

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA**  
**FACULDADE DE ENGENHARIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE CONSTRUÍDO**

**Vanessa Romário de Paula**

**Avaliação de ciclo de vida da produção de leite: um estudo de caso em Minas Gerais e no  
Paraná**

Juiz de Fora

2022

**Vanessa Romário de Paula**

**Avaliação de ciclo de vida da produção de leite: um estudo de caso em Minas Gerais e no  
Paraná**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente Construído da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ambiente Construído. Área de concentração: Ambiente Construído.

Orientador: DSc. César Henrique Barra Rocha

Coorientador: DSc. Cassiano Moro Piekarski

Juiz de Fora

2022

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Romário de Paula, Vanessa.

Avaliação de ciclo de vida da produção de leite: um estudo de caso em Minas Gerais e no Paraná / Vanessa Romário de Paula. -- 2022.

91 f. : il.

Orientador: César Henrique Barra Rocha

Coorientador: Cassiano Moro Piekarski

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Engenharia. Programa de Pós-Graduação em Ambiente Construído, 2022.

1. Agropecuária. 2. Emissões. 3. Impacto ambiental. 4. Mitigação. I. Barra Rocha, César Henrique, orient. II. Moro Piekarski, Cassiano, coorient. III. Título.

**Vanessa Romário de Paula**

**Avaliação de ciclo de vida da produção de leite:** um estudo de caso em Minas Gerais e no Paraná,

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente Construído da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ambiente Construído. Área de concentração: Ambiente Construído.

Aprovada em de 2022.

**BANCA EXAMINADORA**

---

DSc César Henrique Barra Rocha - Orientador  
Universidade Federal de Juiz de Fora

---

DSc Cassiano Moro Piekarski  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

---

DSc. Jonathas Batista Gonçalves Silva  
Universidade Federal de Juiz de Fora

---

PhD. Inácio de Barros  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

---

Rodrigo Salvador  
Technical University of Denmark

Dedico este trabalho especialmente a Maria Clara minha filha, minha eterna companheira, que está sempre comigo me incentivando a ser alguém melhor.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, fundamentalmente, a Deus, pela vida, por ser meu guia e minha fonte de paz.

A minha filha, Maria Clara, pelo apoio incondicional, pelos sorrisos e descontração nos momentos de desânimo, por estar ao meu lado me apoiando sempre, por ser o amor da minha vida.

Aos meus pais, Lauro e Aparecida, pelo amor, pelos ensinamentos e valores que fizeram me tornar quem sou, pelas oportunidades de estudo que me proporcionaram e por me incentivarem sempre a ir um pouco mais além. São meus exemplos máximos de força e superação.

Aos meus irmãos, Igor e Erick, que são meus amigos, meus companheiros fiéis, que nunca me deixam sozinha e sempre estão comigo. São minha fonte de inspiração.

Aos meus sobrinhos Bárbara, Valentina e João Pedro pelos momentos de descontração e férias inesquecíveis. Em especial a minha afilhada, Valen, pelos momentos divertidíssimos que passamos juntas.

Aos meus grandes amigos Paula e Luciano, por ouvir meus desabafos e por todo apoio e incentivo nessa empreitada. Carol e Enzo, pelos sorrisos e carinho.

As amigas Alyne e Andressa pela parceria, amizade e por fazerem parte da idealização desse trabalho. Em especial a Alyne, que foi a propulsora da ACV na minha vida.

Ao meu orientador, Professor César, por ter acreditado no potencial desse trabalho, pela confiança depositada, pelo apoio e orientação desde o início do curso e por possibilitar tantas oportunidades de crescimento.

Ao professor Jonathas por ter me ajudado a encontrar este caminho e tornar possível a concretização deste sonho.

Ao professor Cassiano pelo inestimável apoio e orientação na condução do meu caminho na ACV, juntamente com os colegas Rodrigo e Murillo da UTFPR. Foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho,

Ao amigo Inácio, pelos conhecimentos compartilhados, pela paciência e por acreditar em meu potencial.

A Rita, pela amizade, pelas histórias compartilhadas e pelo incentivo

Aos muitos colegas da Embrapa que muito contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho, em especial ao Marcelo Otenio, Jailton, Francisco e Anderson Christ.

À Embrapa, instituição, que faz a diferença na sua área de atuação. Tenho muito orgulho de fazer parte dessa equipe.

E a todos que acreditaram em mim e ajudaram de alguma forma na realização deste trabalho, muito obrigada.

“É mais fácil para o ser humano colocar um robô em Marte do que resolver problemas e proteger o meio ambiente na Terra.” (PEREIRA, 2019, p. 85).





## RESUMO

O setor agropecuário enfrenta desafios ambientais urgentes relacionados, principalmente, as mudanças climáticas, a degradação ambiental e o uso intensivo dos recursos naturais. Diferentes sistemas de produção podem apresentar fatores distintos em termos de emissão, produtividade e potenciais impactos ambientais. Neste sentido, os objetivos deste trabalho foram (i) estimar os potenciais impactos ambientais de três sistemas de produção de leite em semiconfinamento e confinamento e, a partir disso, (ii) identificar *hotspots* com foco em 5 categorias de impacto ambiental: mudança climática, eutrofização, acidificação, oxidação fotoquímica, depleção da camada de ozônio e (iii) apresentar estratégias para mitigação dos impactos ambientais causados pela atividade. Para isso, foi realizado um estudo de avaliação do ciclo de vida (ACV) da produção de leite nas regiões que concentram os maiores volumes produzidos no Brasil. Os dados primários foram coletados in loco e utilizados para a construção dos inventários do ciclo de vida (ICV) do leite em mesorregiões localizadas nos estados de Minas Gerais e Paraná. Os dados foram validados por revisores de terceira parte e utilizados dados secundários correspondentes a ICVs de produtos nacionais, que foram um diferencial deste estudo. A análise de sensibilidade foi realizada para identificação dos fluxos com maior percentual de contribuição para as categorias de impacto avaliadas. O fertilizante inorgânico aplicado na produção de alimentos foi o maior responsável para impactos potenciais nas categorias de acidificação, eutrofização. O metano biogênico teve maior representatividade para as categorias de mudança climática e oxidação fotoquímica. A produção de diesel e a etapa de transporte foram os maiores responsáveis pelo potencial impacto na depleção da camada de ozônio. Esses resultados poderão subsidiar a formulação de linhas de pesquisa e de estratégias de políticas públicas, voltadas para a melhoria do desempenho ambiental da produção de leite adequadas a condição das diferentes regiões do país.

Palavras-chave: Agropecuária, Emissões, Impacto ambiental, Mitigação

## ABSTRACT

The agricultural sector faces related environmental challenges, such as climate change, environmental degradation and the intensive use of natural resources. Different production systems can determine relevant factors in terms of emissions, productivity and environmental impacts. Therefore, the objectives of these articles are (i) to estimate potential environmental impacts and impacts, from three semi-confinement and confinement production systems, to identify hotspots focusing on five environmental impacts: altered change, eutrophication, acidification of activity, photochemistry, depletion of the ozone layer (iii) propose solutions for mitigating impacts and for protection. For this, a life cycle assessment (LCA) of milk production in the Southeast and South regions, which concentrate the largest volumes of production in Brazil, was explored. The data collected were primary and used to build milk life cycle inventory (LCI) located in the states of Minas Gerais and Paraná. The data were validated by reviewers, which makes the study innovative, as well as the use of secondary data from LCIs corresponding to national products. A sensitivity analysis was performed to identify the flows with the highest percentage of contribution to the assessed impact categories. Inorganic fertilizer applied in food production was most responsible for potential impacts in the acidification, eutrophication categories. Biogenic methane was more representative for the categories of climate change and photochemical oxidation. The production of diesel and the transport stage were the most responsible for the potential impact on the depletion of the ozone layer. These results may support the formulation of lines of research and public policy strategies, aimed at improving the environmental performance of milk production suited to the country's condition.

Keywords: Agriculture, Emissions, Environmental impact, Mitigation

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Sistema de produção de leite confinado, tipo <i>free-stall</i> .....	18
Figura 2	– Sistema de produção de leite semiconfinado.....	20
Figura 3	– Sistema de produção de leite a pasto.....	21
Figura 4	– Principais etapas da ACV.....	25
Figura 5	– Etapas para análise de inventário de ciclo de vida.....	27
Figura 6	– Categorias de impacto a <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> .....	30
Figura 7	– Mapa de localização dos estados de maior produção de leite no Brasil.....	37
Figura 8	– Estratificação por classes da produção total de leite do Brasil.....	39
Figura 9	– Distribuição da produção de leite nas mesorregiões na região sudeste do Brasil em 2017.....	40
Figura 10	– Distribuição da produção de leite nas mesorregiões na região sul do Brasil em 2017.....	41
Figura 11	– Fronteiras dos sistemas de produção de leite.....	43
Figura 12	– Categorias de impacto de <i>midpoint</i> CML 2015.....	43
Figura 13	– Potencial impacto de acidificação de kg SO <sub>4</sub> eq por kg de FPCM.....	50
Figura 14	– Potencial impacto de eutrofização de kg PO <sub>4</sub> eq por kg FPCM.....	53
Figura 15	– Potencial impacto de oxidação fotoquímica em kg etileno eq por kg FPCM.....	54
Figura 16	– Potencial impacto de depleção da camada de ozônio em kg CFC eq por kg FPCM.....	58
Figura 17	– Potencial impacto de mudança climática em kg CO <sub>2</sub> eq por kg FPCM.....	59
Figura 18	– Análise de sensibilidade de diferentes parâmetros de potencial de mudança climática no MG-PC, PR-PC e PR-Co.....	63
Figura 19	– Análise de <i>hotspot</i> do ciclo de vida da produção de leite.....	65
Figura 20	– Oportunidades de melhorias do desempenho ambiental da produção de leite.....	68

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Estimativa de produção de leite por classes (2019) .....	38
Tabela 2	– Descrição das principais características da produção de leite noMG-SC, PR-SC e PR-Co.....	45
Tabela 3	– Referências usadas para os cálculos de emissões .....	46
Tabela 4	– Referência dos dados secundários (ICVs) de background.....	47
Tabela 5	– Fluxos de contribuição para potencial impacto de acidificação.....	51
Tabela 6	– Fluxos de contribuição para potencial impacto de eutrofização.....	54
Tabela 7	– Fluxos de contribuição para impacto potencial de oxidação fotoquímica.....	56
Tabela 8	– Fluxos de contribuição para impacto potencial de depleção da camada de ozônio.....	58
Tabela 9	– Fluxos de contribuição de potencial impacto em termos de mudança climática.....	60

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1	– Principais eventos da história da ACV.....	23
Quadro 2	– Principais métodos usados para AICV.....	31

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida
CH <sub>4</sub>	Metano
CML	Center of Environmental Science of Leiden University in The Netherlands (Life Cycle Assessment methodology)
CO <sub>2</sub>	Gás carbônico
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ECM	Energy correct milk
EDIP	Danish Life Cycle Assessment methodology
FAO	Food and Agriculture Organization
FIL	Federação Internacional do Leite
FPCM	Valor bruto de leite corrigido pelo teor de gordura e proteína
GEE	Gases de efeito estufa
GWP	Potencial de aquecimento global
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	International Dairy Federation
IPCC	Intergovernmental Painel on Climate Change
ISO	International Organization Standardization
MUT	Mudança de Uso da Terra
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
NPK	Adubo químico composto: nitrogênio, fósforo e potássio
PO <sub>4</sub>	Fosfato
ONU	Organização das Nações Unidas
SO <sub>4</sub>	Sulfatos
UF	Unidade funcional
UFJF	Universidade Federal de Juiz de Fora
UTFPR	Universidade Tecnológica do Paraná

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS GERAIS.....</b>	<b>16</b>
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>17</b>
3.1	SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE LEITE NO BRASIL.....	17
<b>3.1.1</b>	<b>Sistema de produção de leite confinado.....</b>	<b>18</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Sistema de produção de leite semiconfinado.....</b>	<b>19</b>
<b>3.1.3</b>	<b>Sistema de produção de leite a pasto.....</b>	<b>20</b>
3.2	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE LEITE.....	21
<b>3.2.1</b>	<b>Contextualização.....</b>	<b>22</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Normatização e Padronização.....</b>	<b>24</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Etapas da Avaliação do Ciclo de Vida.....</b>	<b>24</b>
3.2.3.1	<i>Objetivo e escopo.....</i>	25
3.2.3.2	<i>Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida.....</i>	27
3.2.3.3	<i>Avaliação dos Impactos de Ciclo de Vida.....</i>	28
3.2.3.4	<i>Interpretação.....</i>	29
<b>3.2.4</b>	<b>Métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida.....</b>	<b>30</b>
3.2.4.1	<i>CML.....</i>	32
3.2.4.2	<i>IPCC.....</i>	32
<b>3.2.5</b>	<b>Categorias de Impacto de Ciclo de Vida.....</b>	<b>33</b>
3.2.5.1	<i>Acidificação.....</i>	33
3.2.5.2	<i>Eutrofização.....</i>	33
3.2.5.3	<i>Depleção da camada de ozônio.....</i>	34
3.2.5.4	<i>Mudança climática.....</i>	34
3.2.5.5	<i>Oxidação fotoquímica.....</i>	35
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>36</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE LEITE.....	36
<b>4.1.1</b>	<b>Requisito de cobertura geográfica.....</b>	<b>36</b>
<b>4.1.2</b>	<b>Requisito de cobertura tecnológica.....</b>	<b>37</b>
<b>4.1.3</b>	<b>Requisito de representatividade de classe.....</b>	<b>38</b>

<b>4.1.4</b>	<b>Características dos sistemas de produção de leite.....</b>	<b>39</b>
4.1.4.1	<i>Produção de leite em sistema semiconfinado na Zona da Mata de Minas Gerais – MG-SC.....</i>	<i>39</i>
4.1.4.2	Produção de leite em sistema confinado no Centro-oriental do Paraná – PR-SC.....	41
4.1.4.3	Produção de leite em sistema semiconfinado no Centro-oriental do Paraná – PR-Co.....	42
4.2	DEFINIÇÃO DO OBJETIVO, ESCOPO, FRONTEIRAS DO SISTEMA E UNIDADE FUNCIONAL .....	42
4.3	AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA.....	44
4.4	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	47
<b>4.4.1</b>	<b>Interpretação.....</b>	<b>48</b>
4.6	ANÁLISE DE INCERTEZA.....	49
4.7	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	49
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>49</b>
5.1	INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS.....	50
<b>5.1.1</b>	<b>Potencial de acidificação.....</b>	<b>50</b>
<b>5.1.2</b>	<b>Potencial de eutrofização.....</b>	<b>52</b>
<b>5.1.3</b>	<b>Potencial oxidação fotoquímica.....</b>	<b>55</b>
<b>5.1.4</b>	<b>Potencial depleção da camada de ozônio.....</b>	<b>57</b>
<b>5.1.5</b>	<b>Potencial de mudanças climáticas.....</b>	<b>59</b>
5.2	ANÁLISE DE INCERTEZA.....	61
5.3	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	62
5.4	ANÁLISE DE <i>HOTSPOTS</i> DA PRODUÇÃO DE LEITE E RECOMENDAÇÕES PARA MITIGAÇÃO.....	64
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>69</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>71</b>
	<b>APENDICE.....</b>	<b>85</b>



## 1 INTRODUÇÃO

A mudanças climática, a degradação ambiental e o uso intensivo dos recursos naturais representam desafios urgentes, assim como suas consequências, devido a capacidade de causar mudanças irreversíveis e impactos a nível regional e global (GROSSI *et al.*, 2019). O compromisso assumido pelos países integrantes da Organização das Nações Unidas (ONU) para o atendimento de uma Agenda Global, que fomenta ações voltadas para o desenvolvimento sustentável (17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável - ODS) demanda a construção e implementação de políticas públicas, para o alcance das diversas metas associadas a esses objetivos (NAÇÕES UNIDAS, 2015). Estratégias de redução dos impactos negativos causados pelas atividades produtivas, como a agropecuária, sem comprometer a produção permitem alavancar diversas oportunidades para o setor (SOUSA *et al.*, 2021). Segundo relatório da FAO (2018), a Agenda para o Desenvolvimento Sustentável ampliou o foco para a promoção da produção agropecuária sustentável considerando a amplitude da contribuição da cadeia para o alcance dos ODS. A expansão da atividade pecuária poderá contribuir para alcance de metas como Fome Zero, Inclusão Social e Distribuição de Renda, Aumento da Energia Renovável, Produção e Consumo sustentável.

No Brasil, a pecuária leiteira tem participação considerável no desenvolvimento regional, pela interação de diferentes áreas do setor econômico (GARCÍA-MONTOYA *et al.*, 2016; PEROBELLI; JUNIOR; CASTRO, 2018), além de estar presente em praticamente todos os municípios brasileiros, empregando cerca de 4 milhões de trabalhadores diretos e indiretos (ZOCCAL, 2016). A agropecuária é uma atividade estratégica para o desenvolvimento econômico do Brasil, pois o país possui como base da economia a produção primária (FILHO; JUNIOR; LUEDEMANN, 2016), além disso possui potencial para ser o maior produtor e exportador de alimentos do mundo (FAO, 2017). Vale ressaltar que, o país ocupa a 3ª posição como maior produtor de leite mundial, com a produção de cerca de 34,8 bilhões de litros em 2019 (IBGE, 2020) e com uma projeção para crescimento, à uma taxa média de crescimento de 1,8% ao ano nos próximos 10 anos (ROCHA, 2019).

O aumento da demanda por alimentos para uma população estimada em 9 bilhões de pessoas para o ano de 2050 (FAO, 2018) apontam os desafios para expansão para uma produção agropecuária sustentável. Segundo GERBER *et al.* (2013), o setor pecuário é responsável por aproximadamente 14,5% do total de emissões de GEE com potencial impacto no aquecimento global, sendo que deste total, a pecuária leiteira contribui com 20%. Além disso, o Brasil está entre os 10 maiores emissores de gases de efeito estufa, sendo o setor da

agropecuária responsável por 55% das emissões de CO<sub>2</sub> eq (ASSAD *et al.*, 2020). Como exemplo, é possível citar o crescimento exponencial da produção agrícola que é proporcional ao consumo de fertilizantes inorgânicos. Em 2018 foram importadas 24,96 milhões de toneladas de fertilizantes N, P e K (nitrogênio, fósforo e potássio) (GLOBALFERT, 2019). Os fertilizantes inorgânicos causam impactos deletérios pela aplicação de quantidades excessivas e nos processos de manufatura do produto (HAVUKAINEN *et al.*, 2018).

Diante do contexto, para mitigar os efeitos negativos causados pela agropecuária, primeiramente é preciso conhecer as etapas e processos que resultam em maior contribuição nos impactos ambientais, para subsidiar o desenvolvimento de políticas governamentais de incentivo à produção sustentável (RODRIGUES *et al.*, 2016). A relevância da pecuária leiteira para o país e os potenciais impactos que a atividade pode causar ao ambiente têm motivado diversas linhas de pesquisa visando a melhoria do desempenho ambiental independentemente da escala de produção. Estudos de ACV tem sido utilizado para mapear os impactos ambientais e apoiar desenvolvimento de tecnologias e emprego de soluções para mitigação dos efeitos negativos causados pela agropecuária (BALDINI, C; GARDONI; GUARINO, 2017; RUVIARO *et al.*, 2012; VASCONCELOS *et al.*, 2018). A ACV é uma técnica que tem sido empregada em diversos estudos de avaliação dos impactos associados a um produto, processo ou serviços ao longo de todo o ciclo de vida (D'AMATO; GAIO; SEMENZIN, 2020). Além disso, possibilita a quantificação dos potenciais impactos ambientais em diferentes categorias e a identificação de *hotspots* (fluxos, processos ou etapas), que poderão nortear ações estratégicas direcionadas para mitigação de impactos (BERTON *et al.*, 2021).

A extensa faixa territorial do país, as diversidades sociais e geográficas acarretam a heterogeneidade nos sistemas de produção de leite. Estudos que avaliam o desempenho ambiental da produção de leite brasileira com dados regionalizados, são fundamentais para a implementação de ações mais adequadas a realidade brasileira (RODRIGUES *et al.*, 2016). Um diferencial deste estudo, foi a utilização de Inventários de Ciclo de Vida (ICV) da produção de leite em que os dados utilizados se referem a sistemas de produção característicos e representativos, associados a ICVs de background constituintes de um banco de dados com referências nacionais, o Ecoinvent 3.7. A utilização de ICVs regionais possibilita reduzir as incertezas, estimando as emissões totais de GEE mais próximas da realidade do Brasil (MUTEL *et al.*, 2019; RUVIARO *et al.*, 2012).

A dissertação está organizada em seis tópicos seguidos pelas referências bibliográficas.

O primeiro tópico - **Introdução** - é constituído pela descrição do tema, problema, justificativa, delimitação e estrutura do trabalho.

No segundo tópico – **Objetivo geral e objetivos específicos**

No terceiro tópico - **Revisão de Literatura**, os assuntos abordados nessa dissertação foram fundamentados e contextualizados para subsidiar as principais discussões apresentadas no tópico de resultados. A revisão bibliográfica está descrita de forma detalhada, fornecendo suporte para a escolha dos sistemas de produção de leite, os métodos de avaliação de impacto e as categorias de impacto analisadas para o estudo de caso realizado nessa dissertação.

No quarto tópico - **Metodologia**, são abordados os procedimentos metodológicos utilizados na elaboração dessa pesquisa e a descrição de cada etapa do trabalho, desde a caracterização dos sistemas de produção, levantamento dos dados de entrada e saída dos sistemas e detalhamento das fases da ACV.

No quinto tópico - **Resultados e Discussões**, são apresentados os resultados quantitativos e discussões acerca dos impactos ambientais da produção de leite nos diferentes sistemas e uma análise em cada categoria de impacto. Nesse capítulo, também foi realizada a identificação dos *hotspots* a partir do percentual de contribuição dos fluxos nos resultados de estimativa global de potencial impacto e recomendações de mitigação.

Por fim, no sexto tópico - **Considerações Finais**, as principais recomendações e limitações do estudo são apresentadas, assim como as sugestões para trabalhos futuros.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Estimar os potenciais impactos ambientais de três sistemas de produção de leite em semiconfinamento e confinamento, nos estados de Minas Gerais e Paraná.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar os potenciais impactos ambientais dos sistemas de produção de leite através da ACV;
- Identificar *hotspots* com foco em 5 categorias de impacto ambiental: mudança climática, eutrofização, acidificação, oxidação fotoquímica, depleção da camada de ozônio;
- Propor estratégias para mitigação dos impactos ambientais causados pela atividade leiteira.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O leite é uma das principais commodities agrícolas do mundo, com a produção estimada em 770 bilhões de litros, sendo 81% leite de vaca, 15 % de leite de búfala e um total de 4% para leites de cabra, ovelha e camelo juntos (OCDE-FAO, 2020), distribuída em mais de 150 milhões de propriedades (FAO, 2019). Em 2019, o Brasil alcançou o terceiro lugar dentre os maiores produtores de leite, atrás dos Estados Unidos e da Índia, com a produção aproximada de 34,8 bilhões de litros (IBGE, 2020; FAOSTAT, 2020). Apesar de a atividade ocorrer em todo o território nacional, as regiões que concentram a maior produção e produtividade são a Sudeste e Sul, responsáveis por 68% do leite produzido no país (ROCHA, CARVALHO; RESENDE, 2020).

O rebanho de bovino leiteiro do Brasil é o segundo maior, atrás apenas da Índia (FAO, 2019). Em termos regionais, o Sudeste possui o maior número de vacas ordenhadas, cerca de 4,7 milhões de animais, seguido das regiões Sul e Nordeste que detêm aproximadamente 3,3 milhões de animais (ROCHA, CARVALHO e RESENDE, 2020). Apesar desses números expressivos em produção e número de animais, a produtividade média é muito baixa e o país ocupa a 84ª posição mundial (FAO, 2019). No entanto, nos último 20 anos, houve um aumento da produtividade média, sendo destaque a região Sul teve a produtividade elevada em 110%, seguida pelo Sudeste que cresceu cerca de 70% (ROCHA, CARVALHO e RESENDE, 2020). Vale destacar que, esse resultado se deve ao aumento da escala de produção nas propriedades e a saída de produtores de baixa escala (IBGE, 2019). O aumento de produtividade animal é resultado de um processo de modernização e especialização dos sistemas de produção, e melhoria do potencial genético do rebanho, que tem refletido no aumento do volume individual de produção (RESENDE *et al.*, 2019).

#### 3.1 SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE LEITE NO BRASIL

As diversidades sociais, econômicas e geográficas evidenciam a heterogeneidade e a dispersão da pecuária de leite, presente em praticamente todos os municípios do país (ZOCCAL, 2016). As principais características que diferenciam os sistemas estão atreladas a raça dos animais, nível tecnológico, qualidade e quantidade da alimentação fornecida e o manejo de dejetos (VILELA *et al.*, 2017).

A pecuária leiteira caracteriza-se, principalmente, por sistemas de produção, à pasto, baseados no uso de pastagens nativas e cultivadas de baixa produtividade e pouco uso de

insumos; sistema semiconfinado com emprego de pastagens e suplementação nutricional fornecida no cocho; e o os sistemas em confinamento se baseia na manutenção dos animais estabulados, de alta produtividade e fornecimento de alimentação de alto valor nutricional e (ASSIS *et al.*, 2005).

### 3.1.1 Sistema de produção de leite confinado

A produção de leite em confinamento, as vacas são criadas em galpões, em áreas restritas e recebem a alimentação no cocho. A dieta é balanceada com objetivo de alcançar alta produtividade animal (MOTA *et al.*, 2017). O alimento concentrado é fornecido para todas as categorias de animais, seja pré-misturas de rações comerciais, ou misturadas na própria fazenda (MEDEIROS; GOMES; BUNGENSTAB, 2015).

Figura 1 : Sistema de produção de leite confinado, tipo *free-stall*.



Fonte: OKUBO, 2013 – Embrapa Gado de Leite

Este sistema de produção representa uma tendência mundial de intensificação da produção, devido ao alcance de altos índices de produtividade e depende de menos extensões de terras (PASSETTI *et al.*, 2016). Podem ser caracterizados conforme o manejo das vacas e estrutura do confinamento, sendo os mais conhecidos: o *Free Stall* e *Loose Housing*, outro tipo é *Tie Stall*, e o *Compost Barn*.

O sistema *tie-stall* é um sistema de confinamento, empregado para rebanhos menores, com até 60 vacas e de altíssima produtividade. As vacas em lactação ficam em espaço individual, onde é fornecida alimento, duas ou mais vezes ao dia e saem apenas para ordenha. (POPESCU *et al.*, 2013). É um sistema de alto investimento por animal devido a necessidade de mão-de-obra qualificada e infraestrutura.

No sistema *free-stall*, as vacas possuem um espaço delimitado, forrado com material para o descanso, mas ficam livres para movimentação dentro do galpão e recebem toda a alimentação no cocho (MOTA *et al.*, 2017).

Assim como no sistema *free-stall*, no sistema *loose housing*, os animais permanecem em galpões, entretanto os espaços para descanso são livres, exigindo menos investimento e custos. Esse tipo de sistema é comum nas regiões mais secas dos Estados Unidos (ROUSING & WEMELSFELDER *et al.*, 2006). A retirada dos dejetos é feita parcialmente e diariamente, mantendo esterco seco no piso para diminuir o desgaste do casco dos animais.

O *Compost Barn* é um sistema de confinamento que derivou do sistema *loose housing*, onde os animais permanecem nos galpões que possuem amplos espaços para livre movimentação (BLACK *et al.*, 2013). O piso dos galpões é forrado com material seco, serragem ou palha para proporcionar conforto e bem-estar animal (DAMASCENO, 2012)

### **3.1.2 Sistema de produção de leite semiconfinado**

Neste tipo de sistema, os animais são criados parte do dia em pastejo e outra parte do dia ficam alojados em currais onde recebem suplementação da nutricional no cocho, normalmente, no intervalo entre as ordenhas (ASSIS *et al.*, 2005).

Figura 2 : Sistema de produção de leite semiconfinado.



Fonte: OKUBO, 2013 – Embrapa Gado de Leite

No semiconfinamento, o fornecimento de suplementação com silagem e concentrado é complementar ao consumo de forragem das pastagens, a fim de aumentar a qualidade nutricional da dieta (MEDEIROS; GOMES; BUNGENSTAB, 2015). O uso de concentrado varia de acordo com o nível de produção do rebanho, sendo mais comuns os concentrados comerciais ou ingredientes simples como farelo milho, caroço de algodão e farelo de soja.

### 3.1.3 Sistema de produção de leite a pasto

O sistema extensivo ou a pasto, caracteriza-se pela criação dos animais baseado na obtenção do alimento nas pastagens (SILVA & SILVA, 2013). Nestes sistemas, existem variações de manejo, como pastejos livres, pastejo em piquetes rotacionados para maior controle da quantidade e qualidade da forragem consumida, ou o emprego de sistemas agroflorestais, em que a criação ocorre de forma consorciada com o plantio de árvores e cultivo de lavouras (FONTANELI *et al.*, 2018).



Figura 3 : Sistema de produção de leite a pasto.



: Fonte: OKUBO, 2013 – Embrapa Gado de Leite

Este sistema emprega forrageiras adaptadas às condições de clima e solo da região para o melhor manejo da pastagem (SILVA *et al.*, 2021). ). A produtividade animal está associada a capacidade de suporte da pastagem e o valor nutricional da forrageira (FONTANELI *et al.*, 2018). A capacidade de suporte da pastagem está condicionada aos fatores de clima, solo, manejo e adaptação da espécie forrageira (PACIULLO & GOMIDE, 2019

### 3.2 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE LEITE

No contexto do desenvolvimento sustentável, a ACV vem desempenhando um papel fundamental, subsidiando a identificação das principais categorias de impactos ambientais e apoiando competitividade da produção agropecuária (OLSEN, BORUP, ANDERSEN, 2018). O desenvolvimento em direção à sustentabilidade requer o aprimorando de metodologias para apoiar decisões estratégicas para melhoria do desempenho ambiental de produtos e para mitigação dos impactos (ROSS *et al.*, 2016).

### 3.2.1 Contextualização

A estrutura básica da ACV remonta a matriz insumo-produto, desenvolvida pelo pesquisador e economista Wassily Leontief, na década de 1930. A matriz insumo-produto permite verificar a interdependência das atividades produtivas no que refere a insumos e produtos utilizados em uma cadeia produtiva (PEROBELLI, JUNIOR, CASTRO, 2018). Na década de 60, a ferramenta foi inicialmente adaptada para fornecer informações sobre o uso de recursos e as emissões ambientais de um produto, e estimar os impactos ambientais provocados ao longo da cadeia de suprimentos (FINNEVEDEN *et al.*, 2009).

Um dos estudos iniciais de ciclo de vida de produto foi realizado nos Estados Unidos, no final da década de 60, pela empresa Coca-Cola, que comparou os diferentes tipos de embalagens de refrigerante, para identificar qual deles apresentava menor impacto ambiental e melhor desempenho com relação à preservação dos recursos naturais (BJØRN *et al.*, 2018). Os estudos de ACV foram impulsionados pela crise do petróleo como uma ferramenta de gestão focada na redução do consumo de energia e de matérias-primas, e na busca de fontes alternativas de combustíveis e materiais de fontes fósseis.

Os trabalhos precursores da ACV focaram no uso de energia, recursos, emissões e geração de resíduos no ciclo de vida do sistema de produto. Gradualmente, os bancos de dados foram expandidos para estimar os potenciais impactos ambientais e suas contribuições por categorias de impacto como, mudanças climáticas, acidificação e eutrofização (BJØRN *et al.*, 2017). Os primeiros estudos de ACV foram realizados por empresas que buscavam alternativas para reduzir os impactos causados pelos seus produtos, e apresentavam pouca consistência e, às vezes, resultados tendenciosos (OWSIANIAK *et al.*, 2017).

Na década de 90, a técnica consolidou-se, a partir de acordos de colaboração internacional e coordenação do desenvolvimento metodológico pela comunidade científica. Neste mesmo período, vários métodos de avaliação de impactos ambientais foram desenvolvidos com diferentes focos em relação aos efeitos causados ao meio ambiente e ecossistemas. A cronologia dos eventos mais relevantes da história da ACV está apresentada no Quadro 1.

Quadro 1- Principais eventos da história da ACV.

<b>Evento</b>	<b>Ano</b>	<b>Referência</b>
Coca Cola commissions its first study comparing beverage containers.	1969	Not public
The methodological foundation for environmentally extended input/output analysis is made.	1970	Leontief (1970)
Publication of the first public and peer-reviewed LCA study “Resource and Environmental Profile Analysis of Nine Beverage Container Alternatives,” commissioned by the US EPA.	1974	EPA (1974)
The first widely used commercial LCA software, GaBi, was released in its first version.	1989	Thinkstep (2016)
SimaPro, another widely used commercial LCA software, was released in its first version.	1990	PRé (2016)
The term “life cycle assessment” was coined.	1990	SETAC (1991)
First environmental theme-oriented impact assessment methodology, CML92.	1992	Heijungs <i>et al.</i> (1992)
SETAC Code of Practice published in effort to harmonise LCA framework, terminology and methodology.	1993	SETAC (1993)
ISO 14040 standard on LCA principles and framework released.	1997	ISO 14040
Damage-oriented methodology Eco-indicator 99 emerges.	1999	Goedkoop and Spriensma (2000)
The LCI database ecoinvent version 1.01 is released.	2003	Ecoinvent (2016)
A framework for Life Cycle Sustainability Analysis was Proposed.	2008	Klöpffer (2008)
ILCD handbook published.	2010	EC (2010)
ISO 14044 standard on LCA requirements and guidelines.	2006	ISO 14044
ISO 14067 standard on LCA carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification.	2018	ISO 14067

Fonte: Adaptado de BJØRN et al., 2017.

Atualmente, a ACV é definida como uma técnica usada para estimar os potenciais impactos ambientais de um produto em todas as fases do seu ciclo de vida, desde a extração da matéria prima até a disposição final, passando por todas as etapas da cadeia produtiva. A ACV também é conhecida como do berço ao túmulo (*cradle-to-grave*), em que se considera o berço, desde a extração de matérias primas e o túmulo, a disposição final (KLÖPFFER; GRAHL, 2018). Ambos são definidos de acordo com o escopo e os objetivos do trabalho.

A ACV pode ser empregada conforme definição da fronteira do estudo. Onde do berço ao túmulo (*cradle-to-grave*) que considera todas as etapas do ciclo de vida do produto, do berço ao portão (*cradle-to-gate*) que considera o processo produtivo e as etapas a montante, e do portão ao portão (*gate-to-gate*) que considera somente a etapa de produção. A ACV é uma

técnica de modelagem reconhecida internacionalmente, orientada pelas normas estabelecidas pela International Organization for Standardization (ISO) 14040:2014 e 14044:2014.

### **3.2.2 Normatização e padronização**

A disseminação dos estudos de ACV motivaram a padronização das metodologias utilizadas para garantir a consistência dos estudos. O processo de normatização foi pautado nas premissas da ISO, entidade responsável pelo desenvolvimento de normas internacionais de padronização para produtos, processos, procedimentos e serviços. Sua sede fica em Genebra, na Suíça e, é representada no Brasil pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

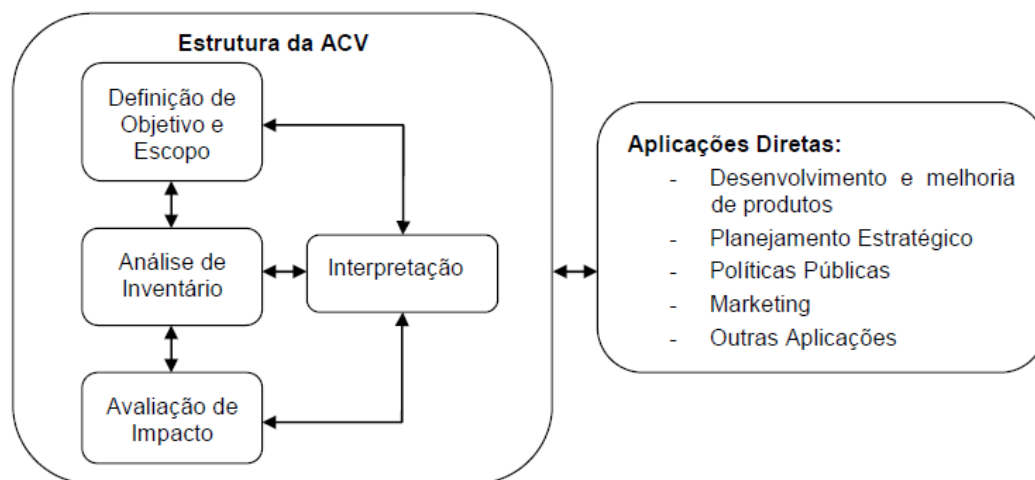
Os padrões relacionados a ACV fazem parte da série ISO 14000 de gestão de ambiental. A metodologia ACV está normatizada pelas séries ISO 14040 e 14044, consideradas as principais normas para avaliação de impacto ambiental. No Brasil, as duas normas de ACV estão normatizadas pela ABNT:

- ABNT NBR ISO 14040:2014, Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura (ABNT, 2014a);
- ABNT NBR ISO 14044:2014, Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações (ABNT, 2014b).

### **3.2.3 Etapas da Avaliação do Ciclo de Vida**

A estrutura de um estudo de ACV se baseia nas seguintes etapas: definição de objetivo e escopo, análise de inventário de ciclo de vida , avaliação dos impactos de ciclo de vida e interpretação (Figura 4).

Figura 4 – Principais etapas da ACV.



Fonte: ABNT (2014b)

### 3.2.3.1 Objetivo e escopo

A definição do objetivo é a primeira etapa de um estudo de ACV e deve estar alinhado com a aplicação pretendida (ABNT, 2014a). O objetivo da ACV deve expressar a meta, os resultados pretendidos, o contexto para realização do estudo e o público-alvo. A definição clara do objetivo é importante, pois vai influenciar a elaboração do inventário de ciclo de vida. Já o escopo serve de guia para as etapas subsequentes da ACV conforme a definição da ISO 14044 (ABNT, 2014b).

O escopo do estudo determina o produto a ser avaliado e as características da avaliação que nortearam as fases subsequentes da ACV. A definição do escopo deve garantir a consistência, amplitude, profundidade e compatibilidade com os objetivos definidos (ABNT, 2014b). Para isso, os seguintes itens devem ser considerados: sistema de produto, função do sistema de produto, unidade funcional, fluxo de referência, fronteira do sistema, procedimentos de alocação, metodologias de AICV, categorias de impacto, pressupostos, limitações e requisitos de qualidade dos dados.

De acordo com as normas ISO 14040 e 14044, são adotadas as seguintes definições:

- **Sistema de produto:** conjunto de processos elementares, fluxos elementares e de produto, que desempenha uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto;
- **Função e unidade funcional:** a unidade funcional é a quantificação da função do produto, sendo a função definida de acordo com as características de desempenho esperado;

- Fluxo de referência: trata-se da quantidade de produtos necessária para desempenhar a função esperada, considerando a quantidade estabelecida pela unidade funcional;
- Fronteira do sistema: demarcam os limites entre o sistema de produto e especificam quais processos elementares fazem parte do sistema de produto;
- Alocação: repartição dos fluxos de entrada ou saída de um sistema de produto entre 2 ou mais sistemas de produto. Deve ser considerada a necessidade de procedimentos de alocação, quando os sistemas envolvem múltiplos produtos;
- Categoria de impacto: representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados, e o indicador de categoria é representação quantificável de uma categoria de impacto;
- Requisitos de qualidade dos dados: especificam em termos gerais as características necessárias para os dados utilizados no estudo.

A unidade funcional (UF) define os critérios qualitativos para quantificar a função do sistema de produto, e deve responder as questões "o quê", "quanto", "por quanto tempo, quantas vezes", "onde". Adicionalmente, define-se a função do sistema de produto. Os resultados do estudo de ACV devem ser relacionados diretamente com a unidade funcional, por exemplo, se a unidade funcional for a produção de 1,0 kg de produto, os resultados devem considerar os recursos e as emissões liberadas para cada kg de produto produzido. É importante que a unidade funcional esteja relacionada aos aspectos funcionais relevantes do sistema estudado.

As fronteiras do sistema demarcam a abrangência do sistema de produto (*foreground*) e os sistemas externos relacionados, como de fornecimento de insumos (*background*). A definição da fronteira é essencial para o planejamento de coleta de dados utilizados para a construção do inventário de ciclo de vida (ICV). Nos estudos de ACV, os dados primários devem ser prioritariamente, dados resultantes dos processos do sistema de produto estudado.

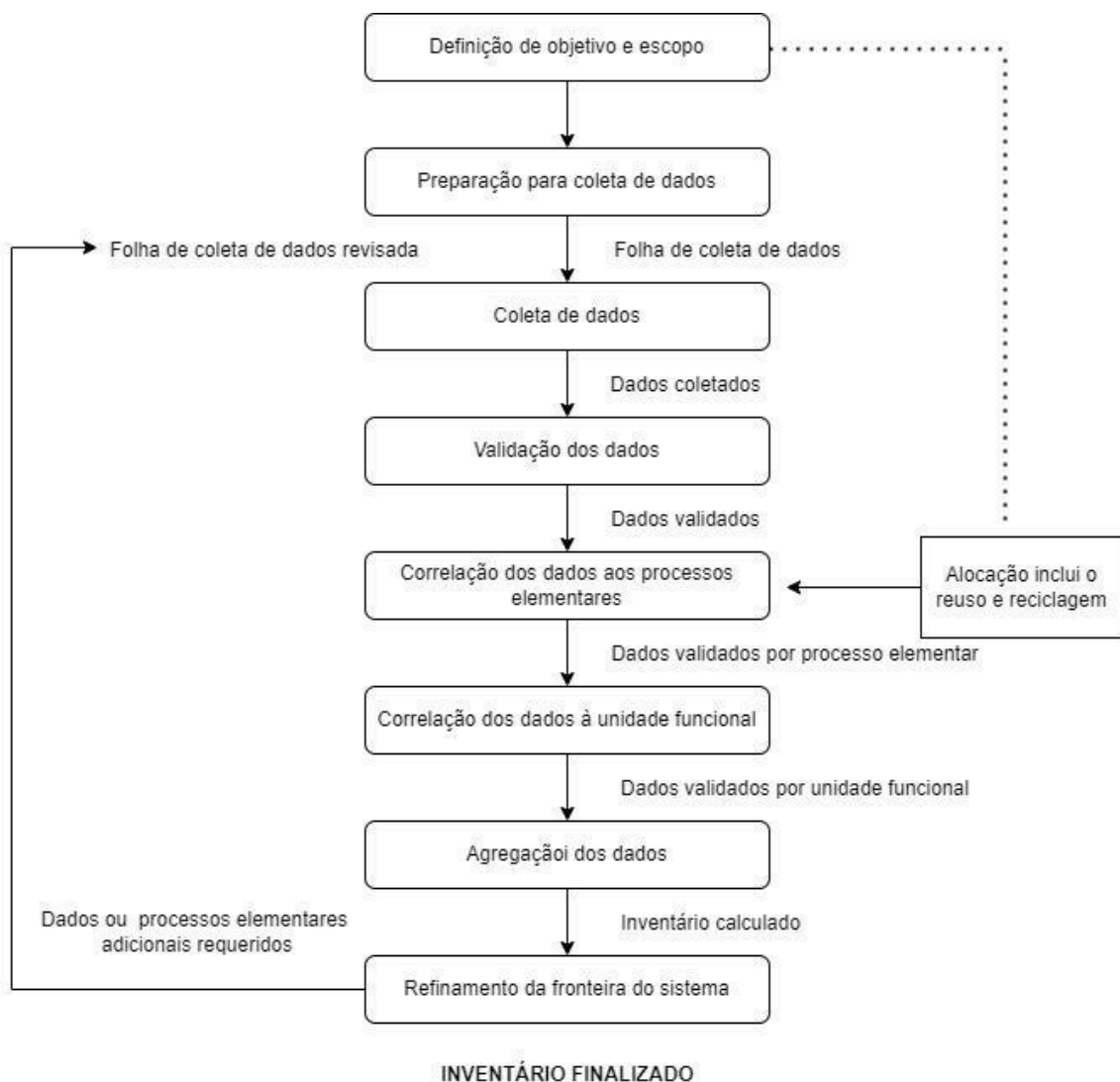
A fase seguinte é a de análise de inventário de ciclo de vida.

### 3.2.3.2 Avaliação do Inventário de Ciclo de Vida

A análise de inventário é a etapa mais trabalhosa da ACV, pois engloba as atividades de coleta e compilação dos dados de todas as entradas e saídas do sistema de produto para construção do ICV. O inventário contabiliza todas as entradas que são necessárias para entregar um produto, as saídas e emissões geradas dentro da fronteira do sistema de produto. A construção do ICV compreende a quantificação das entradas e saídas do sistema de produto expressas de acordo com a UF estabelecida no estudo.

A coleta de dados deve ser estruturada com base nos requisitos de representatividade definidos no escopo. Na figura 5 apresenta-se a orientação básica para realização da AICV (ABNT, 2014).

Figura 5 – Passos para avaliação do inventário de ciclo de vida.



Fonte: ABNT (2014b).

De acordo com a Figura 5, na sequência da definição do objetivo e escopo deve ser feita a preparação para a coleta de dados. Segundo RODRIGUES *et al.* (2016), a partir da definição dos dados necessários para o estudo, deve ser elaborado o material para coleta de dados. A representação detalhada do sistema de produto, destacando as fronteiras definidas no escopo é indicada com o objetivo de nortear a coleta de dados e fornecer maior completude a análise. O diagrama é uma forma de detalhar os processos considerados no sistema produtivo (*foreground*) e aqueles que ocorrem fora do sistema (*background*) estudado.

Os dados utilizados na construção do ICV podem ser primários ou secundários, sendo que os dados primários são específicos do sistema de produto estudado e são obtidos a partir das medições e estimativas inerentes ao processo produtivo. Os dados secundários são baseados em informações retiradas de bases de dados já existentes, indicação de especialistas, revisão bibliográfica e literatura técnica. A origem dos dados deve estar estabelecida no escopo do estudo.

De acordo com a ISO 14044 (ABNT, 2014b) devem ser coletados os dados de cada processo unitário específico, preferencialmente a partir de medições realizadas dentro da fronteira do sistema. Os dados não disponíveis podem ser estimados com base em outras fontes de dados como por exemplo, publicação técnica, relatórios, dados de processos semelhantes, documentos de referência, desde que sejam metodologicamente consistentes (RODRIGUES *et al.*, 2021).

Os dados obtidos devem ser validados e tratados primeiramente, para posterior cálculo e ajuste dos valores em conformidade com a unidade funcional. Nesta etapa, a utilização de um software de ACV facilita modelagem dos dados, a validação por processo elementar e por unidade funcional, a agregação dos dados e, a formatação do ICV.

A última atividade apresentada no fluxograma da Figura 5 é o refinamento da fronteira do sistema que ocorre após a coleta dos dados e com a identificação de novos requisitos e limitações. A próxima seção contempla as etapas de avaliação do inventário de ciclo de vida.

### 3.2.3.3 Avaliação do Inventário de Ciclo de Vida

A primeira etapa do AICV envolve a seleção das categorias de impacto que são relevantes para a ACV do sistema de produto, considerando o objetivo e escopo do estudo. Todas as categorias ambientais em que o sistema do produto tem contribuições significativas e estão dentro do escopo do estudo devem ser incluídas na avaliação de impacto. A



transparência é essencial para evitar o direcionamento das escolhas, em que categorias de impactos são excluídas, por desfavorecem os resultados de desempenho de um produto.

A etapa seguinte se baseia na correlação dos resultados do ICV com sua capacidade de contribuir em diferentes categorias de impactos ambientais (ABNT, 2014b). Na prática, essa etapa é realizada com o auxílio de software para modelar os dados do sistema do produto e calcular os impactos nas categorias selecionadas. O propósito desta etapa é traduzir os resultados de ICV em indicadores para as diferentes categorias de impacto. (MYLLYVIITA *et al.*, 2012). De acordo com a ISO 14044 (ABNT, 2014b), a caracterização permite a conversão dos resultados do ICV para unidades comuns e a agregação dos resultados em uma mesma categoria de impacto. Um exemplo a ser citado, são os resultados expressos em quilogramas equivalentes de CO<sub>2</sub> (kg CO<sub>2</sub> eq.) que se refere aos GEE que contribuem para o impacto da categoria de mudanças climáticas (HAUSCHILD *et al.*, 2013).

Um método AICV pode ser definido como uma coleção de categorias de impacto que visa ter uma ampla cobertura de impactos ambientais. Os métodos resultam de atividades de grupos de pesquisa com diferentes focos de abordagem em danos ao ecossistema (HAUSCHILD *et al.*, 2013). Devido à importância e a necessidade de se conhecer os métodos de AICV antes de sua aplicação, este tema será abordado no tópico 3.2.4 deste trabalho.

#### 3.2.3.4 *Interpretação*

A interpretação é a fase final de uma ACV em que os resultados de outras fases são consideradas em conjunto e interpretados de forma a responder os objetivos do estudo. Os resultados da AICV são relacionados com as categorias de impacto ambiental e para uma interpretação transparente e imparcial, deve-se basear nos objetivos definidos e nas indicações do escopo, contemplando pressupostos geográficos, temporais ou tecnológicos.

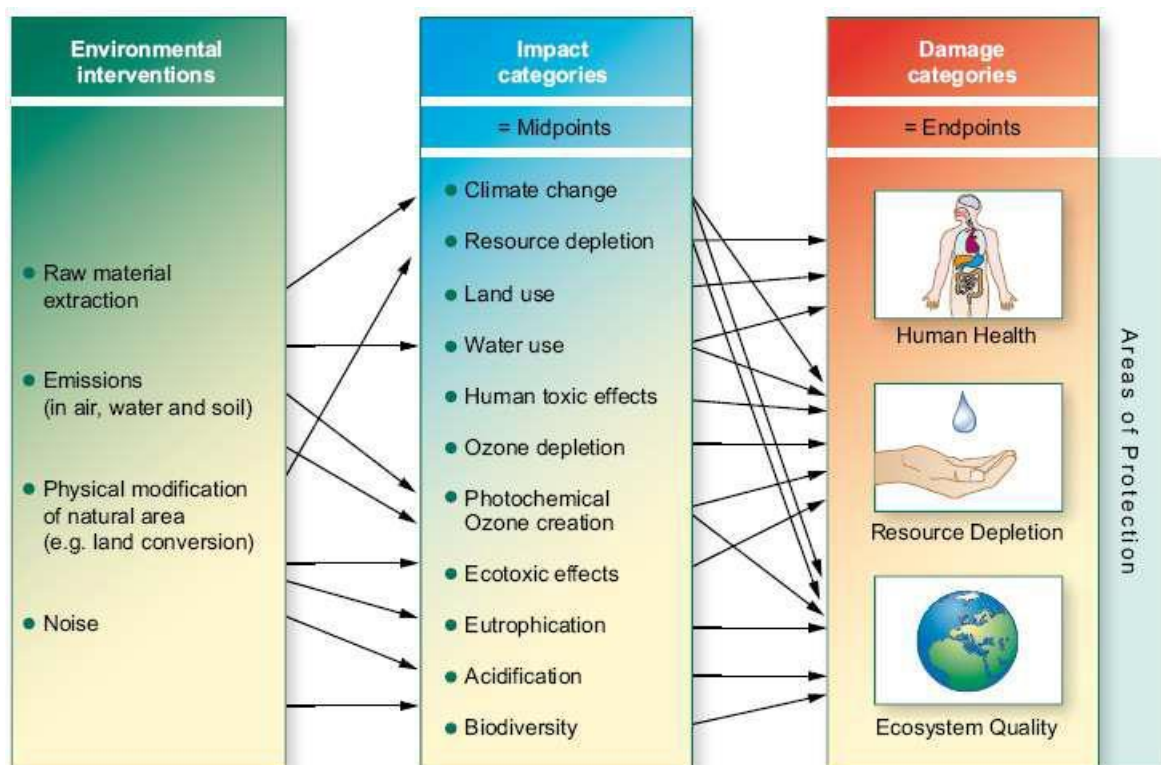
A significância da integridade e consistência dos dados é obtida pela análise de sensibilidade e a análise de incerteza aplicadas como parte da interpretação. O resultado é usado para orientar o desenvolvimento de conclusões, e para o fortalecimento da base de dados.

### 3.2.4 Métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

O método de AICV pode ser definido como um conjunto de categorias de impacto utilizados para calcular os indicadores de impacto do sistema de produto. Segundo HAUSCHILD *et al.* (2013), o método possibilita quantificar o impacto ambiental a partir das características específicas das substâncias e expressa em uma unidade comum do indicador de categoria.

As categorias de impacto ambiental podem ser classificadas em *midpoint* (ponto médio) e *endpoint* (ponto final) (Figura 6). Em *midpoint* os fluxos de ICV são agregados em categorias de impacto de acordo com uma característica de causa efeito ambientais, como indicadores e não representam as consequências finais (MENDES; BUENO; OMETTO, 2016). De acordo com PIEKARSKI *et al.*, (2012), *endpoint* correlaciona os efeitos do impacto de *midpoint* às consequências e/ou danos finais causados pelas emissões ao ambiente natural, saúde humana ou recursos. Para estudos de AICV da produção de leite as categorias mais utilizadas são: mudança climática, acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica e depleção da camada de ozônio (SEÓ *et al.*, 2017). Mas podem ser alteradas em função do objetivo do estudo.

Figura 6 – Categorias de impacto a *midpoint* e *endpoint*



Fonte: United Nations Environment Programme (2011).

O desenvolvimento das metodologias para AICV iniciou na década de 80 e desde então, têm se expandido, principalmente em países da Europa, como podem ser citados o CML 2002, Eco-indicator 99, Ecological Scarcity, EDIP, EPS 2000, Impact 2002+, MEEuP e ReCiPe. Na América Norte foi desenvolvido o TRACI e o LIME foi desenvolvido no Japão. Mais recentemente foram desenvolvidos os métodos USEtox e IMPACT World+, por grupos de pesquisadores de todo o mundo, com o objetivo de ampliar a aplicação desses métodos (HAUSCHILD, HUIJBREGTS, 2015). Algumas das principais metodologias utilizadas em estudos de AICV, estão apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2 - Principais métodos usados para AICV

Método	Abordagem	Características do método	Referências
CML 2001	<i>Midpoint</i>	Método mais utilizado em abordagens <i>midpoint</i> e apresenta uma ampla lista de categorias de avaliação de impactos.	Guinée <i>et al.</i> (2002)
Eco-Indicador	<i>Endpoint</i>	Método mais utilizado em abordagens <i>endpoint</i> . É realizada a caracterização e a avaliação dos danos ambientais sobre a saúde humana, a qualidade do ecossistema e recursos; e a normalização e valoração dos impactos.	Frischknecht <i>et al.</i> (2009).
EDIP	<i>Midpoint</i>	Abrange a maioria dos impactos <i>midpoint</i> relacionados a emissões, uso de recursos e impactos no meio ambiente de trabalho.	Hauschild & Potting (2005)
IMPACT 2002+	<i>Midpoint/Endpoint</i>	Métodos <i>midpoint</i> com <i>endpoint</i> conjunto, agrupado os pontos positivos de outros métodos.	Jolliet <i>et al.</i> (2003)
IPCC	<i>Midpoint</i>	Método possui foco na avaliação dos aspectos físicos das mudanças climáticas	Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories
ReCiPe	<i>Midpoint/Endpoint</i>	Metodologia harmonizada em termos de princípios de modelagem e escolhas, oferecendo resultados orientados a problemas e a danos	Goedkoop <i>et al.</i> (2009)
TRACI	<i>Midpoint</i>	Método de avaliação de impacto que representa as condições dos EUA/EPA.	Bare <i>et al.</i> (2003)
USEtox	<i>Midpoint</i>	Fornecer fatores de caracterização para toxicidade humana e ecotoxicidade na AICV. É o método mais completo em termos de requisitos toxicológicos	Hauschild <i>et al.</i> (2008); Rosenbaum <i>et al.</i> (2008).

Adaptado de Piekarski *et al.* (2012).

Os métodos estão integrados as bases de dados dos softwares de ACV. A definição do método de AICV deve se basear nas questões ambientais relevantes ao ciclo de vida do produto estudado. De acordo com MENDES; BUENO; OMETTO (2016), os métodos de AICV recomendados para aplicação no Brasil são aqueles que apresentam uma abrangência classificada como global para o escopo de aplicação de suas categorias de impacto.

Por sua vez, a complexidade dos estudos de ACV da produção de leite irá requerer a seleção de método de AICV com caráter comparativo e replicável, que possuam categorias de impactos relevantes.

#### 3.2.4.1 CML

O método CML 2001 foi desenvolvido por um grupo de cientistas associados ao Centro de Ciências Ambientais (CML) da Universidade de Leiden, na Holanda, em 2001. Na atualização do método CML 2002 foi publicado um manual que apresenta diretrizes para a realização de um estudo ACV, intitulada *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*, com base nas normas ISO (GUINÉE, 2002).

A abordagem do método foi orientada para *midpoint* contemplando diversas categorias de impactos. As categorias de impacto propostas pelo CML são: acidificação, depleção da camada de ozônio, depleção de recursos abióticos, ecotoxicidade, eutrofização, oxidação fotoquímica, mudança climática, radiação ionizante, toxicidade humana e uso do solo (GUINÉE, 2002). A abrangência das categorias de impacto associadas ao CML remete a sua representatividade nos estudos de ACV, além de ser considerado um dos métodos de AICV mais empregados no mundo (MENDES, BUENO e OMETTO, 2016).

#### 3.2.4.2 IPCC

O método possui foco na avaliação dos aspectos físicos que são relevantes para compreender as mudanças climáticas atuais e projetar as futuras. As projeções de mudanças em todos os componentes do método são baseadas no modelo simulações focadas no conjunto de cenários. O relatório também fornece uma avaliação abrangente das mudanças passadas e futuras. As informações sobre mudanças climáticas podem ser apresentadas com foco regional ou global (STOCKER, 2014).

Essa metodologia inclui a formulação de fatores de emissão usados para vincular a emissão de um gás de efeito estufa por uma fonte específica à quantidade de atividade que causa a emissão (STOCKER, 2014).

### **3.2.5 Categorias de Impacto de Ciclo de Vida**

As categorias de impacto ambiental consideradas neste estudo foram selecionadas com base em outros estudos similares, são elas: acidificação, eutrofização, depleção da camada de ozônio, mudança climática e oxidação fotoquímica (SEÓ *et al.*, 2017).

#### *3.2.5.1 Acidificação*

A categoria de impacto acidificação considera os impactos referentes aos processos que aumentam a acidez nos recursos hídricos e solo pela concentração de íons de hidrogênio (MENDES; BUENO; OMETTO, 2016). Os principais responsáveis por essa categoria de impacto são as emissões atmosféricas e deposições de óxidos de nitrogênio (NOx), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e amônia (NH<sub>3</sub>) (EC-JRC, 2010).

O uso de fertilizantes é um dos principais contribuintes para a categoria de impacto de acidificação relacionados as atividades agropecuárias (AZEVEDO *et al.*, 2013). A reação de componentes como, sulfato de amônio, nitrato de amônio, ureia e mais os fosfatos de amônio no solo causam a acidificação a partir da liberação de íons H<sup>+</sup> (IQBAL *et al.*, 2021). Outra causa de acidificação do solo é a emissão de amônia para a atmosfera e a reação óxidos de enxofre, que formam o sulfato de amônio, e através da precipitação pode chegar ao solo e causar a acidificação (WANG *et al.*, 2018). O potencial de acidificação é expresso pela unidade de referência, quilograma de SO<sub>2</sub> equivalente (kg SO<sub>2</sub> eq).

#### *3.2.5.2 Eutrofização*

O acúmulo de nutrientes em ambientes lênticos desencadeia um processo conhecido como eutrofização, o qual pode ter origem natural ou artificial. A eutrofização natural é um processo lento e contínuo, cuja origem é o fornecimento de nutrientes por fontes naturais, tais como erosão (OLIVEIRA & UGAYA, 2019). O processo artificial resulta, principalmente de escoamento superficial nos solos agrícolas, descargas urbanas e industriais ou da

agropecuária. Consequentemente, há uma tendência de acumulação de nutrientes no recurso hídrico causando o crescimento de microalgas que reduzem a concentração de oxigênio e reduzem a biodiversidade do ecossistema aquático (CASQUIN *et al.*, 2021).

As emissões de amônia, nitratos, óxidos de nitrogênio e fósforo no ar ou na água também podem causar eutrofização. Os impactos podem ocorrer pelo transporte de nutrientes no ar, solo e água pela lavagem da terra resultantes da aplicação de fertilizantes (VILMIN *et al.*, 2020). Esta categoria de impacto é expressa usando a unidade de referência quilograma de PO<sub>4</sub> equivalentes (de kg PO<sub>4</sub> eq).

#### 3.2.5.3 Depleção da camada de ozônio

Nesta categoria, estima-se o potencial de redução da camada de ozônio causada por emissões de substâncias como clorofluorcarbonos (CFCs) e óxido nitroso. Em geral, estes compostos são gerados a partir da queima de combustíveis que causam depleção na camada de ozônio, interferindo nas reações químicas normais de oxigênio. O impacto desta categoria pode ocasionar maior incidência de radiação ultravioleta sobre a superfície terrestre causando danos à saúde, desequilíbrios nos ecossistemas. A unidade de medida é expressa em quilograma de clorofluorcarbonos por emissão (kg CFC-eq.).

#### 3.2.5.4 Mudanças climáticas

A mudança climática pode ser definida como a alteração da temperatura global causada pelos GEE, principalmente, dióxido de carbono, metano e óxido nitroso, que ficam retidos na atmosfera, absorvem a radiação infravermelha e retêm o calor na atmosfera (IDF, 2010). A liberação de GEE resultante de atividade humana provoca o aumento da temperatura global que pode desencadear distúrbios climáticos, desertificação, aumento do nível do mar e propagação de doenças (LIOBIKIENĖ & BUTKUS, 2019).

Os resultados para esta categoria podem ser expressos como potencial de aquecimento global ao longo de diferentes horizontes de tempo de 20, 100 ou 500 anos (GWP 20, 100 ou 500), sendo o mais comum 100 anos (GWP100). A unidade de medida é expressa em quilograma de CO<sub>2</sub> equivalente (kg CO<sub>2</sub> eq). Os principais gases de efeito estufa resultantes das atividades agrícolas são o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e o metano (CH<sub>4</sub>). Destaca-se que, 1 kg de CH<sub>4</sub> tem 28,5 vezes maior potencial que 1 kg de CO<sub>2</sub>, e 1 kg de N<sub>2</sub>O equivale 265 kg de CO<sub>2</sub> eq (IPCC, 2013).

### *3.2.5.5 Oxidação fotoquímica*

O indicador do potencial de emissão desta categoria mensura potenciais níveis de formação de ozônio troposférico, que ocorre pela reação de compostos orgânicos voláteis e óxidos de nitrogênio na presença de calor e luz solar. Para esta categoria de impacto são os principais contribuintes são: o monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), óxido de nitrogênio (NO), amônio e NMVOC (compostos orgânicos volátil não metano).

O potencial de emissão de ozônio fotoquímico para a atmosfera é expresso usando a unidade de referência, quilograma de etileno equivalente (kg etileno eq).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia utilizada para avaliar os impactos ambientais da produção de leite nos diferentes sistemas estudados foi a técnica da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Os dados utilizados foram um diferencial deste estudo pois são resultantes do projeto financiado pelo Conselho Nacional Desenvolvimento Científico e Tecnológico, chamada CNPq/MCTIC nº 40/2018 – Incentivo a construção de inventários de ciclo de vida da produção de leite no Brasil. A maior parte dos dados obtidos para construção dos inventários são primários, coletados por meio de entrevistas *in loco* com proprietários, gerentes de fazendas e consultores técnicos. Os dados secundários foram obtidos com base na literatura científica, especialistas e banco de dados.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE LEITE

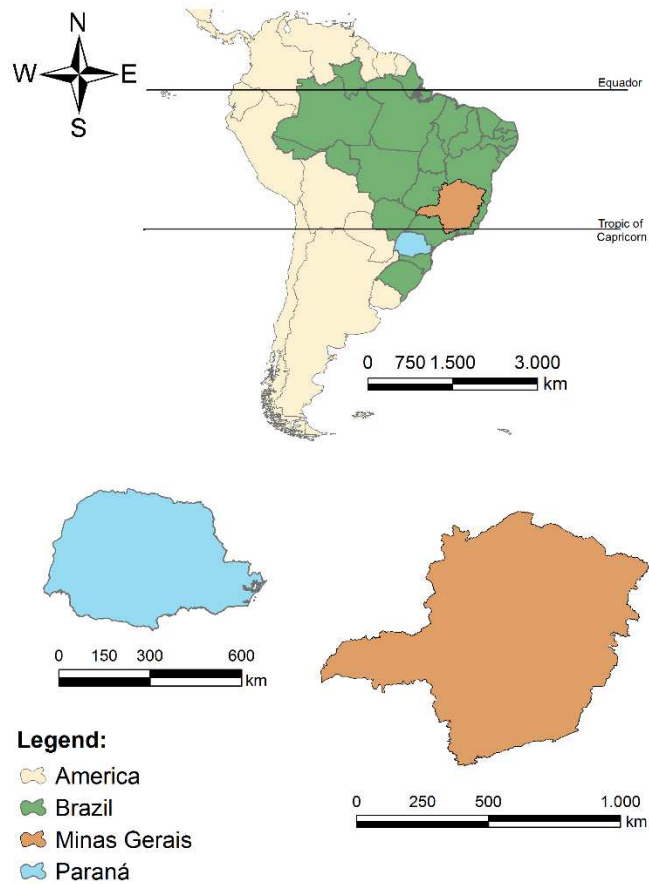
Os sistemas de produção de leite estudados foram selecionados seguindo os requisitos que determinam a relevância do estudo por critérios de representatividade em termos de volume de produção a nível nacional, sendo: (i) cobertura geográfica: regiões de maior produção de leite; (ii) cobertura tecnológica: sistemas de produção mais utilizados nas regiões selecionadas; (iii) escala de produção: classe com maior representatividade em volume produzido para a região e sistema selecionado.

#### 4.1.1 Requisito de cobertura geográfica

A representatividade geográfica do conjunto de dados em termos de volume de produção foi considerada, primeiramente, em nível nacional, posteriormente em nível estadual e regional. O estudo foi realizado nas regiões que concentram os maiores volumes de produção de leite no país. De acordo com o Censo Agropecuário (IBGE, 2017) e o Anuário do Leite (ZOCCAL, 2019), os resultados da produção de leite em 2017 no Brasil podem ser estratificados regionalmente, onde Minas Gerais (MG) representa 26,6% da produção nacional, e o Paraná (PR) é responsável por 14,5% da produção (IBGE, 2017). Juntos, os dois estados são responsáveis por pouco mais de 40% da produção total do país. Na Figura 7 está indicada a localização destes estados no país.



Figura 7 - Mapa de localização dos estados de maior produção de leite no Brasil



Fonte: NAGEA/UFJF, 2021

Devido a extensão territorial a cobertura geográfica foi selecionada em nível de mesorregiões que concentram a produção de leite nos estados de maior volume de produção. Em MG, estabeleceu-se a mesorregião da Zona da Mata, que apresenta um dos maiores índices de produção de leite no estado (IBGE, 2017). E a mesorregião do Centro-oriental do PR que possui altos índices de produção e produtividade (ZOCCAL, 2019).

#### 4.1.2 Requisito de cobertura tecnológica

Um estudo realizado por STOCK (2019) mostrou que a classe que possui maior representatividade, em volume de produção de leite no país, é a classe com produtividade entre 7 e 12 L/vaca/dia, em média. Esse resultado pode ser considerado para sistemas semi-intensivo, em que os animais são criados no pasto, com suplementação de concentrado e volumoso (ASSIS *et al.*, 2005). O sistema confinado representa uma tendência mundial de

intensificação da produção, sendo relevante a contribuição desses dados para os estudos de desempenho ambiental (OECD/FAO, 2020; VILELA *et al.*, 2016). Por isso, a classe com a produtividade acima de 12 L/vaca/dia foi considerada para este estudo. O sistema de produção semiconfinado é a classe mais representativa em volume de leite (STOCK, 2019).

O sistema de produção a pasto não foi considerado neste estudo, pois apesar de estar presente em um grande percentual de propriedades rurais, possui baixa produtividade e manejo altamente variável (STOCK *et al.*, 2020), inviabilizando a seleção de propriedades representativas.

#### 4.1.3 Requisito de representatividade de classe

A definição da classe de propriedades representativas foi baseada na estimativa da produção, por volume de leite e número de animais. Os estratos apresentados na Tabela 1, mostram os indicadores de produtividade animal, número de animais por fazenda, produção por fazenda e a representatividade de classe no cenário nacional, com base nos dados do IBGE (2019).

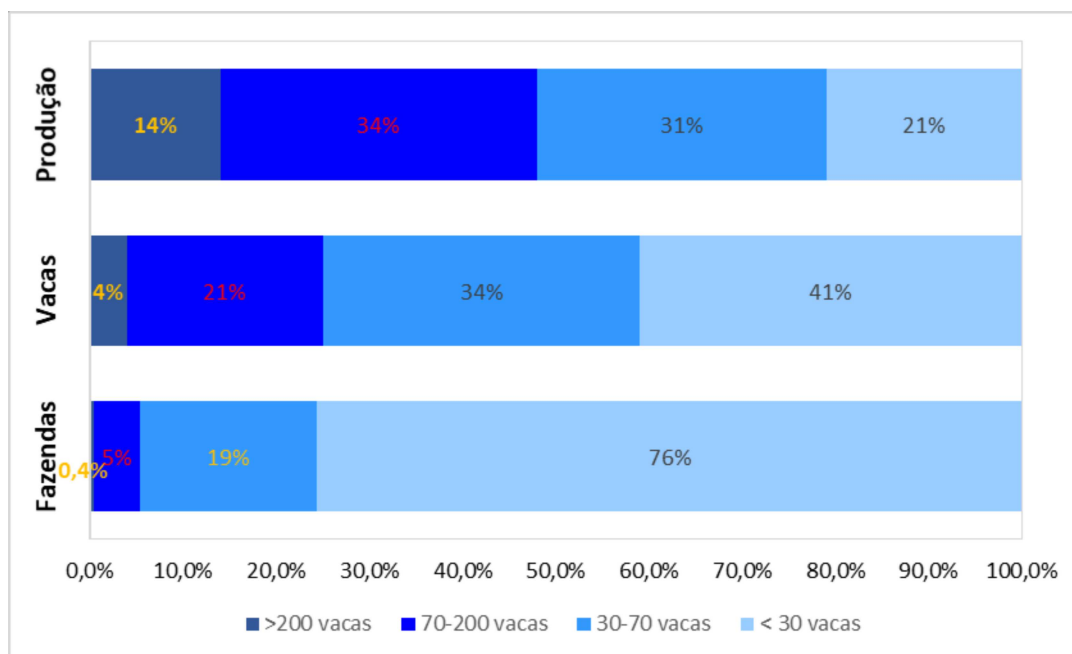
Tabela 1 - Estimativa de produção de leite por classes.

Estrato		Produção de leite			Total de fazendas	
Litros /vaca/ dia	Vacas/ fazenda	Litros /fazenda /dia	Litros (milhões)	(%)	Quantidade	(%)
<5	<30	<100	7.307	21,8	759.947	76,9
5-7	30-70	100-400	10.362	30,9	177.188	17,9
7-12	70-200	400-2000	11.225	33,6	46.476	4,7
>12	>200	>2000	4.597	13,7	4.019	0,5

Fonte: Tabela adaptada de STOCK (2019).

O estudo realizado por STOCK (2019) indicou que a classe de propriedades com 70 a 200 vacas é a mais representativa em volume de leite produzido. A classe das propriedades com mais de 200 animais, apresentam a menor representatividade em volume global produzido, entretanto apresenta alto índice de produtividade por animal. O crescimento da produção de leite por animal tem ocorrido por meio de melhorias de produtividade, devido à intensificação e incremento tecnológico nos sistemas de produção de leite (OCDE/FAO, 2020).

Figura 8 – Estratificação por classes da produção global de leite do Brasil em 2019.



Fonte: Adaptado de STOCK (2019).

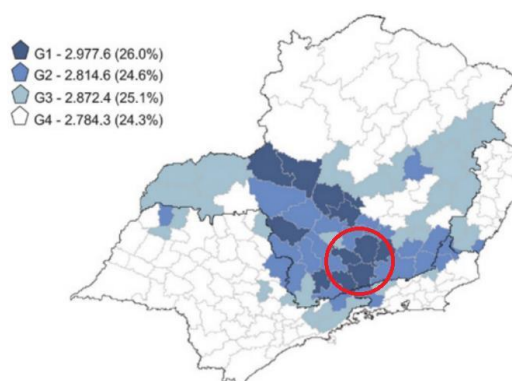
Foram usados dados de 12 propriedades rurais de produção de leite, sendo 4 localizadas na Zona da Mata do estado de Minas Gerais e que adotam o sistema semiconfinado; e 8 na região Centro-oriental do estado do Paraná: 4 em sistema semiconfinado e 4 em sistema confinado. A caracterização das propriedades a partir dos dados coletados está detalhada a seguir.

#### 4.1.4 Características dos sistemas de produção de leite

##### 4.1.4.1 Produção de leite em sistema semiconfinado na Zona da Mata de Minas Gerais – MG-SC

Os dados foram coletados na mesorregião da Zona da Mata de MG que possui alta concentração da produção de leite no estado (Figura 9). O clima da região é, predominantemente, tropical úmido (Cwa), segundo a classificação de Köppen-Geiger (ALVARES *et al.*, 2013) com duas estações bem distintas: o período quente e chuvoso, durante o verão e o período mais frio e seco, no inverno. A temperatura média anual é 21°C, enquanto a precipitação anual varia entre 1500 e 1600 mm.

Figura 9. Distribuição da produção de leite nas mesorregiões na região sudeste do Brasil em 2017.



Fonte: ZOCCAL (2019).

**Legenda:** G1 – 2.977,6 milhões de litros; G2 – 2.814,6 milhões de litros; G3 – 2.872,4 milhões de litros; G4 – 2.784,3 milhões de litros.

\*No círculo vermelho a Zona da Mata de MG (G1 grupo de microrregiões com maior índice de produção de leite).

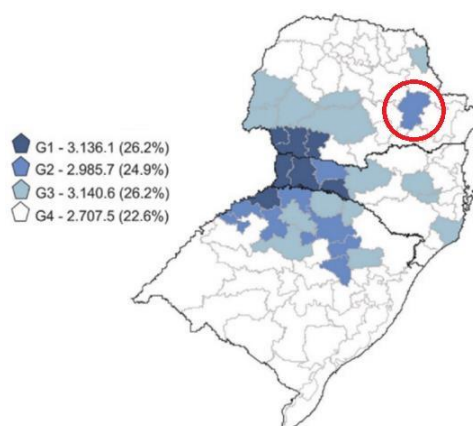
Na região predomina a criação de gado da raça Girolando, originária do cruzamento entre as raças Holandesa, de alta capacidade de produção de leite, e a Gir leiteira, mais rústica e adaptada ao clima tropical (SILVA *et al.*, 2020). O rebanho médio das propriedades estudadas varia entre 70 a 100 vacas em lactação. A produção média é de 18 litros de leite vaca<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> com 2 ordenhas diárias. No sistema semiconfinado, as vacas ficam mantidas no curral, no intervalo entre as ordenhas, quando recebem suplementação nutricional de silagem de milho e capim, caroço de algodão, ração (farelo de milho e farelo de soja), e sal mineral (ver quantidades na Tabela 2). No outro período, os animais permanecem no pasto e consomem forragem fresca, sendo a braquiária a forrageira predominante nas pastagens da região. A quantidade e a qualidade da alimentação fornecida aos animais variam ao longo do ano, conforme a disponibilidade da pastagem e do preço dos grãos. Os dejetos gerados nos currais são raspados e posteriormente aplicados nas lavouras de produção de milho para ensilagem, substituindo, parcialmente, a adubação mineral. Esse tipo de manejo de dejetos é caracterizado como dispersão diária, na qual os cálculos das emissões referentes ao manejo de dejetos e à fermentação entérica dos animais, foram realizados de acordo com as orientações do IPCC (2019).

#### 4.1.4.2 Produção de leite em sistema semiconfinado no Centro-oriental do Paraná – PR-SC

No estado do Paraná estabeleceu-se para coleta de dados a mesorregião Centro-oriental (Figura 10) devido à alta produtividade e concentração da produção total de leite. A região possui clima oceânico temperado (*Cfb*) segundo a classificação de Köppen-Geiger (WREGE, *et al.*, 2012; ALVARES *et al.*, 2013) com temperatura média de 17.7°C e precipitação pluvial média de 1589 mm anuais.

As propriedades da região possuem alta produtividade por animal, com predominância da criação da raça Holandesa. Para manter a homogeneidade dos dados foram selecionadas propriedades que possuem média de 100 vacas em lactação. A produção média levantada foi de 28 litros de leite vaca<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>. O sistema adota 3 ordenhas diárias e as vacas permanecem confinadas no curral no período entre as ordenhas e no pasto o restante do dia, quando consomem forragem fresca. A composição das forrageiras das pastagens são alternadas de acordo com a estação do ano. No inverno, são cultivadas aveia e azevém consorciadas com Tifton que é cultivado durante todo o ano. No curral as vacas recebem suplementação nutricional com silagem de milho, pré-secado de aveia e azevém, feno e ração (farelo de milho, farelo de soja, casca de soja e concentrado proteico), sal mineral e bicarbonato (ver quantidades na Tabela 2). A limpeza dos galpões é feita com água e, em geral, utiliza-se sistemas de lagoa aberta para tratamento da água residuária. O efluente tratado é utilizado como biofertilizante na lavoura de milho para ensilagem e na pastagem. As emissões entéricas e do manejo de dejetos dos animais foram realizados de acordo com as orientações do IPCC (2019).

Figura 10 - Distribuição da produção de leite nas mesorregiões na região sul do Brasil em 2017.



Fonte: ZOCCAL (2019).

Legenda: G1 – 3136,1 milhões de litros de leite; G2 – 2985,7 milhões de litros de leite; G3 – 3140,6 milhões de litros de leite; G4 – 2707,5 milhões de litros de leite.

\* No círculo vermelho o Centro-oriental do PR (G2 grupo de microrregiões com alto índice de produção de leite).

#### *4.1.4.3 Produção de leite em sistema confinado no Centro-oriental do Paraná – PR-SC*

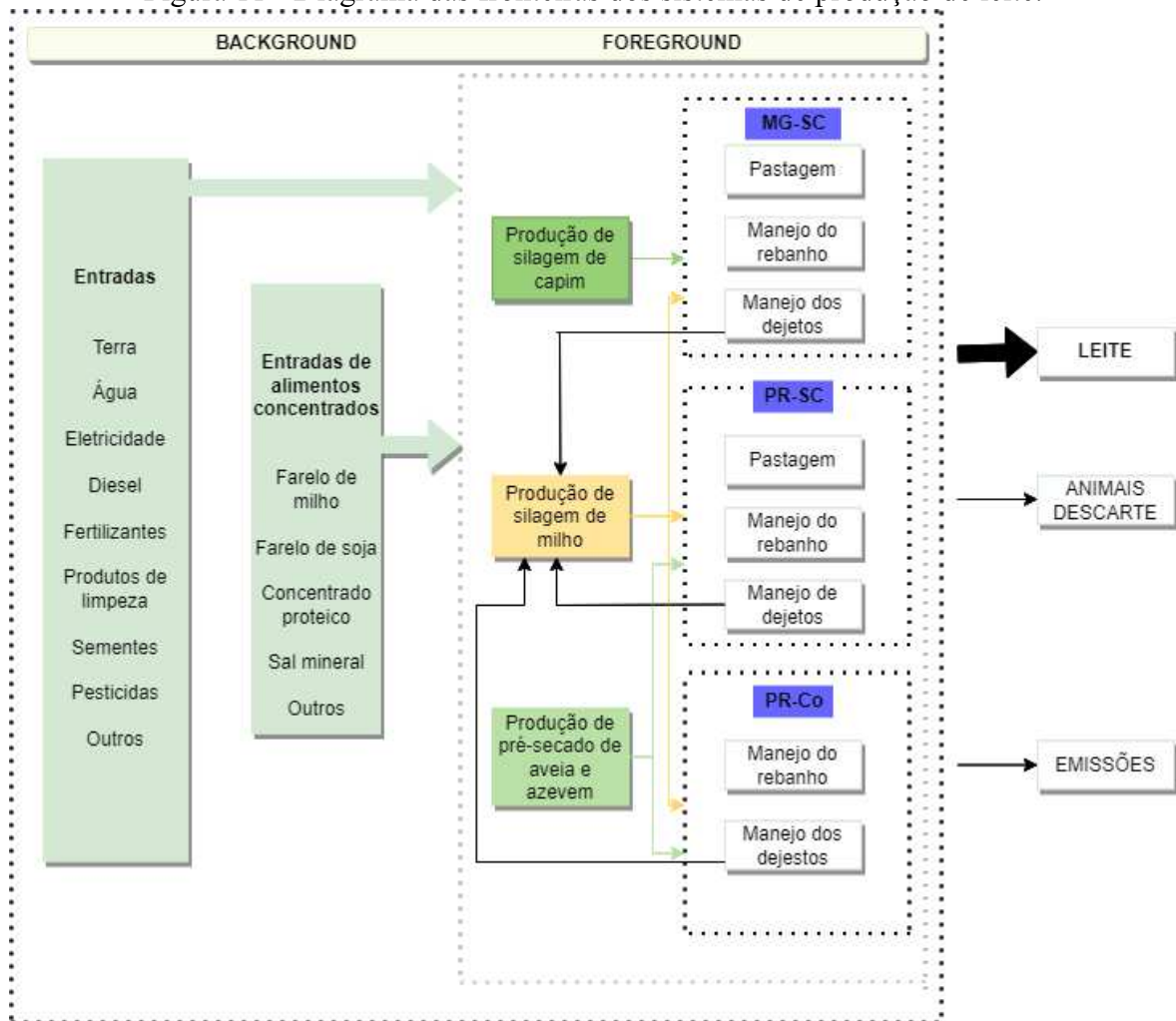
O sistema de produção confinado da mesorregião Centro-oriental do PR (Figura 10) é referência em alta produtividade animal e nível tecnificação para produção de leite no país. Os animais são mantidos permanentemente no curral e possuem dieta de alta qualidade em termos de digestibilidade e teor de proteína. O rebanho é composto, em média, por 200 vacas da raça Holandesa em lactação, produção média de 38 litros de leite vaca<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, com 3 ordenhas diárias. A dieta é composta de silagem de milho, pré-secado de aveia e azevém, feno e ração (farelo de milho, farelo de soja, casca de soja e concentrado proteico), sal mineral e bicarbonato (ver quantidades na Tabela 2). O uso de concentrados com alto índice proteico é comum em todas as categorias de animais, com predominância de rações de formulações comerciais. A água residuária da limpeza dos currais é tratada em sistema de lagoa aberta, sendo utilizado como biofertilizante na lavoura de milho utilizado para ensilagem. As emissões entéricas e do manejo de dejetos dos animais foram realizados de acordo com as orientações do IPCC (2019).

## 4.2 DEFINIÇÃO DO OBJETIVO, ESCOPO, FRONTEIRAS DO SISTEMA E UNIDADE FUNCIONAL

O objetivo e escopo da ACV coincide com os objetivos dessa pesquisa de estimar os potenciais impactos ambiental de três sistemas de produção de leite em semiconfinamento e confinamento e, a partir disso, identificar *hotspots* com foco em 5 categorias de impacto ambiental: mudança climática, eutrofização, acidificação, oxidação fotoquímica, depleção da camada de ozônio e propor estratégias para mitigação dos impactos ambientais causados pela atividade.

O detalhamento das fronteiras sistema de produto está demonstrado na figura 11.

Figura 11 - Diagrama das fronteiras dos sistemas de produção de leite.



Fonte: Elaborado pela autora.

Os inventários de ciclo de vida (ICV) das regiões MG-SC, PR-SC e PR-Co e a produção de alimentos compõem as etapas que ocorrem dentro dos limites da propriedade - *foreground*. Os processos de *background* representam os insumos adquiridos pelos sistemas de produção. As saídas consideradas foram o leite, animais de descarte e as emissões ao ambiente. Adotou-se a unidade funcional o kg de FPCM (*Fat and Protein Corrected Milk*). O cálculo de correção foi realizado conforme a equação (1) (IDF, 2015).

$$\text{kg FPCM} = \text{kg leite} * (0.1226 * \text{Gord} + 0.0776 * \text{Prot} + 0.2534) \quad (1),$$

onde: FPCM = Leite corrigido para 4,0% de gordura e 3,3% de proteína; Gord = % gordura do leite e Prot = % proteína do leite.

A alocação das emissões foi feita pela abordagem atribucional física para 1 kg FPCM. Assim como os impactos potenciais foram atribuídos por kg FPCM.

#### 4.3 AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

A construção dos ICVs foi baseada nos dados coletados dos doze sistemas de produção de leite selecionados e com referência ao ano de 2019. Os fluxos de entrada dos inventários dos sistemas de produção correspondem aos dados primários obtidos em campo e os dados secundários, obtidos por meio da indicação de especialistas, revisão bibliográfica e literatura técnica. Para os processos de *background* foram usados dados do Ecoinvent v.3.7. O Ecoinvent contempla uma biblioteca de ICVs associadas ao ciclo de vida de inúmeros produtos, processos, e é o maior banco de ICV e mundialmente mais utilizado em estudos de ACV (RUIZ *et al.*, 2020)

Os requisitos de qualidade dos dados foram baseados nas diretrizes do Guia Qualidata, que fornece orientações para submissão de um ICV no Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida SICV Brasil (RODRIGUES *et al.*, 2016). A qualidade dos dados deve ser assegurada quanto a integridade para não comprometer os resultados de ICV (BICALHO, 2013). Na Tabela 2 está representada a média dos dados primário dos três sistemas de produção (MG-SC, PR-SC e PR-Co), conforme a amostragem estabelecida no estudo.



Tabela 2 - Descrição das principais características da produção de leite no MG-SC, PR-SC e PR-Co.

<b>Dados médios dos sistemas</b>	<b>Unidade</b>	<b>MG-SC</b>	<b>PR-SC</b>	<b>PR-Co</b>
Área do sistema	ha	90	54	20
Área de pastagem	ha	70	36	-
Número de animais	unid	211	195	295
Vacas em lactação	unid	100	100	200
Peso médio das vacas	kg	533	645	693
Produção de leite	l de leite vaca <sup>-1</sup> ano	6570	10220	13870
Teor médio de gordura do leite	%	3,40	3,12	3,22
Teor médio de proteína do leite	%	3,84	3,39	3,58
Raça predominante	-	Girolanda	Holandesa	Holandesa
Taxa de abate	%	20	13	17
Alimentação com concentrado	kg MS* vaca <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	3020	3208	3558
Alimentação de volumoso	kg MS vaca <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	6040	4535	6084
Alimentação com pasto	kg MS vaca <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	31845	60043	0
Dieta total	kg MS vaca <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	9060	7743	9642
Mudas para pastagem	kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	-	1,80	-
Inseticida	kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	-	0,06	-
Fertilizante N (mineral)	kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	53	52	-
Fertilizante P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mineral)	kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	17	15	-
Fertilizante K <sub>2</sub> O (mineral)	kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	52	55	-
Dejetos	kg l de leite <sup>-1</sup>	1,47	1,85	2,04

Fonte: Elaborado pela autora.

Os parâmetros utilizados para os cálculos das emissões dentro da fronteira dos sistemas para as emissões entéricas e de manejo de dejetos dos animais estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Referências usadas para os cálculos de emissões.

<b>Coefficiente</b>	<b>Unidade</b>	<b>Fonte</b>
Peso animal vivo	kg	Dados das fazendas
Número de cabeças	Unidade	Dados das fazendas
Ganho de peso médio diário MG	kg	Campos and Miranda (2012)
Ganho de peso médio diário PR	kg	Chester-Jones et al. (2017)
Coefficiente para cálculo de energia de manutenção (Cfi)	MJ/dia.kg	Table 10.4 (IPCC, 2019)
Coefficiente correspondente a alimentação do animal (Ca)	Adimensional	Table 10.5
Pregnancy coefficient	Adimensional	Table 10.7 (IPCC, 2019)
Energia Digestível (DE)	%	Table 10.12 (IPCC, 2019)
Fator de conversão de metano	Adimensional	Table 10.12 (IPCC, 2019)
Capacidade máxima de produção de CH4	m <sup>3</sup> CH4 Kg-1 VS	Table 10.16 (IPCC, 2019)
Excreção média de N	kg N	Table 10.19 (IPCC, 2019)
Leite	kg/dia	Dados das fazendas
Proteína do leite	%	Dados das fazendas
Gordura do leite	%	Dados das fazendas
MCFS	%	Table 10.17 (IPCC, 2019)
AWMS	Adimensional	Dados das fazendas
kg de nitrogênio excretado (EF3)	kg N2O-N (kg N)-1)	Table 10.21/11.1 (IPCC, 2019)
N volatilizado (EF4)	kg N2O-N	Table 11.3 (IPCC, 2019)
Teor de cinzas da ração ASH	%	(IPCC, 2019)
N leaching/runoff (EF5)	kg N2O-N	Table 11.3 (IPCC, 2019)
FracLeachMS	Adimensional	Table 10.22 (IPCC, 2019)
FracGasMS	Adimensional	Table 10.22 (IPCC, 2019)

Fonte: Elaborado pela autora.

Os dados referente aos processos *foreground* foram coletados de fontes primárias nas propriedades rurais selecionadas para este estudo, enquanto para background foram utilizados dados secundários (ICVs) obtidos da base de dados do Ecoinvent v.3.7 (Tabela 4). A qualidade dos dados foi aferida pela aplicação da Matriz Pedigree (WEIDEMA & WESNAES, 1996) e para análise de incerteza foi feita a simulação de Monte Carlo disponível no software OpenLCA<sup>®</sup>.

Tabela 4 - Fonte dos dados secundários (ICVs de background).

<b>Dados dos sistemas</b>	<b>Unidade</b>	<b>ICV</b>	<b>Referência</b>
Diesel	kg	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Produtos de limpeza	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Eletricidade	kWh	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Semente Tifton	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Feno	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Fertilizante inorgânico N	kg	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Fertilizante inorgânico P <sub>2</sub> O	kg	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Fertilizante inorgânico K <sub>2</sub> O	kg	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Ureia (alimentação animal)	kg	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Suplemento mineral	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Pesticida	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Concentrado proteico	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Pré secado de azevem	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Pré secado de aveia	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Caroço de algodão	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7
Silagem de capim	kg	Cutoff-U-RoW	Ecoivent 3.7
Silagem de milho	kg	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Hipoclorito de sódio	kg	Cutoff-U-RoW	Ecoivent 3.7
Farelo de milho	kg	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Farelo de soja	kg	Cutoff-U-BR	Ecoivent 3.7
Casca de soja	kg	Cutoff-U-GLO	Ecoivent 3.7

Fonte: Elaborado pelo autora.

Embora parte da produção de alimentos seja realizada dentro da fazenda, para o estudo de ACV dos sistemas de produção foram utilizados ICVs de banco de dados, preferencialmente das regiões brasileiras para garantir a consistência e reduzir as incertezas dos estudos de ACV (FOLEGATTI-MATSUURA & PICOLI, 2018).

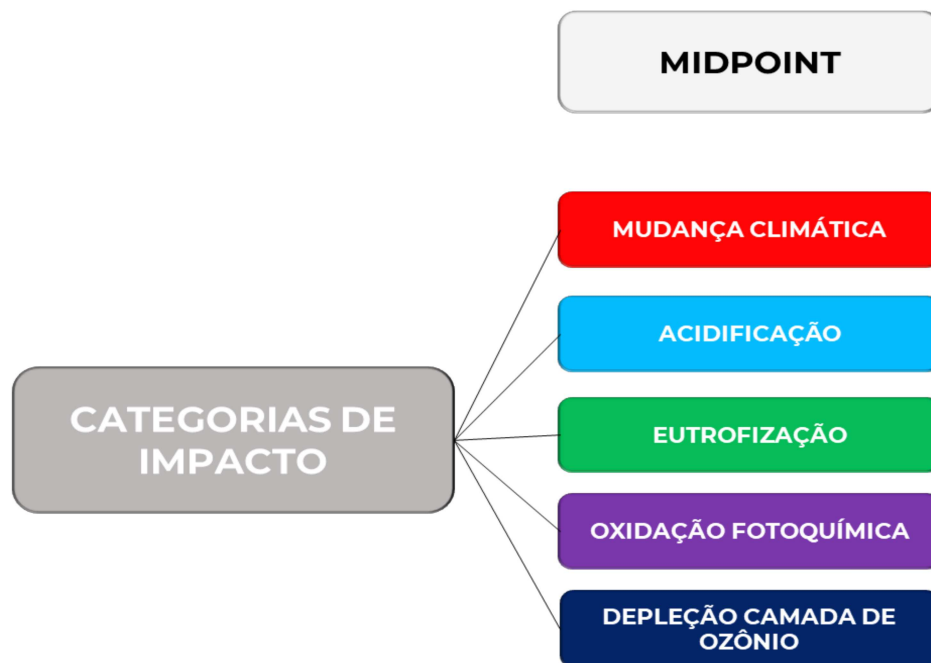
#### 4.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Para a AICV foi utilizado o software de modelagem OpenLCA<sup>®</sup> v. 1.10.3, que possui interatividade com a base de dados de inventários do ciclo de vida Ecoinvent<sup>®</sup> v.3.7. O método utilizado foi o CML Version 4.4, 2015, para avaliação de categorias de *midpoint*,

condizentes com os objetivos propostos para este estudo. O estudo seguiu as recomendações técnicas das normas e especificação ISO 14040 e 14044 (ABNT, 2014), além dos requisitos dos guias “Qualidata” (RODRIGUES, *et al.*, 2016) e “Overview and Methodology: Data Quality Guideline for the Ecoinvent Database Version 3” (WEIDEMA *et al.*, 2013).

Para estudos de AICV da produção de leite as categorias mais utilizadas são de *midpoint*: mudança climática, acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica e depleção da camada de ozônio (Figura 12).

Figura 12 - Categorias de impacto de *midpoint* e *endpoint*, CML, 2015.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.4.1 Interpretação

Na fase de interpretação de resultados foram realizadas constatações da avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) de forma consistente, com o objetivo e o escopo definidos, visando o alcance de conclusões e considerações (BICALHO *et al.*, 2017). Os resultados são convertidos em valores de impacto ambiental para diferentes categorias, que serão avaliadas com base em características ambientais regionais (MCCLELLAND *et al.*, 2018; ROY *et al.*, 2009).

Nesta etapa, foi possível identificar os principais *hotspots*, ou seja, os pontos críticos ao longo do ciclo de vida da produção de leite de cada sistema de produção associados aos impactos ambientais. A partir destes resultados foram realizadas análises de sensibilidade para verificar os fluxos que apresentam maior contribuição de melhoria no desempenho ambiental dos sistemas de produção estudados.

#### 4.5 ANÁLISE DE INCERTEZA

A técnica permite quantificar a incerteza introduzida nos resultados de ACV, associados as entradas e variabilidade dos dados (ABNT, 2014b). Os resultados de ACV foram verificados por meio da análise de incerteza baseada na simulação de Monte Carlo. A simulação de Monte Carlo estima a variação nos dados do inventário e o efeito nos resultados de impacto ambiental para as categorias avaliadas (NIERO *et al.*, 2014; OPITZ & MENZEL, 2018).

#### 4.6 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade estuda os efeitos das variações de parâmetros na ACV (ISO 14040, 2014). Os resultados encontrados a partir da análise de sensibilidade permitem verificar quais parâmetros são mais sensíveis a mudanças nos sistemas de produção de leite estudados e aos impactos proporcionados (SCHOUTEN; VERWAART; HEIJMAN, 2014). Neste estudo, a análise de sensibilidade foi utilizada na variação de parâmetros selecionados como forma de identificar *hotspots* com maior contribuição na categoria de mudanças climáticas nos sistemas de produção de leite estudados.

### 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os potenciais impactos ambientais associados ao ciclo de vida da produção de leite foram obtidos da correlação dos dados do inventário com as categorias de impactos selecionadas para este estudo: acidificação, eutrofização, depleção da camada de ozônio, mudança climática e oxidação fotoquímica de ozônio (Figura 12).

Para AICV foram utilizados os métodos: CML 2015 e IPCC 2013 e os resultados estão apresentados conforme o fator de equivalência em cada método de avaliação. A quantificação

dos potenciais impactos ambientais possibilitou a identificação dos principais fluxos de contribuição para cada categoria e os principais *hotspots* da produção de leite dos sistemas estudados.

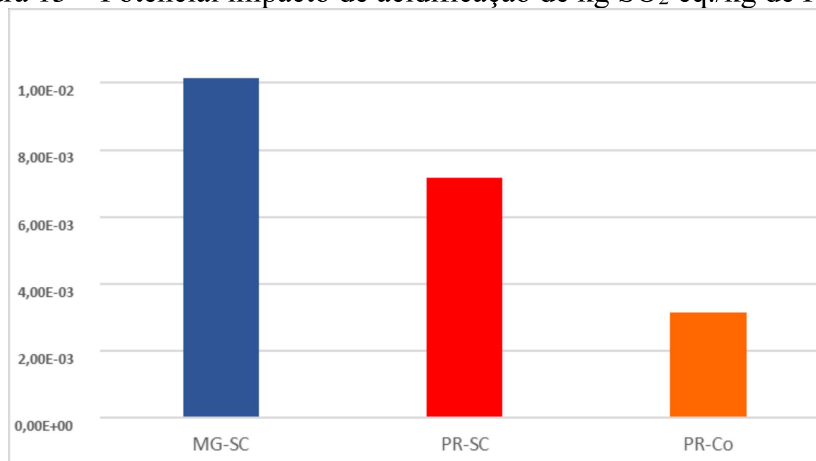
A partir da identificação dos pontos de maior impacto ambiental foram apresentadas ações de mitigação de impacto ambiental associados ao ciclo de vida da produção de leite. A interpretação dos resultados para cada categoria de impacto selecionada e os respectivos principais fluxos de contribuição estão apresentados no tópico 5.1.

## 5.1 INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

### 5.1.1 Potencial de Acidificação

Para estimativa do potencial de acidificação foi utilizado o método CML 2015 e os resultados expressos em kg de SO<sub>2</sub> eq. para esta categoria. Na Figura 13 está apresentado o potencial de acidificação para os sistemas de produção de leite estudados.

Figura 13 – Potencial impacto de acidificação de kg SO<sub>2</sub> eq./kg de FPCM.



Fonte: Elaborado pela autora.

Observa-se que o potencial de acidificação dos sistemas MG-SC, PR-SC e PR-Co apresentou resultado de 1,01E-02 kg SO<sub>2</sub> eq. por kg FPCM, 7,18E-03 kg SO<sub>2</sub> eq. por kg FPCM e 3,16E-03 SO<sub>2</sub> eq. por kg FPCM, respectivamente. Estudos realizados no Brasil, os resultados encontrados por LÉIS (2013) e OLSZENSWSKI (2011) encontraram valor superior para sistemas confinados, 1,27E-02 kg SO<sub>2</sub> eq./kg ECM, 8,33E-03 kg SO<sub>2</sub> eq./kg ECM. Os resultados podem estar relacionados a produtividade animal superior do sistema PR-Co, visto que os valores globais de impacto são expressos em kg de leite (corrigido). BERTON *et al*,

(2021), relataram resultados superiores para potencial de acidificação na produção de leite em sistema semiconfinado na Itália  $1,73E-02$  kg SO<sub>2</sub> eq./kg FPCM. Em contraste, MAZZETTO *et al.*, (2019) observou resultado médio de sistemas de produção em semiconfinamento da Costa Rica, de  $7,49E-03$  kg SO<sub>2</sub> eq./kg FPCM. Na Tabela 5 são mostrados os fluxos de maior contribuição para potencial de acidificação nas etapas do ciclo de vida da produção de leite.

Tabela 5 - Fluxos de contribuição para potencial impacto de acidificação.

Fluxos de contribuição	MG-SC	PR-SC	PR-Co
<b>Foreground</b>			
manejo pastagem	5,70E-03	3,89E-03	
produção de silagem de milho	7,65E-04	3,80E-04	3,91E-04
produção de silagem de Capiacu	4,10E-04		
cultivo de aveia e azevem		8,04E-04	8,87E-04
manejo de dejetos	2,22E-05	1,86E-05	1,20E-06
<b>Background</b>			
produção de ração	1,39E-03	4,18E-04	3,80E-04
manufatura de fertilizantes	1,50E-04	2,06E-04	2,22E-04
transporte	1,13E-04	1,73E-04	2,16E-04
outros	1,60E-03	1,29E-03	1,06E-03
<b>Total</b>	<b>1,01E-02</b>	<b>7,18E-03</b>	<b>3,16E-03</b>

Fonte: Elaborado pela autora.

O potencial de acidificação *foreground* representou 68%, 71% e 40% do total global para os MG-SC, PR-SC e PR-Co, respectivamente. No MG-SC, o maior contribuinte foi a adubação da pastagem. Vale destacar que, no MG-SC a média da área destinada a pastagem é de 70 ha, enquanto no PR-SC, a área é de 30 ha, e a dose de fertilizante aplicada é semelhante. Assim, a quantidade de adubo total usada no MG-SC é mais que dobro daquela aplicada no PR-SC. Nos sistemas PR-Co a adubação do cultivo da aveia e do azevem foi o principal responsável pelo potencial impacto, assim como no PR-SC, foi um dos fluxos que mais contribuiu. A adubação da pastagem foi responsável por 56% e 54% do potencial global de acidificação no MG-SC e PR-SC, respectivamente.

O manejo de dejetos representou menos de 1% no potencial nos 3 sistemas de produção. Embora o uso de dejetos na lavoura seja fonte de emissão, devido a processo de decomposição da matéria orgânica e liberação amônia que passa a nitrato liberando H<sup>+</sup>, a sua aplicação resulta em menor potencial de acidificação em comparação com os fertilizantes inorgânicos (DOLMAN *et al.*, 2014).

A produção de alimentos (milho e soja, principalmente) no MG-SC, PR-SC e PR-Co contribuíram com 14%, 6% e 12%, respectivamente para a categoria de acidificação. Estes resultados referem-se a fluxos que ocorrem fora da fazenda (*background*). As emissões provocadas pela adubação nitrogenada em lavouras de milho representaram as principais causas de impacto na categoria de acidificação em estudo realizado por CHERUBINI *et al.* (2014). Estudos de ACV realizados na Itália, indicaram que a produção de alimentos é o maior responsável para o potencial de acidificação em diferentes sistemas de produção de leite (ZUCALI *et al.*, 2015; BALDINI *et al.*, 2018; BERTON *et al.*, 2021 ).

A etapa de manufatura de fertilizantes utilizada nos sistemas MG-SC, PR-SC e PR-Co contribuiu com 1,5%, 3% e 7%, respectivamente. Os sistemas de produção de alimentos requerem grandes quantidades de fertilizantes para atender as demandas dos cultivos agrícolas (CLAUDINO & TALAMINI, 2012), e quanto mais intensiva a produção maior a demanda por alimento para os animais.

O transporte está relacionado a dependência de insumos externos (*background*). No PR-Co o maior percentual da composição da dieta é obtido externamente, resultando em maior contribuição deste fluxo para o impacto nesta categoria, 7%. Enquanto nos sistemas MG-SC e PR-SC, o transporte contribuiu em 1% e 2%, respectivamente.

Os fluxos que isoladamente representam menos de 1%, foram agrupados como fluxos “outros”, que inclui etapas de industrialização dos insumos, produção de energia, produção de diesel, por exemplo.

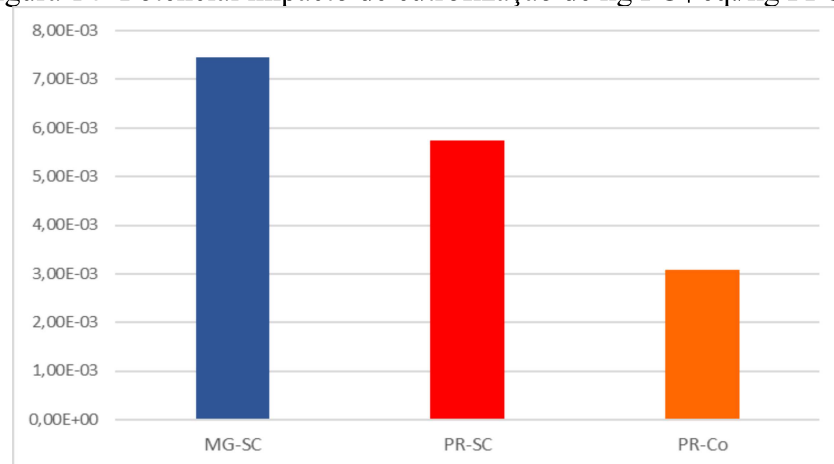
### 5.1.2 Potencial de Eutrofização

O impacto da categoria de potencial de eutrofização está relacionado ao escoamento superficial de nutrientes residuais da atividade agropecuária para os recursos hídricos (ROCHA & PEREIRA., 2016), resultante do manejo de dejetos e aplicação de fertilizantes, Ecossistemas de água doce em todo o mundo estão eutrofizados, principalmente devido as fontes de nutrientes advindas da agricultura (CASQUIN *et al.*, 2021, LANA *et al.*, 2021).

Para a estimativa do potencial de eutrofização foi utilizado o método CML 2015 expressos em kg de PO<sub>4</sub> eq. para resultados globais para esta categoria. Os resultados encontrados estão apresentados na Figura 14.



Figura 14- Potencial impacto de eutrofização de kg PO<sub>4</sub> eq./kg FPCM.



Fonte: Elaborado pela autora.

Observando a Figura 14 verifica-se que no MG-SC o potencial de eutrofização foi 7,45E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./kg FPCM; para PR-SC 5,73E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./kg FPCM; e para PR-Co 3,07E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./kg FPCM. Estudo realizado por LÉIS (2013) encontrou resultados 6,62E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./FPCM para sistema em semiconfinamento e 5,44E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./kg FPCM para sistema em confinamento. OLSZENSVSKI (2011) encontraram valores 2,17E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./ kg FPCM para sistema em semiconfinamento e 5,16E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./kg FPCM para confinamento. BERTON *et al.* (2021), apresentaram resultado similar para sistema de produção em semiconfinamento da Itália, 6,0E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./kg FPCM. Em contraste, MAZZETTO *et al.* (2019) observou resultado médio de sistemas de produção em semiconfinamento da Costa Rica, de 11,35E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./kg FPCM. Os resultados para potencial de eutrofização apresentam variações significativas, de 2,1E-03 a 15,6E-03 kg PO<sub>4</sub> eq./kg ECM (SEÓ *et al.*, 2017). Na Tabela 6 são mostrados os fluxos de maior contribuição para potencial de eutrofização nas etapas do ciclo de vida da produção de leite.

Tabela 06 - Fluxos de contribuição para potencial impacto de eutrofização.

<b>Fluxos de contribuição</b>	<b>MG-SC</b>	<b>PR-SC</b>	<b>PR-Co</b>
<b>Foreground</b>			
fertilização da pastagem	3,18E-03	1,84E-03	
produção de silagem de milho	4,65E-04	3,10E-04	2,15E-04
produção de silagem de Capiapu	1,35E-03		
cultivo de aveia e azevem		1,16E-03	6,89E-04
<b>Background</b>			
produção de ração	1,25E-03	1,93E-03	1,25E-03
manufatura de fertilizantes	1,08E-04	1,34E-04	1,26E-04
transporte	1,84E-05	1,70E-05	1,73E-05
manejo de dejetos	9,19E-05	8,42E-05	5,60E-06
outros	1,03E-03	1,06E-03	1,23E-03
<b>Total</b>	<b>8,81E-03</b>	<b>6,47E-03</b>	<b>3,53E-03</b>

Fonte: Elaborado pela autora.

A adubação inorgânica da pastagem foi a principal causa para o potencial de eutrofização dos sistemas MG-SC e PR-SC, contribuiu em 43% e 28% dos impactos desta categoria, respectivamente. A fertilização das áreas de pastagem com fertilizantes NPK (nitrogênio, fósforo e potássio) é essencial para o desenvolvimento vegetal, no entanto, o fósforo no formato de fosfato causa eutrofização quando lixiviado para corpos hídricos. O fosfato e derivados são apontados como principais responsáveis pela eutrofização de ecossistemas aquáticos, devido ao crescimento intenso de algas causado pelo excesso de nutrientes (ROCHA & PEEREIRA *et al.*, 2016).

No MG-SC a produção de silagem foi responsável por 24% do impacto na categoria, enquanto no PR-SC e PR-Co, a produção de silagem contribuiu com 5% e 6% respectivamente. No PR-SC e PR-Co o cultivo de aveia e azevem contribuiu em 18% e 20% respectivamente. Nas propriedades da região de MG não é comum o cultivo das forrageiras, aveia e azevem, devido ao clima não ser favorável.

O uso de fertilizantes inorgânicos para produção de alimentos (silagem e concentrado) foi o principal contribuinte para o potencial de eutrofização no sistema PR-Co, responsável por 70% do total de impactos na categoria. Sendo que deste percentual, 33% estão relacionados ao cultivo da soja, 22% do cultivo de aveia e azevem, 8% da produção de silagem de milho e 7% do cultivo de milho grão. O potencial de eutrofização ocorre principalmente na etapa de produção de alimentos, em consequência da adubação das áreas de pastagem e lavoura (GUERCI *et al.*, 2013, NGUYEN *et al.*, 2013).

O manejo de dejetos aplicado e aplicação na lavoura apresentaram baixo percentual de contribuição no potencial de eutrofização, 1%, 0,3% e 0,2%, respectivamente. O tratamento e o aproveitamento dos dejetos como fertilizante orgânico reduz o impacto causado pelo lançamento dos dejetos no corpo hídrico.

Destaca-se que os impactos *background* foram mais representativos nos sistemas PR-SC e PR-Co. A produção de ração contribuiu em 30% e 35% nos sistemas PR-SC e PR-Co, respectivamente. Enquanto no MG-SC a produção de ração foi responsável por 17% do total global de impacto da categoria. A utilização de maior percentual de concentrado na dieta no PR-SC e PR-Co corrobora com esses resultados.

Resultado de outros estudos de ACV relataram que maior potencial de eutrofização foram encontrados devido a aplicação de fertilizantes para produção de alimento para os bovinos leiteiros (BALDINI *et al.*, 2017, BALDINI *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2018; CASTANHEIRA *et al.*, 2010).

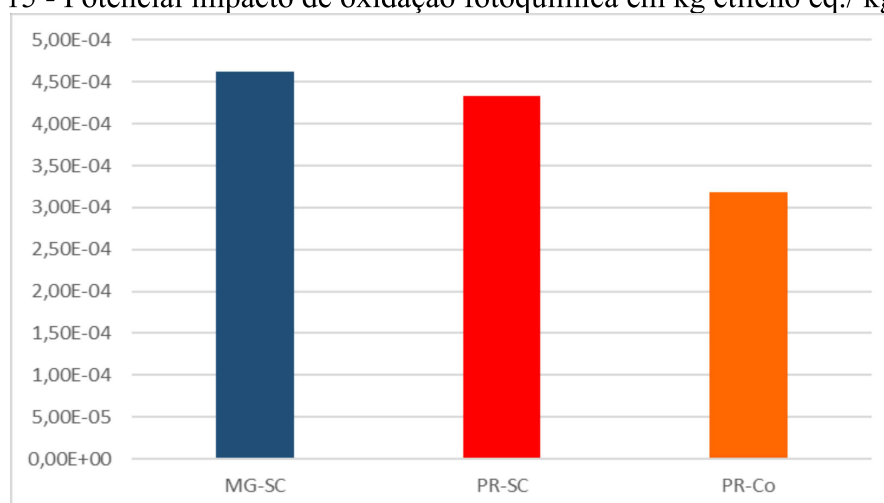
A produção de fertilizantes foi relevante contribuindo com 1%, 2% e 4% nos sistemas MG-SC, PR-SC e PR-Co, respectivamente. O fluxo de transporte representou menos de 1% no total do potencial de eutrofização. E as emissões de origem diversa (outros) agrupam os fluxos que individualmente representam menos de 1% de contribuição para a categoria de impacto.

### 5.1.3 Potencial Oxidação Fotoquímica

As contribuições de compostos orgânicos voláteis (COVs), CH<sub>4</sub> e NO<sub>x</sub> para esta categoria de impacto para o ciclo de vida dos produtos agrícolas pode ser significativa, mesmo em menor representatividade quando comparada as emissões de substâncias contribuintes do setor industrial (LAURENT & HAUSCHILD, 2014).

Para a estimativa do potencial de oxidação fotoquímica foi utilizado o método CML 2015 expressos em kg de etileno eq. para resultados globais para esta categoria. Os resultados encontrados estão apresentados na Figura 15.

Figura 15 - Potencial impacto de oxidação fotoquímica em kg etileno eq./ kg FPCM.



Fonte: Elaborado pela autora.

Na Figura 15 reporta-se o potencial de oxidação fotoquímica verificado para os sistemas estudados, que foi 4,63E-04 kg etileno eq./ kg FPCM para MG-SC, 4,33E-04 kg etileno eq./ kg FPCM para PR-SC e 3,18E-04 kg etileno eq./ kg FPCM para PR-Co. Na Itália, estudo similar realizado por BACENETTI; LOVARELLI; FIALA (2016), o resultado foi de 8,70E-04 kg etileno eq./ kg FPCM para sistema de produção de leite em confinamento. Os principais contribuintes para o potencial de oxidação fotoquímica nos sistemas de produção de leite estudados estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 07 - Fluxos de contribuição para impacto potencial de oxidação fotoquímica (kg etileno / kg FPCM).

Fluxos de contribuição	MG-SC	PR-SC	PR-Co
<b>Foreground</b>			
metano biogênico	1,80E-04	1,31E-04	9,50E-05
<b>Background</b>			
desmatamento	1,41E-04	2,06E-04	1,76E-04
cultivo de soja	6,95E-05	6,66E-05	4,31E-05
produção de fertilizantes	2,60E-05	2,87E-05	2,89E-06
outros	2,20E-06	7,20E-07	8,81E-07
<b>Total</b>	<b>4,19E-04</b>	<b>4,33E-04</b>	<b>3,18E-04</b>

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota-se na Tabela 7 que o metano biogênico, proveniente da fermentação entérica e dejetos, foi o maior contribuinte para o potencial de oxidação fotoquímico nas atividades realizadas na fazenda (*foreground*), 43% no MG-SC, 30% no PR-SC e 30% no PR-Co.

Estudos de BATTINI *et al.* (2014) mostraram que o manejo de dejetos foi o principal contribuinte para este indicador de impacto foram as emissões de NO<sub>x</sub> do manejo de dejetos.

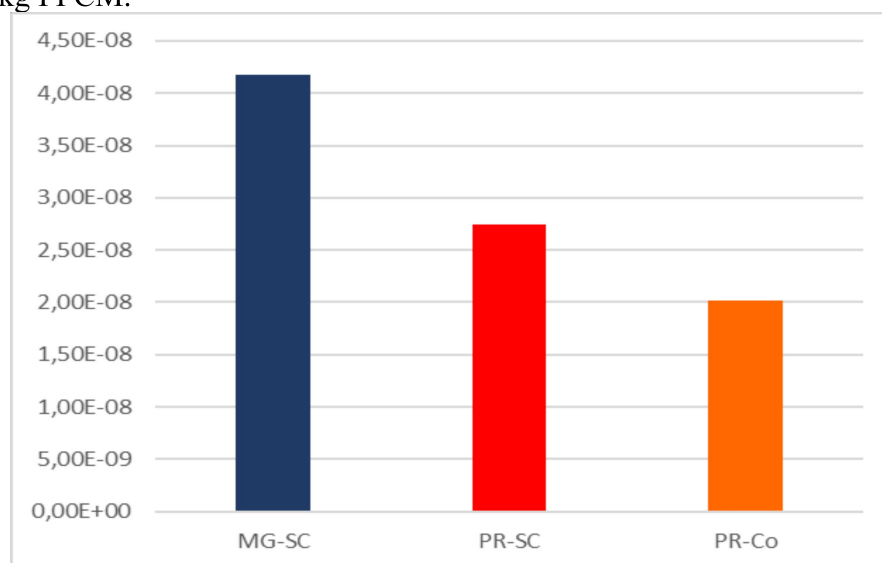
A produção de alimentos fora dos limites da fazenda (*background*) foram os principais contribuintes para o impacto nesta categoria nos 3 sistemas estudados, MG-S 50%; PR-SC, 63% e PR-Co 69%. As operações agrícolas, uso de maquinários e a aplicação de fertilizantes são os principais contribuintes, somados às ações de desmatamento relacionadas a expansão das fronteiras agrícolas no Brasil. O desmatamento para implementação de novas áreas de plantação de grãos tem contribuição significativa no impacto ambiental. As emissões são estimadas com base nos estoques de carbono em biomassa de vegetação nativa. Este carbono é liberado por queimadas, incêndios e decomposição natural, principalmente nas formas de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (NOVAES *et al.*, 2017).

ROER *et al.* (2013) relataram que as principais substâncias contribuintes de POFP foram encontradas na etapa da produção de alimentos. Em um estudo realizado no Brasil, SANTOS *et al.* (2017) verificaram que N<sub>2</sub>O foi o principal fluxo contribuinte para esta categoria de impacto.

#### 5.1.4 Potencial de Depleção da Camada de Ozônio

As emissões diretas da produção de leite têm pouca influência no potencial de depleção da camada de ozônio. Por outro lado, não podem ser negligenciadas nos estudos de ACV da produção de leite, pois os fluxos de transporte, incluindo o consumo de diesel dentro da propriedade leiteira e o transporte de insumos, assim como a produção de combustível, contribuem significativamente no potencial impacto desta categoria. Os resultados de potencial impactos encontrados para esta categoria estão apresentados na Figura 16.

Figura 16 - Potencial impacto de depleção da camada de ozônio em kg CFC eq./ kg FPCM.



Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 08 - Fluxos de contribuição para impacto potencial de depleção da camada de ozônio. (kg CFC / kg FPCM)

Fluxos de contribuição	MG-SC	PR-SC	PR-Co
<b>Background</b>			
Transporte	3,05E-09	2,05E-09	1,25E-09
produção de combustível	3,84E-08	2,52E-08	1,88E-08
produção de energia	2,68E-10	1,54E-10	1,02E-10
Outros	2,00E-11	2,15E-11	1,02E-11
<b>Total</b>	<b>4,17E-08</b>	<b>2,74E-08</b>	<b>2,02E-08</b>

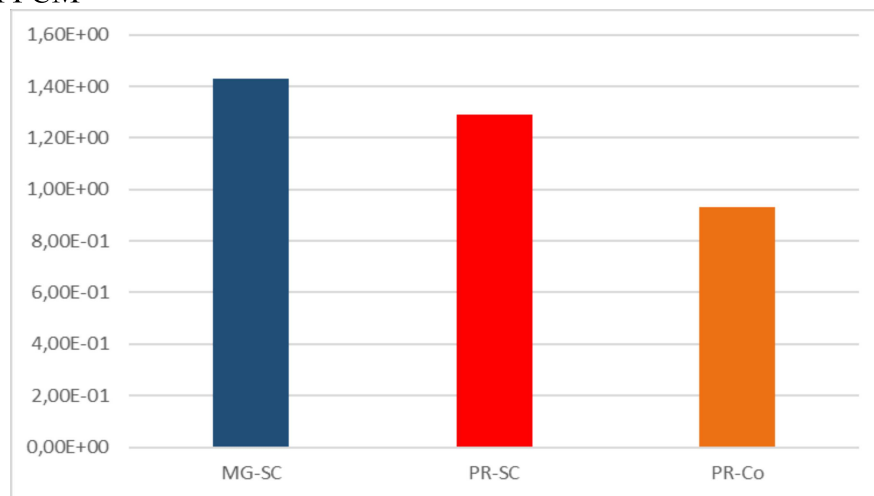
Fonte: Elaborado pela autora.

Observa-se que os potenciais impactos de depleção da camada de ozônio ocorrem em etapas realizadas fora do sistema de produção (*background*). Nota-se também, que os resultados obtidos nos 3 sistemas mostram que a produção de diesel é principal contribuinte, 92% para MG-SC e PR-SC e 93% para PR-Co. O segundo principal contribuinte é o transporte, responsável por 7% para MG-SC e PR-SC e 6% para PR-Co. O transporte de insumos contribuiu em 9% do total de impactos para esta categoria em estudo que avaliou a sustentabilidade de sistemas de produção na Nova Zelândia (CHOBTANG *et al.*, 2016). Embora a aquisição de insumos externos pelos sistemas PR-SC e PR-Co tenha ocorrido em maiores volumes, os resultados de impacto foram diluídos pela alta produtividade animal, em comparação com o sistema MG-SC. Sendo assim o potencial impacto no MG-SC ficou superior, pois os resultados são estimados em kg FPCM.

### 5.1.5 Potencial de Mudança Climática

A produção de leite e as respectivas atividades encadeadas são fonte reconhecida de emissões de GEE, mas existe uma diversidade de sistemas de produção e que apresentam resultados estimativos distintos entre eles e entre os fluxos e fontes de emissão. Os resultados globais de potencial de mudança climática dos sistemas de produção estudados estão representados na Figura 17.

Figura 17 - Potencial impacto de mudança climática em kg CO<sub>2</sub> eq./kg FPCM



Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados das emissões que ocorrem dentro da propriedade rural (*foreground*) e emissões de processos a montante, fora dos limites das fazendas (*background*) estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Fluxos de contribuição de potencial impacto em termos de mudança climática. (kg CO<sub>2</sub> eq. / kg FPCM)

Fluxos de contribuição	MG-SC	PR-SC	PR-Co
<b>Foreground</b>			
Fermentação entérica	1,00E+00	6,93E-01	4,47E-01
Manejo de dejetos	1,06E-01	9,39E-02	2,61E-02
Diesel	2,48E-02	-	-
Fertilizantes nitrogenados	2,22E-03	2,42E-03	-
Produção de silagem	2,12E-02	1,07E-02	-
<b>Background</b>			
Produção de alimentos	8,49E-02	2,49E-01	2,18E-01
Desmatamento	1,27E-01	1,68E-01	1,47E-01
MUT	3,37E-02	1,99E-02	2,05E-02
Produção de fertilizante N	5,49E-03	2,99E-02	1,42E-02
Produção de diesel	8,12E-03	6,91E-03	6,46E-03
Transporte	4,12E-03	5,50E-03	3,13E-02
Eletricidade	1,29E-02	1,50E-02	2,29E-02
<b>TOTAL</b>	<b>1,43E+00</b>	<b>1,29E+00</b>	<b>9,33E-01</b>

Fonte: Elaborado pela autora.

As emissões totais de GEE para 1 kg de FPCM foram 1,43 kg CO<sub>2</sub> eq., 1,29 kg de CO<sub>2</sub> eq. e 0,933 kg de CO<sub>2</sub> eq. nos sistemas MG-SC, PR-SC e PR-Co, respectivamente. Os resultados encontrados corroboram valores encontrados na literatura. Estudos de ACV da produção de leite no sul do Brasil, encontraram valores de emissão de 1,7 kg CO<sub>2</sub> eq./kg ECM para sistema a pasto e 1,2 kg CO<sub>2</sub> eq./ kg ECM para sistema confinado (OLSZENSWSKI, 2011). LÉIS *et al.* (2015) encontraram resultados de 0,8 kg CO<sub>2</sub> eq./ kg ECM para sistema confinado e 1,1 kg CO<sub>2</sub> eq./ kg ECM para o sistema semiconfinado. WOLF *et al.* (2017) encontraram valores que variaram de 1,08 a 1,12 kg de CO<sub>2</sub> eq. / kg ECM em sistemas de produção de leite na Alemanha. Nos Estados Unidos, os sistemas de produção confinados apresentam valores de emissões de 0,5 kg de CO<sub>2</sub> eq./ kg ECM (ROTZ *et al.*, 2010). A média mundial apresenta valores de 2,5 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg ECM (IFCN, 2021), enquanto nas regiões do sul da Ásia, África, a intensidade das emissões variam de 4,7 a 6,1 kg CO<sub>2</sub> eq./ kg ECM (FAO, 2019; IFCN, 2021). Esses dados destacam a alta variabilidade das emissões a nível regional e global. O estudo não contempla comparações afirmativas, pois os fatores externos, como clima, raça, adaptabilidade animal, alimentos disponíveis, muitas vezes, não podem ser diretamente ajustáveis. Essa discussão tem como objetivo a avaliação de dimensionalidade de grandeza de valores de resultados.



As emissões entéricas foram responsáveis por 70%, 54% e 48% de impacto nesta categoria, ocorridas dentro dos sistemas MGSC, PRSC e PRCo, respectivamente. Em estudos realizados mundialmente, a fermentação entérica também foi a principal contribuinte para potencial de mudança climática representando em média de 39 a 49% do total de emissões (O'BRIEN *et al.*, 2014; LÉIS *et al.*, 2015; GUYADER *et al.*, 2017; WOLF *et al.*, 2017; ROTZ, 2018;). Em sistemas com baixa produtividade e qualidade da dieta, a emissão entérica pode representar até 91% das emissões de GEE, como é reportado na Índia, por CHHABRA *et al.* (2013).

Neste sentido, as exigências nutricionais do rebanho devem considerar a realidade local, as diferentes categorias de animais (vaca em lactação, vaca seca, novilha e bezerra) e sua genética (PEREIRA *et al.*, 2015). A composição da dieta influencia diretamente o desempenho animal e a produtividade; é um dos fluxos de entrada mais variáveis nos sistemas de produção de leite e tem impacto em toda a cadeia do leite (TOMICICH *et al.*, 2015; FAO, 2014).

Outros fluxos que afetam o potencial de mudança climática estão relacionados com a produção dos alimentos que são adquiridos. Os fluxos de MUT e desmatamento estão considerados nos ICVs da produção de milho e soja, resultado da expansão das fronteiras agrícolas nos últimos anos (DIAS *et al.*, 2016; LAPOLA *et al.*, 2014; NEPSTAD *et al.*, 2017), cujas emissões atribuídas a MUT e o desmatamento levam em conta aquelas ocorridas nos últimos 20 anos (NOVAES *et al.*, 2017). A MUT tem implicações importantes nas emissões de GEE (WEIDEMA *et al.*, 2013) e tem sido cada vez mais importante nas estimativas de impacto potencial em mudanças climáticas pelo setor agropecuário (CASTANHEIRA & FREIRE, 2013; FINKBEINER, 2014; GUYADER *et al.*, 2017; FOLEGATTI-MATSUURA & PICOLI, 2018). As áreas dos sistemas de produção de leite deste estudo estão estabelecidas há mais de 20 anos, assim, as emissões devidas à MUT e ao desmatamento relativo aos limites sistema de produto não foram consideradas.

## 5.2 ANÁLISE DE INCERTEZA

Os fluxos de uma ACV tem uma incerteza associada que devem ser quantificados para demonstrar a transparência dos resultados. A simulação de Monte Carlo foi utilizada para verificação das incertezas deste estudo. Esta abordagem simula varios dados de entrada do cálculo do modelo, com interações aleatorias de acordo com a distribuição, resultando em uma distribuição probabilística dos impactos previstos (CHEN & CORSON, 2014).

O cálculo de incerteza foi realizado usando simulação de Monte Carlo no software OpenLCA<sup>®</sup> 3.10.3. Todas as distribuições de incerteza de parâmetros e fatores de caracterização foram levadas em consideração para a simulação, exceto a do produto de referência do sistema. A análise de incerteza foi realizada para a de mudança climática por considerar cálculos estimativos, mais especificamente para o fluxo de fermentação entérica por ser o principal contribuinte e pela qualidade dos dados que se baseia em cálculos estimativos.

No MG-SC o valor médio foi de 0,54 kg CO<sub>2</sub>eq/ kg FPCM e o desvio padrão foi de 0,006 CO<sub>2</sub> eq/ kg FPCM. Em PR-SC a média foi de 0,78 kg CO<sub>2</sub> eq/ kg FPCM, enquanto que no PR-Co foi de 0,74 kg CO<sub>2</sub> eq/ kg FPCM,. O desvio padrão foi baixo para os três sistemas, assim como no confinado, 0,005 para o MG-SC e PR-SC e 0,007 para o PR-Co.

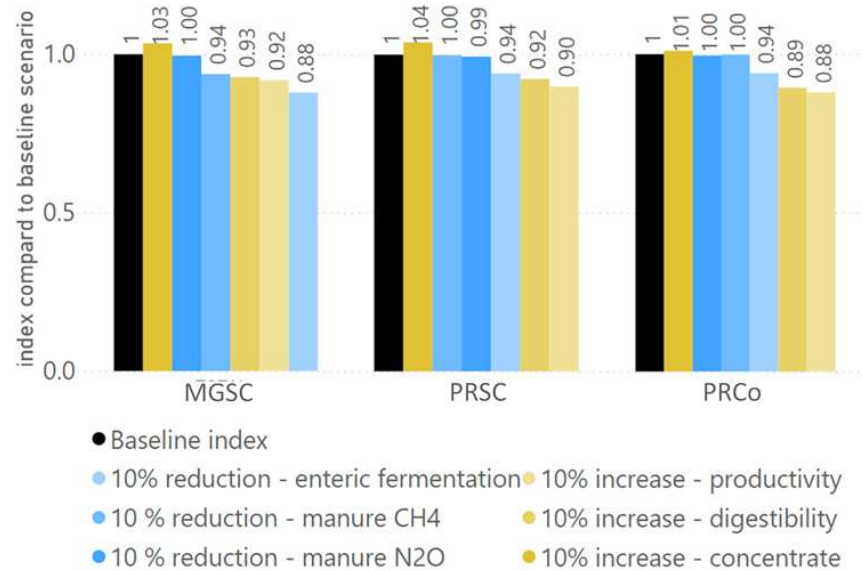
A análise de incerteza para a variação da fermentação entérica foi baixa, o que pode ser explicado pelo reduzido número de repetições das propriedades avaliadas e pela falta de exatidão na qualidade de forragens fornecidas.

### 5.3 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

De acordo com FLYSJÖ *et al.* (2011), HENRIKSSON *et al.* (2011), ZUCALI (2020) a categoria de mudanças climáticas representa maior risco global de impacto ambiental. Além disso, a qualidade dos dados de emissão são sensíveis pois são baseados em cálculos estimativos e por esta razão a análise de sensibilidade foi realizada para esta categoria.

A partir dos resultados da análise de sensibilidade foi possível identificar os fluxos que tiveram maior contribuição e quais parâmetros tiveram maior efeito potencial para mudança climática. Para todos os sistemas, os parâmetros considerados para a análise de sensibilidade foram a fermentação entérica, manejo de dejetos, produtividade e fornecimento de alimento concentrado (Figura 18). A fermentação entérica possui o maior percentual de contribuição para mudança climática e está diretamente relacionada com a qualidade da dieta (digestibilidade), e ambos são dados baseados em cálculos estimativos. O manejo de dejetos é outro fator que apresenta contribuição significativa nas emissões e por isso também foi considerado. A variabilidade da produtividade tem efeito nos resultados pois são expressos em kg FPCM.

Figura 18 - Análise de sensibilidade de diferentes parâmetros de potencial de mudança climática no MG-PC, PR-PC e PR-Co.



Fonte: Elaborado pela autora.

O efeito da sensibilidade apresentou variação distinta para os sistemas de produção. Para a categoria de potencial para mudanças climáticas, parâmetros relacionados com a alimentação e manejo de dejetos apresentam ampla variação e efeito significativo como fontes de emissão. Por exemplo, a alimentação de baixa qualidade e baixa digestibilidade, pode ter maior impacto nos resultados de emissão entérica. Enquanto o manejo de dejetos secos podem ter pouco impacto nas emissões em sistemas de tratamento fechado ou seco.

O potencial de mudanças climáticas estimado está relacionado com as emissões diretas dos sistemas (*foreground*) e as emissões à montante dos insumos e produtos utilizados (*background*). Os resultados de sensibilidade permitiram quantificar os fluxos com maior contribuição. Para todos os sistemas os parâmetros de emissão entérica, produtividade, e alimentação (Figura 18) foram identificados como os mais sensíveis.

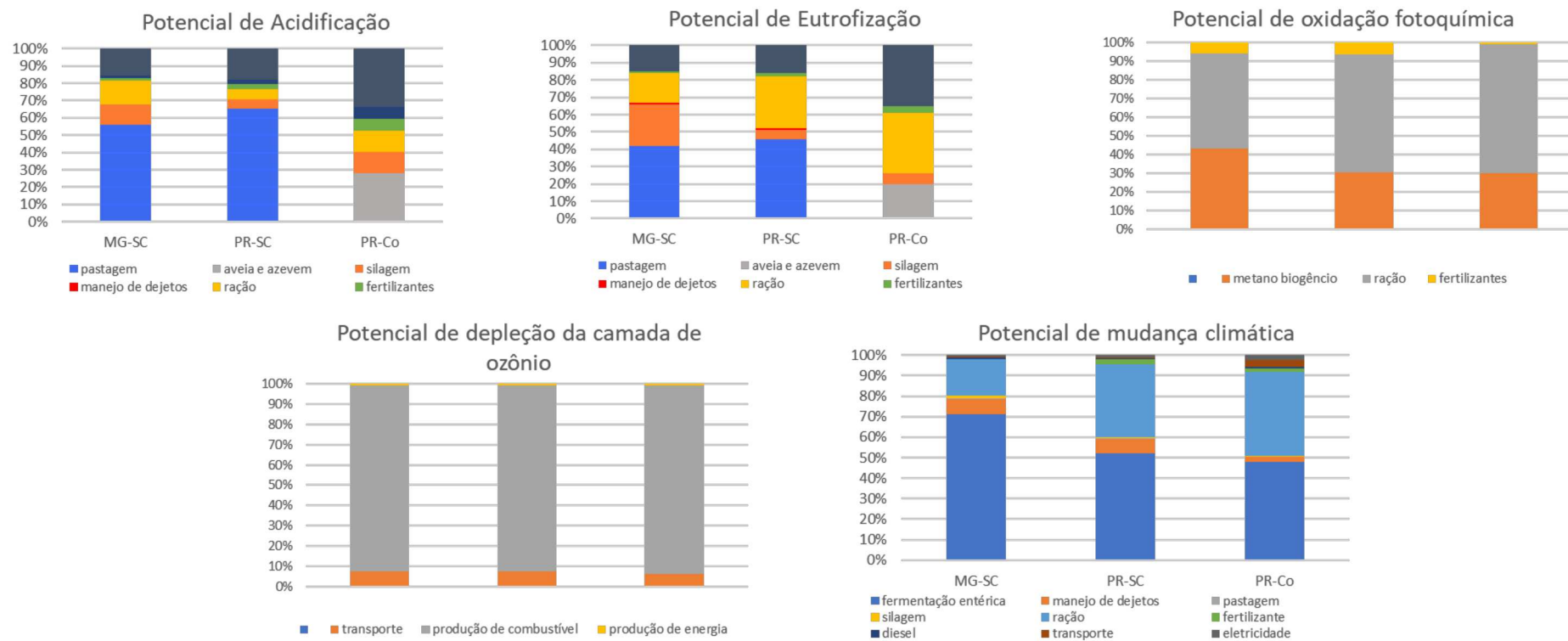
A análise de sensibilidade identificou diferenças entre os sistemas de produção analisados. Enquanto no MG-SC a fermentação entérica foi o parâmetro que mais contribuiu para o impacto nesta categoria, seguido pela produtividade e digestibilidade. Nos sistemas PR-SC e PR-Co, a produtividade, seguida pela digestibilidade e a fermentação entérica, foram os parâmetros que apresentaram maiores efeitos sobre o potencial de mudança climática. O metano é o principal GEE resultante da fermentação entérica e há evidências de que as

emissões podem ser reduzidas em até 40% em alguns sistemas, caso sejam adotadas medidas para o aumento da produtividade (FAO, 2019). Estudo realizado pela FAO (2014) verificou que o aumento de 5-10% na eficiência alimentar das vacas implica no aumento da produção por animal e na redução das emissões de CO<sub>2</sub> eq.

#### 5.4 ANÁLISE DE *HOTSPOTS* DA PRODUÇÃO DE LEITE E RECOMENDAÇÕES PARA MITIGAÇÃO

Os resultados deste estudo permitiram sintetizar os principais *hotspots* (Figura 10) da produção de leite em duas regiões leiteiras de maior produção do Brasil. Os resultados da análise de *hotspots* (Figura 10) mostraram que a unidade agrícola foi responsável por 60–70% das variações de potencial de acidificação, eutrofização e oxidação fotoquímica nos 3 sistemas; 48 a 71% do potencial de mudança climática foi influenciado pela fermentação entérica; e o diesel foi responsável por 92%-93% da variação de potencial de depleção da camada de ozônio.

Figura 19 - Análise de *hotspot* do ciclo de vida da produção de leite.



Fonte: Elaborado pela autora.

Para redução dos potenciais impactos de acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica e mudança climática relacionados a aplicação de fertilizantes nas pastagens, práticas de manejo adequadas são estratégias para melhorar a produção de forragem e reduzir a aplicação de fertilizantes inorgânicos (CONGIO *et al.*, 2021), como a utilização de forrageiras mais adaptadas a região, empregando consórcios e rotações com combinações entre espécies forrageiras anuais e perenes, além de espécies forrageiras de inverno e verão (FONTANELI *et al.*, 2018).

Outra alternativa é a aplicação dos dejetos tratados como fertilizante orgânico para mitigação dos impactos relacionados a aplicação de fertilizantes (HAVUKAINEN *et al.*, 2018). Os potenciais impactos causados pela aplicação de fertilizantes orgânicos são inferiores àqueles dos fertilizantes nitrogenados (DOLMAN *et al.*, 2014), além dos impactos relativos as emissões secundárias devido ao processo de produção e transporte. O uso eficiente de fertilizantes e o aproveitamento dos dejetos para adubação são alternativas para mitigação dos impactos causados pela atividade agrícola. (CODERONI *et al.*, 2015)

O aumento da produção de alimentos dentro da propriedade é uma oportunidade para redução dos impactos potenciais O incremento da produção de alimentos dentro da fazenda, assim como no manejo das pastagens, reduz a dependência de aquisição de alimentos externos que impactam na expansão das áreas agrícolas, MUT e desmatamento. Além de ter o potencial de contribuir para a redução de impactos em mudança climática ao promover a captura de carbono (SEGNINI *et al.*, 2019; CONGIO *et al.*, 2021). Estudos realizados na França mostraram resultados positivos do potencial de mitigação de emissões de GEE em sistemas de produção de leite com o incremento da produção de alimentos na propriedade (MEERSMANS *et al.*, 2013; SOUSSANA *et al.*, 2009). Ademais, LAMBOTTE *et al.* (2021) avaliaram a performance do sistema de produção de leite e mostraram que fazendas com semiconfinamento apresentam maior potencial de redução de impactos pela sua capacidade de produção de alimentos em suas áreas.

O potencial de sequestro de carbono na agricultura é intensificado pelo uso do plantio direto, cultivos de plantas perenes, reflorestamentos e pelo uso eficiente de adubos orgânicos (dejetos de animais, por exemplo) (SMITH, 2004). Vegetais são drenos de CO<sub>2</sub> atmosférico e, com manejo adequado, possibilitam que a fixação desse gás na sua biomassa supere as emissões decorrentes do processo produtivo. Em geral, a principal fonte de emissões de GEE na produção de vegetais é derivada da fertilização nitrogenada mineral. Contabilizar o sequestro de carbono da etapa agrícola pode ter um papel importante nas estratégias de redução da pegada de carbono e tem sido enfatizado pela literatura (CUNHA *et al.*, 2016;

ROTZ *et al.*, 2018; MACHADO *et al.*, 2017; HOLKA & BIÉNKOWSKI, 2020), no entanto, deve estar alinhada à redução das emissões (SMITH, 2004; ROJAS-DOWNING *et al.*, 2017).

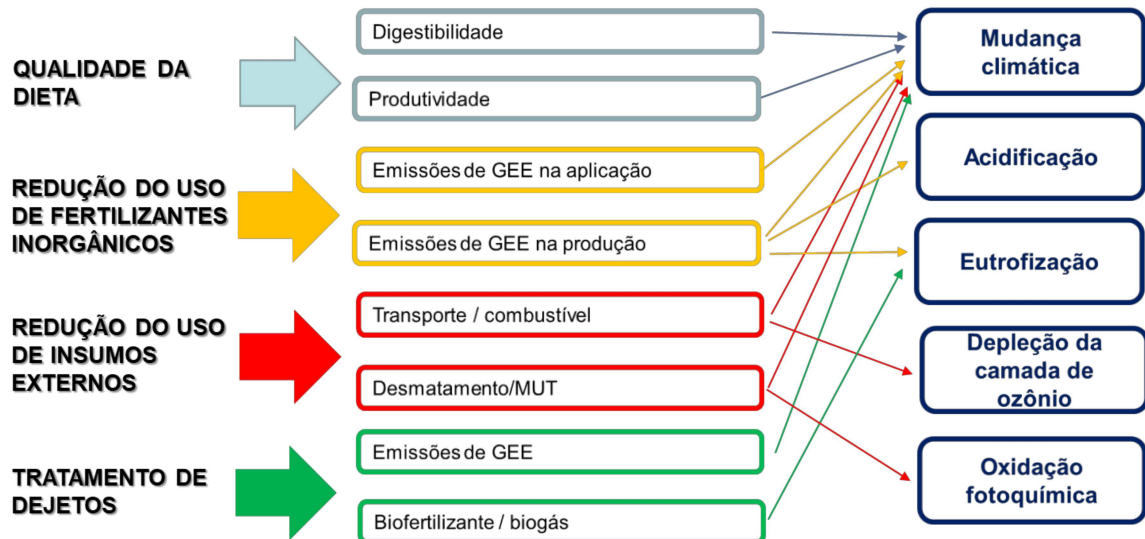
As mudanças de manejo indicam as estratégias mais eficientes para redução dos impactos potenciais de mudança climática e estão relacionadas principalmente ao aumento da produtividade, melhora da qualidade da dieta e manejo dos dejetos. O IFCN Dairy Baseline 2050 (2021) mostrou uma perspectiva de redução na pegada de carbono da produção de leite global em 28% com base no aumento da produtividade animal. Os ganhos na redução da emissão têm maior impacto em sistemas de produção de baixa produtividade, pois oferecem maiores possibilidades para mitigar as emissões (FAO, 2019). Neste estudo, os sistemas em semiconfinamento apresentam essa condição, assim como a maioria dos sistemas de produção em países de clima tropical. Outro fator é a digestibilidade da dieta que impacta diretamente tanto nas emissões (metano entérico) quanto na produtividade, e está relacionada com a qualidade da composição dessa dieta (BERCHIELLI, MESSANA, CANESIN, 2012). O fornecimento de concentrados de alto valor nutricional e utilização de forrageiras com maior fração digestível, como leguminosas, que favorecem a eficiência da digestão (POSSENTI *et al.*, 2008; DEMARCHI *et al.*, 2016). A emissão de metano entérico aumenta quando há maior percentual de oferta de alimentos com maior teor de fibras (PONTES *et al.*, 2018). Estudos sugerem que a relação entre a digestibilidade e as emissões de metano podem ter efeito ainda maior, devido ao impacto na produtividade pelo aumento da ingestão de nutrientes (OLIJHOEK *et al.*, 2018; VAN GASTELEN *et al.*, 2020). A redução das emissões de metano, resultantes principalmente da fermentação entérica, pode ser uma estratégia para redução do impacto na categoria de mudança climática, com efeito mais imediato (GLOBAL DAIRY, 2021). Contudo, o potencial de mitigação é limitado pois o metano gerado é resultante de um processo biológico digestivo dos bovinos (CUNHA *et al.*, 2016).

O tratamento dos dejetos para aplicação como adubo orgânico da pastagem e da lavoura, possibilita a mitigação das emissões de GEE resultante do manejo de dejetos, além de promover a circularidade de nutrientes e o uso eficiente de recursos (BATTINI *et al.*, 2014; GUARES *et al.*, 2021; MACIEL *et al.*, 2019; MENDONÇA *et al.*, 2021; YAO *et al.* 2020; WAHYUDI, 2021). O biofertilizante produzido pelo tratamento de dejetos pela biodigestão anaeróbica pode substituir parte do fertilizante sintético, que contribuem para as emissões de GEE (STYLES *et al.*, 2018; MENDONÇA *et al.*, 2018; NASCIMENTO *et al.*, 2020).

O desenvolvimento de sistemas de produção de leite de baixo impacto ambiental tem potencial para fornecer uma vantagem e uma oportunidade para atender mercados cada vez

mais exigentes. A combinação de várias práticas com maior potencial de mitigação, como pode ser observado na figura 20.

Figura 20 – Oportunidades de melhorias do desempenho ambiental da produção de leite.



Fonte: Elaborado pela autora.

As ações propostas no trabalho foram definidas com base nos resultados obtidos para a realidade de regiões selecionadas para este estudo. Contudo, os resultados são aplicáveis a outros sistemas de produção de leite em outras regiões e países e certamente contribuirão para guiar práticas de mitigação de impactos. Todavia, é recomendado que as medidas sugeridas neste estudo sejam acompanhadas de ACVs e aconselhamento especializado, de modo a identificar os *hotspots* locais e implementar estratégias eficazes de mitigação, ajustadas às circunstâncias regionais e individuais (CODERONI; VALLI; CANAVARI, 2015)

O estudo apresenta algumas limitações que devem ser mencionadas. Para a construção dos inventários dos três sistemas de produção do leite (*cradle-to-gate*) nas duas regiões, os dados das propriedades rurais foram obtidos de forma primária, e os processos a montante do sistema foram modelados utilizando base de dados secundária através da Ecoinvent 3.7. A recente expansão dos bancos de dados internacionais e a inserção de ICVs brasileiros e regionais possibilitou a adoção de ICVs de background mais próximos da realidade da cadeia do leite no país.



## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação de ciclo de vida de diferentes sistemas de produção de leite mostrou oportunidades de melhoria nos processos produtivos com vistas à sustentabilidade ambiental. Os *hotspots* da produção de leite para a categoria de acidificação, tiveram maior contribuição dos fluxos de *foreground*, sendo 68%, 71% e 40% do total global para os MG-SC, PR-SC e PR-Co, respectivamente. A eutrofização teve como maior responsável a adubação inorgânica da pastagem, onde MG-SC e PR-SC, contribuiu em 43% e 28% dos impactos desta categoria, respectivamente. O maior contribuinte para oxidação fotoquímica foi o metano biogênico, representando 43% no MG-SC, 30% no PR-SC e no PR-Co. A produção de diesel contribuiu com, 92% para MG-SC e PR-SC e 93% para PR-Co para depleção da camada de ozônio. E para mudança climática, as emissões entéricas foram responsáveis por 70%, 54% e 48% dos impactos em MGSC, PRSC e PRCo, respectivamente.

Para mitigar os impactos dos *hotspots* identificados propõe-se a melhoria da qualidade da dieta e a produção de forrageiras que proporcionam uma melhor qualidade nutricional e digestibilidade, favorecendo a redução das emissões de GEE resultantes da fermentação entérica. O incremento da produção de alimentos na fazenda para reduzir a dependência externa, reduzindo as emissões devido à mudança e uso de terra e ao desmatamento, além do uso de fertilizantes pelo emprego do aproveitamento dos dejetos tratados como fonte de adubação orgânica

Os resultados do estudo são úteis à academia, aos praticantes de ACV e produtores de leite, bem como a governos e entidades coletivas. A academia se beneficia dos resultados desta Dissertação por tomar conhecimento dos sistemas de produção de leite sob diferentes condições de manejo e de clima. Praticantes de ACV e produtores podem identificar quais atividades são responsáveis por maiores impactos e podem guiar, de forma conjunta, a adoção de práticas com menores impactos, além de os produtores terem a oportunidade de avaliarem se o sistema de produção adotado e tomar decisões de mercado com base em um melhor desempenho ambiental nesse aspecto. Governos e entidades coletivas podem usar os resultados aqui presentes para propor políticas e modelos de produção mais eficientes e que resultam menor impacto ambiental. Ademais, esta pesquisa contribui diretamente para o alcance do ODS 12 “Consumo e Produção Sustentáveis”, ODS 13 “Ações Climáticas”, ODS 17 “Parceria e meios de implementação”, possibilitando a proposta e implementação de medidas de baixo carbono na cadeia de valor de produtos lácteos.

A redução dos impactos ambientais da produção de leite depende de uma gestão profissionalizada da fazenda, com a implementação de sistemas agrícolas adequados e acesso a novas tecnologias. Não existe um caminho único para a produção de leite mais sustentável. Por isso, o estudo buscou apresentar subsídios para o desenvolvimento de estratégias para redução de impactos da produção de leite adaptadas à realidade de cada região e sistemas de produção distintos. A ACV possibilita identificar os pontos críticos e nortear as estratégias em direção aos pontos de maior potencial de mitigação. Por fim, o estudo pode servir como um guia para ser replicável para outras regiões e sistemas de produção de leite.

## REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 14040:2014: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - **Princípios e estrutura**. Brasil, 2014a.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 14044: 2014: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida – **Requisitos e Orientações**. Brasil, 2014b.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, vol. 22, no. 6, p. 711–728, 2013.
- ASSIS, A. G. DE; STOCK, L. A.; CAMPOS, O.F. DE; GOMES, S.T.; ZOCCAL, R. .; SILVA, M. R. Sistemas de produção de leite no Brasil. **Circular técnica**, vol. 1996, p. 1–6, 2005.
- AZEVEDO, L.B., ZELM, R., HENDRIKS, A.J., BOBBINK, R., HUIJBREGTS, M.A. Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. **Environmental Pollution**. 174, 10-15, 2013
- BACENETTI, J.; LOVARELLI, D.; FIALA, M. Mechanisation of organic fertiliser spreading, choice of fertiliser and crop residue management as solutions for maize environmental impact mitigation. **European Journal of Agronomy**, v. 79, p. 107-118, 2016.
- BALDINI, C.; GARDONI, D.; GUARINO, M. A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. **Journal of Cleaner Production**, vol. 140, p. 421–435, 1 Jan. 2017.
- BALDINI, C., BAVA, L., ZUCALI, M., & GUARINO, M. Milk production Life Cycle Assessment: A comparison between estimated and measured emission inventory for manure handling. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 209-219, 2018.
- BATTINI, F.; AGOSTINI, A.; BOULAMANTI, A. K.; GIUNTOLI, J.; AMADUCCI, S. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. **Science of the Total Environment**, vol. 481, no. 1, p. 196–208, 2014.
- BERCHIELLI, T. T., MESSANA, J. D., & CANESIN, R. C Produção de metano entérico em pastagens tropicais. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 13, p. 954-968, 2012.
- BERTON, M., BOVOLENTA, S., CORAZZIN, M., GALLO, L., PINTERITS, S., RAMANZIN, M., ... & STURARO, E. Environmental impacts of milk production and processing in the Eastern Alps: A “cradle-to-dairy gate” LCA approach. **Journal of Cleaner Production**, 303, 127056. 2021.

BICALHO, T., SAUER, I., RAMBAUD, A., & ALTUKHOVA, Y. LCA data quality: A management science perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 888-898, 2017.

BJØRN, A.; MARGNI, M.; ROY, P. O.; BULLE, C.; HAUSCHILD, M. Z. A proposal to measure absolute environmental sustainability in life cycle assessment. **Ecological Indicators**, vol. 63, p. 1–13, 2017.

BJØRN, A., OWSIANIAK, M., MOLIN, C., & HAUSCHILD, M. Z. LCA history. In: Life cycle assessment. **Springer**, Cham, 2018. p. 17-30.

BLACK, R. A.; TARABA, J. L.; DAY, G. B.; DAMASCENO, F. A.; BEWLEY, J. M. Compost bedded pack dairy barn management, performance, and producer satisfaction. **Journal of Dairy Science**, vol. 96, n. 12, p. 8060–8074, 2013.

CASQUIN, A., DUPAS, R., GU, S., COUIC, E., GRUAU, G., & DURAND. The influence of landscape spatial configuration on nitrogen and phosphorus exports in agricultural catchments. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 12, p. 3383-3399, 2021.

CASTANHEIRA, É. G.; FREIRE, F. Greenhouse gas assessment of soybean production: Implications of land use change and different cultivation systems. **Journal of Cleaner Production**, vol. 54, p. 49–60, 2013.

CHEN, X.; CORSON, M. S. Influence of emission-factor uncertainty and farm-characteristic variability in LCA estimates of environmental impacts of French dairy farms. **Journal of Cleaner production**, v. 81, p. 150-157, 2014.

CHERUBINI, E., DA SILVA JR, V. P., ZANGHELINI, G. M., ALVARENGA, R. A., GALINDRO, B. M., LÉIS, C. M., & SOARES, S. R. Comparison of different calculation procedures and emission factors in the manure management systems of swine production. In: **Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector**. p. 8-10, 2014.

CHHABRA, A.; MANJUNATH, K. R.; PANIGRAHY, S.; PARIHAR, J. S. Greenhouse gas emissions from Indian livestock. **Climatic Change**, vol. 117, no. 1–2, p. 329–344, 2013.

CHOBTANG, J., LEDGARD, S. F., MCLAREN, S. J., & DONAGHY, D. J. Life cycle environmental impacts of high and low intensification pasture-based milk production systems: A case study of the Waikato region, New Zealand. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 664-674, 2017.

CLAUDINO, E. S., & TALAMINI, E. Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 77-85, 2013.

CODERONI, S.; VALLI, L.; CANAVARI, M. Climate change mitigation options in the Italian livestock sector. **EuroChoices**, v. 14, n. 1, p. 17-24, 2015.

CONGIO, G. F. de S.; BANNINK, A.; MAYORGA MOGOLLÓN, O. L.; JAURENA, G.; GONDA, H.; GERE, J. I.; CERÓN-CUCCHI, M. E.; ...; HRISTOV, A. N. Enteric methane

mitigation strategies for ruminant livestock systems in the Latin America and Caribbean region: A meta-analysis. **Journal of Cleaner Production**, vol. 312, 2021.

CUNHA, C. S.; LOPES, N. L.; VELOSO, C. M.; JACOVINE, L. A. G.; TOMICH, T. R.; PEREIRA, L. G. R.; MARCONDES, M. I. Greenhouse gases inventory and carbon balance of two dairy systems obtained from two methane-estimation methods. **Science of the Total Environment**, vol. 571, p. 744–754, 2016.

DIAS, L. C. P.; PIMENTA, F. M.; SANTOS, A. B.; COSTA, M. H.; LADLE, R. J. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. **Global change biology**, vol. 22, n. 8, p. 2887–2903, 2016.

D'AMATO, D.; GAIO, M.; SEMENZIN, E. A review of LCA assessments of forest-based bioeconomy products and processes under an ecosystem services perspective. **Science of The Total Environment**, vol. 706, 2020.

DEMARCHI, J. J. A. A., MANELLA, M. Q., PRIMAVESI, O., FRIGHETTO, R. T. S., ROMERO, L. A., BERNDT, A., & LIMA, M. A. Effect of Seasons on Enteric Methane Emissions from Cattle Grazing *Urochloa brizantha*. **Journal of Agricultural Science**, v. 8, n. 4, 2016.

DOLMAN, M. A., SONNEVELD, M. P. W., MOLLENHORST, H., & DE BOER, I. J. M. Benchmarking the economic, environmental and societal performance of Dutch dairy farms aiming at internal recycling of nutrients. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 245-252, 2014.

ECOINVENT: History. Disponível em: <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-association/history/>. Acesso em 24 nov. 2021.

EC-JRC. Joint Research Centre of the European Commission. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. Disponível em: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/LCindicators-framework.pdf>. Acesso em: 21 ago. 2021.

FAO-Food and Agriculture Organization. Climate Change and the Global Dairy Cattle Sector, 2019. Disponível em: <http://www.fao.org/3/CA2929EN/ca2929en.pdf>. Acesso em: 20 Jun 2021.

FAO- Food and Agriculture Organization. Transforming the livestock sector through the Sustainable Development Goals, 2018. Disponível em: <https://www.fao.org/3/CA1201EN/ca1201en.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2021.

FAO- Food and Agriculture Organization, 2017. Diretrizes Voluntárias Para As Políticas Agroambientais Na América Latina E No Caribe 34. Disponível em: <http://www.fao.org/3/i5462o/i5462o.pdf>. Acesso em: 25 Jun 2021.

FAO, IDF, IFCN. (2014). World mapping of animal feeding systems in the dairy sector. Disponível em: <https://fil-idf.org › animal-feeding-and-nutrition>. Acesso em 20 jun. 2021.

FAOSTAT- Food and Agriculture Organization Statistic. Crops and livestock products. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. Acesso em: 25 jun. 2021.

FILHO, O. C.; JUNIOR, N. L. S.; LUEDEMANN, G. Avaliação De Ciclo De Vida Como Ferramenta Para a Formulação De Políticas Públicas No Brasil. [S. l.: s. n.], 2016.

FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M. Z., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., ... & SUH, S. Recent developments in life cycle assessment. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 1, p. 1-21, 2009.

FINKBEINER, M. Product environmental footprint - Breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? International. **Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 19, n. 2, p. 266–271, 2014.

FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S.; PICOLI, J. F. Life Cycle Inventories of Agriculture, Forestry and Animal Husbandry - Brazil for the SRI project. **Sustainable Recycling Industries**, n. May, p. 143, 2018.

FONTANELI, R. S.; SERENA, R.; HENRIQUE, F. Produção de alimentos no inverno para alimentação de vacas leiteiras. **Revista Plantio Direto & Tecnologia Agrícola**, vol. 162, p. 22–36, 2018.

GARCÍA-MONTOYA, M.; SENGUPTA, D.; NÁPOLES-RIVERA, F.; PONCE-ORTEGA, J. M.; EL-HALWAGI, M. M. Environmental and economic analysis for the optimal reuse of water in a residential complex. **Journal of Cleaner Production**, vol. 130, p. 82–91, 2016.

GERBER, P. J., STEINFELD, H., HENDERSON, B., MOTTET, A., OPIO, C., DIJKMAN, J., ... & TEMPIO, G. Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. **Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)**, 2013.

GLOBAL DAIRY. Pathways to Dairy Net Zero, 2021. Disponível em: <https://www.globaldairyplatform.com/news-posts/pathways-to-dairy-net-zero/>. Acesso em: 21 jul 2021.

GLOBALFERT © (2019). Disponível em: <https://www.globalfert.com.br/analises/>. Acesso em: 10 dez.2021.

GOEDKOOOP, M.J., SPRIENSMA, R.: Eco-indicator 99, a damage oriented method for lifecycle impact assessment, **Methodology report**, 2000.

GROSSI, G.; GOGLIO, P.; VITALI, A.; WILLIAMS, A. G. Livestock and climate change: Impact of livestock on climate and mitigation strategies. **Animal Frontiers**, vol. 9, n. 1, p. 69–76, 2019.

GUARES, S. A.; LIMA, J. D. de; OLIVEIRA, G. A. Techno-economic model to appraise the use of cattle manure in biodigesters in the generation of electrical energy and biofertilizer. **Biomass and Bioenergy**, vol. 150, 2021.

GUERCI, M.; KNUDSEN, M.T.; BAVA, L.; ZUCALI, M.; SCHÖNBACH, P. KRISTENSEN, T. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 54, p. 133-141, 2013.

GUINÉE, J. Handbook on life cycle assessment--operational guide to the ISO standards. **The international journal of life cycle assessment**, v. 6, n. 5, p. 255, 2002.

GUYADER, J.; LITTLE, S.; KRÖBEL, R.; BENCHAAAR, C.; BEAUCHEMIN, K. A. Comparison of greenhouse gas emissions from corn- and barley-based dairy production systems in Eastern Canada. **Agricultural Systems**, vol. 152, p. 38–46, 2017.

HAUSCHILD, M. Z., GOEDKOOP, M., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., JOLLIET, O., ... & PANT, R. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 683-697, 2013.

HAUSCHILD, M.Z., HUIJBREGTS, M.A.J. Life Cycle Impact Assessment. LCA Compendium—The Complete World of Life Cycle Assessment, **Springer**, p. 339, 2015.

Hauschild, M.Z., Potting, J.: Spatial Differentiation in LCA Impact Assessment—The EDIP 2003 Methodology, Environmental News No. 80; Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark (2005)

HAVUKAINEN, J.; UUSITALO, V.; KOISTINEN, K.; LIIKANEN, M.; HORTTANAINEN, M. Carbon footprint evaluation of biofertilizers. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, vol. 13, n. 8, p. 1050–1060, 2018.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J.B., HUPPES, G., LANKREIJER, R.M., UDO DE HAES, H.A., WEGENER SLEESWIJK, A., ANSEMS, A.M.M., EGGELS, P.G., VAN DUIN, R., DE GOEDE, H.P.: Environmental Life Cycle Assessment of products. **Guide and Backgrounds**. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden, 1992.

HERNÁNDEZ-CASTELLANO, L. E.; NALLY, J. E.; LINDAHL, J.; WANAPAT, M.; ALHIDARY, I. A.; FANGUEIRO, D.; GRACE, D.; RATTO, M.; BAMBOU, J. C.; DE ALMEIDA, A. M. Dairy science and health in the tropics: challenges and opportunities for the next decades. **Tropical Animal Health and Production**, vol. 51, n. 5, p. 1009–1017, 2019.

HOLKA, M.; BIENKOWSKI, J. Carbon footprint and life-cycle costs of maize production in conventional and non-inversion tillage systems. **Agronomy**, vol. 10, n. 12, 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>. Acesso em: 20 mai. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Agricultura, Pecuária e Outros. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria.html>. 2019. Acesso em: 20 mai. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistematico-da-producao-agricola.html?edicao=32715&t=destaques>. 2020. Acesso em: 12 jul. 2021.

IFCN. International Farm Comparison Network. Carbon neutral dairy farming in 2050 is possible. Disponível em: [https://ifcndairy.org/wp-content/uploads/2021/06/IFCN\\_Dairy\\_Conference\\_2021\\_Press\\_release.pdf](https://ifcndairy.org/wp-content/uploads/2021/06/IFCN_Dairy_Conference_2021_Press_release.pdf). Acesso em: 20 jul. 2021.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Refinement to the 2019 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 10\_Volume 4: Emissions from livestock and manure management.

IQBAL, S., RIAZ, U., MURTAZA, G., JAMIL, M., AHMED, M., HUSSAIN, A., & ABBAS, Z. Chemical fertilizers, formulation, and their influence on soil health. In: *Microbiota and Biofertilizers*. Springer, Cham, p. 1-15, 2021.

ISO: International Organization for Standardization Environmental Management—Life Cycle Assessment—**Principles and Framework** (ISO 14040)., Geneva (2006)

ISO: International Organization for Standardization Environmental Management—Life Cycle Assessment—**Requirements and Guidelines** (ISO14044), Geneva (2006).

KLÖPPFER, W; GRAHL, B. Life cycle assessment (LCA): a guide to best practice. Wiley-VCH, 1 ed., 2018.

KLÖPPFER, W. Life cycle sustainability assessment of products. *Int. J. Life Cycle* 13(2), 89–94, 2008.

LAMBOTTE, M.; DE CARA, S.; BROCCAS, C.; BELLASSEN, V. Carbon footprint and economic performance of dairy farms: The case of protected designation of origin farms in France. **Agricultural Systems**, vol. 186, p. 102, 2021.

LANA, J. N., OLIVEIRA, M., PAULA, V. R., ROCHA, C. H. B. Impact of Changes in Land Use and Land Cover in the Contribution Basin of Doutor João Penido Water Supply Reservoir of Juiz de Fora, MG, Brazil. **Journal of Management and Sustainability**, v. 11, n. 1, p. 108-108, 2021.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; ...; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, vol. 4, n. 1, p. 27–35, 2014.

LAURENT, A.; HAUSCHILD, M. Z. Impacts of NMVOC emissions on human health in European countries for 2000–2010: Use of sector-specific substance profiles. **Atmospheric Environment**, v. 85, p. 247-255, 2014.



LEDGARD, S. F.; FALCONER, S. J.; ABERCROMBIE, R.; PHILIP, G.; HILL, J. P. Temporal, spatial, and management variability in the carbon footprint of New Zealand milk. **Journal of Dairy Science**, vol. 103, n. 1, p. 1031–1046, 2019.

LEDGARD, Stewart F.; WEI, S.; WANG, X.; FALCONER, S.; ZHANG, N.; ZHANG, X.; MA, L. Nitrogen and carbon footprints of dairy farm systems in China and New Zealand, as influenced by productivity, feed sources and mitigations. **Agricultural Water Management**, vol. 213, n. June 2018, p. 155–163, 2019.

LÉIS, C.M. Desempenho ambiental de três sistemas de produção de leite no Sul do Brasil pela abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida. **Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental)** - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013

LÉIS, C. M.; CHERUBINI, E.; RUVIARO, C. F.; PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; DO NASCIMENTO LAMPERT, V.; SPIES, A.; SOARES, S. R. Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. **International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 20, n. 1, p. 46–60, 2015.

LEONTIEF, W. Environmental repercussions and economic structure. An input-output approach. **Rev. Econ. Stat.** 52, 262–271, 1970

LIOBIKIENĖ, G., & BUTKUS, M. Determinants of greenhouse gas emissions: A new multiplicative approach analysing the impact of energy efficiency, renewable energy, and sector mix. **Journal of Cleaner Production**, v. 309, p. 127233, 2021.

MACHADO, K. S.; SELEME, R.; MACENO, M. M.; ZATTAR, I. C. Carbon footprint in the ethanol feedstocks cultivation – Agricultural CO<sub>2</sub> emission assessment. **Agricultural Systems**, vol. 157, n. July, p. 140–145, 2017.

MACIEL, A. M.; SILVA, J. B. G.; NASCIMENTO, A. de M.; PAULA, V. R. de; OTENIO, M. H. Aplicação de biofertilizante da bovinocultura leiteira em um planossolo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, vol. 12, n. 1, p. 151, 2019.

MAZZETTO, A.; FALCONER, S.; LEDGARD, S. Mapping the carbon footprint of milk for dairy cows. **Agresearch**, vol. RE450/2020, p. 25, 2021.

MCCLELLAND, S. C., ARNDT, C., GORDON, D. R., THOMA, G. Type and number of environmental impact categories used in livestock life cycle assessment: A systematic review. **Livestock Science**, v. 209, p. 39–45, 2018.

MEDEIROS, S. R.; GOMES, R. C.; BUNGENSTAB, D. J. Nutrição de bovinos de corte: fundamentos e aplicações. Brasília, DF: **Embrapa**, 22 p, 2015. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1010951/nutricao-de-bovinos-de-corte-fundamentos-e-aplicacoes>. Acesso em: 20 jun. 2021.

MEERSMANS, J.; MARTIN, M. P.; LACARCE, E.; ORTON, T. G.; DE BAETS, S.; GOURRAT, M.; SABY, N. P. A.; WETTERLIND, J.; BISPO, A.; QUINE, T. A.; ARROUAYS, D. Estimation of Soil Carbon Input in France: An Inverse Modelling Approach. **Pedosphere**, vol. 23, n. 4, p. 422–436, 2013.

MENDES, N. C., BUENO, C., OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, v. 26, p. 160-175, 2016.

MENDONÇA, H. V. de; OTENIO, M. H.; PAULA, V. R. de. Digestão anaeróbia para produção de energia renovável. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, vol. 14, n. 3, p. 1–16, 2021.

MYLLYVIITA, T.; HOLMA, A.; ANTIKAINEN, R.; LÄHTINEN, K.; LESKINEN, P. Assessing environmental impacts of biomass production chains: application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA). **Journal of Cleaner Production**, v. 29-30, p.238-245, 2012.

MOTA, V. C., CAMPOS, A. T., DAMASCENO, F. A., RESENDE, E. A. M., DO AMARAL REZENDE, C. P., DE ABREU, L. R., & VAREIRO, T. Confinamento para bovinos leiteiros: Histórico e características. **Pubvet**, v. 11, p. 424-537, 2017.

MUTEL, C.; LIAO, X.; PATOULLARD, L.; BARE, J.; FANTKE, P.; FRISCHKNECHT, R.; HAUSCHILD, M.; JOLLIET, O.; MAIA DE SOUZA, D.; LAURENT, A.; PFISTER, S.; VERONES, F. Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 24, n. 5, p. 856–865, 2019.

NASCIMENTO, A. M.; MACIEL, A. M.; SILVA, J. B. G.; MENDONÇA, H. V.; PAULA, V. R.; OTENIO, M. H. Biofertilizer Application on Corn (*Zea mays*) Increases the Productivity and Quality of the Crop Without Causing Environmental Damage. **Water, Air, and Soil Pollution**, vol. 231, n. 8, 2020.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; .....& HESS, L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, vol. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 2017.

NESHAT, S. A.; MOHAMMADI, M.; NAJAFPOUR, G. D.; LAHIJANI, P. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 79, n. July 2016, p. 308–322, 2017.

NGUYEN, T.T.H.; DOREAU, M.; CORSON, M.S.; EUGÈNE, M.; DELABY, L.; CHESNEAU, G.; GALLARD, Y.; VAN DER WERF, H.M.G. Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. **Journal of Environmental Management**, v. 120, p. 127-137, 2013.

NIERO, M., PIZZOL, M., BRUUN, H. G., THOMSEN, M. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *Journal of cleaner production*, v. 68, p. 25-35, 2014.

NOVAES, R. M. L.; PAZIANOTTO, R. A. A.; BRANDÃO, M.; ALVES, B. J. R.; MAY, A.; FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S. Estimating 20-year land-use change and derived CO<sub>2</sub> emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. **Global Change Biology**, vol. 23, n. 9, p. 3716–3728, 2017.

O'BRIEN, D.; CAPPER, J. L.; GARNSWORTHY, P. C.; GRAINGER, C.; SHALLOO, L. A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. **Journal of Dairy Science**, vol. 97, n. 3, p. 1835–1851, 2014.

OECD/FAO. Agricultural Outlook 2020-2029, OECD Publishing Paris, /Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponível em: [https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/oecd-fao-agricultural-outlook-2020-2029\\_1112c23b-en](https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/oecd-fao-agricultural-outlook-2020-2029_1112c23b-en). Acesso em: 24 ago. 2021.

OLIJHOEK, D. W., LØVENDAHL, P., LASSEN, J., HELLWING, A. L. F., HÖGLUND, J. K., WEISBJERG, M. R., ... LUND, P. Methane production, rumen fermentation, and diet digestibility of Holstein and Jersey dairy cows being divergent in residual feed intake and fed at 2 forage-to-concentrate ratios. **Journal of Dairy Science**, v. 101, n. 11, p. 9926-9940, 2018.

OLIVEIRA, J. M.; UGAYA, C. M. L. Eutrofização em água doce. **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. Cap. 4, p. 40 – 53, Brasília, DF : Ibict, 2019.

OLSZENSWSKI, F.T. Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em sistema semiextensivo e intensivo: estudo aplicado. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

OPITZ, A.; MENZEL, C. Uncertainty information in LCI-databases and its propagation through an LCA Model. In: **Progress in Life Cycle Assessment**. Springer, Cham., p. 69-77, 2018.

OWSIANIAK, M., BJØRN, A., LAURENT, A., MOLIN, C., & RYBERG, M. W. LCA applications. In: Life Cycle Assessment. **Springer**, Cham, p. 31-41, 2017.

OLSEN, S. I.; BORUP, M.; ANDERSEN, P. D. Future-oriented LCA. In: Life Cycle Assessment. **Springer**, Cham, p. 499-518, 2018.

PACIULLO, D. S. C.; GOMIDE, C. A. M. Manejo de pastagens tropicais em sistemas silvipastoris. ILPF: Inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta. **Embrapa Gado de Leite**. Capítulo 25 (INFOTECA-E), p. 389-403, 2019. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/209626/1/Cap-25-Ebook-ILPF-2019-Domingos-Manejo.pdf>. Acesso em: 28 nov. 2021.

PASSETTI, R. A. C., EIRAS, C. E., GOMES, L. C., SANTOS, J. F. & PRADO, I. N. Intensive dairy farming systems from Holland and Brazil: SWOT analyse comparison. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 38, p. 439-446, 2016.

PEREIRA, L. G. R.; MACHADO, F. S.; CAMPOS, M. M.; JUNIOR, R. G.; TOMICH, T. R.; REIS, L. G.; COOMBS, C. Enteric methane mitigation in ruminants: a review. **Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias**, vol. 28, p. 124–143, 2015.

PEROBELLI, F. S.; JUNIOR, I. F. A.; CASTRO, L. S. As dimensões espaciais da cadeia produtiva do leite em Minas Gerais. **Nova Economia**, v. 28, n. 1, p. 297-337, 2018.

PIEKARSKI, C. M., LUZ, L. M., ZOCHE, L., & FRANCISCO, A. C. Métodos de avaliação de impactos do ciclo de vida: uma discussão para adoção de métodos nas especificidades brasileiras. **Revista Gestão Industrial**, v. 8, n. 3, 2012.

PONTES, L. S.; SANTIAGO BARRO, R.; SAVIAN, J. V.; BERNDT, A.; LUIZ MOLETTA, J.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; BAYER, C.; CÉSAR, P.; CARVALHO, F. Performance and methane emissions by beef heifer grazing in temperate pastures and in integrated crop-livestock systems: The effect of shade and nitrogen fertilization. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 253, p. 90-97, 2018.

POPESCU, S., BORDA, C., DIUGAN, E. A., SPINU, M., GROZA, I. S., & SANDRU, C. D. Dairy cows' welfare quality in tie-stall housing system with or without access to exercise. **Acta Veterinaria Scandinavica**, v. 55, n. 1, p. 1-11, 2013.

POSSENTI, R. A., FRANZOLIN, R., SCHAMMAS, E. A., DEMARCHI, J. J. A. D. A., FRIGHETTO, R. T. S., LIMA, M. A. Efeitos de dietas contendo *Leucaena leucocephala* e *Saccharomyces cerevisiae* sobre a fermentação ruminal e a emissão de gás metano em bovinos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 8, p. 1509-1516, 2008.

PRé: 2016. Company History. Disponível em: <https://pre-sustainability.com/about/our-story/>. Acesso em: 24 nov. 2021.

RESENDE, J. C., LEITE, J. L. B., STOCK, A. S., NARDY, V. P. D. R. Produção e produtividade de leite no mundo. **Anuário do leite 2019**. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1109959/Anuario-Leite-2019.pdf>. Acesso em: 17 mai 2021.

ROCHA, C. H. B. ; PEREIRA, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 176-187, 2016.

ROCHA, D. T. Concentração geográfica da produção de leite no Brasil., **Revista Balde Cheio**. São Paulo, v.54, n.656, p. 16, 2019.

ROCHA, D. T. , CARVALHO, G. R., RESENDE, J. C. Cadeia produtiva do leite no Brasil: produção primária, Embrapa Gado de Leite. **Circular Técnica**, 123, 2020.

RODRIGUES, T., SUGAWARA, E., SILVA, D., FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S., BRAGA, T., UGAYA, C. Guia Qualidata: requisitos de qualidade de conjunto de dados para o banco nacional de inventários do ciclo de vida. Brasília: **Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia- IBICT.**, 2016.

RODRIGUES, T. O., BELIZARIO-SILVA, F., BRAGA, T. E. N., & SILVEIRA FOLEGATTI MATSUURA, M. I. D. LCA—Life Cycle Inventory Analysis and Database. In: *Life Cycle Engineering and Management of Products*. **Springer**, Cham, p. 71-93, 2021

ROER, A. G., JOHANSEN, A., BAKKEN, A. K., DAUGSTAD, K., FYSTRO, G., STRØMMAN, A. H. Environmental impacts of combined milk and meat production in

Norway according to a life cycle assessment with expanded system boundaries. **Livestock Science**, v. 155, n. 2-3, p. 384-396, 2013.

ROJAS-DOWNING, M. M.; NEJADHASHEMI, A. P.; HARRIGAN, T.; WOZNICKI, S. A. Climate change and livestock: Impacts, adaptation, and mitigation. **Climate Risk Management**, vol. 16, p. 145–163, 2017.

ROTZ, C. A.; MONTES, F.; CHIANESE, D. S. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. **Journal of Dairy Science**, vol. 93, n. 3, p. 1266–1282, 2010.

ROTZ, C. A. Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms. **Journal of Dairy Science**, vol. 101, n. 7, p. 6675–6690, 2018.

ROUSING, T.; WEMELSFELDER, F. Qualitative assessment of social behaviour of dairy cows housed in loose housing systems. *Applied Animal Behaviour. Science*, v. 101, n. 1-2, p. 40-53, 2006.

ROY, P., NEI, D., ORIKASA, T., XU, Q., OKADOME, H., NAKAMURA, N., & SHIINA, T. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of food engineering*, v. 90, n. 1, p. 1-10, 2009.

RUIZ, E. M., VALSASINA, L., FITZGERALD, D., SYMEONIDIS, A., TURNER, D., MÜLLER, J., ... & WERNET, G. Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3. 7 & v3. 7.1. **Ecoinvent Association. Zürich**, Switzerland, 2020.

RUVIARO, C. F.; GIANEZINI, M.; BRANDÃO, F. S.; WINCK, C. A.; DEWES, H. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. **Journal of Cleaner Production**, vol. 28, p. 9–24, 2012.

SANTOS, H. C. M., MARANDUBA, H. L., DE ALMEIDA NETO, J. A., RODRIGUES, L. B. Life cycle assessment of cheese production process in a small-sized dairy industry in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 4, p. 3470-3482, 2017.

SETAC: In: FAVA, J., DENISON, R., JONES, B., CURRAN, M.A., VIGON, B., SELKE, S., BARNUM, J. SETAC Workshop Report: **A Technical Framework for Life-Cycle Assessment**. Smugglers Notch, Vermont, August 18–23, 1991

SETAC: In: FAVA, J., CONSOLI, F., DENISON, R., DICKSON, K., MOHIN, T., VIGON, B. Conceptual **Framework for Life Cycle Impact Assessment**. **Workshop Report Sandestin FL**, February 1–7, 1993.

SCOTT, A.; BLANCHARD, R. The role of anaerobic digestion in reducing dairy farm greenhouse gas emissions. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 13, n. 5, p. 1–18, 2021.

SEGNINI, A.; AUGUSTO, A.; XAVIER, P.; OTAVIANI-JUNIOR, P. L.; PERONDI, P.; OLIVEIRA, A.; FARIA, A. De; FERNANDA, M.; MENEGUCCI, F.; HENRIQUE, P.; RODRIGUES, M.; MARCONDES, D.; PEREIRA, B. Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. **Scientia Agriola**, n. February, p. 33–40, 2017.

SEÓ, H. L. S.; MACHADO FILHO, L. C. P.; RUVIARO, C. F.; LÉIS, C. M. de. Avaliação do Ciclo de Vida na bovinocultura leiteira e as oportunidades ao Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, vol. 22, n. 2, p. 221–237, 2017.

SCHOUTEN, M., VERWAART, T., HEIJMAN, W. Comparing two sensitivity analysis approaches for two scenarios with a spatially explicit rural agent-based model. **Environmental Modelling & Software**, v. 54, p. 196-210, 2014.

SILVA, M. F., SILVA, A. C. Análise dos indicadores zootécnicos e econômicos do sistema de produção de leite a pasto com suplementação. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, vol. 3, n. 1, 2013.

SILVA, M. V. G. B.; MARTINS, M. F.; GONÇALVES, G. S.; PANETTO, J. C. do C.; PAIVA, L. de C.; MACHADO, M. A.; FAZA, D. R. de L. R.; JUNIOR, E. F. Programa de Melhoramento Genético da Raça Girolando - **Sumário de Touros**, n. 248. [S. l.: s. n.], 2020.

SILVA, S. C., UEBELE, M. C., DE SOUZA CONGIO, G. F., CARNEVALLI, R. A., SBRISSIA, A. F. Growth of *Megathyrus maximus* cv. Mombaça as affected by grazing strategies and environmental seasonality. I. Tillering dynamics and population stability. **Crop and Pasture Science**, v. 72, n. 1, p. 55-65, 2021.

SMITH, P. Carbon sequestration in croplands: The potential in Europe and the global context. **European Journal of Agronomy**, vol. 20, n. 3, p. 229–236, 2004.

SOUSSANA, J. F.; TALLEC, T.; BLANFORT, V. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. **Animal**, vol. 4, n. 3, p. 334–350, 2009.

SOUZA, D.A., SOUZA, M. M. S., SILVA, J. M. S., SKRAPEC, M. V. C., SILVA, D. F. S., QUEIROZ, D. B., CARDOSO, M. V. O. A Importância das Medidas de Mitigação e Adaptação Frente às Mudanças Climáticas na Agropecuária Brasileira. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 11, p. 108413-108425, 2021.

STOCK, L. 2020. Produção mundial de leite: tendências nos principais países. **Anuário do Leite** **2020**. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1124722> . Acesso em 27 jun 2021.

STOCK, L., 2019. Panorama do futuro do leite no mundo, in: 1o Encontro Técnico e Científico Dos Coordenadores Dos Subcomitês Do Comitê Brasileiro- SC/CB-FIL/IDF.

STOCKER, T. F., & PLATTNER, G. K. Climate policy: Rethink IPCC reports. **Nature**, v. 513, n. 7517, p. 163-165, 2014.

STYLES, D.; GONZALEZ-MEJIA, A.; MOORBY, J.; FOSKOLOS, A.; GIBBONS, J. Climate mitigation by dairy intensification depends on intensive use of spared grassland. **Global Change Biology**, vol. 24, n. 2, p. 681–693, 2018.

THINKSTEP: A brief history of Life Cycle Assessment (LCA). Disponível em: <https://www.thinkstep-anz.com/services/product/life-cycle-assessment/>. Acesso em: 24 nov. 2021.

TOMICH, T. R.; MACHADO, F. S.; PEREIRA, L. G. R.; CAMPOS, M. M. Nutrição de precisão na pecuária leiteira. **Cadernos Técnicos de Veterinária e Zootecnia**, n79, , p. 54–72, 2015.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases: A Basis for Greener Processes and Products. Paris: **United Nations Publication**, 156 p., 2011. Disponível em: <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2011%20-%20Global%20Guidance%20Principles.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2021.

US EPA: Resource and Environmental Profile Analysis of Nine Beverage Container Alternatives—Final Report. EPA/530/SW-91c. U.S. Environmental Protection Agency, 1974.

VAN GASTELEN, S.; DIJKSTRA, J.; BINNENDIJK, G.; DUVAL, M.; L HECK, J. M.; KINDERMANN, M.; ZANDSTRA, T. 3-Nitrooxypropanol decreases methane emissions and increases hydrogen emissions of early lactation dairy cows, with associated changes in nutrient digestibility and energy metabolism. **Journal of Dairy Science**, vol. 103, p. 8074–8093, 2020.

VASCONCELOS, K.; FARINHA, M.; BERNARDO, L.; DO N. LAMPERT, V.; GIANEZINI, M.; DA COSTA, J. S.; FILHO, A. S.; GENRO, T. C. M.; RUVIARO, C. F. Livestock-derived greenhouse gas emissions in a diversified grazing system in the endangered Pampa biome, Southern Brazil. **Land Use Policy**, vol. 75, n. March, p. 442–448, 2018.

VILELA, D.; FERREIRA, R. de P.; FERNANDES, E. N.; JUNTOLL, F. V. Pecuária de Leite no Brasil: **Cenários e avanços tecnológicos**, Embrapa, Brasília-DF, 2016. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/164236/1/Pecuarria-de-leite-no-Brasil.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2021.

VILELA, D., RESENDE, J. C. D., LEITE, J. B., ALVES, E. A evolução do leite no Brasil em cinco décadas. **Revista de Política Agrícola**, v. 26, n. 1, p. 5-24, 2017.

VILMIN, L., MOGOLLÓN, J. M., BEUSEN, A. H. W., VAN HOEK, W. J., LIU, X., MIDDELBURG, J. J., BOUWMAN, A. F. Modeling process-based biogeochemical dynamics in surface fresh waters of large watersheds with the IMAGE-DGNM framework. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, v. 12, n. 11, p. e2019MS001796, 2020.

WAHYUDI, J. The potential of energy production and greenhouse gases emissions reduction of dairy farm biogas production. IOP Conference Series: **Materials Science and Engineering**, vol. 1034, no. 1, p. 012085, 2021.

WANG, X., LEDGARD, S., LUO, J., GUO, Y., ZHAO, Z., GUO, L., ... & MA, L. Environmental impacts and resource use of milk production on the North China Plain, based on life cycle assessment. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 486-495, 2018.

WATTS, N.; AMANN, M.; ARNELL, N.; AYEB-KARLSSON, S.; BEAGLEY, J.; BELESOVA, K.; BOYKOFF, M.; BYASS, P.; & COSTELLO, A. The 2020 report of The Lancet Countdown on health and climate change: responding to converging crises. **The Lancet**, vol. 397, n. 10269, p. 129–170, 2021.

WEIDEMA, B. P.; BAUER, C.; HISCHIER, R.; MUTEL, C.; NEMECEK, T.; REINHARD, J.; VADENBO, C. O.; WENET, G. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. **Ecoinvent Report 1 (v3). Swiss Center for Life Cycle Inventories**, vol. 3, n. 1, p. 169, 2013. <http://www.ecoinvent.org/database/methodology-of-ecoinvent-3/methodology-of-ecoinvent-3.html>.

WEIDEMA, B. P., & WESNAES, M. S. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. **Journal of cleaner production**, v. 4, n. 3-4, p. 167-174, 1996.

WOLF, P.; GROEN, E. A.; BERG, W.; PROCHNOW, A.; BOKKERS, E. A. M.; HEIJUNGS, R.; DE BOER, I. J. M. Assessing greenhouse gas emissions of milk production: which parameters are essential? **International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 22, n. 3, p. 441–455, 2017.

WREGE, M. S.; STEINMETZ, S.; JÚNIOR, C. R.; DE ALMEIDA, I. R.; GARRASTAZU, M. C.; HERTER, F. G.; CARAMORI, P. H.; MATZENAUER, R.; RADIN, B.; BRAGA, H. J.; PANDOLFO, C.; PRESTES, S. D.; DA CUNHA, G. R.; MALUF, J. R. T. Atlas Climático da Região Sul do Brasil. Estado de Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. **Journal of Chemical Information and Modeling**, vol. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2012.

YAO, Y.; HUANG, G.; AN, C.; CHEN, X.; ZHANG, P.; XIN, X.; JIAN SHEN; AGNEW, J. Anaerobic digestion of livestock manure in cold regions: Technological advancements and global impacts. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 119, p. 109494, 2020.

ZOCCAL, R. Alguns números do leite. **Revista Balde Branco**, São Paulo, v. 51, n. 623, p. 8. 2016. Disponível em: <http://www.baldebranco.com.br/alguns-numeros-do-leite/>. Acesso em: 20 out. 2021.

ZOCCAL R. Leite nas grandes regiões brasileiras. **Anuário do leite 2019**. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1109959/Anuario-Leite-2019.pdf>. Acesso em: 17 mai 2021.

ZUCALI, M., BAVA, L., COLOMBINI, S., BRASCA, M., DECIMO, M., MORANDI, S., ... & CROVETTO, G. M. Management practices and forage quality affecting the contamination of milk with anaerobic spore-forming bacteria. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, 95(6), 1294-1302. 2015.

ZUCALI, M., LOVARELLI, D., CELOZZI, S., BACENETTI, J., SANDRUCCI, A., & BAVA. Management options to reduce the environmental impact of dairy goat milk production. **Livestock Science**, v. 231, p. 103888, 2020.



## APENDICE

### Leite in Natura de Bovino, Sistema Semiconfinado, Raça Girolando, Região Zona da Mata [MG, BR]

Materiais e Energia	Categoria	Processo Elementar	Dado corrigido	Unidade corrigida	Tipo de dado
<b>Entradas</b>					
Diesel, queimado em maquinário	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	2,74E-02	l/kg de leite FPCM	Medido
Ocupação, solo profundo, várzea, para manejo do rebanho	Uso de terra	Manejo do Rebanho	1,28E+00	m <sup>2</sup> *ano/kg de leite FPCM	Medido
Ocupação, solo profundo, várzea, para pastagem animal	Uso de terra	Pastagem	1,06E+00	m <sup>2</sup> *ano/kg de leite FPCM	Medido
Eletricidade	Consumo de energia	Manejo do Rebanho	4,41E-02	kWh/kg de leite FPCM	Medido
Água (mina/poço) para dessedentação - Bacia Rio Paraíba do Sul	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	7,43E-03	m <sup>3</sup> /kg de leite FPCM	Medido
Água (mina/poço) para limpeza - Bacia Rio Paraíba do Sul	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	5,61E-03	m <sup>3</sup> /kg de leite FPCM	Medido
Detergente neutro, lavagem de equipamento de ordenha	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	6,91E-04	l/kg de leite FPCM	Medido
Detergente alcalino, lavagem de equipamento de ordenha	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	6,55E-04	l/kg de leite FPCM	Medido
Detergente ácido, lavagem de equipamento de ordenha	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	2,66E-04	l/kg de leite FPCM	Medido
Sanitizante, lavagem de equipamento de ordenha e desinfecção dos tetos	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	2,62E-04	l/kg de leite FPCM	Medido
Silagem de milho	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	7,57E-01	kg/kg de leite FPCM	Medido
Silagem de capiaçu	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	2,03E-01	kg/kg de leite FPCM	Medido
Farelo de milho	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	3,01E-01	kg/kg de leite FPCM	Medido
Farelo de soja	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	1,32E-01	kg/kg de leite FPCM	Medido
Sal mineral	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	5,32E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Núcleo Mineral	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	1,67E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Ureia	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	1,48E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Caroco de Algodão	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	4,27E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Fertilizante Nitrogênio, como N (mineral)	Consumo de materiais	Pastagem	8,37E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Fertilizante Fosfato, como P2O5 (mineral)	Consumo de materiais	Pastagem	2,27E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Fertilizante Potássio, como K2O (mineral)	Consumo de materiais	Pastagem	8,30E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
<b>Saídas</b>					
Leite	Produto	Manejo do Rebanho		l/kg de leite FPCM	Medido
Animais para abate	Co-produto	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Medido

Dejetos	Co-produto	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de CO2 fóssil (diesel)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de CH4 fóssil (diesel)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de N2O (diesel)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de CO2 biogênico (diesel)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Metano CH4 (fermentação entérica) - biogênico	Emissões para ar	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Metano CH4 (manejo de dejetos) - biogênico	Emissões para ar	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Óxido nitroso (N2O) (emissão direta)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Óxido nitroso (N2O) por lixiviação (emissão indireta)	Emissões para água	Manejo dos Dejetos		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Amônia volatilizada na forma de N2O (emissão indireta)	Emissões para ar	Manejo dos Dejetos		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Amônia (fertilizante mineral na pastagem)	Emissões para ar	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de NOx (fertilizante na pastagem)	Emissões para ar	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de N2O (fertilizante na pastagem)	Emissões para ar	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Nitrato (NO3-N) para a água subterrânea (fertilizante)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de fosfato para água subterrânea (fertilizante)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de fosfato para água de superfície (fertilizante)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de fósforo para água de superfície (fertilizante)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Cádmi (Cd) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Cobre (Cu) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Zinco (Zn) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Chumbo (Pb) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Níquel (Ni) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Crômio (Cr) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Cádmi (Cd) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Cobre (Cu) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Zinco (Zn) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Chumbo (Pb) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Níquel (Ni) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Crômio (Cr) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem		kg/kg de leite FPCM	Calculado

**Leite in Natura de Bovino, Sistema Semiconfinado, Raça Holandês Preto e Branco, Região dos Campos Gerais [PR, BR]**

<b>Materiais e Energia</b>	<b>Categoria</b>	<b>Processo Elementar</b>	<b>Dado corrigido</b>	<b>Unidade corrigida</b>	<b>Tipo de dado</b>
<b>Entradas</b>					
Diesel, queimado em maquinário	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	4,26E-04	l/kg de leite FPCM	Medido
Ocupação, solo profundo, várzea, para manejo do rebanho	Uso de terra	Manejo do Rebanho	3,91E-01	m <sup>2</sup> *ano/kg de leite FPCM	Medido
Ocupação, solo profundo, várzea, para pastagem animal	Uso de terra	Pastagem	3,24E-01	m <sup>2</sup> *ano/kg de leite FPCM	Medido
Mudas de Jiggs (para pastagem animal)	Consumo de materiais	Pastagem	9,72E-05	kg/kg de leite FPCM	Medido
Mudas de Tifton (para pastagem animal)	Consumo de materiais	Pastagem	9,72E-05	kg/kg de leite FPCM	Medido
Inseticida (para pastagem)	Consumo de materiais	Pastagem	6,48E-06	kg/kg de leite FPCM	Medido
Eletricidade	Consumo de energia	Manejo do Rebanho	1,06E-01	kWh/kg de leite FPCM	Medido
Água (poço artesiano) para dessedentação	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	3,84E-03	m <sup>3</sup> /kg de leite FPCM	Medido
Água (poço artesiano) para limpeza	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	1,99E-03	m <sup>3</sup> /kg de leite FPCM	Medido
Detergente neutro, lavagem de equipamento de ordenha	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	9,97E-05	l/kg de leite FPCM	Medido
Detergente alcalino, lavagem de equipamento de ordenha	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	3,05E-04	l/kg de leite FPCM	Medido
Detergente ácido, lavagem de equipamento de ordenha	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	1,09E-04	l/kg de leite FPCM	Medido
Sanitizante, lavagem de equipamento de ordenha e desinfecção dos tetos	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	5,59E-05	l/kg de leite FPCM	Medido
Silagem de milho	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	3,76E-01	kg/kg de leite FPCM	Medido
Pré-secado (Azevém)	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	7,69E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Pré-secado (Aveia)	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	3,29E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Feno ou palha	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	3,89E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Concentrado pronto	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	2,45E-01	kg/kg de leite FPCM	Medido
Farelo de soja	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	3,11E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Casca de soja	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	6,77E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Sal Mineral	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	4,43E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Bicarbonato de sódio	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	8,10E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Concentrado pronto para recém-nascido	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	1,94E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Fertilizante Nitrogênio, como N (mineral)	Consumo de materiais	Pastagem	5,54E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido

Fertilizante Fosfato, como P2O5 (mineral)	Consumo de materiais	Pastagem	1,57E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Fertilizante Potássio como as K2O (mineral)	Consumo de materiais	Pastagem	5,87E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
<b>Saídas</b>					
Leite	Produto	Manejo do Rebanho	1,00E+00	kg de leite FPCM	Medido
Animais para abate (peso vivo)	Co-produto	Manejo do Rebanho	1,58E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Dejetos	Co-produto	Manejo do Rebanho	1,67E+00	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de CO2 (diesel) (fóssil)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho	9,95E-07	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de CH4 (diesel) (fóssil)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho	6,76E-11	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de N2O (diesel)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho	5,38E-11	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de CO2 (diesel) (biogênico)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho	1,07E-07	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Metano (CH4) entérico (biogênico)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho	2,43E-02	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Metano (CH4) do manejo de dejetos (biogênico)	Emissões para ar	Manejo dos Dejetos	4,02E-04	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Óxido nitroso (N2O) (emissão direta)	Emissões para ar	Manejo dos Dejetos	5,71E-05	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Óxido nitroso (N2O) por lixiviação (emissão indireta)	Emissões para água	Manejo dos Dejetos	3,77E-05	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Amônia volatilizada na forma de N2O (emissão indireta)	Emissões para ar	Manejo dos Dejetos	7,79E-05	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de amônia em função do uso de fertilizantes minerais e orgânicos	Emissões para ar	Pastagem	2,42E-03	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de NOx (fertilizantes)	Emissões para ar	Pastagem	3,72E-05	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de N2O (fertilizantes)	Emissões para ar	Pastagem	1,77E-04	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de CO2 (aplicação de ureia)	Emissões para ar	Pastagem	7,69E-03	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Nitrato para água subterrânea (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	1,17E-03	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Fosfato para água subterrânea (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	2,28E-06	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Fosfato para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	8,42E-06	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Fósforo para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	2,54E-04	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Cádmio (Cd) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	1,43E-12	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Cobre (Cu) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	9,61E-10	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Zinco (Zn) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	1,19E-09	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Chumbo (Pb) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	7,71E-11	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Níquel (Ni) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	2,57E-11	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Crômio (Cr) para água de superfície (fertilizantes)	Emissões para água	Pastagem	2,30E-10	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Cádmio (Cd) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem	1,43E-08	kg/kg de leite FPCM	Calculado

Emissões de Cobre (Cu) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem	9,61E-06	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Zinco (Zn) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem	1,19E-05	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Chumbo (Pb) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem	7,71E-07	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Níquel (Ni) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem	2,57E-07	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Crômio (Cr) para o solo (fertilizantes)	Emissões para terra	Pastagem	2,30E-06	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de TIAMETOXAM para o ar	Emissões para ar	Pastagem	1,54E-02	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de LAMBDA-CIALOTRINA para o ar	Emissões para ar	Pastagem	1,61E-02	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de TIAMETOXAM para a água subterrânea	Emissões para água	Pastagem	2,72E-03	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de LAMBDA-CIALOTRINA para a água subterrânea	Emissões para água	Pastagem	1,71E-06	kg/kg de leite FPCM	Calculado

**Leite in Natura de Bovino, Sistema Confinado, Raça Holandês Preto e Branco, Região dos Campos Gerais [PR, BR]**

<b>Materiais e Energia</b>	<b>Categoria</b>	<b>Processo Elementar</b>	<b>Dado corrigido</b>	<b>Unidade corrigida</b>	<b>Tipo de dado</b>
<b>Entradas</b>					
Ocupação, solo profundo, várzea, para manejo do rebanho	Uso de terra	Manejo do Rebanho	2,92E-02	m2*ano/kg de leite FPCM	Medido
Eletricidade	Consumo de energia	Manejo do Rebanho	6,87E-02	kWh/kg de leite FPCM	Medido
Água (poço artesiano) para dessedentação (Bacia do Rio Tibagi)	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	3,84E-03	m3/kg de leite FPCM	Medido
Água (poço artesiano) para limpeza (Bacia do Rio Tibagi)	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	1,48E-03	m3/kg de leite FPCM	Medido
Detergente alcalino, lavagem de equipamento de ordenha	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	8,02E-05	l/kg de leite FPCM	Medido
Detergente ácido, lavagem de equipamento de ordenha	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	4,64E-05	l/kg de leite FPCM	Medido
Sanitizante, lavagem de equipamento de ordenha e desinfecção dos tetos	Consumo de materiais	Manejo do Rebanho	4,73E-05	l/kg de leite FPCM	Medido
Silagem de milho	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	3,50E-01	kg/kg de leite FPCM	Medido
Pré-secado (Azevém)	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	7,79E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Pré-secado (Aveia)	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	3,34E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Feno ou palha	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	1,57E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Concentrado pronto	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	1,83E-01	kg/kg de leite FPCM	Medido
Farelo de soja	Consumo de Material	Recepção e Armazenagem de Insumos	4,35E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Casca de soja	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	5,06E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Sal Mineral	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	4,04E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Bicarbonato de sódio	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	6,05E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
Concentrado pronto para recém-nascido	Consumo de materiais	Recepção e Armazenagem de Insumos	1,45E-03	kg/kg de leite FPCM	Medido
<b>Saídas</b>					
Leite	Produto	Manejo do Rebanho	1,00E+00	kg de leite FPCM	Medido
Animais para abate (peso vivo)	Co-produto	Manejo do Rebanho	1,60E-02	kg/kg de leite FPCM	Medido
Dejetos	Co-produto	Manejo dos Dejetos	1,88E+00	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Metano (CH4) entérico (biogênico)	Emissões para ar	Manejo do Rebanho	1,55E-02	kg/kg de leite FPCM	Calculado

Emissões de Metano (CH <sub>4</sub> ) do manejo de dejetos (biogênico)	Emissões para ar	Manejo dos Dejetos	3,42E-04	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de Amônia volatilizada na forma de N <sub>2</sub> O (emissão indireta)	Emissões para ar	Manejo dos Dejetos	7,79E-05	kg/kg de leite FPCM	Calculado