6 - FLUXOGRAMA DO LIMITE DO SISTEMA UTILIZADO AVALIAÇÕES DO CICLO DE VIDA: "DO BERÇO AO PORTÃO FAZENDA" NA PRODUÇÃO DE OVINOS.



2.6 ALOCAÇÃO

É raro encontrar uma fazenda que produza apenas um tipo de produto. A grande maioria das fazendas produz dois ou três coprodutos (uma combinação de carne, lã e leite). Portanto, os trabalhos revisados, usaram algum fator de alocação para alocar o impacto geral entre os coprodutos. As alocações para ACV agrícolas são geralmente feitas com bases econômicas ou biofísicas. Ambos são comuns, mas resultaram em fatores de alocação muito diferentes.

A forma mais comum de alocação é a econômica, o que significa que o impacto é distribuído com base na receita relativa que cada subproduto gera. A sua escolha baseia-se no pressuposto de que os rendimentos são os impulsionadores mais importantes das escolhas de produção e gestão (COTTLE e COWIE, 2016). A TABELA 3 lista as atribuições dos fatores econômicos dos estudos revisados, variaram amplamente entre

as fazendas. A lã, por exemplo, tem fator de distribuição econômica que varia de 1 a 70%, dependendo do produto primário da fazenda e dos mercados próximos. Diferenças semelhantes existem para carne e leite. Estudos analisando fazendas leiteiras mostram que 90% da renda vem do leite de cabra, ou seja, o leite tem um coeficiente de distribuição econômica de 90% (SABIA et al., 2020; MONDELLO et al., 2018; BATALLA et al., 2015; VAGNONI et al., 2015). Presumivelmente, o uso de alocações econômicas fará com que os resultados mudem ao longo do tempo em resposta à volatilidade do mercado, subsídios ou intervenções de preços, o que pode complicar o benchmarking dos impactos (WIEDEMANN et al., 2015a).

A abordagem de alocação biofísica categoriza os coprodutos por seus atributos biológicos, como massa proteica, conteúdo energético e massa do produto, de acordo com Cottle e Cowie (2016). Uma vez que os coprodutos ovinos são compostos principalmente de proteína e sua qualidade é parcialmente determinada por sua quantidade de proteína, a alocação biofísica é um método adequado para avaliar o impacto ambiental desses coprodutos.

Métodos detalhados de alocação biofísica em fazendas de carne e lã foram fortemente investigados e testados por Cottle and Cowie (2016) e Wiedemann et al. (2015a). Eles alocaram as emissões usando três cenários alternativos de alocação biofísica (juntamente com proteínas e meios econômicos). Eles relataram uma alta sensibilidade da pegada de carbono com base no método usado para alocar as emissões entre as vendas totais de peso vivo e a lã. Os estudos também descobriram que a alocação de massa de proteínas aumentou a pegada de carbono da lã e diminuiu a das vendas totais de peso vivo, enquanto a alocação econômica levou a uma divisão mais uniforme entre a lã e o peso vivo. As porcentagens de alocação entre carne e lã não diferiram significativamente entre os cenários. Ambos os estudos também examinaram o efeito da expansão do sistema (usando impactos da produção de carne bovina ou fazendas de ovelhas onde a carne era o produto principal) e descobriram que o uso da expansão do sistema resultou nas emissões de GEE mais baixas e, muitas vezes, negativas. Com base nos resultados obtidos, os autores afirmaram que a alocação de proteínas fornece maior estabilidade a longo prazo do que a alocação econômica. No

final, ambos os estudos corrigiram a alocação biofísica em relação a outros métodos de alocação e expansões do sistema.

Eady et al. (2012) encontraram diferenças menores entre a alocação econômica e seu método de alocação biofísica aplicado, isso se deve em grande parte porque a abordagem de alocação biofísica assumiu que os nutrientes e, portanto, as emissões, necessários para animais reprodutores deveriam ser atribuídos ao produto lã, pois era a principal produção do sistema. Essa decisão foi baseada na visão de que a lã é o produto principal, que impulsiona a produção.

Em geral, a influência da alocação econômica nos efeitos adversos dos produtos ovinos nas emissões de GEE vai depender do objetivo principal do sistema de produção. Fazendas com produção de carne como seu principal objetivo, como as avaliadas por Dougherty (2018), tiveram maior contribuição relativa atribuída à carne usando alocação econômica, em comparação com a alocação de proteínas. Por outro lado, as fazendas cuja principal objetivo de produção era lã tinham uma contribuição relativa maior atribuída à lã.

2.7 CATEGORIAS DE IMPACTOS

Todos os estudos, exceto Zonderland-Thomassen et al. (2014), identificaram as mudanças climáticas como a categoria de impacto mais comum, que é estimada por meio das emissões de GEE. O fator que mais contribui para as mudanças climáticas, comumente referido como um *hotspot*, são as emissões diretas de metano entérico (CH_4). Além disso, as emissões de GEE provenientes do manejo da dieta, incluindo produção de rações e fertilizantes e operações de campo (como uso de fertilizantes e uso de trator), contribuem para o problema. Em estudos que avaliaram sistemas de produção baseados em pastagem, as emissões de CH_4 e N_2O da estocagem de resíduos, também são consideradas antes da aplicação. Embora todos os estudos levem em conta os impactos do transporte de insumos para a fazenda, eles são irrelevantes na análise geral.

Em seu estudo sobre a produção de queijo de leite de ovelha na Itália, Mondello et al. (2018) utilizaram o método ReCiPe *midpoint* (GOEDKOOOP et al., 2009) para determinar os impactos, do berço ao portão, em todas as categorias disponíveis. A

pesquisa revelou que em doze das dezoito categorias intermediárias, os alimentos produzidos industrialmente foram os principais contribuintes, enquanto as emissões diretas e os alimentos produzidos nas fazendas se posicionaram logo em seguida.

Em estudo de Mohan et al. (2018), o método ReCiPe de *midpoint* foi utilizado para medir o impacto de uma fazenda leiteira de ovelhas na Nova Zelândia. O estudo constatou que não havia um único *hotspot* para todas as categorias e que as emissões entéricas eram responsáveis por 71% das emissões totais de GEE. O uso de pesticidas foi o principal contribuinte para a ecotoxicidade da água doce (78%) e ecotoxicidade terrestre (86%), enquanto a cevada foi associada a quase todos os impactos da eutrofização da água doce. Payen e Ledgard (2017) conduziram uma pesquisa para comparar os impactos da eutrofização de fazendas de ovelhas na Nova Zelândia usando vários métodos de avaliação do inventário do ciclo de vida (AICV). Eles observaram que os métodos diferiam significativamente, com diferentes processos de destino de nutrientes sendo abordados e cargas variadas colocadas sobre nitrogênio e fósforo em termos de impactos gerais da eutrofização.

O'Brien et al. (2016) quantificaram os impactos da acidificação, eutrofização, demanda de energia de combustíveis fósseis, ocupação da terra, e os impactos das mudanças climáticas. A amônia liberada a partir de fertilizantes e resíduos foi o maior contribuinte para a acidificação. A perda de nitrato e fósforo devido à aplicação de fertilizante artificial foi a principal fonte de eutrofização. A maior parte do combustível fóssil foi consumida antes na produção de fertilizantes e concentrados de ração.

Na avaliação de ovinos leiteiros, Sabia et al. (2020) e Vagnoni et al. (2015) usaram o método ReCiPe *endpoint* para estimar os impactos em várias categorias. Sabia et al. (2020) quantificaram os três indicadores finais mais comuns como, danos à saúde humana, diversidade de ecossistemas e disponibilidade de recursos. Vagnoni et al. (2015), por outro lado, usaram uma única pontuação de impacto para combinar impactos em várias categorias em um valor.

Wiedemann et al. (2016, 2015b) identificaram a demanda de energia, o uso da água e da terra e as emissões de gases de efeito estufa ao estimar o impacto da produção de carne e lã usando grandes conjuntos de dados. De acordo com os autores, o processamento da carne e o transporte internacional contribuem significativamente

(>50%) para a demanda total de energia. Zonderland-Thomassen et al. (2014) avaliaram a pegada de escassez de hídrica e eutrofização, enquanto Dougherty (2018) usou apenas o consumo de água doce como uma categoria de impacto.

Em uma tentativa de avaliar os benefícios da criação de ovinos na Finlândia, Uusitalo et al. (2019) utilizaram a "perspectiva de fronteira global". A principal função do pastoreio de ovelhas na Finlândia é proteger e reviver os ecótipos ameaçados. Com base nas estimativas, os autores aproximaram os impactos favoráveis do pastoreio dos ovinos na preservação da integridade da biosfera. Eles reconhecem as dificuldades em integrar impactos quantificados na biodiversidade com métricas tradicionais de ACV para possibilitar comparações.

2.8 CLASSIFICAÇÃO DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO

Os sistemas de produção podem ser classificados em extensivos, semi-extensivos e intensivos. No sistema extensivo, os animais pastejam em campos durante todo o ano, e o custo da alimentação é baixo. O sistema intensivo, por outro lado, tem custo elevado com alimentação, pois envolve o fornecimento de ração balanceada para os animais em áreas confinadas. Essa abordagem requer menos terra e, por meio de um melhor controle das dietas, os animais podem ser criados com mais eficiência e reduzir as emissões. Sistemas de produção semi-intensivos, que combinam técnicas extensivas e intensivas, também são comuns, principalmente em regiões com alta variabilidade climática sazonal.

Todos os estudos que avaliaram a relação entre intensificação do sistema de produção e emissões de GEE, exceto Cottle et al. (2016), constataram que operações com maiores níveis de intensificação tiveram menores emissões por unidade funcional. Isso se deve ao melhor manejo alimentar dos animais e maior controle sobre a reprodução deles. Em um estudo conduzido por Ripoll-Bosch et al. (2013), foram avaliadas três fazendas localizadas na Espanha. A primeira fazenda baseada em um sistema com pastagens em montanhas alpinas com criação tradicional (um parto por ovelha/ano); a segunda fazenda com sistema misto com criação de ovinos e cultura de cereais, de média intensidade (três partições por ovelha a cada 2 anos); e a terceira fazenda com sistema de confinamento, altamente intensivo (cinco partições por ovelha a

cada 3 anos). Eles relataram menores emissões no sistema de confinamento com alta intensidade (19,5 kg CO₂-eq/kg PV) e maiores emissões no sistema extensivo (25,9 kg CO₂-eq/kg PV). Diferenças semelhantes foram também observadas por Batalla et al. (2015), Jones et al. (2014) e Toro-Mujica et al. (2017). No estudo de O'Brien et al. (2016) os autores relataram reduções nas emissões no sistema extensivo (14,2 kg CO₂-eq/kg PV) para intensivo (9,7 e 10,7 kg CO₂-eq/kg PV) após contabilizar outros fatores.

A variabilidade nas emissões de GEE pode ser atribuída a uma variedade de fatores, incluindo as diferenças na qualidade do pasto, no clima e nas escolhas de manejo, também a eficiência do uso de fertilizantes e a criação seletiva para produtividade. De acordo com estudos realizados por Cottle et al. (2016), Jones et al. (2014) e O'Brien et al. (2016), as fazendas de ovinos em terras baixas tendem a produzir emissões mais baixas de GEE em comparação com as fazendas em colinas. Isso provavelmente se deve aos climas mais severos e pastagens de baixa qualidade em propriedades localizadas em colinas, que podem afetar negativamente a produtividade do rebanho.

No caso da produção de leite, Batalla et al. (2014) observaram uma relação clara entre a intensificação e as emissões de GEE. No entanto, Vagnoni et al. (2015), não encontraram nenhuma indicação do efeito da intensificação sobre as emissões de GEE. Uma possível explicação, é que Vagnoni et al. (2015) empregaram um modelo de emissão Tier 1 simplificado, que usou um fator de intensidade de emissão fixo de 8 kg CH₄/cabeça/ano. No entanto, ao usar o método ReCiPe, Goedkoop et al., (2009) observaram discrepâncias em outros indicadores *endpoint* entre os tipos de fazenda. A fazenda de baixa intensidade teve impactos de *endpoint* significativamente menores em comparação com as de média e alta intensidade. Isso foi atribuído a um impacto menor na categoria "uso da terra", que contribuiu com 50% para a pontuação geral do impacto de *endpoint*.

2.9 MODELOS DE EMISSÃO DE FERMENTAÇÃO ENTÉRICA

Um aspecto crucial da redução das emissões de GEE na ovinocultura é a estimativa precisa das emissões entéricas diretas. Para conseguir isso, é importante considerar os

métodos mais eficazes para estimar seu impacto. Muitos estudos se baseiam no modelo de emissão criado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), que classifica as estimativas de emissões entéricas em três níveis (Tier 1, 2 e 3) (IPCC, 2019). O método Tier 1 envolve o uso de fatores de emissão predeterminados com base em fatores como região, espécie pecuária e sistema de produtividade. Embora fáceis de usar, as estimativas de Nível 1 são imprecisas e geralmente apresentam alto grau de incerteza. O método Tier 2 usa dados detalhados e específicos por país sobre ingestão de energia bruta para determinar fatores de emissão regionais mais precisos. O Tier 3 é usado quando se quer ir além do método do Tier 2 e incorporar informações adicionais específicas do país avaliado em suas estimativas.

2.10 VARIAÇÃO REGIONAL

Com exceção da produção de leite de ovelha na Europa Ocidental e da produção de cordeiro na Oceania e na Europa Ocidental, a carne e o leite de ovelhas são geralmente mais importantes nas regiões do mundo em desenvolvimento (HRISTOV et al., 2013). A intensidade de emissão para produtos ovinos também tende a ser maior em regiões em desenvolvimento, como o Leste e Sudeste Asiático e o Noroeste da África. Em contraste, nos países industrializados onde a produção de ovelhas é importante, a intensidade das emissões é baixa devido à especialização da produção. Opio et al. (2013) estimam que, embora as intensidades médias de emissão atribuídas à produção de leite sejam de 4,7 kg de CO₂-eq/kg de FPCM para a Europa, elas são de 8,9 kg de CO₂-eq/kg de FPCM no leste e sudeste da Ásia. A intensidade de emissão de GEE para carne (por kg de peso vivo) também é maior na África Subsaariana (30,5 kg de CO₂-eq/kg), Norte da África (27,5 kg de CO₂-eq/kg), América Latina (25,2 kg de CO₂-eq/kg) e Sul da Ásia (29,5 kg de CO₂-eq/kg) em comparação com a Europa Ocidental (17,6 kg de CO₂-eq/kg). As emissões de metano do esterco também são ligeiramente mais altas na Ásia e na África, devido às temperaturas médias mais altas. Essa diferença na intensidade de emissão de metano na produção de carne e leite se deve a variações na eficiência reprodutiva, qualidade da alimentação e práticas de gerenciamento que geralmente são mais pobres nas regiões em desenvolvimento. As diferenças nas emissões entéricas

atribuídas à produção de carne e leite, como demonstrado pelo estudo global da FAO usando o GLEAM, são maiores que 100% em alguns casos (GERBER et al., 2013). As emissões atribuídas à carne podem ser tão baixas quanto 15kg CO₂ e tão altas quanto 31kg CO₂ por kg de peso de carcaça na Oceania e na África Subsaariana, respectivamente (OPIO et al., 2013).

As diferenças regionais nos fatores de alocação econômica também resultaram em diferenças dramáticas nos valores de impacto produzidos por diferentes estudos de limites de sistemas semelhantes. Ripoll-Bosch et al. (2013) e Ledgard et al. (2011), por exemplo, tinham limites de sistema semelhantes para fazendas localizadas na Espanha e Nova Zelândia, respectivamente. As emissões de GEE por kg de peso vivo do último estudo foram aproximadamente metade das do primeiro estudo. Isso se deveu a uma maior produção de lã e a uma maior alocação econômica para a lã na Nova Zelândia em comparação com à Espanha. Discrepâncias na importância econômica de cada produto ovino entre diferentes regiões dificultam a comparação dos impactos de diferentes estudos, mesmo com limites de sistema semelhantes.

Os modelos de emissão mais complexos, como o GLEAM, reconheceram o papel que as zonas climáticas de diferentes regiões podem desempenhar em parâmetros como o fator de conversão de metano de esterco e a digestibilidade da alimentação, o que pode alterar drasticamente as emissões gerais de GEE (MACLEOD et al., 2018). Opio et al. (2013) avaliaram variações nas intensidades de emissão dentro das regiões e entre regiões em função da zona agroecológica (categorizada em três zonas: árida, temperada e úmida). Em regiões como a Austrália, onde as condições climáticas são mais homogêneas, apenas pequenas diferenças nas intensidades de emissão foram observadas entre as zonas. Na Europa Ocidental e no Oriente Próximo e Norte da África, diferenças de 70 e 100% foram observadas entre as zonas.

2.11 CONCLUSÃO

Abordagens sobre estudos de ACV para o setor ovino estão continuamente se desenvolvendo, mesmo que o número de estudos enfocando sistemas de criação de ovinos seja muito limitado em comparação com outros sistemas pecuários. Os primeiros

estudos publicados adotaram abordagens mais simplificadas voltadas principalmente em quantificar os desempenhos ambientais dos sistemas em termos de potencial de aquecimento global. Ao contrário, estudos mais recentes estão tentando adotar abordagens e cálculos de ACV para determinar as intensidades de emissão e outros indicadores ambientais, deduzir pontos e diretrizes para mitigação de impactos, melhorar a eficiência dos sistemas que vinculam os processos produtivos aos recursos naturais (ar e clima, terra, água, energia etc.) e obter benefícios sociais, econômicos e técnicos dos sistemas estudados e limites biológicos. Além disso, para a produção de carne e lã ovina, vários estudos foram publicados para quantificar a eficácia de mitigação de escolhas técnicas.

Poucos estudos focaram a mesma abordagem para fazendas de ovinos leiteiros, tanto em nível de fazenda quanto territorial. Para cumprir a finalidade para a qual a ACV é aplicada, a AICV precisa ser projetada com precisão, com limites de sistema definidos, com unidades funcionais não ambíguas. Particular cuidado deve ser destacado com métodos de alocação, que devem ser claros, transparentes e consistentes para favorecer a comparação com outros estudos, as avaliações de resultados e estimular a melhoria de desempenho do sistema estudado. Mais de um método de alocação deve ser aplicado ao impacto quantificado. Estudos de ACV precisam ser realizados com o objetivo de subsidiar o planejamento de ações de mitigação efetivas. Um cuidado especial deve ser merecido para estimativas precisas de emissões de animais, emissões de colheitas, emissões de ração comprada, consumo de energia e sumidouros de carbono do solo, que foram considerados os *hotspots* mais importantes que afetam quantitativamente o desempenho ambiental das fazendas.

Os indicadores ambientais fornecidos pelos inventários e estudos de ACV devem ser avaliados e classificados em relação à eficácia da mitigação para testar sua viabilidade na fazenda e na escala territorial. No nível territorial, ao organizar amplos planos de mitigação, as ações devem considerar mais os pontos críticos de fazendas ineficientes do que as fazendas eficientes. Os custos e benefícios das ações de mitigação precisam ser quantificados também do ponto de vista econômico.

2.12 REFERÊNCIAS

ATZORI, A. S. et al. Sustainability of dairy sheep production in pasture lands: a case study approach to integrate economic and environmental perspectives. *Sustainability of Dairy Sheep Production in Pasture Lands: a Case Study Approach to Integrate Economic and Environmental Perspectives*, **Rivista di studi sulla sostenibilità**, v. 1, p. 117-134, 2015. <https://doi.org/10.3280/riss2015-001008>.

BATALLA, I., KNUDSEN, M.T., MOGENSEN, L., HIERRO, O. Del, PINTO, M., HERMANSEN, J.E. Carbon footprint of milk from sheep farming systems in Northern Spain including soil carbon sequestration in grasslands. **Journal of Cleaner Production**, v. 104, p. 121-129, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.043>.

BELL, M.J., ECKARD, R.J., CULLEN, B.R. The effect of future climate scenarios on the balance between productivity and greenhouse gas emissions from sheep grazing systems. **Livestock Science**, v. 147, n. 1-3, p. 126-138, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2012.04.012>.

BISWAS, W.K. et al. Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia e a life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 14, p. 1386-1392, 2010. doi: 10.1016/j.jclepro.2010.05.003

BROCK, P. M. et al. Greenhouse gas emissions profile for 1 kg of wool produced in the Yass region, New South Wales: a life cycle assessment approach. **Animal Production Science** 53: 495–508, 2013. <https://doi.org/10.1071/AN12208>

COLLEY, T.A., OLSEN, S.I., BIRKVED, M., HAUSCHILD, M.Z., Delta life cycle assessment of regenerative agriculture in a sheep farming system. **Integrated environmental assessment and management**, v. 16, n. 2, p. 282-290, 2020. . <https://doi.org/10.1002/ieam.4238>.

COTTLE, D.J., COWIE, A.L. Allocation of greenhouse gas production between wool and meat in the life cycle assessment of Australian sheep production. **J The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 820-830, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1054-4>.

COTTLE, D.J., HARRISON, M.T., GHAMRAMANI, A. Sheep greenhouse gas emission intensities under different management practices, climate zones and enterprise types. **Animal Production Science**, v. 56, n. 3, p. 507-518, 2016. <https://doi.org/10.1071/AN15327>.

DE VRIES, M., de BOER, I.J.M. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. **Livestock science**, v. 128, n. 1-3, p. 1-11, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>.

DE VRIES, M., van MIDDELAAR, C.E., de BOER, I.J.M. Comparing environmental impacts of beef production systems: a review of life cycle assessments. **Livestock science**, v. 178, p. 279-288. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.06.020>.

DOUGHERTY, H.C., et al. Carbon and blue water footprints of California sheep production. **Journal of animal science**, v. 97, n. 2, p. 945-961, 2019. <https://doi.org/10.1093/jas/sky442>

EADY, S., CARRE, A., GRANT, T. Life cycle assessment modeling of complex agricultural systems with multiple food and fibre co-products. **Journal of Cleaner Production**, 28, 143–149, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.005>

EDWARDS-JONES, G., PLASSMANN, K., HARRIS, I.M. Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. **The Journal of Agricultural Science**, v. 147, n. 6, p. 707-719, 2009. <https://doi.org/10.1017/S0021859609990165>

FAO. **Global Livestock Environmental Assessment Model (GLEAM)**. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2020. Acessado em: 28 abr 2020. Disponível em: <http://www.fao.org/gleam/results/en/>

GERBER, P.J., STEINFELD, H., HENDERSON, B., MOTTEt, A., OPIO, C., DIJKMAN, et al., Tackling Climate Change through Livestock e A Global Assessment of Emissions and Mitigation Opportunities. FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. 2013.

GILBERT, M., NICOLAS, G., CINARDI, G., VAN BOECKEL, T.P., VANWAMBEKE, S.O., WINT, G.R.W., ROBINSON, T.P.,. Global distribution data for cattle, buffaloes, horses, sheep, goats, pigs, chickens and ducks in 2010. **Scientific data**, v. 5, n. 1, p. 1-11, 2018. <https://doi.org/10.1038/sdata.208.227>.

GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., De SCHRYVER, A., STRUIJS, J., Van ZELM, R. ReCiPe 2008, A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level; **First Edition Report I: Characterisation**. Netherlands National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 2009. 10.029/2003JD004283.

HRISTOV, A.N., OH, J., LEE, C., MEINEN, R., MONTES, F., OTT, T., FIRKINS, J., et al. Mitigation of Greenhouse Gas Emissions in Livestock Production: a Review of Technical Options for non-CO2 Emissions. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. 2013.

JONES, A. K., JONES, D. L. and CROSS, P. The carbon footprint of lamb: sources of variation and opportunities for mitigation. **Agricultural Systems** v. 123, p. 97-107, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.09.006>

LEDGARD S. F. et al. Carbon footprinting of New Zealand lamb from the perspective of an exporting nation. **Animal frontiers**, v. 1, n. 1, p. 40-45, 2011 <https://doi.org/10.2527/af.2011-0010>

MACLEOD, M.J., VELLINGA, T., OPIO, C., FALCUCCI, A., TEMPIO, G., HENDERSON, B., et al., Invited review: a position on the global livestock environmental assessment

model (GLEAM). **Animal**, v. 12, p. 383-397. 2018
<https://doi.org/10.1017/S1751731117001847>.

MARINO, R., ATZORI, A.S., D'ANDREA, M., IOVANE, G., TRABALZA-MARINUCCI, M., RINALDI, L. Climate change: production performance, health issues, greenhouse gas emissions and mitigation strategies in sheep and goat farming. **Small Ruminant Research**, v. 135, p. 50-59, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2015.12.012>.

MONDELLO, G., SALOMONE, R., NERI, E., PATRIZI, N., BASTIANONI, S., LANUZZA, F., Environmental hot-spots and improvement scenarios for Tuscan "Pecorino" cheese using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 195, p. 810-820, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.078>.

NOTARNICOLA, B., SALA, S., ANTON, A., MCLAREN, S.J., SAOUTER, E., SONESSON, U., The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: a review of the challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 399-409, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.071>.

O'BRIEN, D., et al. A life cycle assessment of the effect of intensification on the environmental impacts and resource use of grass-based sheep farming. **Agricultural Systems**, v. 148, p. 95–104, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.07.004>

PAYEN, S., LEDGARD, S.F., Aquatic eutrophication indicators in LCA: methodological challenges illustrated using a case study in New Zealand. **Journal of Cleaner Production**, v.168, p. 1463 - 1472. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.064>.

PETERS, G. M. et al., Red meat production in Australia: life cycle assessment and comparison with overseas studies. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 4, p. 1327–1332, 2010. <https://doi.org/10.1021/es901131e>

RIPOLL-BOSCH, R. et al. Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: a comparison of three contrasting Mediterranean systems. **Agricultural Systems**, v. 116, p. 60-68, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.11.002>

SABIA, E., GAULY, M., NAPOLITANO, F., SERRAPICA, F., CIFUNI, G.F., CLAPS, S., Dairy sheep carbon footprint and ReCiPe end-point study. **Small Ruminant Research**, v. 185, 106085. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2020.106085>.

SCHONBACH, P., WOLF, B., DICKHOFER, U., WIESMEIER, M., CHEN, W., WAN, H., et al., Grazing effects on the greenhouse gas balance of a temperate steppe ecosystem. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 93, p. 357-371, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9521-1>.

TORO-MUJICA, P., AGUILAR, C., VERA, R.R., BAS, F., Carbon footprint of sheep production systems in semi-arid zone of Chile: a simulation-based approach of productive scenarios and precipitation patterns. **Agricultural Systems**, v. 157, p. 22 - 38. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.012>.

UUSITALO, V., KUOKKANEN, A., GRONMAN, K., KO, N., MAKINEN, H., KOISTINEN, K., Environmental sustainability assessment from planetary boundaries perspective e a

case study of an organic sheep farm in Finland. **Science of the total environment**, v. 687, p. 168 - 176. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.120>.

VAGNONI, E., FRANCA, A., BREEDVELD, L., PORQUEDDU, C., FERRARA, R., DUCE, P., Environmental performances of Sardinian dairy sheep production systems at different input levels. **Science of the total environment**, v. 502, p. 354 - 361. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.020>.

WALLMAN, M., CEDEBERG, C., SONESSON, U. **Life Cycle Assessment of Swedish Lamb production**. Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK), Göteborg, Sweden, 2012.

WIEDEMANN, S. G. et al. Application of life cycle assessment to sheep production systems: investigating co-production of wool and meat using case studies from major global producers. **International Journal Life Cycle Assessment**, v. 20, p. 463–476, 2015a.

WIEDEMANN, S. G. 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, 2015b.

WIEDEMANN, S. G. et al. Resource use and greenhouse gas emissions from three wool production regions in Australia. **Journal of Cleaner Production**, v. 122, p.121–132, 2016.

WILLIAMS, A.G. et al. Comparative Life Cycle Assessment of Food Commodities Procured for Uk Consumption Through a Diversity of Supply Chains DEFRA Project FO0103. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London. 2008.

ZONDERLAND-THOMASSEN, M.A., LIEFFERING, M., LEDGARD, S.F., Water footprint of beef cattle and sheep produced in New Zealand: water scarcity and eutrophication impacts. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 253 - 262. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.025>.

3 CAPÍTULO - III : AVALIAÇÃO DAS EQUAÇÕES DO PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC) PARA PREVER EMISSÕES DE METANO ENTÉRICO DE OVINOS.

3.1 INTRODUÇÃO

Estimar as emissões de metano entérico em ruminantes apresenta vários desafios devido à variabilidade na produção deste gás entre animais. As emissões de metano da ovinocultura contribuem para as emissões globais de gases de efeito estufa (GEE) da pecuária, tornando a estimativa precisa crucial para entender e mitigar seu impacto ambiental (BELANCHE et al., 2023). Os ruminantes são responsáveis por 56% das emissões de GEE agrícola e por 93% de todas as emissões globais da pecuária (WATTS et al., 2021). Entre as fontes de emissões de GEE da produção de ruminantes, o metano entérico é o principal contribuinte, atingindo até 87% das emissões totais de carbono, dependendo do tipo de sistema agrícola (FIGUEIREDO et al., 2017). Considerando que o gás metano é um GEE poderoso, mas de curta duração, se faz necessário diminuir suas emissões para limitar o aquecimento global a curto prazo (ARNDT et al., 2022). No entanto, para diminuir o impacto no meio ambiente, a quantidade de CH₄ produzida no nível da fazenda precisa ser estimada com precisão para que os esforços de mitigação possam ser quantificados (NIU et al., 2018).

No entanto, medir com precisão a produção de metano de ruminantes é essencial para o desenvolvimento de inventários nacionais robustos de emissões de GEE e a avaliação de estratégias de mitigação (ZHAO et al., 2020). A variabilidade na produção de metano pode ser influenciada por fatores como espécie, dieta, raça, idade e estado fisiológico (HRISTOV et al., 2015; BELL et al., 2016). Essa variabilidade dificulta a estimativa e a previsão de emissões de metano com precisão, dificultando os esforços para mitigar seu impacto ambiental.

Outro desafio na estimativa das emissões de metano entérico em ruminantes é a dificuldade em medir diretamente as emissões deste gás. A medição direta das emissões de metano requer equipamentos especializados e pode ser trabalhosa e dispendiosa.

Vários métodos têm sido utilizados , incluindo câmaras de respiração, técnica de traçador de hexafluoreto de enxofre e sistemas portáteis de medição de emissões (BEKELE et al., 2022; TEDESCHI et al., 2022). No entanto, esses métodos podem não ser práticos para estudos em larga escala ou monitoramento na fazenda. As dificuldades logísticas e monetárias na medição direta das emissões de metano podem tornar desafiador obter dados precisos e representativos (HRISTOV et al., 2015; BELL et al., 2016]. Além disso, há poucos métodos padronizados para estimar as emissões entéricas de metano em ovinos.

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) desenvolveu metodologias para estimar as emissões entéricas de metano com base nos chamados fatores de emissão de CH₄ (BELANCHE et al., 2023). No entanto, esses fatores de emissão podem não refletir com precisão a variabilidade na produção de metano entre diferentes populações de ovinos ou sob diferentes práticas de gerenciamento (BELANCHE et al., 2023). Desenvolver métodos padronizados e confiáveis que levem em conta as características específicas dos ovinos, como raça, dieta e manejo, são necessários para melhorar a precisão das estimativas de emissão de metano entérico, (BEKELE et al., 2022; TEDESCHI et al., 2022). Bem como, traçar estratégias eficazes de mitigação e produção pecuária sustentável (HRISTOV et al., 2015).

Diante dessas questões, o presente artigo tem como objetivo avaliar as emissões de metano entérico em ovinos, comparando as estimativas obtidas pela metodologia Tier 2 do IPCC (2019) com as medições diretas realizadas em um estudo de campo. Além disso, busca-se discutir as limitações da metodologia atual, com ênfase na digestibilidade dos alimentos, e propor uma abordagem alternativa para calcular a digestibilidade e melhorar a precisão das estimativas das emissões de metano entérico.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área experimental, animais e sistema alimentar.

Os dados utilizados para o estudo são do experimento de Peres (2018), realizado na Fazenda Experimental do Cangüiri, pertencente à Universidade Federal do Paraná,

localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) do Iraí, instituída em 05/1996, pelo decreto N° 1753, para proteção da área de manancial da bacia hidrográfica do rio Iraí, no município de Pinhais – PR, Brasil (25°23'22" S, 49°08'24" W). O clima da região, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é o temperado úmido (Cfb), caracterizado por apresentar precipitação média anual de 1400 mm, temperatura mínima média de 12,5°C e temperatura máxima média de 22,5°C. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo, de textura argilosa, com relevo suave ondulado (EMBRAPA, 2018). O abastecimento de água da Fazenda Canguiri é feito pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

A área experimental total do Laboratório de Produção e Pesquisa em Ovinos e Caprinos (LAPOC), compreende 20 hectares de pastagens predominantemente compostas por *Cynodon sp* (Tifton-85), *Paspalum spp* e *Pennisetum clandestinum* (Quicuí); e no inverno são sobressemeadas as espécies *Lolium multiflorum* (Azevém) e *Avena strigosa* (Aveia Preta).

A criação de ovinos consiste em uma atividade multifuncional (produção e pesquisa) e econômica da fazenda, com rebanho total de 150 animais das raças White Dorper e Suffolk, e com atividades de cria (reprodução e o crescimento do cordeiro até o desmame) e a terminação. A fase de cria tem duração média de 181 dias, e o que define esse período é o critério de decisão para realizar o desmame, o qual pode ser a idade do animal ou o peso atingido pelo cordeiro; a fazenda realiza o desmame dos cordeiros que atingirem 40% do peso adulto, ou seja a média de peso entre 20 e 28 kg. Já os sistemas de terminação avaliados são modelos que se apresentaram superiores do ponto de vista de desempenho animal e resultado econômico, validados a partir das pesquisas realizadas pelo LAPOC (BARROS et al., 2009):

- a) Sistema de terminação de cordeiros desmamados aos 60 dias de idade e suplementados com oferta de concentrado em 2% do peso corporal de matéria seca ao dia, até o abate aos 40 kg, e ovelhas secas em áreas de pastagem separadas;
- b) Sistema de terminação de cordeiros lactentes sem suplementação, até o abate aos 40 kg, e as ovelhas em lactação.

3.2.2 Avaliação de metano entérico pela técnica do gás traçador SF₆.

As coletas experimentais do CH₄ oriundo da fermentação entérica de cordeiros e ovelhas, está detalhadamente descrita na dissertação de Peres (2018), onde apresenta a metodologia de Jonhson et al. (1994) e adaptada por Primavesi et al. (2004). A metodologia emprega o gás traçador hexafluoreto de enxofre (SF₆) para contabilizar a emissão de metano proveniente da fermentação ruminal. A partir da taxa conhecida de liberação do SF₆ no rúmen, das concentrações de CH₄ e do SF₆ nas amostras de gás coletadas, o fluxo de metano liberado pelo animal foi calculado em relação ao fluxo de SF₆ conforme a equação expressa abaixo:

$$Q_{CH_4} = \frac{Q_{SF_6} \times (CH_4 - CH_{4B})}{SF_6 - SF_{6B}}$$

Onde:

QCH₄= taxa de emissão de metano em g/dia⁻¹;

QSF₆= taxa de liberação do SF₆ da cápsula de permeação;

CH₄ e SF₆ são as concentrações medidas no tubo coletor;

CH₄B e SF₆B são as concentrações medidas no tubo coletor “branco”, de ar atmosférico.

3.2.3 Desenvolvimento dos fatores de emissão de metano entérico

Os fatores de emissão de CH₄ da fermentação entérica, para cada subcategoria de ovinos de corte avaliada, foram desenvolvidos usando a abordagem de Nível 2 do IPCC (2019), com base na ingestão bruta de energia (GEI) e fator de conversão de metano (Y_m) conforme a equação abaixo:

$$EF = \left[\frac{GE * \left(\frac{Y_m}{100} \right) * 365}{55,65} \right]$$

Onde:

EF = fator de emissão, kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹;

GE = ingestão energia bruta, MJ cabeça⁻¹ ano⁻¹;

Y_m = fator de conversão de metano, % de energia bruta na alimentação convertida em metano;

O fator 55,65 (MJ.kg CH₄⁻¹) é o teor de energia do metano.

O procedimento de cálculo consistiu nas quatro etapas (FIGURA 7) : cálculo dos requerimentos de energia líquida (NE) para diferentes funções (manutenção, lactação, gestação e crescimento); conversão dos requerimentos de NE e a disponibilidade de energia dos alimentos em requerimento de energia bruta (GE); estimativa da produção de energia de CH₄ usando Y_m como a proporção da ingestão de GE e conversão da produção de energia de CH₄ em emissões de CH₄, expressando o valor em base anual, tendo em conta a duração da presença de cada subcategoria de animais no ano, conforme a equação abaixo:

$$GE = \left[\frac{\left(\frac{NE_m + NE_a + NE_w + NE_p}{REM} \right) + \left(\frac{NE_g}{REG} \right)}{\frac{DE\%}{100}} \right]$$

Onde:

GE= energia bruta, MJ dia⁻¹;

NE_m = energia líquida requerida pelo animal para manutenção, MJ dia⁻¹;

NE_a, = energia líquida para atividade animal, MJ dia⁻¹;

NE_w, energia líquida para o trabalho, MJ dia⁻¹;

NE_p, =energia líquida necessária para a gestação, MJ dia⁻¹;

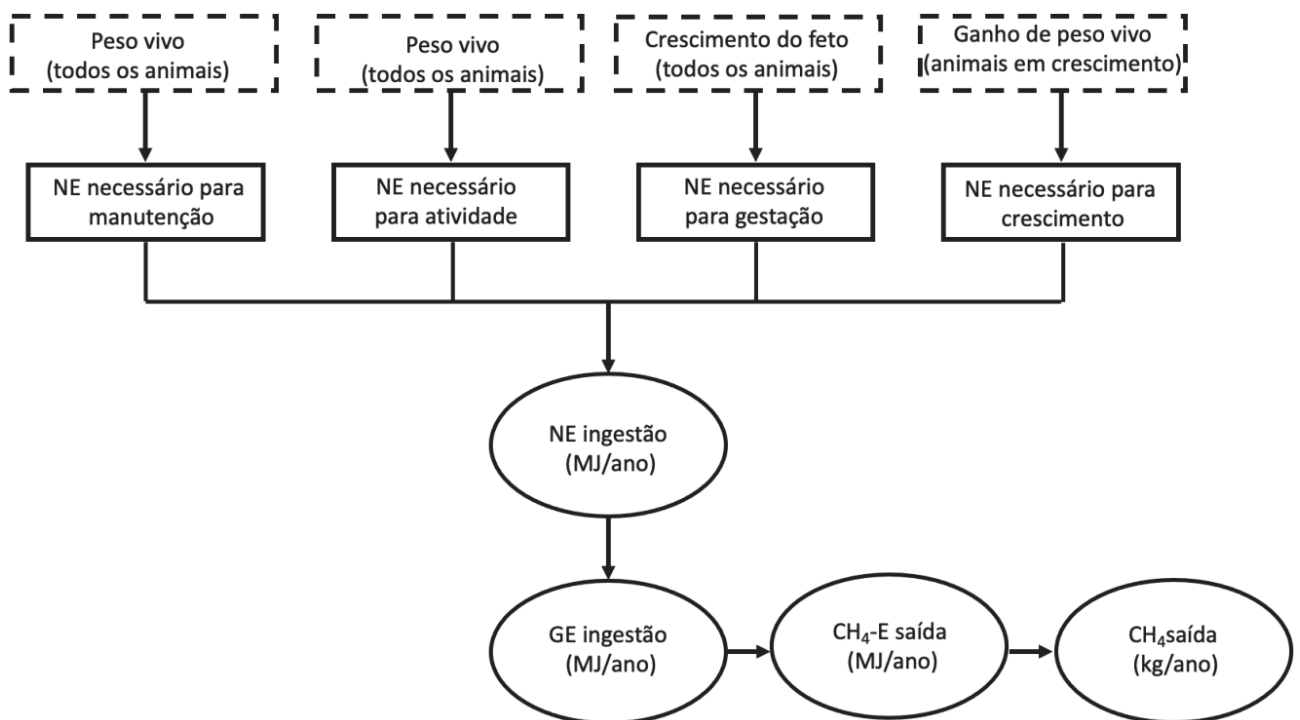
REM= razão entre a energia líquida disponível em uma dieta para manutenção e a energia digestível consumida;

NE_g, =energia líquida necessária para o crescimento, MJ dia⁻¹;

REG= razão entre a energia líquida disponível para o crescimento em uma dieta e a energia digestível consumida;

DE (%)= energia digestível expressa em porcentagem da energia bruta.

FIGURA 7 - FLUXOGRAMA DO CÁLCULO DOS FATORES DE EMISSÃO DE METANO ENTÉRICO PARA OVINOS USANDO O IPCC ABORDAGEM TIER 2. NE, ENERGIA LÍQUIDA; GE, ENERGIA BRUTA; CH₄, METANO; CH₄-E, ENERGIA EMITIDA POR METANO.



As equações usadas para estimar as necessidades de energia líquida (NE_m , NE_a , NE_p e NE_g), razão entre a energia líquida disponível na dieta para manutenção e a energia digestível consumida (REM) e a razão entre energia líquida disponível para crescimento em uma dieta e energia digestível consumida (REG) são listadas a seguir:

$$NE_m = C_f(\text{Peso})^{0.75}$$

Onde:

NE_m = energia líquida para manutenção (MJ/dia); C_f , coeficiente de manutenção.

$$NE_a = C_a * \text{Peso}$$

Onde:

NE_a , = energia líquida para atividade animal, (MJ dia⁻¹);

C_a , = coeficiente correspondente ao sistema alimentar dos animais (MJ dia⁻¹kg⁻¹).

$$NE_g = \frac{WG_{cordeiro} (a + 0.5b (BW_i + BW_f))}{365}$$

Onde:

NE_g = energia líquida necessária para o crescimento (MJ dia⁻¹);

BW_i = peso vivo médio dos animais ao desmame, kg;

$WG_{cordeiro}$ = ganho de peso médio (PN_f peso_i), kg ano⁻¹;

BW_f , = peso vivo médio no abate, kg; a, b, constantes empíricas.

$$NE_p = C_p * NE_m$$

Onde:

NE_p = energia líquida necessária para a gestação, MJ dia⁻¹;

C_p = coeficiente de prenhez;

NE_m = energia líquida requerida pelo animal para manutenção, MJ dia⁻¹.

$$REM = \left[1.123 - (4.092 * 10^{-3} * DE\%) + [1.126 * 10^{-5} * (DE\%)^2] - \left(\frac{25.4}{DE\%} \right) \right]$$

Onde:

REM= Razão entre a energia líquida disponível na dieta para manutenção e a energia digestível consumida;

DE= energia digestível expressa em percentagem da energia bruta.

$$REG = \left[1.164 - (5.160 * 10^{-3} * DE\%) + [1.308 * 10^{-5} * (DE\%)^2] - \left(\frac{37.4}{DE\%} \right) \right]$$

Onde:

REG= Relação entre a energia líquida disponível para o crescimento numa dieta e a energia digestível é consumida;

DE= energia digestível expressa em percentagem da energia bruta.

3.2.4 Consumo e digestibilidade expressa entre a razão de energia digestível e energia bruta

O consumo de forragem das ovelhas, foi medido simultaneamente à coleta de metano ruminal, e baseado no princípio de que a excreção fecal do animal é inversamente proporcional à digestibilidade da dieta e diretamente relacionada à quantidade de alimento ingerido, seguindo a equação (PENNING, 2004; CARVALHO et al., 2007a):

$$\text{Consumo} = \frac{\text{Produção Fecal}}{1 - \text{Digestibilidade}}$$

A produção fecal das ovelhas foi determinada com o auxílio do indicador externo dióxido de titânio (TiO₂). O marcador foi dosado de acordo com o método proposto por Glindemann et al. (2009).

A produção total de fezes foi calculada pela relação entre a quantidade fornecida e a concentração do TiO₂ nas fezes (g indicador.g fezes⁻¹), de acordo com a equação:

$$\text{Produção fecal} = \text{g. indicador por dia} \times \text{recuperação fecal (g. indicador por g. fezes)}$$

A estimativa de consumo dos cordeiros foi medida pelo método baseado na composição química fecal, a partir da concentração de indicadores nas fezes, nesse caso o nitrogênio (N) (LUKAS et al., 2005), sendo este o indicador mais correlacionado com a digestibilidade (PENNING, 2004), uma vez que a excreção de proteína bruta (PB) ou nitrogênio tem correlação com o consumo de forragem (BOVAL, 2003).

A produção fecal nos cordeiros foi medida de forma direta com o uso de bolsas coletoras em um dos animais por piquete, esvaziadas a cada 24 horas durante cinco dias consecutivos (PENNING, 2004; CARVALHO et al., 2007a).

A técnica do índice fecal (N fecal) consistiu em determinar a concentração do indicador nas amostras de fezes com o uso do determinador de Nitrogênio/Proteína FP-528 (LECO Corporation®), a partir do método Dumas. O consumo de forragem foi estimado pela equação descrita por Azevedo et al. (2014), de acordo com o estágio fenológico de florescimento do azevém determinado por intermédio da escala de Moore et al. (2001), conforme a fórmula a seguir:

$$\text{IMO} = 17,21 \times \text{PBf} + 146,24$$

Onde,

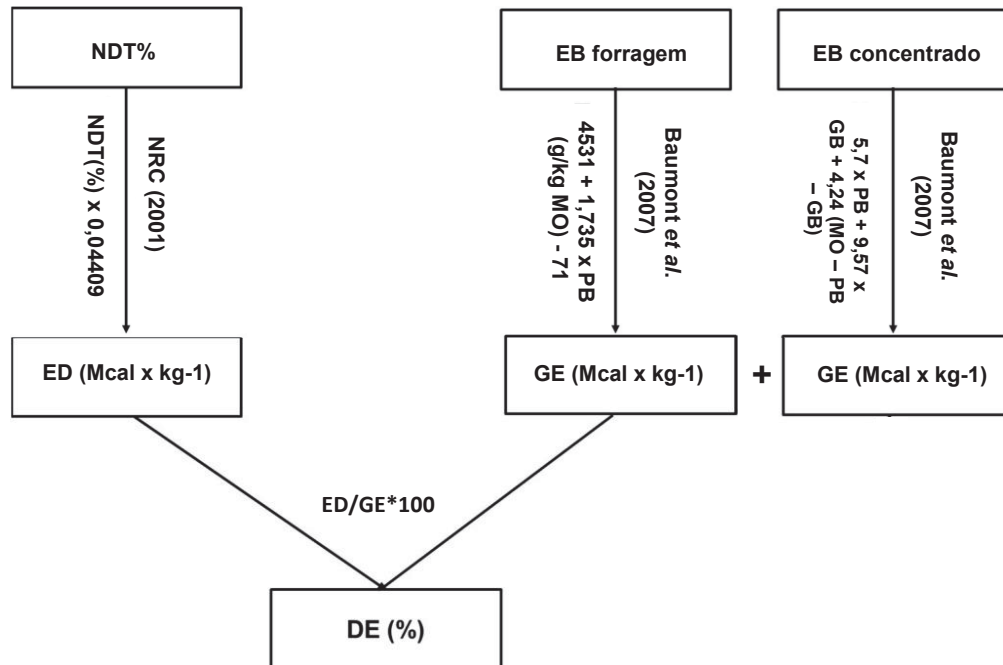
IMO= Ingestão de matéria orgânica (g.dia-1);

PBf= Total de proteína bruta nas fezes (g.dia-1).

O consumo de concentrado pelos cordeiros desmamados foi estimado a partir da diferença da quantidade fornecida e da sobra diária nos cochos individuais. A determinação de energia bruta (EB) consumida pelos animais foi feita de acordo com o descrito por Baumont et al. (2007)

Os valores de DE (%) de diferentes subcategorias de ovinos foi estimado a partir das necessidades diárias de nutrientes relatadas no experimento. DE foi assumida com base no teor total de nutrientes digestíveis (NDT, %) dos alimentos e no consumo de matéria seca (CMS; kg) de cada subcategoria. O processo de suposição de DE (%) é mostrado na FIGURA 8.

FIGURA 8 - FLUXOGRAMA DA SUPOSIÇÃO DE DIGESTIBILIDADE DA ALIMENTAÇÃO.



FONTE: Elaborado pelo autor com base em Baumont et al (2007) e NRC (2001).

Os valores típicos de digestibilidade (DE) sugeridos pelas diretrizes do IPCC (2019) para ruminantes, são nas seguintes faixas: de 45 – 55% para subprodutos de colheitas e pastagens; 55 – 80% para pastagens manejadas, forragens bem preservadas, subprodutos de colheitas e dietas à base de forragens suplementadas com grãos; e 72 - 85% para dietas à base de grãos fornecidas em confinamento.

3.2.5 Seleção da taxa de conversão de metano (Y_m)

O Y_m (%) foi definido como a porcentagem de GE convertida em CH_4 . A magnitude da energia alimentar convertida por cada subcategoria em CH_4 depende de vários fatores interativos, como alimentação e desempenho animal. A escolha do Y_m (%) foi baseada na recomendação do IPCC (2019), que considera o valor médio dos dados brutos da Nova Zelândia coletados em 2009 e 2015 (SWAINSON et al., 2016). O Y_m 7% é apropriado para animais com ingestão inferior a 0,6 kg MS por dia; para animais com

ingestão média entre 0,6 e 0,8 kg MS por dia é recomendado Y_m de 6,7%. Já animais com ingestão superior a 0,8 kg MS por dia é indicado o Y_m de 6,5%. Os dados de atividade usados para calcular os fatores de emissão de CH_4 entérico são apresentados na **Error! Reference source not found.**

TABELA 4 - PARÂMETROS DE ENTRADA USADOS PARA ESTIMAR OS FATORES DE EMISSÃO DE CH_4 DA FERMENTAÇÃO ENTÉRICA EM SUBCATEGORIAS DE OVINOS USANDO A METODOLOGIA NÍVEL 2 DO IPCC (2019).

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Subcategoria animal				Referência
			Ovelhas Secas	Cordeiros Desmamados	Ovelhas Lactantes	Cordeiros Lactentes	
<i>Energia líquida para manutenção</i>							
Peso vivo	PV	kg	69,88	24,7	72,32	22,4	Peres (2018)
Coefficiente de Manutenção	C _{fi}	MJ dia/kg	0,217	0,236	0,217	0,236	IPCC (2019)
<i>Energia líquida para atividade</i>							
Coefficiente sistema alimentar	C _a	MJ dia/kg	0,0107	0,0107	0,0107	0,0107	IPCC (2019)
<i>Energia líquida para crescimento</i>							
Ganho de peso*	GP	kg	-0,420	40,61	2,4	36	Peres (2018)
Constante empírica	a	MJ/kg	2,1	2,5	2,1	2,5	IPCC (2019)
Constante empírica	b	MJ/kg	0,45	0,35	0,45	0,35	IPCC (2019)
Peso vivo ao desmame	PV _i	kg	28	28	28	28	Peres (2018)
Peso vivo 1 ano de idade ou no abate	PV _f	kg	40	40	40	40	Peres (2018)
<i>Energia líquida para a gravidez</i>							
Coefficiente de gravidez	C _p	%	0,077	n/a	0,077	n/a	IPCC (2019)
<i>Sistema de alimentação</i>							
Nutrientes digestíveis totais	NDT	%	68,9	68,7	67,3	68,5	Peres (2018)
Consumo de matéria seca	CMS	kg MS/dia	1,366	1,225	1,926	0,956	Peres (2018)
Taxa de conversão de metano	Y_m	%	6,5	6,5	6,5	6,5	IPCC (2019)

*Ganho de peso= peso final da fase – peso inicial da fase;

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A comparação entre as emissões de metano entérico reais e as estimadas é crucial na compreensão da precisão das metodologias utilizadas para quantificar o desempenho ambiental da produção de ovinos. Ao analisar as diferenças entre os resultados obtidos, é possível identificar lacunas e limitações na metodologia Tier 2 do IPCC (2019), especificamente em relação à estimativa da digestibilidade dos alimentos (DE; %), o fator de conversão do CH₄ (Y_m).

Os valores de energia bruta (GE) resultaram em diferentes fatores de emissão de metano (TABELA 5), mesmo utilizando o mesmo Y_m, em todas as subcategorias. Esse resultado mostra que os modelos baseados em Y_m não capturam diretamente variações nas emissões de CH₄ determinadas por mudanças na composição da dieta, no padrão de fermentação ruminal ou na categoria de animal, o que limita sua utilidade (MORAES et al., 2014) e pode resultar em imprecisões na preparação de inventários nacionais de GEE ou na avaliação de custo-benefício das estratégias de mitigação.

TABELA 5 - REQUERIMENTOS DE ENERGIA LIQUÍDA, DIGESTIBILIDADE E ENERGIA BRUTA ESTIMADOS PELO TIER 2 (IPCC, 2019) POR SUBCATEGORIAS DE OVINOS.

Requerimentos	Subcategoria animal			
	Ovelhas secas	Cordeiros desmamados	Ovelhas lactantes	Cordeiros lactentes
NEm (MJ/dia)	5,245	2,614	5,382	2,430
NEa (MJ/dia)	0,748	0,264	0,774	0,240
NEg (MJ/dia)	-0,020	1,602	0,114	1,420
NEp (MJ/dia)	0,404	n/a	0,414	n/a
REM (%)	0,507	0,565	0,497	0,508
REG (%)	0,297	0,392	0,282	0,299
DE (%)	63	91	61	63
GE (MJ/dia)	19,934	10,070	22,457	15,784

O aumento da digestibilidade do alimento (DE%) também está associado a uma diminuição de GE. Essa mudança causou uma diferença dentro dos subgrupos de 11,24 e 36,20% da GE nas ovelhas e nos cordeiros, respectivamente. Os valores de DE calculados através da razão entre energia digestível e energia bruta, utilizando as equações de Baumont, et al. (2007) e do NRC (2001), mostraram diferença nos valores sugeridos pelo IPCC (2019).

A TABELA 6 apresenta os fatores de emissão de metano entérico estimados utilizando a metodologia Tier 2 do IPCC (2019) e os fatores de emissão reais coletados em experimento (PERES, 2018). Os fatores de emissão são expressos em kg de metano por cabeça por ano e são divididos por subcategorias: ovelhas secas, cordeiros desmamados, ovelhas lactantes e cordeiros lactentes. Além disso, a tabela também apresenta os valores de emissão considerando DE de 80% e 55%, sugeridos no IPCC (2019) para animais alimentados com dieta mista ou exclusivamente a pasto, respectivamente.

TABELA 6 - FATORES DE EMISSÃO DE CH₄ ENTÉRICO GERADOS ATRAVÉS DA ABORDAGEM DO TIER 2 (IPCC, 2019), COM A DIGESTIBILIDADE CALCULADA E COM OS VALORES DE REFERÊNCIA DO IPCC; E COLETADOS EM EXPERIMENTO (PERES, 2018).

Fator de emissão de CH ₄ entérico (kg/cabeça por ano)	Subcategoria animal			
	Ovelhas secas	Cordeiros desmamados	Ovelhas lactantes	Cordeiros lactentes
Peres (2018)	12,39	11,49	12,43	6,34
Tier 2 com DE calculado	8,50	2,13	9,57	3,34
Tier 2 com *80% DE	6,17	2,53	6,53	2,30
Tier 2 com **55% DE	10,48	4,92	11,20	4,46

*Valor de referência para animais alimentados com dieta mista (IPCC, 2019);

**Valor de referência para animais alimentados com pasto (IPCC, 2019).

Os resultados apresentados na TABELA 6 revelam distinções entre os fatores de emissão e indicam uma tendência de subestimação por parte do modelo Tier 2 em relação às emissões reais de CH₄ entérico. As emissões das ovelhas lactantes,

estimadas pelo Tier 2 utilizando DE 55%, foi a que mais se aproximou da emissão medida no experimento de Peres (2018). E sem dúvida a que mais se distanciou foi a emissão de ovelhas secas estimadas pelo Tier 2 utilizando o valor calculado de DE.

Para as subcategorias de ovelhas secas, a diferença entre o Tier 2 e as emissões reais é de aproximadamente 31,4% e dos cordeiros desmamados, a diferença é ainda maior, atingindo aproximadamente 81,4%. Isso indica que o Tier 2 subestima de forma expressiva as emissões reais de metano entérico nessa subcategoria.

Quando consideramos as ovelhas lactantes, a diferença em entre o Tier 2 e as emissões reais é de aproximadamente 20,7%. Essa diferença, embora menor do que nas subcategorias anteriores, ainda indica uma subestimação das emissões. Por fim, para cordeiros lactantes, a diferença em porcentagem é de aproximadamente 47,3%. Novamente, isso mostra uma subestimação significativa por parte do Tier 2 em relação às emissões reais de metano entérico.

Essas diferenças podem ser atribuídas a várias razões, como variações individuais entre os animais, diferenças nas condições de alimentação e manejo, região climática (CONGIO et al., 2022; BELANCHE et al., 2023). Além disso, os valores de emissão considerando diferentes eficiências de digestão, como ilustrado na TABELA 6, mostram que a DE também desempenha papel importante na estimativa das emissões de metano entérico.

Um fator que afeta diretamente a digestibilidade do alimento é a taxa de passagem no trato digestivo, (NOUSIAINEN et al., 2009) com impacto direto também na produção de metano. Alimentos com baixa digestibilidade levam a um menor consumo e, portanto, taxas de crescimento mais lentas, mas ao mesmo tempo, maior produção de metano associada por unidade de crescimento ou rendimento. Por outro lado, alimentos com alta digestibilidade geralmente levam a maior consumo e maior crescimento, mas ao mesmo tempo requerem menor quantidade de ração por unidade de crescimento e, portanto, têm menor produção de metano associada por unidade de crescimento ou rendimento (IPCC, 2019).

Congio et al. (2022) destacam que a ingestão de matéria seca, ingestão de energia bruta, conteúdo de forragem na dieta, peso corporal, nível de alimentação e idade do animal são fatores importantes a serem considerados ao estimar as emissões de CH₄

entérico em ruminantes. A ingestão de matéria seca e ingestão de energia bruta podem influenciar no aumento da metanogênese, quando há maior disponibilidade de substrato para a fermentação microbiana no rúmen, além disso conforme a idade do animal a composição da microbiota ruminal pode ser afetada, já que ruminantes lactentes não tem suas papilas ruminais desenvolvidas, conseqüentemente a microbiota do rúmen difere dos animais adultos, e isso pode também influenciar a produção de CH₄ entérico (CONGIO et al., 2022).

Esses resultados ressaltam a importância de considerar dados empíricos e experimentais ao estimar as emissões de metano entérico em ovinos, e principalmente em cordeiros. Embora a metodologia Tier 2 seja amplamente utilizada e forneça estimativas úteis, é importante ajustar essas estimativas com dados reais e específicos de cada contexto para obter resultados mais precisos. Essa abordagem simplificada pode resultar em estimativas imprecisas das emissões de metano entérico, uma vez que a digestibilidade pode variar significativamente de acordo com a composição da dieta e qualidade dos alimentos.

Para superar essas limitações, propõe-se uma abordagem alternativa para calcular a digestibilidade dos alimentos dentro do Tier 2 do IPCC na estimativa das emissões de metano entérico em ovinos, já que os valores sugeridos não representam a realidade de dietas de ovinos no sul do Brasil. Essa abordagem envolve as equações utilizadas nesse trabalho para estimar a digestibilidade do alimento expressa na razão da energia digestível e bruta, ilustrada na FIGURA 8.

Ao adotar essa nova abordagem, espera-se obter estimativas mais precisas das emissões de metano entérico em ovinos, levando em consideração a variação da digestibilidade dos alimentos. Isso permitirá uma avaliação mais acurada do impacto ambiental da produção de ovinos e possibilitará a identificação de estratégias de manejo alimentar mais eficientes para a redução das emissões de metano.

É importante ressaltar que a proposta de cálculo da digestibilidade aqui apresentada ainda precisa ser validada e aprimorada por meio de pesquisas adicionais. No entanto, acredita-se que esse enfoque mais detalhado e preciso na estimativa da digestibilidade pode contribuir significativamente para aprimorar as estimativas das

emissões de metano entérico e fornecer subsídios para políticas e práticas de produção animal mais sustentáveis.

3.4 CONCLUSÃO

Em conclusão, o estudo mostrou que o Tier 2 (IPCC 2019) subestima as emissões de CH₄ e, portanto, deve ser usado com cautela como uma ferramenta para a previsão de emissões de CH₄ para futuros inventários. Em suma, a comparação das emissões de metano entérico reais com as estimadas revela a necessidade de melhorias na metodologia do IPCC Tier 2, especialmente em relação à digestibilidade dos alimentos. A proposta de calcular a digestibilidade de forma mais precisa, irá abrir caminho para estimativas mais acuradas das emissões de metano entérico em ovinos, fornecendo informações valiosas para o desenvolvimento de estratégias de mitigação e sustentabilidade na produção animal.

3.5 REFERÊNCIAS

ARNDT, C., et al., Full adoption of the most effective strategies to mitigate methane emissions by ruminants can help meet the 1.5°C target by 2030 but not 2050. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 20, p. e2111294119, 2022. <https://doi.org/10.1073/pnas.2111294119>.

AZEVEDO, E. B.; POLI, C. H. E. C.; DAVID, D. B.; AMARAL, G. A.; FONSECA, L.; CARVALHO, P. C. F.; FISCHER, V.; MORRIS, S. T. Use of faecal components as markers to estimate intake and digestibility of grazing sheep. **Livestock Science**, v. 165, p. 42-50, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2014.04.018>

BARROS, C. S. et al. Resultado econômico da produção de ovinos para carne em pasto de azevém e confinamento. **Acta Scientiarum**, v. 31, n. 1, p. 77-85, 2009. <https://doi.org/10.4025/actascianimsci.v31i1.3995>

BAUMONT, R.; DULPHY, J. P.; SAUVANT, D.; MESCHY, F.; AUFRÈRE, J.; PEYRAUD, J. L. **Valeur alimentaire des fourrages et de matières premières: tables et prevision**. In: Alimentation des bovins, ovins et caprins: Besoins des animaux – Valeurs de saliments. Éditions Quae, Paris, p. 149–179, 2007.

BEKELE, W.; GUINGUINA, A.; ZEGEYE, A.; SIMACHEW, A.; RAMIN, M. Contemporary Methods of Measuring and Estimating Methane Emission from Ruminants. **Methane** v. 1, n. 2, p. 82-95, 2022. <https://doi.org/10.3390/methane1020008>.

BELANCHE, A., MARTÍN-COLLADO, D., ROSE, G., et al. A multi-stakeholder participatory study identifies the priorities for the sustainability of the small ruminants farming sector in Europe. **Animal** v. 15, n. 2, p. 100131, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.animal.2020.100131>

BELL, Matt et al. Modelling the effect of diet composition on enteric methane emissions across sheep, beef cattle and dairy cows. **Animals**, v. 6, n. 9, p. 54, 2016. <https://doi.org/10.3390/ani6090054>

BOVAL, M.; ARCHIMÈDE, H.; FLEURY, J.; XANDÉ, A. The ability of faecal nitrogen to predict digestibility for goats and sheep fed with tropical herbage. **Journal of Agricultural Science**, v. 140, n. 4, p. 443–450, 2003. <https://doi.org/10.1017/S0021859603003265>

CARVALHO, P. C. de F.; KOZLOSKI, G. V.; RIBEIRO-FILHO, H. M. N.; REFFATTI, M. V.; GENRO, T. C. M.; EUCLIDES, V. P. B. Avanços metodológicos na determinação do consumo de ruminantes em pastejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.36, n.4, p.1147-1154, 2007a. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982007001000016>

CONGIO, G. F.S. et al. Prediction of enteric methane production and yield in sheep using a Latin America and Caribbean database. **Livestock Science**, v. 264, p. 105036, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2022.105036>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5a ed. Brasília: EMBRAPA Solos, 2018. 50p.

FIGUEIREDO, E.B., JAYASUNDARA, S., BORDONAL, R.O., REIS, R.A., WAGNER-RIDDLE, C., LA SCALA, N., Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v.142, p.420–431. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.132>.

GLINDEMANN, T.; TAS, B. M.; WANG, C.; ALVERS, S.; SUSENBETH, A. Evaluation of titanium dioxide as an inert marker for estimating faecal excretion in grazing sheep. **Animal Feed Science and Technology**, v. 152, p. 186-197, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2009.04.010>

HRISTOV, A.N., et al., Symposium review: uncertainties in enteric methane inventories, measurement techniques, and prediction models. **Journal of Dairy Science**. v. 101, n. 7, p. 6655–6674. 2018. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13536>.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Refinement of the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use, Emissions from Livestock and Manure Management (Chapter 10). 2019. Disponível em: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>>

LUKAS, M. et al. Relationship between fecal crude protein concentration and diet organic matter digestibility in cattle. **Journal of Animal Science**, v.83, n.6, p.1332- 1344, 2005. <https://doi.org/10.2527/2005.8361332x>

MOORE, K. J.; MOSER, L. E.; VOGEL, K. P.; WALLER, S. S.; JOHNSON, B. E. Describing and quantifying growth stages of perennial forage grasses. **Agronomy & Horticulture – Faculty Publications**, v. 507, 2001. <https://doi.org/10.2134/agronj1991.00021962008300060027x>

MORAES, L. E. et al. Prediction of enteric methane emissions from cattle. **Global change biology**, v. 20, n. 7, p. 2140-2148, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12471>

NIU, M., KEBREAB, E., HRISTOV, A.N., et al. Prediction of enteric methane production, yield, and intensity in dairy cattle using an intercontinental database. **Global Change Biology**, v. 24, n. 8, p. 3368–3389, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14094>

NOUSIAINEN J., RINNE M., HUHTANEN P. A meta-analysis of feed digestion in dairy cows. 1. The effects of forage and concentrate factors on total diet digestibility. **Journal of Dairy Science** v. 92, n. 10, p. 5019-5030, 2009. <https://doi.org/10.3168/jds.2008-1833>

PENNING, P. D. Animal-based techniques for estimating herbage intake. In: PENNING P. D. (Ed). **Herbage Intake Handbook**. 2ed. Reading: The British Grassland Society, 2ed. P.53-94, 2004.

PERES, M. T. P. Padrão de pastejo e emissão de metano ruminal por ovinos em dois sistemas de terminação de cordeiros. 2018. 78f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Paraná – UFPR. Curitiba, PR.

PRIMAVESI, O. et al. **Técnica do gás traçador SF6 para medição de campo do metano ruminal em bovinos: Adaptações para o Brasil**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, n.76. Documento. 2004.

SWAINSON, Natasha; MUETZEL, Stefan; CLARK, Harry. Updated predictions of enteric methane emissions from sheep suitable for use in the New Zealand national greenhouse gas inventory. **Animal Production Science**, v. 58, n. 6, p. 973-979, 2016. <https://doi.org/10.1071/AN15766>

TEDESCHI, L. O. et al. Quantification of methane emitted by ruminants: a review of methods. **Journal of Animal Science**, v. 100, n. 7, p. skac197, 2022. <https://doi.org/10.1093/jas/skac197>

WATTS, N., AMANN, M., ARNELL, N., AYEB-KARLSSON, S., BEAGLEY, J., BELESOVA, K., The 2020 report of The Lancet Countdown on health and climate change: responding to converging crises. **The Lancet**, v. 397, n. 10269, 129–170. 2021. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)32290-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)32290-X).

ZHAO, Y. et al. A review of enteric methane emission measurement techniques in ruminants. **Animals**, v. 10, n. 6, p. 1004, 2020. <https://doi.org/10.3390/ani10061004>

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em resumo, este estudo demonstrou que o uso do Tier 2 para estimar as emissões de metano entérico em ovinos pode resultar em subestimações dessas emissões. Portanto, é de suma importância abordar essa subestimação com cautela ao usar essa metodologia na construção de inventários nacionais de emissão de gases de efeito estufa (GEE). A avaliação das emissões reais e estimadas destaca a necessidade de melhorias na metodologia Tier 2 do IPCC (2019), particularmente em termos de cálculos precisos da digestibilidade dos alimentos. Uma abordagem mais precisa para calcular a digestibilidade contribuirá para estimativas mais precisas das emissões de metano entérico em ovinos, fornecendo informações valiosas para o desenvolvimento de estratégias de sustentabilidade e mitigação na produção animal.

É importante observar que, embora o estudo se concentre nas emissões de metano entérico em ovinos, a questão da precisão das estimativas de emissões é relevante para todo o setor pecuário. A produção animal é uma das principais fontes de emissões de gases de efeito estufa, e estimativas imprecisas podem levar a subestimações dos impactos ambientais associados a essa produção.

Em última análise, a ovinocultura, assim como outros setores pecuários, enfrenta o desafio de equilibrar a produção de alimentos com a redução das emissões de GEE. Portanto, é fundamental continuar com pesquisas que visem aprimoramentos metodológicos e a implementação de estratégias eficazes de mitigação são cruciais para enfrentar esse desafio e promover a sustentabilidade ambiental e econômica da produção de ovinos e de todo o setor pecuário.

5 REFERÊNCIAS

- BEAUCHEMIN, K.A., UNGERFELD, E.M., ECKARD, R.J., et al. Review: Fifty years of research on rumen methanogenesis: Lessons learned and future challenges for mitigation. **Animal**, v. 14, n. S1, p. s2-s16, 2020. <https://doi.org/10.1017/S1751731119003100>.
- BEKELE, W.; GUINGUINA, A.; ZEGEYE, A.; SIMACHEW, A.; RAMIN, M. Contemporary Methods of Measuring and Estimating Methane Emission from Ruminants. **Methane** v. 1, n. 2, p. 82-95, 2022. <https://doi.org/10.3390/methane1020008>.
- BELANCHE, A., MARTÍN-COLLADO, D., ROSE, G., et al. A multi-stakeholder participatory study identifies the priorities for the sustainability of the small ruminants farming sector in Europe. **Animal** v. 15, n. 2, p. 100131, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.animal.2020.100131>
- BJØRN, A. et al. Life cycle inventory analysis. In: HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Ed). **Life cycle assessment: Theory and practice**. Cham: Springer Nature, 2018. p. 117-165.
- CEDERBERG, C. et al. Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of brazilian beef. **Environmental Science and Technology**, v.45, n.5, p.1773-1779, 2011. <https://doi.org/10.1021/es103240z>
- CEPEA. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (2016). Índices: Exportação do Agronegócio. Piracicaba, SP.
- CURRAN, A. M. Strengths and Limitations of Life Cycle Assessment. In: _____, KLÖPFER, W. (Ed) **LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment: Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer, 2014. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8697-3_6
- CURRAN, A. M. Overview of goal and scope definition in life cycle assessment. In: _____ KLÖPFER, W. (Ed). **LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment: Goal and scope definition in life cycle assessment**. Cham: Springer Nature, 2017. p.1-62.
- EC-JRC - European Commission-Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Life Cycle Data System (ILCD) **Handbook—Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators**, 1st edn. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italy (2010)
- EPA, U. S. **Life Cycle Assessment: Principles and Practice**. National Risk Management Research Laboratory, US Environmental Protection Agency Cincinnati, OH, USA, 2006.
- FARO, A. M. C. da F. Consumo de forragem e emissão de metano entérico em sistemas de produção de cordeiros em pastagens. 2017. 121f. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Paraná – UFPR. Curitiba, PR.

FAO. **Global Livestock Environmental Assessment Model (GLEAM)**. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2018. Acessado em: 28 abr 2020. Disponível em: <http://www.fao.org/gleam/results/en/>

FAOSTAT. Food and Agriculture Organisation of the United Nations: Statistics. FAO. 2020. <http://faostat.fao.org/site/613/default>. Acesso em: 17 setembro de 2020.

GOGLIO, P.; W. N. SMITH, B. B., GRANT, R. L., DESJARDINS, X., GAO, K., et al. (2018). A comparison of methods to quantify greenhouse gas emissions of cropping systems in LCA. **J Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 4010-4017, 2018.. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.133>

GOEDKOP, M. J. et al. **ReCiPe 2008**: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. [S.l.: s.n.]. 2013. Disponível em: <<http://www.lcia-recipe.net>>. Acesso em: 10 mars. 2020.

GUINÉE, J. B. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.7, n.5, p.311-313, 2002.

HAUSCHILD, M. Z et al. Life cycle interpretation. In: _____; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Ed). **Life cycle assessment: Theory and practice**. Cham: Springer Nature, 2018. p. 323-334.

IBICT - Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. O que é avaliação do ciclo de vida. Disponível em: <<http://acv.ibict.br/>>. Acesso em: 05 mar. 2020.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp. 2013.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Refinement of the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use, Emissions from Livestock and Manure Management (Chapter 10). 2019. Disponível em: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>>.

ISO - International Standart Organization. **ISO 14040**: Environmental Management–Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Organization for Standardization, Geneva, 2006.

ISO - International Standart Organization. **ISO 14044**: Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organization Standardization, Geneva, 2006.

KUMARI, S. et al. Methane production and estimation from livestock husbandry: A mechanistic understanding and emerging mitigation options. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 136135, 2020. [10.1016/j.scitotenv.2019.136135](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136135)

LÉIS, C. M. Desempenho Ambiental em três Sistemas de Produção de Leite no Sul do Brasil pela Abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida. 2013. Tese de Doutorado

(Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina.

MARINO, R., et al. Climate Change: Production performance, health issues, greenhouse gas emissions and mitigation strategies in sheep and goat farming. **Small Ruminant Research**, v.135, p. 50-59, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2015.12.012>

MCTIC - Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil / Coordenação-Geral do Clima. -- 5. ed. -- Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2019. 71 p.: il. 2019.

MYHRE, G. et al. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: STOCKER, T.F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S.K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., V.B, P.M.M (Eds.), **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge university press, Cambridge, pp. 658-740, 2013.

NIU, M., KEBREAB, E., HRISTOV, A.N., et al. Prediction of enteric methane production, yield, and intensity in dairy cattle using an intercontinental database. **Global Change Biology**, v. 24, n. 8, p. 3368–3389, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14094>

PATRA, A.K., Trends and projected estimates of GHG emissions from Indian livestock in comparisons with GHG emissions from world and developing countries. **Asian-Australasian journal of animal sciences**, v. 27, n. 4, p. 592. 2014 <https://doi.org/10.5713%2Fajas.2013.13342>

SAVIAN, J. V, et al. Rotatinuous stocking: A grazing management innovation that has high potential to mitigate methane emissions by sheep. **Journal of Cleaner Production**, v.186, p. 602-608. 2018 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.162>.

VAN LINGEN, H. J., JONKER, A., KEBREAB, E., & PACHECO, D. Quantitative joint evaluation of sheep enteric methane emissions and faecal dry matter and nitrogen excretion. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 305, p. 107116. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107116>.

WEIBENBERGER, M.; JENSCHB, W.; LANGC, W. The convergence of life cycle assessment and nearly zero-energy buildings: the case of Germany. **Energy and Building magazine**, v. 76, p. 551-557, 2014.

WIEDEMANN, S. G. et al. **The environmental sustainability of Australian lamb exported to the USA: A life cycle assessment**. North Sydney: Meat & Livestock Australia Limited, 2014. 62 p. Relatório técnico.

WILLERS, C.D.; RODRIGUES, L.B.; SILVA, C.A. Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação nas principais bases científicas nacionais. **Production**, v. 23, n. 2, p. 436-447, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0103-65132012005000037>

WILLERS, C. D. Avaliação dos Impactos Ambientais da Pecuária de Corte Semi-Intensiva. 2014. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual do Sudeste da Bahia, Itapetinga, Bahia.

ZHAO, Y. et al. A review of enteric methane emission measurement techniques in ruminants. **Animals**, v. 10, n. 6, p. 1004, 2020. <https://doi.org/10.3390/ani10061004>

ZUBIETA, A. S., et al. Does grazing management provide opportunities to mitigate methane emissions by ruminants in pastoral ecosystems? **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 142029. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142029>.