

CRISTIANE MARIA DE LÉIS

**DESEMPENHO AMBIENTAL DE TRÊS SISTEMAS DE
PRODUÇÃO DE LEITE NO SUL DO BRASIL PELA
ABORDAGEM DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

Co-orientador: Airton Spies, Dr.

Florianópolis
2013

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Léis, Cristiane Maria de
Desempenho ambiental de três sistemas de produção de
leite no Sul do Brasil pela abordagem da Avaliação do Ciclo
de Vida / Cristiane Maria de Léis ; orientador, Sebastião
Roberto Soares ; co-orientador, Airton Spies. -
Florianópolis, SC, 2013.
133 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Avaliação do Ciclo de Vida.
3. Produção de leite. 4. Impactos ambientais. 5. Pegada de
Carbono. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Spies, Airton.
III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

**DESEMPENHO AMBIENTAL DE TRÊS SISTEMAS DE
PRODUÇÃO DE LEITE NO SUL DO BRASIL PELA
ABORDAGEM DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de “Doutora em Engenharia Ambiental”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 19 de dezembro de 2013.

Prof. William Gerson Matias, Dr.
Coordenador do Curso

Prof., Dr. Sebastião Roberto
Soares,
Orientador
UFSC – ENS/ CTC

Dr. Airton Spies,
Co-Orientador
Secretaria de Estado da
Agricultura e da Pesca de Santa
Catarina

Banca Examinadora:

Prof., Dra. Alexandra
Rodrigues Finotti
UFSC – ENS/CTC

Prof., Dr. Armando de Azevedo
Caldeira-Pires
UNB - ENM

Prof., Dr. Fernando Soares
Pinto Sant’Anna
UFSC – ENS/CTC

Dra. Marília Ieda da S.
Folegatti Matsuura
Embrapa Meio Ambiente

Prof., Dra. Daniele Cristina da
Silva Kazama
UFSC – DZDR/CCA

Dedico essa tese aos meus pais Nestor e Laura;
meu irmão Carlos Endrigo;
meu sobrinho Igor;
e aos anjos: Luzi Maria e Marcelo Grangeiro (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Inúmeras foram as pessoas que direta ou indiretamente fizeram parte dessa jornada para a concretização desse sonho chamado: Doutorado! À todos agradeço:

A Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) e a todos docentes e funcionários. Em especial a Lucas Peter Keunecke pelo carinho, competência, boas risadas e palavras de incentivo, principalmente nessa reta final.

Ao CNPq pelo apoio financeiro (MCT/CNPq/ CT-Agronegócio/ MAPA-SDC N° 40/ 2008) e pela concessão de bolsa de estudos no Brasil (Processo 143311/2009-3).

A CAPES pela concessão da bolsa de doutorado “sandwich” Brasil/ Suécia (Processo 2410-11-7).

Aos membros da banca pela disponibilidade, sugestões para o aprimoramento deste estudo.

Ao professor Sebastião Roberto Soares por sua orientação e confiança à realização deste trabalho. Pelas oportunidades e portas abertas no decorrer do período de doutoramento. E principalmente pela oportunidade de crescimento e convívio com todos que fazem e já fizeram parte do CICLOG. Professor, meus sinceros agradecimentos!

Ao meu co-orientador Airton Spies pela orientação, contribuições e ensinamentos na área agrícola. Pela disponibilidade, simplicidade, preocupação e por acreditar que era possível fazer a diferença.

Ao *Department of Sustainable Food Production of the Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK/ Sweden)*. Em especial à Christel Cederberg, Magdalena Wallmann, Anna Aronsson, Cheila Pereira, Friederike Ziegler, Maria Henriksson, Anna Flysjö e Daniel Meyer. *Tack så mycket M.U.!*

Aos amigos brasileiros na Suécia, que minimizaram a saudade: Beto, Maria, Benjamin e Catarina Barreto; a Suelen e Felipe Battistella; a Klaus, Débora, Erick, Laura e Giulia Frank.

A Clandio Ruviaro e família, pela amizade, contribuições e sugestões para a tese e pela parceria profissional.

Aos queridos e amados “amigos do CCA”: Denilson Dortzbach, Iria Araújo, Rafa Couto, Marcos Lana, Elisa Vilvert, Lucas Benedetti, Júlio Uriarte, Vilmar Müller, Fer Savizck, Gabi Schirmann, Fabi Brito e Luana Sardá, por todos inesquecíveis e bons momentos vividos em Florianópolis. E também ao Djalma Schmitt e família. E às minhas “pequenas irmãs”: Carol Massignani e Si Pintro, vocês são super!

À grande amiga Iracema, Israel e à pequena Maria, pelo carinho e apoio incondicional. “*Just know, you’re never alone*”, com toda certeza fizeram a diferença.

Aos amigos do PPGEA, que tornaram essa temporada super divertida e menos solitária: Lucila Coral, Maria Elisa, Elivete Prim, Pilar Sebernt, Albert Cardoso, Roberto Goerl, Fabi Tasca, Tiago Belli, Ronaldo Kellner, Wanderli Rogério, Rodrigo Mohedano, Jorge Tavares, Márcio Cardoso e Hugo Rohden. E em especial às amigas Carol Rodrigues, Pauline Amaral, Isa Bonatto, Fe Poersch, Nai Ramos e aos amigos João Sá e Gabriel Cavelhão, que foram sensacionais dividindo bons e cansativos momentos dessa jornada, tornando os dias mais leves, alegres e divertidos por aqui.

E às queridas amigas Débora Toledo, Ju Müller, Fran Fedrizzi, pelo carinho, amizade, conselhos e por compartilhar excelentes e descontraídos momentos por aqui vividos. Vocês são grandes, meninas!

Aos membros do CICLOG pelas risadas e excelente convívio: Rodrigo Alvarenga, Luiz Solon, Milton Andrade, Henrique Junior, Marcos Licínio, Andrea Pereira, Morgana Decker e Ricardo Braun. À querida Vanessa Santana pelas palavras de incentivo e valiosas dicas! E de maneira muito especial ao Edi Cherubini, Gui Zanghelini e Vamilson Prudêncio pelo apoio incondicional nessa jornada, simplesmente me faltam palavras para expressar o quanto vocês foram surpreendentes e sensacionais em todos os momentos desse doutoramento, não só no laboratório, mas também fora dele. Amo vocês meninos! Aos ex-membros: Bruno Menezes e Franciele Olszewinski. À querida amiga Camile Helpa. E quando a saudade bater: *#trabalhembastante!*

A todos da família Pedroso e da família de Léis, em especial à tia Lucilde e à minha surpreendente “irmã” Márcia, simplesmente por tudo! E a Neci Maccarini pelas energias positivas e incentivos, sempre!

Ao meu querido irmão Endrigo e à minha inesquecível e eterna cunhada Luzi Maria (*in memoriam*) por todo apoio e amor ao longo dessa jornada acadêmica e principalmente por terem me presenteado com o melhor: meu lindo sobrinho Igor, à quem também agradeço e me orgulho de amar e ser amada.

Aos meus amados pais Nestor e Laura, por quem não há palavras suficientes para expressar minha eterna gratidão e felicidade pela oportunidade e apoio para a concretização desse sonho. Agradeço pela melhor e maior herança que vocês poderiam me deixar: o estudo! Amo vocês! Em especial agradeço à minha mãe Laura: a mais bela de todas as flores, fonte de minha inspiração e determinação, dona de uma força inexplicável e de um amor incondicional.

*“Um homem precisa viajar
Por sua conta, não por meio de histórias, imagens, livros ou TV
Precisa viajar por si, com seus olhos e pés, para entender o que é seu.
Para um dia plantar as suas árvores e dar-lhes valor.
Conhecer o frio para desfrutar o calor. E o oposto.
Sentir a distância e o desabrigo para estar bem sob o próprio teto.
Um homem precisa viajar para lugares que não conhece
para quebrar essa arrogância que nos faz ver o mundo como o
imaginamos e não simplesmente como é ou pode ser;
que nos faz professores e doutores do que não vimos,
quando deveríamos ser alunos, e simplesmente ir ver.”
Amyr Klink (Mar Sem Fim)*

RESUMO

O Brasil destaca-se mundialmente pelas atividades agropecuárias, mas também pelos impactos ambientais a elas associados. A caracterização ambiental dessas atividades sob a ótica da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) está iniciando no país. Para que um sistema produtivo se torne mais sustentável é fundamental identificar e quantificar em quais etapas da produção ocorrem os impactos ambientais mais significativos. A hipótese de que a produção de 1 quilograma de leite corrigido pela energia (ECM) em sistema a base de pasto possui o pior desempenho ambiental do que em sistema confinado e semi confinado foi testada na região Sul do Brasil. Para as categorias acidificação, eutrofização, ocupação de solo e demanda acumulada de energia foi utilizado o método CML, sendo que a hipótese foi rejeitada com emissões de 7,73 g SO₂eq, 4,07 g PO₄eq, 0,71 m²a e 3,98 MJeq por kg de leite corrigido pela energia, respectivamente. No entanto, para a Pegada de Carbono a hipótese foi corroborada, pois o sistema de produção de leite em confinamento apresentou o melhor desempenho com 0,53 kg CO₂eq por kg de leite corrigido. Ao considerar os impactos da mudança direta do uso da terra (dLUC) para a produção dos grãos e sementes de algodão provenientes da região Centro-Oeste, a Pegada de Carbono foi 45%, 37% e 37% superior para os sistemas confinado, semi confinado e a base de pasto, respectivamente. Esse aumento nas emissões que contribuem para os gases de efeito estufa foi consequência do desmatamento considerado para a região Centro-Oeste do país, grande produtora de grãos. Uma vez que a produção e a ingestão de alimentos animal foram os *hotspots* do ciclo de vida da produção de leite nos sistemas avaliados, e a ingestão destes é um dos parâmetros mais importantes na produção de leite e com um risco óbvio de incerteza dos dados, uma análise de incerteza foi realizada com a simulação de Monte Carlo (MC). Os resultados mostraram baixa incerteza na variação dos nutrientes digestíveis totais (NDT) e proteína bruta (PB). A análise de sensibilidade mostrou que a escolha do método de alocação pode alterar os resultados finais, principalmente quando utilizado a expansão do sistema para a carne bovina. Numa análise da Pegada de Carbono, observou-se que a ingestão protéica animal (leite e carne) recomendada para um habitante no Brasil e na Suécia foi maior para um brasileiro pelo elevado consumo de carne. No entanto, ao considerar apenas a ingestão de leite, as emissões associadas a um habitante sueco foram mais desfavoráveis, considerando o consumo per capita específico de

cada país. Os resultados desta pesquisa de tese mostraram que a produção de leite no Sul do Brasil apresentou um bom desempenho ambiental, com potencial competitivo internacionalmente.

Palavras-chave: leite, impactos ambientais, avaliação do ciclo de vida, incertezas, sensibilidade, pegada de carbono.

ABSTRACT

Brazil is worldwide well-known for its agricultural activities, but also the environmental impacts generated by these activities. The environmental performance of these activities from the Life Cycle Assessment (LCA) perspective is starting in that country. In order to make a production system more sustainable, it is essential to quantify and identify in which stages of production the environmental impacts occur. The hypothesis that the production of 1 kg of energy-corrected milk (ECM) at the farm gate in the pasture-based grazing system has worst environmental performance than in confined feedlot system and semi confined feedlot system was evaluated in the southern region of Brazil. For the categories acidification, eutrophication, land occupation and cumulative energy demand, this hypothesis was rejected, with emissions of approximately 7.73 g SO₂eq; 4.07 g PO₄eq; 0.71 m²a and 3.98 MJeq per kg of energy-corrected milk, respectively. However, the hypothesis was supported for Carbon Footprint category, i.e., the confined feedlot system showed the best environmental performance with 0.53 kg CO₂eq per kg of energy-corrected milk. When considering the emissions from direct land use change (dLUC) for grains and cottonseed production, the Carbon Footprint had 45%, 37% and 37% higher impacts to confined feedlot system, semi confined feedlot system and pasture-based grazing system, respectively. This increase in emissions that contribute to greenhouse gases was consequence of deforestation considered for the Center-west region of Brazil. The production of animal feed was a hotspot in the life cycle assessment of the milk production, and the feed intake is one of the most important parameters in milk production and had an obvious risk of uncertainty of the data. The Monte Carlo (MC) simulation was used for uncertainty analysis. The results showed low uncertainty in the variation of total digestible nutrients (TDN) and crude protein (CP). The sensitivity analysis showed that the choice of allocation method can influence in the final results, especially when system expansion was used to beef. In a carbon footprint analysis, it was observed that the animal protein intake (milk and meat) recommended for an inhabitant in Brazil was higher than for an inhabitant in Sweden. However, when considering only the milk intake, the emissions associated for an inhabitant in Sweden showed adverse, considering the consumption per capita specific to each country. The results of this thesis showed that the Brazilian milk production had a good environmental performance, with a good competitive potential.

Keywords: Milk, Environmental Impact, Life Cycle Assessment, Uncertainty, Sensitivity Analysis, Carbon Footprint.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. In)sustentabilidade ambiental da bovinocultura de leite.....	28
Figura 2. Estrutura da ACV e suas quatro fases.....	33
Figura 3. Localização das propriedades produtoras de leite estudadas.	50
Figura 4. Fronteiras do sistema de produção de leite.	58
Figura 5. Resumo de cada fase da ACV da produção de leite.	65
Figura 6. Acidificação nos sistemas de produção de leite.....	69
Figura 7. Eutrofização nos sistemas de produção de leite.....	72
Figura 8. Ocupação de terra da alimentação animal (m ² a/ kg ECM). ..	75
Figura 9. Demanda de energia nos sistemas de leite.	78
Figura 10. Participação dos principais GEE de cada sistema.....	83
Figura 11. Aquecimento global relativo - consumo per capita de leite.	97
Figura 12. Consumo de proteína animal em 2005.....	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Pesquisas de ACV na produção de leite e derivados.....	37
Tabela 2. Principais diretrizes das categorias selecionadas.....	47
Tabela 3. Variação na dieta animal dos sistemas estudados.....	54
Tabela 4. Sistemas de produção de leite - Acidificação	68
Tabela 5. Sistemas de produção de leite - Eutrofização.	71
Tabela 6. Sistemas de produção de leite – ocupação de terra.....	74
Tabela 7. Sistemas de produção de leite – demanda de energia.....	77
Tabela 8. Pegada de carbono dos sistemas de produção de leite.....	81
Tabela 9. Comparação do CO ₂ eq/ kg ECM de diferentes estudos.....	85
Tabela 10. Comparação de CH ₄ entérico em diferentes estudos.	87
Tabela 11. Variação de parâmetros na simulação de Monte Carlo.	89
Tabela 12. Métodos de alocação avaliados.	92
Tabela 13. Expansão do sistema avaliados.....	93
Tabela 14. Emissões de kg CO ₂ eq por kg proteína ingerida.	98

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de impacto do ciclo de vida
BSI	British Standard Institute
CED	Cumulative Energy Demand
CH ₄	Metano
CICLOG	Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
CML	Center of Environmental Science of Leiden University in The Netherlands (Life Cycle Assessment methodology)
CO ₂	Gás carbônico
DLUC	Direct Land Use Change
DMSI	Digestibilidade de Material Seca Ingerida
EB	Energia Bruta
ECM	Energy correct milk
EDEM-E	Evaluation de la Durabilité des Exploitations
EDIP	Danish Life Cycle Assessment methodology
EPD	Environmental Product Declarations (method is to be used for the creation of EPD)
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural do Estado de Santa Catarina
FAO	Food and Agriculture Organizations of the United Nations
FarmGHG	Model for Estimating Greenhouse Gas Emissions from Livestock Farms
FPCM	Valor bruto de leite corrigido pelo teor de gordura e proteína
GEE	Gases de efeito estufa
GWP	Global Warming Potential
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário do ciclo de vida
IDF	International Dairy Federation
IFSM	Integrated Farm System Model
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization Standardization
LCA	Life Cycle Assessment
LUC	Land Use Change
MSI	Matéria seca ingerida
N ₂ O	Óxido nitroso
NDT	Nutrientes Digestíveis Totais

NH ₃	Amônia
NO ₃	Nitrato
NPK	Adubo químico composto: nitrogênio, fósforo e potássio
NRC	National Research Council
NUPEL	Núcleo de Pesquisas Pluridisciplinar em Estudos da Cadeia Produtiva do Leite
PB	Proteína Bruta
PIB	Produto Interno Bruto
PO ₄	Fosfato
RAINS10	Life Cycle Impact Assessment of Acidifying and Eutrophying Air Pollutants Model
RECIPE	Method was created by RIVM, CML, PRé Consultants, Radboud Universiteit Nijmegen and CE Delft.
SIK	Swedish Institute for Food and Biotechnology
UEM	Universidade Estadual de Maringá
UF	Unidade funcional

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	17
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	19
1. INTRODUÇÃO	23
2. OBJETIVOS	25
2.1 OBJETIVO GERAL	25
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
3.1 SISTEMAS PRODUTIVOS DE LEITE NO BRASIL	27
3.1.1 Sistema de produção em confinamento	29
3.1.2 Sistema de produção semi confinado	30
3.1.3 Sistema de produção a base de pasto	31
3.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NA PRODUÇÃO DE LEITE	33
3.2.1 Acidificação	42
3.2.2 Eutrofização	43
3.2.3 Ocupação de terra	44
3.2.4 Demanda acumulada de energia	44
3.2.5 Pegada de Carbono	45
4. METODOLOGIA	49
4.1 SISTEMAS DE PRODUÇÃO	49
4.2 UNIDADE FUNCIONAL E ALOCAÇÃO	56
4.3 FRONTEIRA DO SISTEMA	56
4.4 INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA	59
4.4.1 Cálculos de emissões dos dejetos	59
4.4.2 Dieta animal	60
4.5 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA	61
4.6 ANÁLISE DE INCERTEZA	61
4.7 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	62
5. RESULTADOS	67
5.1 POTENCIAL DE IMPACTO AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE LEITE.	67
5.1.1 Acidificação	68
5.1.2 Eutrofização	71
5.1.3 Ocupação de terra	74
5.1.4 Demanda total de energia acumulada	76
5.2 PEGADA DE CARBONO	80
5.2.1 Análise de Incertezas	87
5.2.2 Análise de sensibilidade	89
5.3 CONSIDERAÇÕES DO ITEM EM RELAÇÃO AS CATEGORIAS DE IMPACTO.	95
5.4 AQUECIMENTO GLOBAL RELATIVO AO CONSUMO PER CAPITA DE LEITE.	96
5.5 CONSIDERAÇÕES DO ITEM	99
6. CONCLUSÃO GERAL	101
7. RECOMENDAÇÕES	103
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
ANEXO	121

1. INTRODUÇÃO

O debate sobre questões ambientais ampliou-se para incluir o impacto da produção agrícola (RUVIARO et al., 2012), que devido à intensificação do uso do solo contribui para a modificação e perda de habitats e de biodiversidade. Diante disso, conforme os autores citados, definir critérios ambientais confiáveis para produtos alimentícios trouxe a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para o agronegócio como uma forma de apoiar os processos de tomada de decisão sobre a agricultura e as tecnologias de produção de alimentos.

A preocupação com a produção sustentável de alimentos, bem com a segurança alimentar, tem incentivado diversas pesquisas sobre a produção e sistemas de distribuição de alimentos (CEDERBERG; MATTSSON, 2000; GUINÉE et al., 2002; ROY et al. 2009; RUVIARO et al., 2012). Um exemplo é a produção de leite e indústria de laticínios que tem sido estudada extensivamente para determinar seu impacto ambiental em muitos países europeus (ROY et al., 2009; FLYSJÖ et al., 2011a).

A Suécia foi pioneira em estudos relacionados ao desempenho ambiental da produção de leite com o uso da metodologia de ACV, com diversas pesquisas como de Cederberg e Mattsson (2000); Berlin (2002); Cederberg e Stadig (2003); De Boer (2003); Cederberg e Flysjö (2004); Cederberg et al. (2009); Flysjö et al. (2011a; 2011b) e Henriksson et al. (2011).

Em muitos destes e outros estudos sobre a cadeia produtiva de leite e derivados, a fase agrícola tem sido relatada como sendo o principal ponto crítico em uma Avaliação do Ciclo de Vida (BERLIN, 2002; HOSPIDO et al., 2003, FLYSJÖ et al., 2011a; MENESES et al., 2012), pois a composição da dieta alimentar animal de um sistema de produção pode variar de região para região e até mesmo dentro do mesmo país. Consequentemente a melhoria ambiental nesta etapa é importante, principalmente em se tratando de um país como o Brasil, que possui uma extensa área agropecuária e uma população de aproximadamente 198 milhões de pessoas (ONU, 2013), que no ano de 2010 consumiu aproximadamente 60,1 kg de leite, queijo e manteiga por habitante (IDF, 2010a).

A necessidade de se ter um diagnóstico ambiental da indústria de lácteos, principalmente na fase agrícola, é importante para conhecer os reais impactos gerados nessa etapa.

O Brasil destaca-se mundialmente por ser um grande exportador de produtos alimentares (ex. carne bovina, suína e de frango) e de ingredientes para ração animal (RUVIARO et al., 2012), e também pela grande pressão sobre os recursos naturais realizada em passado recente. O país começa a se estabelecer como um dos grandes produtores de leite em nível global. Entretanto, ainda faltam estudos na área de ACV dos produtos nacionais, fazendo-se necessárias pesquisas nesse setor a fim de potencializar a competitividade de nossos produtos.

Para tentar minimizar a ausência de estudos de ACV de produtos agropecuários no Brasil, esta pesquisa de tese buscou avaliar os impactos ambientais da produção de leite no Brasil por meio da Avaliação do Ciclo de Vida. Devido à enorme variabilidade existente entre os sistemas de produção brasileiros, selecionou-se três propriedades com sistemas de produção de leite diferenciados na região Sul do país. Para o aprimoramento deste estudo, foi realizado o doutorado sanduíche no país pioneiro em estudos de ACV da produção de leite, a Suécia. Neste período o estudo foi orientado pela pesquisadora Christel Cederberg no Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK), na cidade de Gothenburg, por um período de 9 meses e meio.

O desempenho ambiental dos sistemas de produção de leite brasileiro estudados foi comparado com o sistema sueco e com demais estudos Europeus. Este estudo verificou os pontos fortes e fracos em importantes etapas que envolvem a produção de leite, principalmente em relação à alimentação dos animais e manejo dos dejetos. Uma vez que mudanças no uso da terra contribuem para os impactos ambientais, seja estes como Pegada de Carbono com as emissões de gases de efeito estufa, entre outros. Espera-se que este estudo possa contribuir para estratégias visando a sustentabilidade do setor, como forma de comprovar o bom desempenho ambiental e assim evitar as barreiras não tarifárias, por vezes aplicadas pelo mercado externo a produtos brasileiros.

Devido à grande extensão geográfica do Brasil, estudos regionais são importantes para assegurar precisão e confiabilidade nas avaliações ambientais realizadas no país e por esta razão esta pesquisa foi realizada em estudo de caso na região Sul.

Diante disso as seguintes questões foram formuladas:

Questão 1: Quais são os pontos mais críticos em termos de impactos ambientais nos sistemas de produção de leite avaliados.

Questão2: E como as mudanças no uso direto da terra (dLUC) para a produção de grãos utilizados na ração podem influenciar na Pegada de Carbono?

Hipótese: O sistema extensivo (base de pasto) de produção de leite é mais impactante ambientalmente por kg de leite produzido do que o sistema intensivo brasileiro e sueco. A composição da dieta dos animais influenciará os resultados.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os impactos ambientais de sistemas distintos de produção de leite no Sul do Brasil.

2.2 Objetivos Específicos

- Identificar as etapas do ciclo de vida que possuem maior impacto ambiental (*hotspots*) dentre os sistemas estudados;
- Comparar a Pegada de Carbono das dietas dos animais entre os sistemas estudados;
- Verificar a influência das mudanças do uso direto da terra (dLUC) nos impactos para mudanças climáticas;
- Avaliar os impactos da produção de leite na função de atender as necessidades de ingestão diária de proteína animal e os impactos relacionados para um habitante no Brasil e na Suécia.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O leite é definido como um produto oriundo da ordenha completa e sem interrupção, em condições de higiene, de vacas sadias e bem alimentadas (MAPA, 2011). O leite possui uma demanda elevada por parte dos consumidores, considerado um ingrediente importante para uma dieta rica em nutrientes como ferro, zinco, vitamina A e B12 e cálcio (FAO, 2011; HOSPIDO et al., 2003; MENESES et al., 2012).

As transformações ocorridas no Brasil nas últimas décadas combinadas às mudanças na demanda alimentar dos consumidores exigiram novas posturas dos atores de todos os elos da cadeia produtiva do leite (MASSUDA et al., 2010; CEPEA, 2011). Os avanços do agronegócio do leite brasileiro, dentre os quais se destacam os aumentos da produção e de produtividade, impulsionaram essas transformações (MASSUDA et al., 2010), bem como a redução do número de produtores e a melhora da qualidade do produto (CEPEA, 2011).

A produção de leite se constitui em uma importante atividade econômica e social, que permite um aporte financeiro regular aos pequenos produtores, contribuindo para sua manutenção no campo e redução do êxodo rural (SANTOS et al., 2006). No entanto, todo sistema produtivo gera impactos ambientais e metodologias para mensurar e caracterizar estes impactos são de suma importância para manter o sistema sustentável, garantindo também a segurança alimentar para estas e para as gerações futuras.

Para Spies (2010), o uso da metodologia de ACV na agropecuária é importante, pois o mercado está dando sinais claros de que os consumidores estão dispostos a pagar e exigir por produtos que respeitam o ambiente. O autor ressalta que produtores alheios à responsabilidade ambiental não serão ‘perdoados’ pelo mercado consumidor, pois precisarão provar que seus produtos possuem impactos reduzidos (ex., baixa Pegada de Carbono, hídrica e ecológica). A ACV é uma metodologia que permite tal análise e quantificação de impactos. Spies (2010) argumenta ainda que as barreiras alfandegárias e econômicas estão sendo substituídas por barreiras ambientais e sociais. Isso mostra que estudos de impactos ambientais de produtos agropecuários são importantes e devem ser realizados, principalmente no Brasil.

Inúmeras pesquisas de avaliação de impacto ambiental da produção do leite com o uso da metodologia de ACV foram realizadas no mundo, principalmente na Europa, como de Berlin (2002); Basset-

Mens et al. (2009b); Bonesmo et al. (2013); Castanheira et al. (2010); González-García et al. (2013b, 2013c); Henriksson et al. (2011); IDF (2009); Iribarren et al. (2011); Kristensen et al. (2011); Meneses et al. (2012); Thomassen et al. (2009); Yan et al. (2011), entre outras. Já para os sistemas de produção de leite no Brasil, um estudo foi realizado recentemente por Olszensvski (2011).

3.1 Sistemas produtivos de leite no Brasil

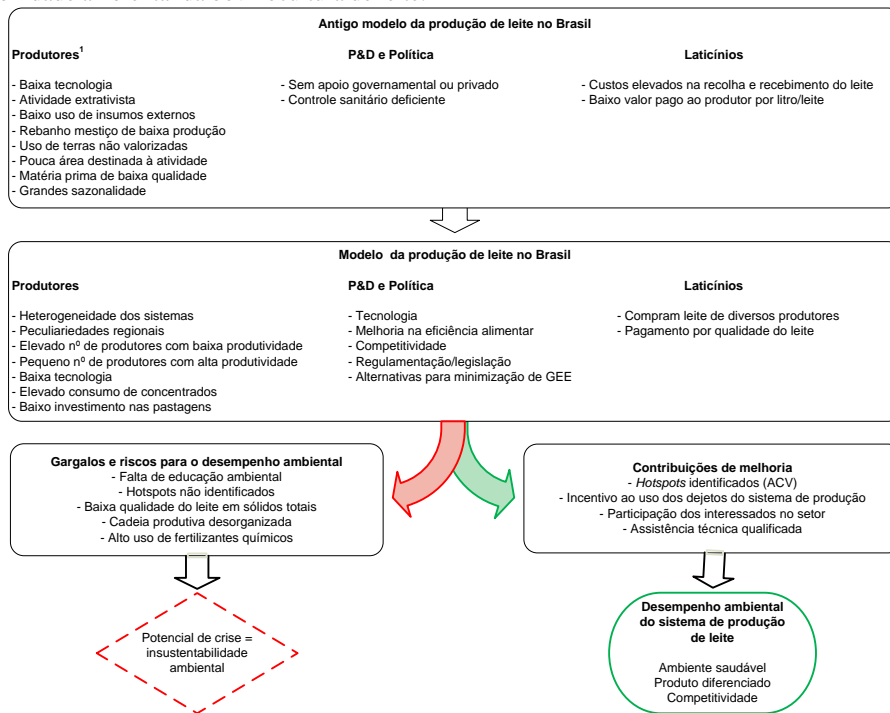
A produção animal no Brasil envolve indiretamente cerca de 5 milhões de pessoas, com quase 1,5 milhão de produtores de leite (CARVALHO et al., 2003; STOCK; CARNEIRO, 2010). A produção de leite brasileira representa aproximadamente 5% da produção mundial (IDF, 2010a).

Esta ocorre tipicamente em pequenas propriedades, tanto no Brasil quanto no mundo (MASSUDA et al., 2010). Apesar do país possuir um grande número de propriedades leiteiras, estimado em aproximadamente 1,35 milhão pelo IBGE (2011), ainda não é capaz de atender a demanda interna em sua totalidade, em razão da baixa produtividade por animal (BARBOSA et al., 2002; VILELA et al., 2002; MASSUDA et al., 2010; NEVES, 2013). Para Neves (2013) isso decorre do baixo acesso de produtores a informações e tecnologias, com reflexos nos índices de produtividade e de qualidade do leite. De acordo com Massuda et al. (2010), o processo de modernização do setor lácteo em curso no país tende a eliminar grande número de produtores, a exemplo do que já vem ocorrendo desde o ano de 1999.

Alguns produtores ainda utilizam técnicas rudimentares, enquanto outros podem ser comparados às fazendas mais competitivas do mundo, com um alto nível tecnológico (MASSUDA et al., 2010; ZOCCAL et al., 2012). Mudanças são necessárias a fim de assegurar um bom desempenho ambiental da produção, bem como a competitividade do produto. Resumidamente, algumas transformações do modelo de produção de leite brasileiro podem ser observadas na Figura 1.

Conforme Primavesi et al. (2012), o sistema de produção de leite brasileiro mais utilizado é o sistema baseado em pastagens (extensivo) e apenas 2,4% do total de leite produzido no país foram pelo sistema confinado (intensivo).

Figura 1. In)sustentabilidade ambiental da bovinocultura de leite.



Fonte: Adaptado de Spies (2003). ¹Portugal et al. (2002).

Um grande número de propriedades apresenta baixa produtividade, porém é responsável por grande parte do leite produzido no Brasil. Aproximadamente 80 % das explorações produzem menos de 51 kg de leite corrigido pela energia por dia (ECM) e contribuem com 26 % do total da produção. Enquanto que 17 % das fazendas produzem entre 51 e 202 kg de ECM dia⁻¹ representando 39 % da produção de leite. E apenas 3 % das explorações leiteiras produzem mais de 202 kg de ECM dia⁻¹ em cada fazenda, contribuindo com 35 % da produção de leite do Brasil (ZOCCAL et al., 2012). De acordo com o IBGE (2011), a região Sul do Brasil é a que possui a maior produtividade de leite, representando 32 % da produção total do país (mais de 32 bilhões de litros em 2011), o que justifica este estudo de avaliação dos impactos ambientais da produção de leite nesta região.

As condições edafoclimáticas do Brasil permitem a adaptação da atividade às peculiaridades regionais, observando-se a existência de diversos sistemas de produção (MARQUES, 2003; MASSUDA et al., 2010, ZOCCAL et al., 2012). A variedade de sistemas de produção de leite torna difícil caracterizar a indústria como um todo, pela complexidade que envolve todo o ciclo de vida produtivo. Por exemplo, no que diz respeito à alimentação do gado de leite, a variação nas quantidades oferecidas devido à sua qualidade e custo de aquisição ou produção e até mesmo a sazonalidade podem refletir na quantidade diária de nutrientes ingeridos. E isso influenciará nos impactos ambientais gerados. Pela variedade regional, os sistemas de produção de leite existentes no Brasil podem ser em confinamento, semi confinamento ou a base de pasto (ASSIS et al., 2005), sendo que o sistema a base de pasto é o mais usual (PRIMAVESI et al., 2004).

3.1.1 Sistema de produção em confinamento

O sistema intensivo ou de confinamento de vacas leiteiras é uma prática bem recente no Brasil (MARQUES, 2003). Esse sistema exige tecnologias mais avançadas e adequadas, que envolvem a seleção dos animais (pela grande variabilidade, principalmente em termos de potencial genético) e a escolha de alimentação ao menor custo possível (ANDRADE, 2009). Para Assis et al. (2005), este sistema possui animais com produção acima de 4.500 litros de leite por vaca·ordenhada·ano⁻¹, mantidos confinados e alimentados no cocho com forragens conservadas, como silagens e fenos de alta qualidade. O uso de concentrados é comum em todas as categorias de animais, com predominância das rações comerciais, mas em muitas propriedades a

mistura pode ocorrer na própria fazenda. O sistema de aleitamento é artificial, com o desmame aos 2 ou 3 meses de vida, sendo que os bezerros machos são descartados. A maioria é vendida para o abate ou para recria de outros produtores. As novilhas e vacas descartadas são vendidas para corte, mas há também comércio entre produtores de animais para reprodução. Conforme Assis et al. (2005), este sistema é mais comum nas regiões Sul e Sudeste.

Os sistemas de confinamento de vacas leiteiras podem ser de três tipos: *free-stall*, *loose housing* e *tie stall* (MARQUES, 2003). Os animais ficam confinados durante todo o ano, em um local no qual recebem uma alimentação adequada (volumosos, feno, ração, etc.) e água. A quantidade de alimentos volumosos chega a 35 kg dia⁻¹ vaca⁻¹, mas depende da produtividade; em média são ofertados 1 kg de ração para cada 3 litros de leite produzidos (SOUZA et al., 2004).

O sistema *free-stall* ou estabulação livre é utilizado em rebanhos grandes em que os rigores climáticos e os índices de precipitação pluviométrica são mais elevados. É um sistema que requer alto investimento de capital por animal instalado, pela exigência de área de descanso individual, que onera o custo da instalação. Tem sido o sistema preferido em substituição ao *tie stall* nos rebanhos em expansão (REIS; COMBS, 2001).

O sistema *loose housing*, por sua vez, é bastante popular em regiões mais secas, os animais permanecem em grandes currais equipados com área de descanso comum e sombreada. Nesse sistema, o capital investido por animal alojado é menor.

O sistema *tie stall* é aquele em que os animais ficam contidos em seus boxes de descanso. É um sistema de alto investimento por animal alojado e de pouca eficiência de trabalho como limpeza, distribuição de alimentos e ordenha. O sistema de alimentação mais utilizado é fornecimento de concentrados separados da forragem, em função da dificuldade de mecanização. Normalmente utilizados em rebanhos menores, em que a mão de obra é familiar (REIS; COMBS, 2001).

3.1.2 Sistema de produção semi confinado

É o sistema mais praticado em propriedades de menor extensão de terras, geralmente mais próximas aos centros urbanos. Este sistema é adotado principalmente para gado de leite, utilizando-se a prática do regime de semi estabulação. As vacas possuem acesso ao pasto em piquetes de boa qualidade, voltam diariamente uma ou duas vezes ao estábulo, para ordenha e alimentação suplementar no cocho com

forrageiras picadas, silagens, fenos, concentrados e sais minerais (MARQUES, 2003).

Esse sistema se caracteriza pela produção variando entre 1.200 e 2.000 litros de leite por vaca ordenhada·ano⁻¹, criados a pasto e com suplementação volumosa em estábulo na época de menor crescimento do pasto (ASSIS et al., 2005). Conforme os autores, o uso de concentrado varia de acordo com o nível de produção do rebanho, sendo mais comuns os concentrados comerciais ou ingredientes simples como milho, caroço de algodão e farelo de trigo, para vacas no primeiro terço da lactação. Os volumosos são de baixa qualidade, utilizando-se também resíduos agrícolas e agroindustriais encontrados na região. O desmame ocorre entre 8-10 meses de vida, mas alguns produtores adotam o aleitamento artificial aos 2 ou 3 meses de idade. Os bezerros machos normalmente são vendidos na desmama para outros criadores e raramente são mantidos na propriedade até a idade de abate. As novilhas e as vacas descartadas são vendidas para carne. Conforme Assis et al. (2005) este sistema é praticado nas regiões Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste e em algumas áreas da região Sul.

3.1.3 Sistema de produção a base de pasto

É um sistema muito praticado no Brasil em propriedades de grandes e pequenas extensões de terras. Para Assis et al. (2005), este sistema se caracteriza por animais com produção de até 1.200 litros de leite por vaca ordenhada·ano⁻¹, criados exclusivamente a pasto. Normalmente as vacas são ordenhadas uma vez por dia e o sistema de aleitamento dos bezerros é natural, com o desmame aos seis-oito meses de vida. Os bezerros machos normalmente são vendidos à desmama para outros criadores ou são mantidos na propriedade até a idade de abate. As novilhas e as vacas descartadas são vendidas para carne. Conforme Assis et al. (2005), este sistema é predominante nas regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste, com menor frequência na região Sudeste e Sul. O sistema extensivo de criação a pasto pode ser em pasto contínuo ou rotacionado.

O pastejo contínuo pode ser mais intenso em algumas áreas e em outras, menos intenso. O pastejo contínuo é o mais praticado, caracterizando-se pela permanência dos animais na mesma pastagem durante todo o ano. O sistema pode ser contínuo de carga fixa, quando trabalha-se com a mesma lotação nos períodos secos e chuvosos, ou de carga variável, na qual adota-se uma lotação para o período chuvoso e

outra com um menor número de animais para estação seca (MARQUES, 2003).

Já a lotação rotacionada, prioriza o desempenho animal por área, maximizando as altas lotações. Ambos sistemas de exploração animal têm seus méritos e podem ser empregados com bons resultados em termos de lucratividade-área¹ (PAULINO; TEIXEIRA, 2009). O pastejo rotacionado consiste no estabelecimento de período de descanso fixo e na rotação dos animais na pastagem. É o sistema de pastejo que permite maiores taxas de lotação, desde que sejam adotadas práticas de manejo adequadas. A adubação corretamente balanceada e frequente são os pontos que determinam o sucesso deste sistema; esta deve ser realizada após a saída dos animais. É importante respeitar a fisiologia da planta observando se a altura de rebaixamento e adequando os intervalos de pastejo (MARQUES, 2003).

A região Sul do Brasil apresenta grande potencial para a intensificação da produção animal a pasto, pela possibilidade de explorar o potencial produtivo das gramíneas tropicais perenes e forrageiras anuais como milheto, sorgo, crotália júncea e guandu no período de outono à primavera. Além das forrageiras tropicais, as condições climáticas permitem ainda a produção de alta qualidade das gramíneas anuais de clima temperado, tais como aveia, azevém, triticale, centeio e leguminosas de inverno, como ervilha e ervilhaca (OLIVEIRA, 2002). Entretanto, o autor destaca que um dos entraves para a intensificação da produção animal a pasto é a mentalidade ainda predominante nos meios produtivos de que plantas forrageiras são rústicas, não sendo exigentes em adubação e manejo. Assim, as pastagens não têm sido tratadas como culturas, sendo colocadas em um patamar tecnológico muito abaixo das culturas de soja, milho, trigo, entre outras (OLIVEIRA, 2002). É importante ressaltar que a recente expansão da produção de leite na região Sul do Brasil em propriedades familiares se deve principalmente à melhoria do sistema tradicional de produção à base de pasto, com uso de alta tecnologia no cultivo e manejo de pastagens de inverno e verão. O que ressalta a importância do investimento nas pastagens, conforme descrito por Oliveira (2002).

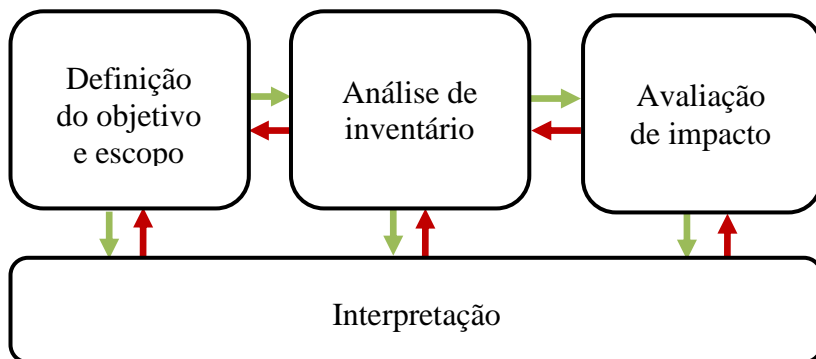
A produção animal baseada no uso de pastagem e de forragens consiste seguramente em uma das alternativas mais competitivas e rentáveis de exploração do fator produtivo e de terra, e desponta como ponto referencial para a sustentação de sistemas de produção de leite no futuro próximo (BRANCO et al., 2002; REIS; SILVA, 2011). Todavia, muitas dúvidas acerca do manejo adequado e suas consequências em relação aos impactos ambientais gerados precisam ser esclarecidas

(SENE et al., 2009) e a metodologia de ACV pode auxiliar a identificar estes pontos.

3.2 Avaliação do Ciclo de Vida na produção de leite

A ACV é uma entre várias metodologias de gestão ambiental e sua regulamentação no Brasil é dada pelas normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044, atualizadas no ano de 2009 (ABNT, 2009a, 2009b). É um dos mais difundidos métodos de avaliação do impacto ambiental dos produtos e serviços em muitos setores (HOSPIDO et al., 2010), o que inclui o setor agrícola. E é composta por quatro fases como ilustra a Figura 2.

Figura 2. Estrutura da ACV e suas quatro fases.



Os estudos de ACV na produção de leite tiveram início em 2000, quando as pesquisadoras Cederberg e Mattson (2000) publicaram os resultados de uma comparação entre a produção de leite convencional e orgânico, realizado na Suécia. Nesse trabalho, as maiores emissões de amônia ocorreram em nível agrícola, em estreita relação com os dejetos dos animais. No sistema de produção de leite convencional quase 50 % das emissões de óxido nitroso ocorrem fora do limite da fazenda, principalmente no processo de produção de fertilizantes. Este panorama se altera para o sistema orgânico, no qual o uso de fertilizantes como o fósforo era reduzido, assim como o uso de pesticidas, resultando em menores emissões neste sistema. As autoras alertam que quando comparado o desempenho ambiental do sistema convencional com o do sistema orgânico, em que existem diferenças nos fluxos de materiais e energia, o uso da terra deve ser avaliado, tanto em termos quantitativos e

qualitativos, tais como: erosão do solo, matéria orgânica e compactação do solo.

A partir desta publicação sobre ACV na produção de leite, o interesse por pesquisas relacionadas a este tema se tornou crescente em todo o mundo, uma vez que o leite é rico em nutrientes (MENESES et al., 2012) e também é base para outros produtos como queijo, iogurte, nata, manteigas, soro de leite, entre outros (GONZÁLEZ-GARCIA et al., 2013b). No Brasil, as pesquisas relacionadas aos impactos ambientais decorrentes da produção de leite com o uso da metodologia de ACV são escassas.

Conforme González-Garcia (2013b), devido à alta demanda de leite para consumo e à relevância dos efeitos ambientais decorrentes do setor leiteiro, é necessário investigar e determinar as consequências ambientais de sua produção. Uma dificuldade encontrada nos trabalhos pesquisados é que muitos dos resultados que foram publicados sobre ACV de produtos lácteos utilizaram diferentes unidades funcionais, fronteiras, etc., o que torna difícil a comparação (MENESES et al., 2012). Por esta razão alguns autores, já citados anteriormente, ressaltam a importância de utilizar o leite corrigido pela energia (ECM) como unidade funcional em estudos de explorações leiteiras e por esta razão este foi adotado neste estudo. A fórmula para correção da energia do leite (ECM) foi descrita por pesquisadores nórdicos, Sjaunja et al. (1990a), e desde então muitos estudos a têm adotado, tornando os estudos comparáveis.

A fórmula ECM consiste na padronização do leite utilizando os parâmetros de gordura e proteína. O uso desta fórmula permite a comparação de estudos de produção de leite com diferentes raças e dietas alimentares (IDF, 2010b). O cálculo para obtenção desta fórmula foi influenciado pelo grau de correlação entre gordura e proteína de várias coletas de leite em fazendas na Suécia, realizadas em mais de 36 animais de 18 rebanhos. Esta fórmula foi criada por um grupo de pesquisadores nórdicos que pesquisaram a relação entre o valor energético e a composição do leite da vaca, para então determinar o valor energético (padrão) do leite. Isto porque a composição média de leite em cada país pode variar, dependendo da composição dos ácidos graxos e da relação da caseína, proteína e soro do leite, sendo importante a padronização para possíveis comparações da produção de leite no mundo (SJAUNJA et al., 1990a; 1990b). Nesta padronização 1 kg de leite é corrigido pela energia corresponde a 3,14 MJ/ kg (750 kcal/kg), que seria o valor médio equivalente à fórmula usada de FPCM (gordura e proteína do leite corrigida) (SJAUNJA et al., 1990a).

A ECM é um fator de correção utilizado mundialmente, que considera tanto a gordura quanto o teor de proteína do leite (CEDERBERG; MATTSON, 2000).

Equação 1: $kg\ ECM = kg\ leite * (0,25 + 0,122 * \% de\ gordura + 0,077 * \% de\ prote\acute{a}na)$,

Onde:

% gordura no leite;

% de proteína do leite;

kg leite: produção em kg;

Os coeficientes (0,25; 0,122 e 0,077) desta equação são influenciados pela correlação entre gordura e proteína, gordura e lactose e proteína e lactose. A produção de leite corrigida pela energia (ECM) é alcançada pela multiplicação pelo volume total de leite produzido na propriedade, conforme descrito por Sjaunja et al. (1990b).

Uma fórmula também utilizada em alguns estudos é a de gordura e proteína do leite corrigida (FPCM), que é calculada pela multiplicação da produção de leite pela taxa de energia do leite de uma determinada fazenda produtora. A padronização do conteúdo energético é de 4 % de gordura e 3,3 % de proteína (IDF, 2010b).

Ambas as fórmulas (ECM e FPCM) resultam em valores que podem ser vistos como uma UF que corrige a massa do leite em função de sua qualidade. Cederberg e Mattsson (2000) sugerem o uso da unidade funcional ECM em trabalhos de ACV para permitir comparações na mesma base entre diferentes sistemas de produção no mundo.

O relatório desenvolvido pela Federação Internacional de Laticínios (IDF, 2009), abordou o setor leiteiro sob a ótica da ACV em nível mundial com base em 60 artigos científicos, relatórios de pesquisas e teses (a maioria baseada no contexto Europeu, com alguns casos da Nova Zelândia, Austrália e EUA). Os resultados apresentados neste relatório mostraram informações sobre as diferentes fases do ciclo de vida de produtos lácteos como: na fazenda, no processamento de leite, embalagem, distribuição, utilização e em fim de vida. Os maiores impactos ambientais encontrados em todas as categorias avaliadas foram na fase de produção de leite, ou seja, na fazenda. E dentre as etapas da produção de leite que mais contribuíram para os impactos ambientais, a fermentação entérica, o manejo de dejetos e a produção de forragem tiveram a maior participação. A importância de estudos nessa etapa da

produção é de fundamental importância para a sustentabilidade ambiental do setor, que cresce constantemente ano a ano, principalmente em um país como o Brasil.

Na bovinocultura de leite identificam-se, além do produto principal leite, os coprodutos: carne e dejetos orgânicos. Cada qual possui funções diferentes a desempenhar, e, portanto, os impactos ambientais do sistema produtivo devem ser entre eles alocados. Existem várias maneiras de lidar com os coprodutos, com alguns métodos mais pragmáticos e outros mais científicos, porém nenhum método é comum ou estabelecido entre a comunidade científica (IDF 2010b; RAMIREZ, 2009).

A escolha do método de alocação utilizado para a distribuição dos impactos ambientais entre os principais produtos e coprodutos, pode ser significativo nos resultados finais (CEDERBERG; STADIG, 2003; FLYSJÖ et al., 2011b; IDF, 2009; KRISTENSEN et al., 2011). De acordo com a hierarquia da ABNT (2009b), a expansão do sistema é a opção mais indicada para evitar a alocação em processos multifuncionais. Assim, a escolha do procedimento de alocação, seja por massa, econômica, protéica ou biológica ou a expansão do sistema ou outras existentes podem explicar muitas diferenças nos resultados entre os estudos. Alguns destes métodos foram calculados a fim de verificar as diferenças nos resultados deste estudo de tese para a realidade brasileira. Os impactos ambientais em sistemas produtivos podem ser em escala global ou até mesmo local. Como exemplificam Acosta-Alba et al. (2012), as emissões dos gases de efeito estufa que contribuem para as mudanças climáticas estão em escala global, enquanto que as emissões de nitrato que são responsáveis pela eutrofização e degradação da qualidade das águas contribuem para os impactos em uma escala local.

Um resumo das principais pesquisas já realizadas mundialmente com ACV na produção de leite podem ser visualizadas na Tabela 1.

Tabela 1. Pesquisas de ACV na produção de leite e derivados.

Ano	País	Autor (es)	Sistema de produção de leite	UF	Fronteira do sistema	Alocação	Método
2000	Suécia	Cederberg; Mattsson	Convencional Orgânico	ECM	Berço ao portão	E – M	CML
	EUA	Phetteplace et al.	Convencional	kg leite ano	Berço ao portão	-	IPCC
2001	Alemanha	Haas et al.	Intensivo; extensivo e orgânico	ha	Berço ao portão	-	CML
	Noruega	Hogaas Eide	Convencional	litros de leite	Berço ao portão	E -B	CML
2002	Suécia	Berlin	Convencional	ECM 1 kg de queijo embalado	Berço ao túmulo	E - EX	CML
	Espanha	Hospido et al.	Convencional	litro de leite embalado	Berço ao laticínio	E	CML
2003	Suécia, Holanda e Alemanha	De Boer	Convencional Orgânico	FPCM ECM	Berço ao portão	E - B	CML
	Suécia	Cederberg; Stadig	Orgânico	ECM kg carne sem osso	Berço ao portão	E - B- EX	-

2005	Irlanda	Casey; Holden	Convencional	ECM	Berço ao portão	E	IPCC
	Espanha	Hospido; Sonesson	Convencional (Mastite)	total de leite ano	Berço ao portão	E	CML
	Holanda	Thomassen; De Boer	Convencional Orgânico	FPCM	Berço ao portão	E	IPCC/ CML
2006	Europa	Olesen et al.	Convencional Orgânico	kg leite	Berço ao portão	-	FarmGHG IPCC
2008	Portugal	Castanheira	Convencional	1,2 Mton de leite	Berço ao laticínio	M	CML2
	Holanda	Thomassen et al.	Convencional	FPCM	Berço ao portão	E – M - EX	EDIP 97/ CED
	Holanda	Thomassen et al. (b)	Convencional Orgânico	FPCM	Berço ao portão	E	CML2
2009	Nova Zelândia	Basset-Means et al.	Convencional	FPCM	Berço ao portão	B	CML
	Nova Zelândia	Basset-Means et al.(b)	Convencional	kg leite	Berço ao portão	-	IPCC
	França	Van der Werf et al.	Convencional Orgânico	FPCM ha área ocupada	Berço ao portão	E	CML/ EDEN-E
	Suécia	Cederberg et al.	Convencional	ECM	Berço ao portão	E -B	IPCC
2010	Alemanha	Müller-Lindenlauf et al.	Orgânico		Berço ao portão		
	EUA	Rotz et al.	Convencional	ECM	Berço ao portão	E	IPCC
	Portugal	Castanheira et al.	Convencional	1 ton leite	Berço ao portão	E	CML2
2011	Peru	Bartl et al.	Convencional	ECM	Berço ao portão	E	CML2

2011	EUA Nova Zelândia	O'Brien et al.	Sistema a base de pasto	1 kg sólidos leite 1 ha	Berço ao portão	B	IPCC
	Europa	Yan et al.	Convencional Orgânico (revisão)	ECM FPCM	Berço ao portão	E – M- B - EX	CML
	Nova Zelândia Suécia	Flysjö et al. (a)	Convencional	ECM	Berço ao portão	-	IPCC
	Nova Zelândia Suécia	Flysjö et al. (b)	Convencional	ECM	Berço ao portão	E – M- B- P- EX	IPCC
	Mundo*	Gerber et al.	Convencional	FPCM	Berço ao varejo	B	IPCC
	Suécia	Henriksson et al.	Convencional	ECM	Berço ao portão	-	IPCC
	Dinamarca	Kristensen et al.	Convencional Orgânico	ECM	Berço ao portão	E – M- B- EX	IPCC
	Brasil	Olszensvski	Intensivo Extensivo	1 ton ECM	Berço ao portão	E	CML
	Mundo*	Milani et al.	Convencional	ECM FPCM	Berço ao túmulo	E – M- B- EX	IPCC/ CML
	Mundo*	Hagemann et al.	Convencional	ECM	Berço ao portão	-	IPCC
Europa	Crosson et al.	Convencional	ECM	Berço ao portão	E, M, EX	IPCC	
2012	Espanha	Meneses et al.	Embalagens cartão, plástico e polietileno alta densidade	embalagem para 1 litro de leite	Berço ao túmulo	-	CML
	Itália	Fantini et al.	Convencional	1 litro de leite engarrafado	Berço ao distribuidor	-	CML 2

2012	Irlanda	O'Brien et al.	Confinamento Sistema a base de pasto	FPCM 1 ton sólidos de leite ha total para exploração de leite ha agrícola	Berço ao portão	E -M	CML
	EUA	Belflower et al.	Confinamento Sistema a base de pasto	ECM	Berço ao portão	E	IPCC/ IFSM
	França	Acosta-Alba et al.	Orgânico, extensivo, semi intensivo e intensivo.	1 ton FPCM	Berço ao portão	E	IPCC
2013	EUA	Thoma et al. (a)	Convencional	FPCM	Berço ao túmulo	E -M -B	IPCC
	EUA	Thoma et al. (b)	Confinamento Sistema a base de pasto	kg leite	Berço ao portão	E - P	IPCC
	EUA	Thoma et al. (c)	Convencional	FPCM	Berço ao portão	B	IPCC
	EUA	Adom et al.	Produção de ração convencional	1 kg ração para vacas de leite saindo da fábrica	Berço ao laticínio	E - M	IPCC
	França	Nguyen et al.	Sistema a base de pasto	FPCM	Berço ao portão	E -B -P - EX	CML 2
	EUA	Nutter et al.	Convencional	1 kg leite embalado	Portão ao varejo	M	IPCC
	Espanha	Del Prado et al.	Confinamento	ECM	Berço ao portão	E	IPCC

2013	Portugal	González-Garcia et al. (a)	Convencional	1 kg de queijo embalado para consumo	Berço ao laticínio	E	CML
	Portugal	González-Garcia et al. (b)	Convencional	ECM embalado	Berço ao laticínio	E - M	CML
	Portugal	González-Garcia et al. (c)	Convencional	1 kg de queijo curado	Berço ao laticínio	E -M	CML
	Dinamarca Alemanha e Itália	Guerci et al.	Convencional Orgânico	ECM	Berço ao portão	B	EPD 1.03
	Noruega	Roer et al.	Sistemas típicos	ECM 1 kg de carcaça	Berço ao portão	E	ReCiPe

E - Alocação Econômica; M – Alocação por Massa; P – Alocação Protéica; B- Alocação Biológica; EX–Expansão do Sistema.

*estudo de revisão mundial

Existem vários métodos para a seleção, classificação e caracterização das emissões e outros impactos ambientais, cabendo ao pesquisador identificar o método que melhor represente a realidade da pesquisa. Para esta pesquisa selecionou-se o método CML 2 baseline 2000, que é uma atualização a partir de 1992 do método CML, baseado na versão de planilha 3.2 (Dezembro de 2007) (GOEDKOOOP et al., 2008). Ele substitui a versão preliminar, as atualizações foram realizadas a partir de 2004 até o ano de 2008. As categorias de impacto do método Baseline foram retiradas do Ecoinvent 2.0 e ajustadas com as substâncias mais importantes.

As categorias de impacto ambiental avaliadas neste estudo foram: potencial acidificação, eutrofização, ocupação de terra, demanda acumulada de energia e Pegada de Carbono. A Pegada de Carbono seguiu as diretrizes do método do IPCC (2007). Para um melhor entendimento do potencial de impacto da produção de leite em cada categoria selecionada, uma breve descrição ocorre abaixo:

3.2.1 Acidificação

A deposição de substâncias inorgânicas, como sulfatos, nitratos e fosfatos na baixa atmosfera faz com que estas substâncias sejam dissolvidas durante as chuvas (chuva ácida) e pode causar uma alteração na acidez do solo e das águas, além de prejuízos diretos às florestas. Existe uma acidez ótima definida para cada espécie de planta e quando esta é alterada pode ser prejudicial para determinadas espécies (GOEDKOOOP et al., 2008). O indicador desta categoria de impacto é expresso em quilograma de SO_2 equivalente ($\text{kg SO}_2\text{eq}$). O intervalo de tempo pode ser longo e a escala geográfica varia entre escala local e continental. O modelo de caracterização é baseado no Life cycle Impact assessment of acidifying and eutrophying air Pollutants (RAINS10), desenvolvido pelo International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), descrevendo o destino e deposição das substâncias acidificantes adaptado para estudos de ACV (GUINÉE et al., 2002).

De acordo com estudos realizados por Berlin (2002) na Suécia, a emissão de amônia no estábulo foi o maior contribuinte para a categoria de acidificação, bem como as emissões dos combustíveis fósseis. O mesmo foi constatado em pesquisa realizada por Haas et al. (2001), principalmente em sistemas de produção intensiva de leite na Alemanha. Hoogas Eide (2002) verificou que a contribuição dos combustíveis fósseis na fase agrícola, em pesquisa realizada na Noruega, foi o maior contribuinte para o potencial de acidificação. Já em pesquisas realizadas por Basset-Mens et al. (2009b), na Nova Zelândia, a produção da

pastagem e os componentes da ração foram os que tiveram maior contribuição.

Em estudos sobre a exploração do leite no Peru (BARTL et al., 2011), na Holanda (THOMASSEN et al., 2008) e na Suécia, Alemanha e Holanda (DE BOER, 2003), a emissão de amônia oriunda das fezes e urina dos animais foi a principal contribuinte para o potencial de acidificação.

3.2.2 Eutrofização

A eutrofização pode ser definida como o enriquecimento em nutrientes no meio aquático, causado pelas emissões de nitrogênio e compostos fosfatados que afetam o padrão de crescimento dos ecossistemas, seja pelo excesso de N no solo (NO_x , NH_x e NO_3^-) ou pela lixiviação de nitrato para água (DE BOER, 2003). A eutrofização é expressa usualmente em quilograma de PO_4 equivalente ($\text{kg PO}_4\text{eq}$) ou em kg de P equivalente (kg P eq). O destino e exposição não estão incluídos e o intervalo de tempo pode ser longo com escala geográfica variando entre local e continental. O modelo de caracterização conforme Guinée et al. (2002) é baseado no procedimento estequiométrico que identifica a equivalência entre N e P para sistemas terrestres e aquáticos.

Conforme Haas et al. (2001), o potencial de eutrofização calculado em PO_4eq é indicado principalmente em casos com N e P em excesso. Em pesquisa desenvolvida em propriedades de leite na Alemanha, o sistema de produção intensivo apresentou as maiores contribuições para a categoria de eutrofização, do que o sistema extensivo e o sistema orgânico (HAAS et al., 2001).

Em estudos realizados na Noruega, o excesso de N e P e as emissões de NH_3 pelos dejetos bovinos representaram uma elevada contribuição para o potencial de eutrofização em propriedade de leite avaliadas (HOOGAS EIDE, 2002). Já em avaliações em laticínios de médio porte realizados pela mesma autora, a eutrofização foi causada principalmente pela perda de leite não drenada pelos equipamentos utilizados no envase do leite.

Em estudos nas explorações de leite na Holanda, o nitrato e a amônia oriundos do uso de fertilizantes químicos e orgânicos foram os principais contribuintes para o potencial de eutrofização, bem como as emissões de P (THOMASSEN et al., 2008). Em estudos no Peru, as emissões de nitrato foram mais significativas pelo uso de fertilizantes no cultivo de milho (BARTL et al., 2011).

3.2.3 Ocupação de terra

Esta categoria reflete impactos de área ocupada, pelo uso direto, bem como da sua transformação. Normalmente, as etapas agrícolas do processo produtivo são as que mais necessitam de área por quantidade do produto final. O indicador para esta categoria é expresso em m² ano. O modelo de caracterização (baseline) é de agregação não ponderada (GUINÉE et al., 2002).

O uso da terra é considerado um dos principais motivos para a perda da biodiversidade mundial e sua relevância ambiental é amplamente reconhecida em estudos de ACV (BAAN et al., 2012), principalmente no setor agropecuário. Conforme Alvarenga (2013), a comunidade de ACV está ciente da importância dos impactos do uso da terra e vários esforços têm sido realizados para melhorar sua avaliação.

Em sistemas avaliados na Nova Zelândia por Basset-Mens et al. (2009b), a produção de ração e pastagem foram as etapas que demandaram maior ocupação de área, o que mostra a importância dessa categoria. Já em estudo comparativo no Peru, com produções de leite nas montanhas e na costa, a ocupação por área de pastagem foi mais elevada nas montanhas (BARTL et al., 2011). Em estudos na França, a maior ocupação de terra ocorreu pela área de milho de silagem e pelos grãos utilizados na ração (NGUYEN et al., 2013).

3.2.4 Demanda acumulada de energia

Contabiliza e soma a demanda de energia necessária para o cumprimento da unidade funcional do sistema de produto analisado (inclui as utilizações diretas, bem como o consumo indireto). Portanto, não só a energia elétrica consumida nos processos produtivos é considerada, mas também toda aquela energia na forma de vapor, combustíveis fósseis, gás natural, carvão, lenha e outras formas. O indicador desta categoria é expresso em MJ equivalente (ZANGHELINI, 2013). O modelo de caracterização é baseado no valor intrínseco de energia retirada da natureza (FRISCHKNECHT et al., 2007).

Em estudos realizados na Nova Zelândia, o maior uso de energia equivalente consumida foi associado à produção de pastagem e ração, seguido da ordenha e do manejo dos dejetos dos animais (BASSET-MENS et al., 2009b). O mesmo ocorreu para estudos franceses desenvolvidos por Nguyen et al (2013).

Os estudos suecos mostraram que o sistema de produção de leite orgânico demanda menos energia que os sistemas convencionais de

produção, tanto em média tecnologia quanto em alta (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004).

3.2.5 Pegada de Carbono

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2007) definiu que os gases de efeito estufa (GEE) são substâncias gasosas que possuem um potencial para o aquecimento global (IDF, 2010b). Estes gases são expressos em quilograma de CO₂ equivalente (kg CO₂eq). Os principais gases de efeito estufa na agricultura são o dióxido de carbono (CO₂), o óxido nitroso (N₂O) e o metano (CH₄). A Pegada de Carbono de um produto é a soma dos gases emitidos durante o seu ciclo de vida, dentro das fronteiras do sistema, para uma aplicação específica e em relação a uma quantidade e produto determinado (IDF, 2010b). Conforme a IDF (2010b), a Pegada de Carbono de um produto geralmente é baseada na metodologia da ACV.

Os fatores de caracterização de cada GEE seguem o modelo desenvolvido pelo IPCC (2007). Os fatores são expressos como potencial de aquecimento global, para o horizonte de tempo de 20, 100 ou 500 anos (GWP 20, 100 ou 500), de cada gás em escala global. Considerando que, por exemplo, 1 kg de CH₄ tem 25 vezes o GWP de 1 kg de CO₂, portanto equivalente a 25 CO₂ eq, e 1 kg de N₂O representa 298 kg de CO₂eq (IPCC, 2007).

Conforme pesquisa realizada por Rotz et al. (2010), dentro de uma fazenda de produção de leite a principal fonte de CO₂eq é a respiração animal, seguida pelas emissões das esterqueiras de dejetos e dos pisos dos estábulos. Hospido et al. (2003), explicam que a NH₃ é liberada a partir dos dejetos dos bovinos dentro dos estábulos e também na pastagem, bem como no armazenamento dos dejetos em esterqueiras. A produção de N₂O durante o armazenamento dos dejetos e na pastagem pode ocorrer por meio da nitrificação-desnitrificação; a quantidade irá depender do sistema e do tempo de tratamento dos dejetos.

Em estudos de Roer et al. (2013) na Noruega, a maior parte do total de impactos ambientais por kg CO₂eq foi causada por emissões diretas de metano entérico, seguida pela produção de forragens e pela produção de concentrados e outros insumos.

Para quatro sistemas de produção de leite estudados na Nova Zelândia, o CH₄ da fermentação entérica (na exploração de pastagem e suplementos alimentares) foi o principal contribuinte para o potencial de aquecimento global. De todos os componentes da ração avaliados neste estudo, a produção a pasto foi o principal contribuinte para o aquecimento global (BASSET-MENS et al., 2009b).

Conforme Primavesi et al (2012), os fatores de emissão de metano em gado de leite variam de acordo com: o sistema de produção animal e as características dos animais; a composição e o volume do alimento (matéria seca, matéria seca digestível, matéria orgânica digestível) - variável influenciada pelo peso vivo (kg), pelo ganho médio diário de peso vivo e pelo sistema de alimentação (confinamento, pastejo intensivo e extensivo); produção de leite e seu teor de gordura (%).

Vários autores (CEDERBERG et al., 2011; FLYSJÖ et al., 2011a; GERBER et al., 2010; JUNGBLUTH et al., 2007; LEIP et al., 2010) têm considerado o desmatamento para a produção de grãos, independente do local de produção no Brasil (região Sul ou Centro-Oeste). Algumas pesquisas, como a de Cederberg et al. (2011) e Flysjö et al. (2011a) contabilizam a soja originária do Brasil, que é utilizada como ingrediente das rações animais.

Estudo realizado por Prudêncio da Silva et al. (2010), sobre a produção de grãos no Brasil, ressalta que os impactos associados à mudança do uso de solo não devem ser considerado na região Sul do Brasil. Isto porque nesta região existe o bioma Mata Atlântica, que foi desmatado há muito tempo, sendo considerada uma área consolidada. Dessa forma, os impactos do desmatamento devem ser considerados apenas para a região Centro-Oeste do Brasil, que possui grande produção de grãos utilizados na alimentação animal.

Um resumo das principais diretrizes das categorias de impacto ambiental selecionadas pode ser visualizado na Tabela 2. Estas informações são baseadas em Guinée et al. (2002).

Tabela 2. Principais diretrizes das categorias selecionadas.

ACIDIFICAÇÃO	
Resultados de AICV	Emissões de substâncias acidificantes para o ar (em kg)
Modelo de caracterização	Modelo RAINS10, desenvolvido pela IIASA, descrevendo o destino e deposição das substâncias acidificantes adaptadas para estudos de ACV
Indicador categoria	Deposição/ acidificação de carga crítica
Fator de caracterização	Potencial de acidificação para emissões acidificantes para o ar (em kg SO ₂ eq/ kg emissão)
Unidade do indicador de resultado	kg (SO ₂ eq)
EUTROFIZAÇÃO	
Resultados de AICV	Emissões de nutrientes para ar, água e solo (em kg)
Modelo de caracterização	Procedimento estequiométrico que identifica a equivalência entre N e P para sistemas terrestres e aquáticos
Indicador categoria	Deposição de N/P equivalentes em biomassa
Fator de caracterização	Potencial de eutrofização para cada emissão eutrofizante para ar, água e solo (em kg PO ₄ eq/ kg emissão)
Unidade do indicador de resultado	kg (PO ₄ eq)
OCUPAÇÃO DE TERRA	
Resultados de AICV	Uso da terra (em m ² .ano)
Modelo de caracterização	Agregação não ponderada
Indicador categoria	Ocupação de terra
Fator de caracterização	1 para todos os tipos de ocupação (adimensional)
Unidade do indicador de resultado	m ² .ano (ocupação de terra)

DEMANDA DE ENERGIA*

Resultados de AICV	Demanda de energia (em MJ)
Modelo de caracterização	Valor intrínseco de energia retirada da natureza, expresso em MJeq
Indicador categoria	Consumo de energia
Fator de caracterização	Energia renovável e não renovável
Unidade do indicador de resultado	MJeq

PEGADA DE CARBONO

Resultados de AICV	Emissões de gases de efeito estufa (em kg)
Modelo de caracterização	IPCC definindo o potencial de aquecimento global para diferentes gases
Indicador categoria	Radiação infravermelha
Fator de caracterização	São expressos como potencial de aquecimento global para o horizonte de tempo de 20; 100 ou 500 anos (GWP 20, 100 ou 500) de cada gás em escala global (em kg CO ₂ / kg emissão)
Unidade do indicador de resultado	kg (CO ₂ eq)

Fonte: Guinée et al. (2002).

*Frischknecht et al. (2007).

4. METODOLOGIA

A metodologia utilizada para a comparação entre os sistemas de leite estudados foi a abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), com base em dados primários que foram coletados diretamente nas propriedades estudadas. A fronteira deste estudo foi caracterizada como do "berço ao portão da fazenda". Quando não foi possível obter algumas informações foram utilizados dados secundários da base de dados do Ecoinvent®, como por exemplo, o ciclo de vida da produção de grãos e de energia elétrica. O estudo passou pelas quatro fases da ACV.

Para iniciar o trabalho, a escolha das propriedades teve apoio da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) e da Secretaria de Agricultura e Pesca do Estado de Santa Catarina, que são Instituições de referência em Agropecuária no Estado, e também do Núcleo Pluridisciplinar de Pesquisa e Estudo da Cadeia Produtiva do Leite (NUPEL) da Universidade Estadual de Maringá (UEM), que também possui uma vasta experiência em estudos de gado leiteiro. A decisão de apresentar dados de aquecimento global como Pegada de Carbono, é pelo fato de ser este um indicador para as mudanças climáticas que possui atenção do mundo todo, desde a convenção do Protocolo de Quioto em 1992, e por possuir um conceito mais popular e de fácil entendimento. A Pegada de Carbono nada mais é que a realização de uma ACV para uma única categoria de impacto (ABNT 2009a; 2009b; BSI, 2008; IDF, 2010b) utilizando o modelo do IPCC como método de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (ALVARENGA, 2010). Conforme Henriksson et al. (2011), quando se analisa estratégias para diminuir a Pegada de Carbono de produtos agrícolas, como o leite por exemplo, variações nos dados da dieta alimentar são importantes e por esta razão foi realizado uma análise de incerteza para esta categoria.

4.1 Sistemas de produção

As propriedades selecionadas representam: sistema de produção de leite confinado, semi confinado (incluindo pastagens) e a base de pasto localizadas no Sul do Brasil, mais especificamente, no Paraná e Santa Catarina (Figura 3). A escolha destas, teve a finalidade de verificar as possíveis diferenças no desempenho ambiental dos diferentes sistemas. E também pelo fato dessas propriedades apresentarem dados disponíveis para a realização desta ACV.

No sistema confinado e semi confinado as vacas eram da raça Holandesa e no sistema a base de pasto da raça Holandesa e Jersey.

A propriedade de produção de leite que representa o sistema confinado está localizada no município de Mandaguari, no Norte Central do Estado do Paraná. O clima é subtropical e a temperatura média anual é inferior a 20°C (KOEPPEN, 1948). A área total da propriedade é de 48 hectares, sendo que somente 17 ha são utilizados para a produção de leite. O rebanho é de 55 animais (incluindo bezerros, novilhas, vacas secas e vacas em lactação) e 100 % da alimentação é fornecida no estábulo. A produção total de leite corrigido pela energia por vaca durante o ano avaliado neste sistema foi de 7.667,0 kg ECM. A dieta destes animais composta por caroço de algodão, silagem, ração comercial (grãos de milho, farelo de trigo, casca de soja, caroço de algodão, premix), feno, minerais, premix e outros. A dieta varia ao longo do ano conforme a disponibilidade dos grãos nas estações e também o preço. Com base na dieta alimentar (Tabela 3), o consumo anual de matéria seca (MS) por vaca foi estimado em 6.335,0 kg sendo que a conversão alimentar foi de 1,2 kg ECM/kg MSI. Foi considerado o sistema de manejo de dejetos, bem como suas emissões foram calculadas de acordo com o IPCC (2006a).

Figura 3. Localização das propriedades produtoras de leite estudadas.



A propriedade de sistema de produção de leite semi confinado está localizada na cidade de Porto Amazonas, região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná. Esta propriedade possui 51 hectares e aproximadamente 30 ha são destinados a produção de leite. Este sistema se caracteriza como intensivo no qual os animais são confinados em parte do tempo e no outro período ficam livres no pasto. O rebanho é de 137 animais (incluindo bezerros, novilhas, vacas secas e vacas em lactação). A média de produção de leite anual é de aproximadamente 7.324,0 kg ECM/ vaca·ano. A alimentação composta de silagem, polpa cítrica (subproduto da indústria de suco de laranja), bagaço de cevada (subproduto da indústria de cerveja), ração comercial (grãos de milho, farelo de trigo, casca de soja, caroço de algodão, premix), sal mineral, , forragem e outros alimentos (Tabela 3). Nesta fazenda, a dieta dos animais também pode variar de acordo com o preço e as variações sazonais. O consumo de matéria seca anual por vaca foi estimado em 5.628,0 kg e a eficiência de conversão alimentar foi de 1,3 kg ECM/kg MSI. Os dejetos são armazenados em esterqueiras ao ar livre e posteriormente são espalhados no solo. Essa caracterização do tipo de manejo e o cálculo para emissões seguiram orientações do IPCC (2006a).

O sistema a base de pasto possui uma área de 219 ha e está localizado no município de Campos Novos, na região Centro-Oeste do Estado de Santa Catarina. Neste sistema, 100% dos animais são alimentados por pastagem e recebem uma pequena quantidade de alimento concentrado após a ordenha. O rebanho é composto de 268 animais (incluindo bezerros, novilhas, vacas secas e vacas em lactação), e a produção de leite é de aproximadamente 5.305,0 kg ECM/vaca·ano. A dieta é rica em pastagens e é composta principalmente de aveia e azevém, no inverno. Durante as outras estações, a dieta inclui outros tipos de forragem, como silagem de milho. A alimentação concentrada é elaborada na propriedade e é composta de milho, farelo de soja e sais minerais (Tabela 3), com um consumo anual de matéria seca por vaca de aproximadamente 4.657,0 kg e a eficiência de conversão alimentar foi de 1,1 kg ECM/kg MSI. Este sistema utiliza dejetos de suínos como fertilizante orgânico nas pastagens e forragens. Neste caso os impactos ambientais da aplicação do adubo orgânico podem ser considerados segundo as abordagens de Knudsen et al. (2010): (I) considerando o dejetos como um resíduo do sistema carne, assim os impactos devem ser alocados 100% para a carne, e (II) considerando que o dejetos tem um valor como fertilizante e parte das cargas ambientais devem ser contabilizados para este coproduto. Desta forma, optou-se pela segunda

abordagem, atribuindo parte dos encargos ambientais para os dejetos (adubo), permanecendo os mesmos na pastagem. No entanto, é uma prática comum em estudos de ACV considerar o conceito de impacto evitado para os dejetos suínos (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; DALGAARD, 2007; NGUYEN et al., 2011; WILLIAMS et al., 2006).

As informações para os três sistemas de produção avaliados, referentes aos nutrientes digestíveis totais (NDT), proteína bruta (PB), matéria seca ingerida (MSI) e energia bruta (EB) da dieta alimentar de cada propriedade foram baseadas nas informações da NRC (2001); Peripolli et al. (2011) e Valadares Filho et al. (2011), pois as mesmas não tinham estas informações (Tabela 3).

Para a produção de grãos no Brasil em estudos de ACV é comum se considerar os impactos diretos da mudança do uso do solo (dLUC em inglês), que estão associados as mudanças de estoque de carbono do solo. A dLUC pode ser muito impactante quando ocorre a substituição da vegetação nativa por atividades agropecuárias, em especial quando do desmatamento de floresta Amazônica e Cerrado para a produção de grãos, como soja e milho. Na presente pesquisa de tese foi considerada a abordagem de Prudêncio da Silva (2011) e Prudêncio da Silva et al. (2010), uma vez que as propriedades leiteiras utilizam grãos da região Sul do país. Posteriormente, buscando melhor compreender a influência dos impactos do desmatamento nos resultados, foram utilizados os fatores de dLUC para a região Centro-Oeste, segundo Prudêncio da Silva et al. (2010), a fim de verificar a diferença na Pegada de Carbono ao utilizar grãos dessa região do país.

Os resultados deste estudo foram comparados com demais estudos, mas principalmente com os dados da produção de leite da Suécia, país pioneiro em estudos de ACV da produção de leite, no qual foi realizado o doutorado sanduiche.

Os dados do sistema de produção de leite na Suécia são baseados nos estudos de Cederberg e Flysjö (2004), nos quais uma média de 23 fazendas produtoras de leite, localizadas no Sudoeste do país, mais precisamente nas regiões de Halland e Västra Götlands, no ano de 2001/2002, foram avaliadas. Estas são importantes regiões produtoras de leite na Suécia, pelo fato do clima dessa região possuir potencial para produção de forragens.

As autoras dividiram as propriedades em três grupos de sistemas de produção, sendo um convencional com alta produção, em 9 fazendas, com uma produção com mais de 7.500 kg de ECM/ ha

(aproximadamente 9.460 kg ECM/ ha) e uma média de 65 animais. O outro sistema foi convencional, com média tecnologia, em oito propriedades, com uma produção abaixo de 7.500 kg/ ECM ha (cerca de 5.360 kg ECM/ ha) e uma média de 57 animais. O terceiro sistema estudado foi o orgânico, em seis propriedades com uma média de produção de aproximadamente 5.100 kg ECM/ ha e cerca de 39 animais (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004).

Os dados de alimentação foram aprimorados de estudos anteriores e também do banco de dados e estatística do governo da Suécia e de diferentes agroindústrias. A unidade funcional do estudo sueco foi de 1kg ECM, sendo a fronteira deste estudo do “berço ao portão da fazenda”. As fronteiras do sistema incluíram os dados do ciclo de vida de fertilizantes, produção de alimentos (ração), diesel, pesticidas e plásticos. Já informações de construção, maquinário, detergente de limpeza, desinfetantes e agentes de silagem foram excluídos do estudo.

O estudo de Cederberg e Flysjö (2004) utilizou alocação econômica para leite (90 %) e carne (10 %), de acordo com o preço de mercado sueco para o ano de 2002. E na questão de dejetos dos animais, aproximadamente 17 % dos dejetos foram caracterizados como sólidos, 24 % ficaram na pastagem e os outros 60 % foram para esterqueira (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004). Para dados mais atualizados do sistema de produção sueco foram utilizadas informações de Flysjö et al. (2009a; 2009b) e Henriksson et al. (2011).

Tabela 3. Variação na dieta animal dos sistemas estudados.

Dieta em cada sistema ^a	NDT			PB			MSI ^d	EB ^c
	(%)			(%)				
	Min.	Med.	Max.	Min.	Med.	Max.	kcal/ kg	
<i>Sistema confinado</i>								
Ração	78,86	80,66	82,29	17,39	18,33	19,45	6,44	4,45
Silagem de milho	59,18	61,66	63,97	7,44	8,03	8,75	12,46	4,65
Caroço de algodão	77,00	80,00	82,00	12,23	13,79	15,31	0,01	5,65
Gérmen de milho	78,00	81,00	84,00	10,28	11,57	13,19	1,06	4,03
Farelo de soja	78,86	80,66	82,29	45,63	47,00	48,37	0,62	4,44
<i>Sistema semi confinado (com pastagem)</i>								
Bagaço de cevada ^b	58,05	60,39	62,84	11,02	11,90	12,73	2,31	3,70
Polpa cítrica	75,52	78,60	81,06	6,56	6,90	7,24	1,92	3,92
Ração	78,41	81,33	83,90	10,28	11,57	13,19	3,84	4,45
Silagem de milho	59,18	61,66	63,97	7,44	8,03	8,75	7,69	4,65
Pastagem	65,26	68,00	70,73	8,80	9,83	11,27	2,31	3,76

Sistema a base de pasto

Ração (milho)	73,16	76,00	79,35	8,06	8,63	9,22	2,82	4,55
Ração (farelo de soja)	78,86	80,66	82,29	45,6	47,0	48,4	0,99	4,44
Silagem de milho	59,18	61,66	63,97	7,44	8,03	8,75	4,42	4,65
Feno (aveia e azevém)	53,02	55,33	57,81	10,16	11,23	12,43	1,99	4,38
Pastagem	66,02	68,33	70,81	15,63	17,00	18,37	5,05	3,75

NDT – Nutrientes Digestíveis Totais; PB – Proteína Bruta; MSI – Matéria Seca Ingerida; EB- Energia Bruta

^aEstas dietas são específicas de cada propriedade estudada, conforme informações do produtor.

^bSubproduto da indústria de cervejas.

^cDe acordo com informações da NRC (2001); Peripolli et al. (2011) e Valadares Filho et al. (2011).

^d kg matéria seca ingerida - $MSI^{-1} vaca^{-1} \cdot dia^{-1}$

4.2 Unidade funcional e alocação

A unidade funcional (UF) foi determinada com base na massa do produto, sendo 1 kg de leite corrigido pela energia (*Energy Corrected Milk* - ECM) no portão da fazenda, de acordo com a equação descrita por Sjaunja et al (1990a) para correção de gordura e proteína (Anexo 2).

Ao efetuar os cálculos de correção do leite para energia em ambas as fórmulas (ECM, FPCM) para este estudo, a diferença nos resultados finais não foi significativa. Como os recentes estudos de ACV na produção de leite utilizam e recomendam a fórmula de ECM, foi adotada esta abordagem para possíveis comparações entre resultados encontrados.

Com relação aos dejetos bovinos, empregados como adubo orgânico nas mesmas propriedades, estes não foram alocados, pois não saem dos limites do sistema. Para o processamento da soja a alocação foi realizada de acordo com o valor econômico dos coprodutos, ou seja, 65 % para o farelo de soja e 35 % para o óleo de soja (ALVARENGA et al., 2012). Para o bagaço de cevada, coproduto do processamento de cevada, foi utilizada a alocação por massa, atribuindo 86 % para o mosto da cevada e 14 % para o bagaço de cevada. Os dados do processamento da cevada foram baseados em Kløverpris et al. (2009) e Tumuluru et al. (2011).

4.3 Fronteira do sistema

A fronteira do sistema foi caracterizada como do "berço ao portão da fazenda" (Figura 4). Os insumos agrícolas e processos utilizados na produção de leite considerados foram: ração, silagem, pastagem, grãos, energia, fertilizantes, combustíveis e transportes. Entradas como área construída, detergentes, desinfetantes, agentes de silagem, máquinas e medicamentos não foram considerados pela falta de dados. Enquanto que pequenos volumes de ingredientes alimentares como vitaminas foram excluídos pelo critério de corte de 1 %, conforme ABNT (2009b). Como saídas foram considerados a produção de leite, coprodutos como carne e as diversas emissões para o meio ambiente.

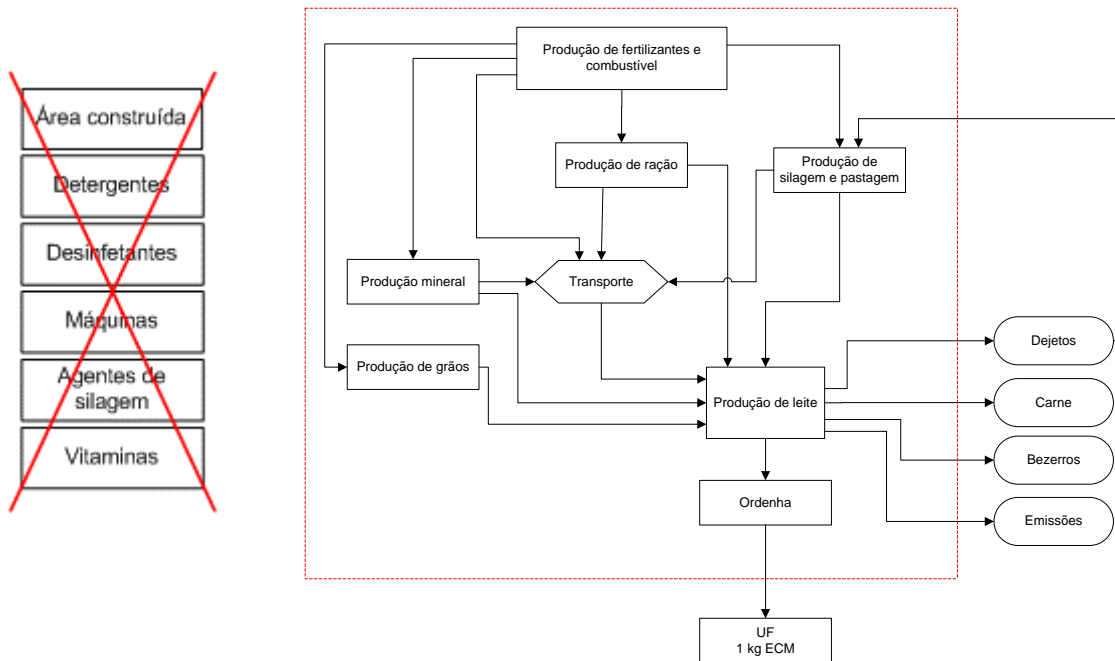
Para o transporte dos componentes das rações e demais materiais utilizados nas propriedades foi considerada a distância (km) do local em que o produtor compra os insumos até a propriedade. No sistema confinado, as distâncias foram 2 km, 30 km, 72 km, 996 km e 359 km, para silagem, ração e sal mineral, gérmen de milho, caroço de algodão e farelo de soja, respectivamente. No sistema semi confinado, as distâncias de transporte dos insumos utilizados na alimentação animal até a propriedade foram 7 km, 42 km, 46 km e 76 km para silagem,

polpa cítrica, ração e sal mineral e bagaço de cevada, respectivamente. No sistema a base de pasto, o transporte de ração do centro comercial até a propriedade foi de 30 km e para produção de silagem e feno foi de 2 km.

Para informações de ingredientes, como caroço de algodão e farelo de trigo, foram utilizados dados secundários oriundos do banco de dados do Ecoinvent® (NEMECEK; KÄGI, 2007), NRC (2001), Peripolli et al. (2011) e Valadares Filho et al. (2011). E para a produção de caroço de algodão não foi considerada a absorção de CO₂ pelos grãos.

A matriz energética considerada foi de acordo com a base de dados do Ecoinvent®, em que o sistema de distribuição pública para o Brasil é formado por 84 % de energia de origem hidrica, 2 % de origem termelétrica e os restantes 14 % a partir de outras fontes. Informações referentes a produção de combustível utilizado nas propriedades foram baseadas no banco de dados do Ecoinvent®.

Os dejetos dos bovinos foram avaliados de acordo com o seu destino final em cada sistema de produção de leite, seguindo as definições propostas pelo IPCC (2006a).

Figura 4. Fronteiras do sistema de produção de leite.

4.4 Inventário do ciclo de vida

Os dados utilizados neste estudo representam uma média de duas safras agrícolas (2008/2009 e 2009/2010) para cada propriedade. O período de lactação nas fazendas estudadas foi de 305 dias, conforme informações das propriedades. Este período está de acordo com Carvalho et al. (2003), que em pesquisa realizada no setor leiteiro determinaram para a realidade brasileira um período variável de 290 à 305 dias. A taxa de substituição de vacas em lactação foi de aproximadamente 25 %, sendo que as novilhas iniciam a ordenha aos 26 meses, em média. O peso médio dos animais variou de acordo com cada sistema de produção estudado. A vida útil adotada para as vacas em lactação foi de 6 anos.

O CH₄ proveniente da fermentação entérica foi calculado de acordo com o Nível 2 (*Tier 2*, em inglês) do protocolo das diretrizes do IPCC (2006a, 2006b), com exceção do fator de conversão de metano (Y_m), para o qual foi utilizado o valor de 5,4 %, de acordo com Primavesi et al. (2012), fator adequado ao Brasil. Os autores avaliaram a quantidade de metano ruminal original (taxas de emissões ou fator de emissão, kg vaca⁻¹ ano⁻¹) para vacas da raça Holandesa em sistemas de produção brasileiros a base de pasto (Verão e Outono), a fim de obter dados mais precisos para a realidade brasileira. Para estimar o fator de conversão de metano (Y_m) foram considerados 4,38 Mcal de energia bruta e 0,01334 Mcal·g_{CH₄}⁻¹. Ao utilizar o fator de conversão de Primavesi et al. (2012) pode melhor representar a realidade brasileira, uma vez que o fator do IPCC (2006a) é para todos os países da América Latina.

Os dados referentes à Suécia são baseados em Cederberg e Flysjö (2004) e também em atualizações de Flysjö et al. (2011a; 2011b) e Henriksson et al. (2011). E para as propriedades estudadas, os dados referentes ao ciclo de vida da produção de alimentos para os animais foram baseados na literatura conforme Prudêncio da Silva (2011), Valadares Filho et al. (2011), Ecoinvent® (dados secundários), entre outros (Anexo 3).

4.4.1 Cálculos de emissões dos dejetos

As emissões dos dejetos foram calculadas conforme o IPCC (2006a, 2006b) com base na matéria seca ingerida pelos animais, sendo que a média das taxas de digestibilidade foram 66 %, 70 % e 69 % para o sistema confinado, semi confinado e a base de pasto, respectivamente

(NRC, 2001; PERIPOLLI et al., 2011; VALADARES FILHO et al., 2011).

O teor de nitrogênio nos dejetos foi calculado de acordo com a quantidade total de N na alimentação (matéria seca ingerida) menos a quantidade de N no leite e nos animais (bezerros) para cada sistema de produção de leite estudado.

Já as emissões diretas de N_2O do solo foram calculadas de acordo com o IPCC (2006b), enquanto que as emissões indiretas causadas por volatilização da amônia (NH_3) e lixiviação de nitrato (NO_3) foram estimadas utilizando os fatores de emissão (EF) de acordo com o IPCC (2006a).

4.4.2 Dieta animal

A quantidade anual de consumo de ração (Anexo 3) foi calculada separadamente para cada fazenda analisada e apresentada como o consumo de ração (matéria seca, energia bruta, proteína bruta) por kg de leite fresco. As exigências nutricionais individuais dos animais foram calculadas com base no recomendado para gado de leite (NRC, 2001). As dietas dos animais foram ajustadas para fornecer as necessidades nutricionais recomendadas em cada sistema de produção de leite e de acordo com o peso corporal, sexo e ganho de peso vivo e de acordo com as informações dos produtores. A quantidade de N na matéria seca ingerida para cada sistema foi calculado a partir do teor de proteína em cada componente alimentar conforme descrição de Valadares Filho et al. (2011). E para a conversão de proteína em N foi utilizado o fator de 6,25 (NRC, 2001). Outras variáveis, como a digestibilidade de matéria seca ingerida (DMSI), nutrientes digestíveis totais (NDT) e proteína bruta (PB), foram calculados para cada sistema de produção de leite de acordo com o NRC (2001), Peripolli et al. (2011) e Valadares Filho et al. (2011) e complementadas por discussões com especialistas em alimentação de gado de leite (Tabela 3).

A escolha destas variáveis ocorreu porque de acordo com vários autores como Beever; Doyle (2007); Flysjö et al. (2011b); Henriksson et al. (2011); Kristensen et al. (2011); Merino et al. (2011); Primavesi et al. (2012) e Yan et al. (2011), a composição e o consumo de alimentos e a produção de leite são os principais contribuintes para as emissões de CH_4 entéricas, juntamente com a eficiência de conversão alimentar. Avaliar estas variáveis para a realidade brasileira em termos de Pegada de Carbono foi de fundamental importância para identificar os pontos críticos. As principais diferenças na alimentação dos animais entre as

propriedades, estão entre os sistemas confinado e semi confinado, que utilizam coprodutos das agroindústrias como caroço de algodão, polpa cítrica e bagaço de cevada, e o sistema a base de pasto, que não utiliza coprodutos da agroindústria.

4.5 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

Para a AICV foi utilizado o método CML 2 baseline 2000, que é uma atualização a partir de 1992 do método CML, baseado na versão de planilha 3.2 (Dezembro de 2007). Ele substitui a versão preliminar, as atualizações foram realizadas a partir de 2004 até o ano de 2008. As categorias de impacto do método Baseline foram retiradas do Ecoinvent 2.0 e completadas com as substâncias faltantes mais importantes.

As categorias de impacto ambiental selecionadas para este estudo foram eutrofização, acidificação, ocupação de terra e demanda de energia, pelo fato de serem as mais utilizadas em estudos de ACV de sistemas de produção de leite.

Para a categoria de aquecimento global, foi calculada a Pegada de Carbono, que é a soma dos gases emitidos durante todo o ciclo de vida de um produto dentro dos limites do sistema, para uma aplicação específica e em relação a uma quantidade definida de um produto específico. A Pegada de Carbono do produto é geralmente baseada na metodologia de ACV (ABNT, 2009a, 2009b; BSI, 2008; IDF, 2010) com o uso do modelo do IPCC (2007) para um horizonte de tempo de 100 anos (GWP 100a). Dessa forma a Pegada de Carbono foi calculada conforme o método do IPCC (2007).

Conforme Flysjö et al. (2012), ainda não existe um método padronizado internacionalmente para cálculo de emissões de GEE associadas com produtos lácteos. No entanto, as autoras recomendam as diretrizes descritas na IDF (2010b), que foram baseadas na série de normas ISO 14040 e 14044 (2006a; 2006b), sendo que as mesmas foram adotadas neste estudo.

4.6 Análise de incerteza

Em função dos efeitos que a dieta alimentar das vacas em cada sistema estudado acarretam sobre as emissões de gases de efeito estufa, foi realizada uma análise de incerteza especificamente para a Pegada de Carbono, com a análise de Monte Carlo (MC). As variáveis de entrada foram: nutrientes digestíveis totais (NDT) e proteína bruta (PB) (Tabela 3), com base nos valores da literatura (NRC, 2001; PERIPOLLI et al., 2011; VALADARES FILHO et al., 2011) revisados por especialistas na área de nutrição animal. Estes parâmetros foram utilizados na análise

por possuírem uma relação com as emissões entéricas de CH_4 e emissões de N_2O nos dejetos. A análise de Monte Carlo especifica uma distribuição de probabilidade para cada parâmetro de sensibilidade, desenha um conjunto desses parâmetros, e repete a análise convencional por vários empates (LOVETT et al., 2008).

Com a variação de resultados reflexo da diferença nos dois fatores (CH_4 e N_2O) foi aplicada a análise de Monte Carlo (MC), executada de forma independente por propriedade com base em 10.000, iterações para analisar a distribuição de incerteza nas emissões de GEE. Para essa simulação, foi utilizado um conjunto de dados mínimos, médios e máximos para os três sistemas de produção de leite para cada variável.

4.7 Análise de sensibilidade

A produção de leite gera vários bens e serviços que são difíceis de serem desagregados em processos individuais (GERBER et al., 2010). Todo sistema produtivo de leite gera mais de uma saída funcional: leite e carne, a partir de vacas descartadas e bezerros machos (CASEY; HOLDEN 2005; CEDERBERG; STADIG, 2003; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; FLYSJÖ et al., 2011b; THOMASSEN et al., 2008), dessa forma os impactos ambientais devem ser alocados para a carne e não somente a produção de leite em si. Conforme a escolha do método de alocação os resultados podem ser diferenciados; a análise de sensibilidade mostrará isto para os diferentes métodos de alocação (massa, econômica, protéica, expansão do sistema) utilizados.

A alocação por massa foi baseada no peso total de leite e animais (peso de vacas descartadas e bezerros excedentes), ou seja, na performance com base na massa (FLYSJÖ et al., 2011a). A massa média anual foi de 0,010 kg de carne (vacas descartadas e bezerros excedentes) para o sistema confinado e semi confinado e para a base de pasto foi de 0,012 kg por kg de ECM produzido.

A análise da alocação econômica foi baseada nos valores do leite e dos animais (vacas descartadas e bezerros) pagos ao produtor no portão da fazenda. Os preços foram baseados nas informações da Secretaria de Agricultura do Estado de Santa Catarina para a propriedade em sistema a base de pasto (R\$ 0,72 por litro de leite e R\$ 77,84 por kg de carne). Para as demais propriedades as informações referentes a preços foram baseadas na Secretaria de Agricultura do Paraná (R\$ 0,72 para leite e R\$ 76,29 para carne). Foi considerado o preço médio para os anos agrícolas de 2008/2009 e 2009/2010.

A alocação protéica foi baseada na proteína do leite e da carne (GERBER et al., 2010). A quantidade de proteína em ECM foi calculada para cada propriedade de produção de leite, sendo 3,1 %, 3,0 % e 3,2 % para o sistema confinado, semi confinado e a base de pasto, respectivamente. A proteína da carne foi baseado em Roça (2000), com 22,3 % (Anexo 4).

Na expansão do sistema, a alocação é evitada por abranger os demais coprodutos, como carne (CEDERBERG; STADIG, 2003). Os pressupostos para os resultados de expansão do sistema seguiram abordagens descritas por Flysjö et al. (2011a): I) toda a carne do sistema leite substitui a carne bovina e II) diversos tipos de carne do sistema leite substituem diferentes tipos de carne, como por exemplo, carne de suínos e frango. Conforme Cederberg e Stadig (2003), a expansão do sistema é uma forma alternativa de gerar funções exportadas para os coprodutos.

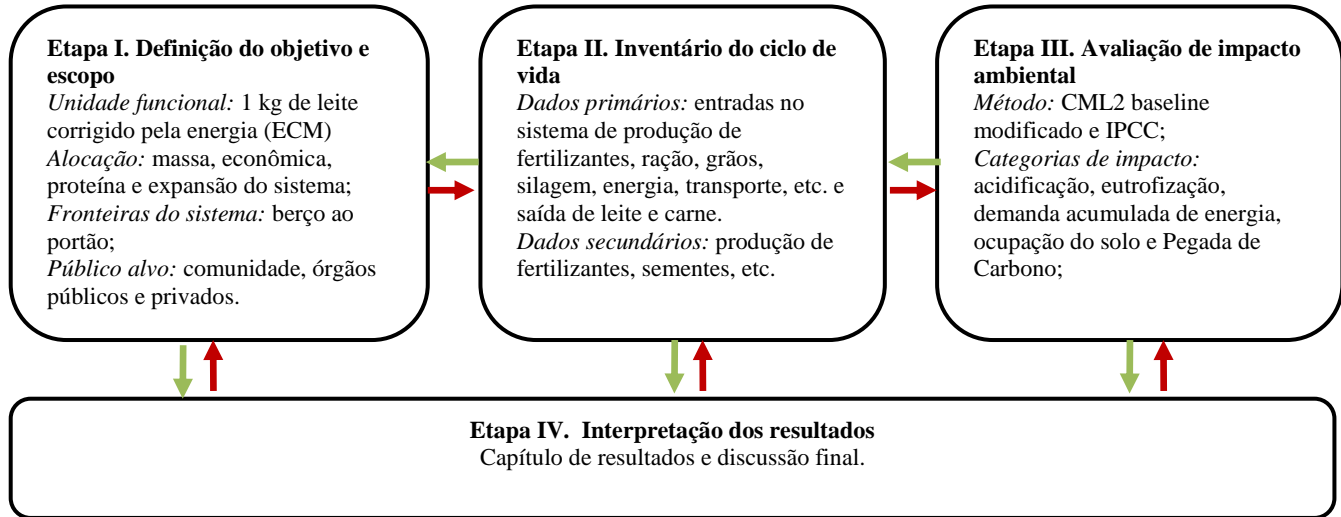
Conforme Flysjö et al (2011a), ao aplicar a expansão do sistema é fundamental identificar produtos alternativos que substituam os coprodutos e por esta razão aplicou-se a expansão para a carne bovina e de frango. De acordo com as autoras, os sistemas de produção variam conforme a localidade, o que também pode influenciar os resultados finais de expansão do sistema. Pelo fato de existirem estudos de ACV sobre a produção de bovinos e frangos no Brasil, a expansão do sistema para estas cadeias pode representar a realidade brasileira. As informações foram baseadas em recentes estudos de caso que utilizaram a metodologia de ACV para avaliar estes sistemas de produção no Brasil. Um dos cenários avaliou a carne do sistema leite substituindo a carne bovina conforme informações dos estudos de Ruviano (2012). O segundo cenário de expansão do sistema avaliou a substituição de carne de frango, conforme Prudêncio da Silva (2011).

As informações de emissões da carne bovina foram baseadas em estudos de Ruviano (2012), que avaliou a Pegada de Carbono da produção de carne bovina na fronteira Oeste do Estado do Rio Grande do Sul, em sete cenários. Os resultados mostraram que a variação nos resultados foi de 18,47 a 37,18 kg CO₂eq por kg ganho de peso vivo para um rebanho completo. Quando excluídas as vacas em lactação, a variação foi de 13,6 a 32,1 kg CO₂eq por kg ganho de peso vivo.

As informações para carne de frango foram baseadas em Prudêncio da Silva (2012), segundo o qual os impactos ambientais para uma tonelada de frango vivo na porteira da fazenda na região Sul do Brasil (Santa Catarina) corresponderam a 1,5 tCO₂eq e na região Centro-Oeste (Mato Grosso), aproximadamente 2,1 tCO₂eq.

Um resumo das etapas que envolvem o estudo de ACV da produção de leite nas três propriedades avaliadas pode ser visualizado na Figura 5.

Figura 5. Resumo de cada fase da ACV da produção de leite.



Fonte: Modificado Thomassen et al. (2009).

5. RESULTADOS

Os resultados dessa pesquisa são apresentados por categorias de potencial de impacto para melhor organização e em todos ocorre a comparação com os estudos suecos desenvolvidos por Cederberg e Flysjö, (2004); Flysjö et al. (2011a; 2011b) e Henriksson et al. (2011), além de outras referências. Essa comparação com estudos da Suécia ocorre pelo pioneirismo em estudos de ACV na produção de leite e pela experiência do doutorado sanduíche no Centro de Pesquisa Sueco (SIK) com tais pesquisadoras citadas.

A comparação dos três sistemas de produção de leite no Brasil - confinado, semi confinado e a base de pasto - e apresentada primeiramente para as categorias eutrofização, acidificação, ocupação de terra, demanda total acumulada de energia e Pegada de Carbono (aquecimento global).

Uma análise de incerteza (Análise de Monte Carlo) foi realizada somente para a categoria de Pegada de Carbono, para a dieta alimentar e a origem dos grãos utilizados na ração, considerando a mudança de uso direto da terra (dLUC). Posteriormente, uma análise de sensibilidade foi realizada calculando diferentes métodos de alocação para estas categorias estudadas. Os resultados finais das categorias de impacto foram relacionados com o consumo per capita de leite tanto para o Brasil, quanto para a Suécia. As discussões gerais dos resultados e as conclusões finalizam a análise deste estudo, bem como as recomendações para futuras pesquisas.

5.1 Potencial de impacto ambiental na produção de leite.

Os três sistemas de produção de leite estudados apresentaram resultados diferenciados para as categorias avaliadas. Os resultados estão descritos por categoria de impacto ambiental potencial. Estes resultados são apresentados sem alocação, ou seja, 100 % dos potenciais de impactos ambientais avaliados são para o sistema leite. Diversos estudos mostraram que a escolha do método de alocação influencia os resultados finais de desempenho da produção do leite, uma vez que também é produzida carne (bezerros machos, vacas velhas e outros descartes), cujos impactos devem ser atribuídos ao sistema carne. Contudo, essa influência é mais significativa para sistemas europeus e não se aplica ao Brasil, uma vez que o país possui um sistema de produção de carne independente, ganhando destaque em termos de produção mundial.

5.1.1 Acidificação

O sistema confinado e semi confinado apresentaram respectivamente 12,69 e 10,21 g SO₂eq/ kg ECM de potencial de acidificação. Na comparação entre cenários, o sistema a base de pasto demonstrou o menor potencial de impacto, emitindo 7,73 g SO₂ equivalente/ kg ECM, 39 % e 24 % menos em relação aos sistemas confinado e semi confinado (Tabela 4). Já o sistema avaliado por Olszensvski (2011) para produção de leite a base de pasto pela agricultura familiar no Brasil, o potencial de acidificação foi de 7,0 g SO₂eq/ kg ECM.

Nos três sistemas avaliados, a emissão de amônia pelo uso de fertilizantes químicos e orgânicos foram os principais responsáveis pelos impactos relacionados à acidificação, respondendo por 89 %; 78 % e 90 % deste impacto para o sistema confinado, semi confinado e a base de pasto (Figura 6), respectivamente.

Na alimentação do sistema confinado, o processo tecnologico que mais contribuiu para o potencial de acidificação foi a produção da silagem, com 78 %; na sequência foi a produção de ração, com 14 %; e a de farelo de glúten de milho, com 8 % dos impactos associados à acidificação.

Tabela 4. Sistemas de produção de leite - Acidificação

Etapas do ciclo de vida	Sistemas de produção de leite		
	Confinado	Semi confinado	Base de Pasto
	(g SO ₂ eq/ kg ECM)		
Alimentação	12,66	10,18	7,71
Transporte	0,02	0,02	0,01
Outras atividades	0,01	0,00	0,01
Total	12,69	10,21	7,73

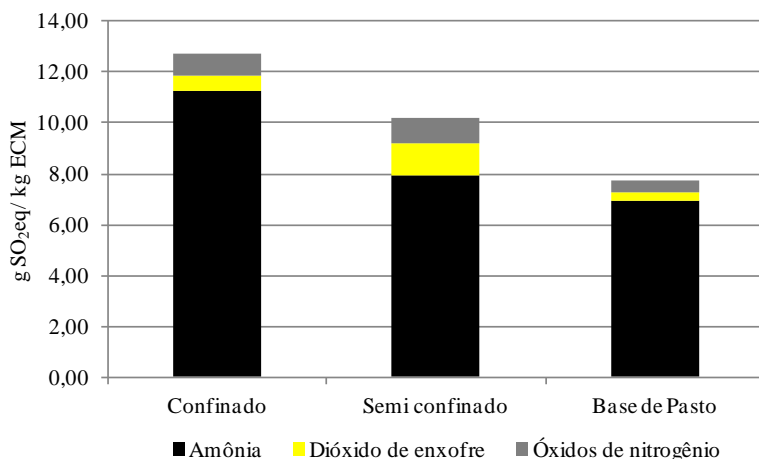
Para o sistema semi confinado, 74 % da acidificação foi proveniente da produção de silagem, 14 % foi da produção do bagaço de cevada e a produção de ração contribuiu com 10 % do total dos impactos. Já no sistema a base de pasto, a etapa da alimentação dos animais foi a principal contribuinte para o potencial de acidificação, devido ao uso de fertilizantes químicos e orgânicos. A silagem foi responsável por 52 % do total do potencial de acidificação para este

sistema, a produção da ração, consumida em menores quantidades, respondeu por 37 % e a pastagem, por 8 %.

Comparando com estudos publicados, os resultados para os três sistemas brasileiros mostraram-se inferiores aos da produção de leite em duas regiões na Noruega (sudoeste e sudeste) e superiores ao potencial de acidificação para a região central do mesmo país. Os valores encontrados foram de 19,80; 21,60 e 2,21 g SO₂eq/ kg ECM para propriedades localizadas na região Sudoeste, Sudeste e Central da Noruega (ROER et al., 2013), respectivamente. A produção de forragens foi responsável por 90 % a 91 % do total dos impactos para produção de 1 kg ECM norueguês (ROER et al., 2013), pelo fato de usar fertilizantes químicos na produção.

Em pesquisa desenvolvida por Fantini et al. (2012) na Itália, aproximadamente 9,1 g SO₂eq foram emitidos na fase agrícola, sendo que a contribuição do NH₃ foi de 78 %, em função do uso de dejetos como fertilizante orgânico. As emissões de NO_x, foram principalmente ao consumo de diesel, com 13 % do total emitido.

Figura 6. Acidificação nos sistemas de produção de leite.



Já em estudos comparativos entre o sistema de produção convencional (confinado) e orgânico (pasto) desenvolvidos em propriedades na Suécia, o potencial de acidificação foi de 17,90 e 15,80 g SO₂eq/ kg ECM (CEDERBERG; MATTSSON, 2000), respectivamente. A emissão da amônia foi responsável por 90 % dessas

emissões em ambos sistemas, principalmente pelo uso de dejetos dos animais.

Na Holanda, os resultados mostraram que para o sistema convencional o potencial de acidificação foi de 9,5 g SO₂eq/ kg, sendo que a amônia foi a principal responsável pelas emissões, com 74 % de contribuição. No sistema orgânico, a contribuição foi de 11,0 g SO₂eq/ kg ECM, com 81 % do total das emissões provenientes da amônia (THOMASSEN et al., 2008).

Em estudos comparativos para sistema de produção de leite em sistema convencional e orgânico na Suécia, Holanda e Alemanha, a volatilização da amônia contribuiu com aproximadamente 78 % a 97 % do impacto de acidificação gerado (DE BOER, 2003). Nos sistemas franceses, a acidificação não mostrou diferenças significativas entre o sistema convencional e orgânico (7,6 g e 6,8 g SO₂eq/ kg FPCM⁻¹), conforme pesquisas de Van der Werf et al. (2009), apresentando valores similares ao sistema a base de pasto (convencional) estudado no Brasil.

Em pesquisas realizadas em Portugal, aproximadamente 20,0 g SO₂eq/por kg de leite foram emitidos, estando acima dos resultados encontrados para o Brasil. Em Portugal, a produção de milho, foi responsável por 14 % deste total, e a produção de silagem de azevem, por 10 %. As emissões que contribuíram com o potencial de acidificação foram de 87 % de NH₃, 9 % de SO₂ e 4 % de NO_x (CASTANHEIRA et al., 2010).

No Peru, local do primeiro estudo de ACV da produção de leite na América Latina, a contribuição para o potencial de acidificação foi de 14,0 g SO₂eq/ kg ECM para a região montanhosa, um aumento de 54% quando comparado com a produção da região costeira, com 7,50 g SO₂eq/ kg ECM. O principal contribuinte nas regiões montanhosas foi a produção de pastagem com 47 % do total deste impacto. A emissão de NH₃ foi responsável por 98 % deste total para a região montanhosa, pelo uso de fertilizantes. Já na região costeira, o maior contribuinte para o potencial de acidificação foi a produção e processamento de forragens (BARTL et al., 2011).

Em todos os sistemas analisados, brasileiros e internacionais, a emissão de amônia foi o principal responsável pelo potencial de acidificação. De acordo com Thomassen et al (2008), a volatilização da amônia ocorre principalmente por quatro maneiras: a partir dos dejetos no estábulo, do armazenamento de dejetos, durante a pastagem e pela aplicação de fertilizantes orgânicos e químicos. No caso do estudo brasileiro as emissões pelos dejetos estão contabilizadas juntamente com

o item alimentação, pelo fato destes serem utilizados como fertilizantes orgânicos.

Em revisão realizada por De Vries e De Boer (2010), a variação no potencial de acidificação para estudos realizados na Europa foi de 10,0 a 18,0 g SO₂eq/ kg ECM, valores semelhantes ou superiores aos encontrados nas propriedades brasileiras (Tabela 4).

Para todos os sistemas de produção estudados no Brasil, a alimentação dos animais representou 99 % dos impactos para o potencial de acidificação por g ECM. A alta emissão gerada pela etapa de alimentação está associada ao uso de fertilizantes químicos e orgânicos (dejetos), ricos em nitrogênio que são utilizados como adubos para a produção dos ingredientes que compõem a dieta animal (grãos).

5.1.2 Eutrofização

O impacto de eutrofização foi maior no sistema semi confinado com 6,62 g PO₄eq/ kg ECM, seguido do sistema confinado com 5,44 g PO₄eq/ kg ECM e do sistema a base de pasto com 4,07 g PO₄eq/ kg ECM (Tabela 5). Em sistema de produção de leite a base de pasto em agricultura familiar no Brasil, as emissões foram de 2,0 g PO₄eq/ kg ECM (OLSZENSWSKI, 2011), diferindo dos sistemas de produção avaliados.

No sistema confinado, 29 % do total dos impactos da eutrofização correspondem ao nitrato, 22 % ao fosfato em água e 45 % à amônia no ar (Figura 7). A alimentação dos animais contribuiu com 99 % desses impactos, sendo 63 % gerados pela produção da silagem, 28 % da ração e 7 % do farelo de glúten de milho.

Tabela 5. Sistemas de produção de leite - Eutrofização.

Etapas do ciclo de vida	Sistemas de produção de leite		
	Confinado	Semi confinado	Base de Pasto
	(g PO ₄ eq/ kg ECM)		
Alimentação	5,43	6,61	4,06
Transporte	0,01	0,00	0,00
Outras atividades	0,00	0,00	0,01
Total	5,44	6,62	4,07

No sistema semi confinado, 47 % do impacto causado pela eutrofização ocorreu pelo nitrato, 18 % pelo fosfato, 29 % pela amônia. Na alimentação esse sistema, 47 % dos impactos foram na produção de

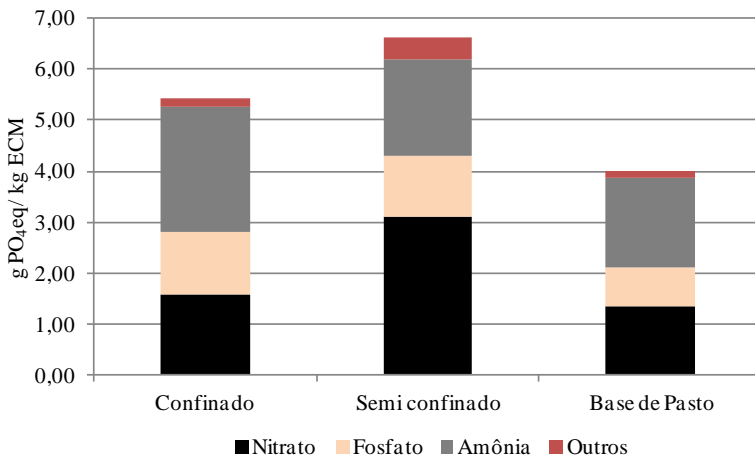
silagem, 38 % na produção do bagaço de cevada e 14 % na produção de ração. Os impactos gerados na eutrofização estão associados com a perda de nitrogênio utilizado como fertilizante na produção de grãos e outras culturas e também nas emissões deste durante a sua produção.

No sistema a pasto, aproximadamente 44 % dos impactos da categoria eutrofização foram da emissão de amônia, 33 % do nitrato, 19 % do fosfato e 3 % dos óxidos de nitrogênio. Destes, 43 % ocorreram na produção da ração, 34 % na produção da silagem e 24 % na produção da pastagem.

Os sistemas de produção de leite noruegueses apresentaram um desempenho ambiental melhor em relação aos sistemas brasileiros avaliados, apresentando um potencial de eutrofização inferior. As emissões para o leite produzido na Noruega variaram entre 2,80 e 3,60 g $\text{PO}_4\text{eq/ kg ECM}$ (ROER et al., 2013). Já em pesquisas realizadas na Itália, a fase agrícola contribuiu com 7,10 g $\text{PO}_4^{3-}\text{eq}$, sendo que a contribuição das emissões de NH_3 foram de 22 %, principalmente pelo uso de fertilizantes químicos e orgânicos (FANTINI et al., 2012).

Na Suécia, as perdas de fósforo (P) foram estimadas em 6,0 e 6,60 g $\text{PO}_4^{3-}\text{eq/ kg ECM}$ para o sistema convencional e orgânico (CEDERBERG; MATTSSON, 2000), respectivamente. Estes resultados são explicados pela taxa de aplicação de dejetos no sistema convencional que foi maior.

Figura 7. Eutrofização nos sistemas de produção de leite.



Na Holanda, o potencial de eutrofização foi de 11,0 g e 7,0 g $\text{PO}_4^{3-}\text{eq/ kg FPCM}$ para o sistema convencional e orgânico (THOMASSEN et al., 2008), respectivamente. Neste caso, os sistemas brasileiros estudados foram mais favoráveis do que os holandeses. As contribuições das emissões de nitrato foram de 32 % e 40 %; de fosfato, 53 % e 31 %; de amônia, 12 % e 25 % para o sistema convencional e orgânico, respectivamente. Os autores ressaltam que aproximadamente 90 % das emissões para o potencial de eutrofização foram da produção de alimentos e 9 % da criação animal. Este resultado foi semelhante aos sistemas brasileiros em que 90 % das emissões ocorreram na produção de alimentos.

Em estudos portugueses, o potencial de eutrofização foi de 7,10 g $\text{PO}_4^{3-}\text{eq/ kg}$ de leite, sendo os processos relacionados à produção de alimentos para os animais (milho, silagem de aveia e concentrados) as principais fontes, devido às emissões de NO_3 resultante da transformação e aplicação de fertilizantes e adubos no solo (CASTANHEIRA et al., 2010).

Na América Latina, a produção de leite em áreas montanhosas no Peru emitiu 15,0 g $\text{PO}_4\text{eq/ kg ECM}$, enquanto que em áreas da costa, 4,80 g $\text{PO}_4\text{eq/ kg ECM}$. O cultivo e processamento de forragens nas regiões montanhosas foram responsáveis por 54 % do potencial de eutrofização; já na região costeira, o nitrato contribuiu com 59 % do total de emissões (BARTL et al., 2011).

De acordo com Roy et al. (2009), o impacto ambiental mais significativo do subsistema agrícola foi a eutrofização, que está ligada às perdas de nitrogênio e fósforo pela aplicação de fertilizantes. Os autores relatam que ao mesmo tempo em que a adubação nitrogenada aumentou a produção e a eficiência econômica, ela também diminuiu a eficiência ambiental.

Para a eutrofização, o leite produzido na Noruega (ROER et al., 2013); na Suécia (CEDERBERG; MATTSSON, 2000), no Peru em regiões da costa (BARTL et al., 2011) e a média Europeia (DE VRIES; DE BOER, 2010) foram inferiores ou similares aos resultados encontrados nas propriedades estudadas no Brasil. Já nos estudos de ACV da produção de leite realizados na Itália (FANTINI et al., 2012), na Holanda (THOMASSEN et al., 2008), em Portugal (CASTANHEIRA et al., 2010) e nas regiões montanhosas do Peru (BARTL et al., 2011), a contribuição para o potencial de eutrofização foi acima do encontrado para propriedades de leite no Brasil.

5.1.3 Ocupação de terra

Nos três sistemas estudados, aproximadamente 99 % dos impactos de ocupação de terra foram associados à alimentação animal.

Para o sistema confinado, o desempenho foi de 1,09 m²a/ kg ECM de área ocupada (Tabela 6). A produção da ração foi responsável por 43% desta ocupação, a produção da silagem de milho por 47 % e 5 % corresponderam a produção do farelo de soja e do farelo de glúten de milho (Figura 8).

Para esta categoria, o sistema semi confinado apresentou o pior desempenho, com aproximadamente 1,80 m²a/ kg ECM de área ocupada, sendo que 16 % desta ocupação correspondem à produção da ração, 24 % à produção de silagem e 59 % à produção do bagaço de cevada (Figura 8). Como a alimentação difere-se entre as propriedades brasileiras avaliadas, o bagaço de cevada na Figura 8 foi apresentado como outros, para este sistema.

Para o sistema a base de pasto, o desempenho foi de 0,71 m²a/ kg ECM de área ocupada. Destes impactos, aproximadamente 56 % foram de área ocupada para a produção da ração (soja e milho), 37 % para a produção de silagem e 6 % para a pastagem (Figura 8). Entretanto, em pesquisa de Olszensvski (2011) em sistemas de produção de leite em agricultura familiar no Brasil, a área ocupada foi de 6,8 m²a/ kg ECM.

Tabela 6. Sistemas de produção de leite – ocupação de terra.

Etapas do ciclo de vida	Sistemas de produção de leite		
	Confinado	Semi confinado	Base de Pasto
	(m ² a/ kg ECM)		
Alimentação	1,0914	1,8023	0,7117
Transporte	0,0003	0,0001	0,0001
Outras atividades	0,0009	0,0008	0,0018
Total	1,09	1,8	0,71

Na Noruega, as propriedades localizadas na área Central, Sudeste e Sudoeste apresentaram 2,0; 2,06 e 1,60 m²a/ kg ECM de área ocupada, respectivamente. A produção de forragens foi responsável por 75 % do

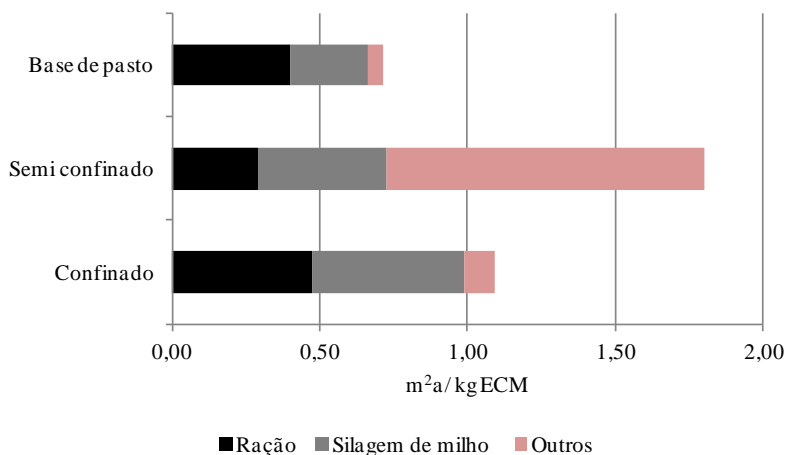
total dos impactos gerados e a produção de grãos utilizados na ração contribuiu com 29 % do total (ROER et al., 2013).

Em estudos comparativos na Holanda, entre sistema convencional e orgânico, a área ocupada total foi de 1,3 e 1,8 m²a/ kg FPCM (THOMASSEN et al., 2008), respectivamente. Resultados semelhantes ao de estudos realizados no Brasil. O uso de terras, em ambos os sistemas holandeses, foram para a produção de concentrados e de forragens para o sistema orgânico.

Os estudos comparativos na Suécia mostraram que para produzir 1 kg ECM foram necessários 1,9 m²a e 3,5 m²a de área ocupada no sistema convencional e orgânico (CEDERBERG; MATTSSON, 2000), respectivamente. Em outra pesquisa realizada posteriormente na Suécia em sistemas de alta e média produção, os estudos mostraram que foram necessários 2,6 e 2,7 m²a para produzir 1 kg ECM (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004), acima do que foi encontrado para o Brasil.

No estudo de Bartl et al. (2011) em áreas montanhosas do Peru, as pastagens permanentes foram responsáveis por 85 % do total da área ocupada, enquanto que para a produção na costa 58 % foram ocupados para produção de forragens e 42 % para produção dos ingredientes da ração.

Figura 8. Ocupação de terra da alimentação animal (m²a/ kg ECM).



Na Nova Zelândia, o total de área ocupada foi de 1,15 m²a por kg de leite corrigido pela energia, sendo que 100 % da área ocupada foi para produção de pastagem e dos ingredientes da ração (BASSET-

MENS et al., 2009). Já no Brasil, os resultados para ocupação de terra no sistema semi confinado (Tabela 6) foram superiores dos demais sistemas brasileiros.

Em revisão de estudos que utilizaram a metodologia de ACV para produção de leite, Roy et al. (2009) relataram que, de maneira geral, um sistema de produção convencional utiliza maior quantidade de fertilizantes e pesticidas, enquanto que um sistema de produção orgânico requer mais disponibilidade de terras. Esta relação foi observada no sistema semi confinado, que se utilizou de uma área maior do que a dos demais sistemas estudados.

Estudos mais aprofundados sobre a categoria de impacto de ocupação de terra são importantes para um país como o Brasil, que se destaca como um grande exportador de grãos como a soja (RUVIARO et al., 2012), principal ingrediente utilizado na formulação de ração animal. Vários estudos sobre ACV da produção de leite, como os realizados por Casey e Holden (2005), Cederberg e Flysjö (2004), Cederberg e Mattsson (2000), O'Brien et al. (2012) e Thomassen et al. (2008), usaram soja importada do Brasil, contribuindo para a demanda de terra ocupada e para os impactos ambientais em âmbito local e global.

5.1.4 Demanda total de energia acumulada

Na categoria de demanda total de energia acumulada, o sistema semi confinado consumiu 13,63 MJeq/ kg ECM (Tabela 7). O transporte contribuiu com 0,08 MJeq/ kg ECM deste total e outras atividades, como a fase da ordenha, contribuíram com 0,02 MJeq/ kg ECM. Aproximadamente 98 % dos impactos relacionados à demanda de energia foram relacionados à alimentação dos animais; a produção do bagaço de cevada foi responsável por 61 % desse impacto; a produção da silagem, por 22 %; a produção da ração por 10 %; a pastagem, por 3 %; e os demais insumos por 4 % (Figura 9).

O sistema a base de pasto teve a menor demanda de energia, com 3,98 MJeq/ kg ECM. Destes, 43 % corresponderam a produção da pastagem, 37 % à produção da ração, 16 % da silagem e 4 % à dos demais insumos (Figura 9). No entanto, o estudo de Olszensvski (2011) apresentou uma demanda de 16,33 MJeq/ kg ECM para um sistema a base de pasto em agricultura familiar no Sul do Brasil, valor este, superior ao da produção a base de pasto com tecnificação.

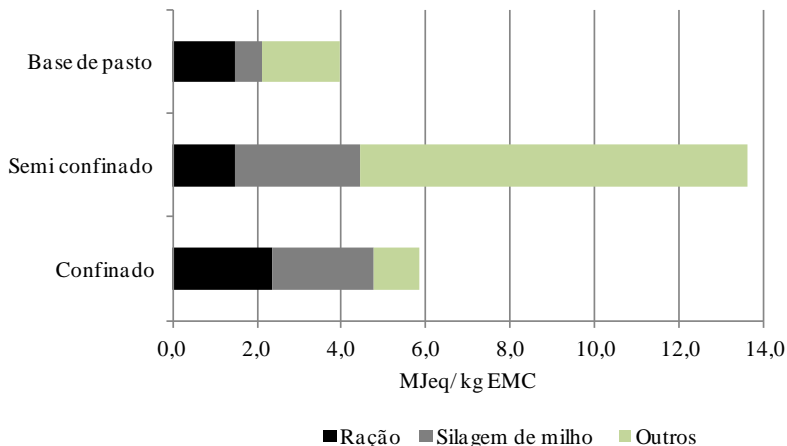
Tabela 7. Sistemas de produção de leite – demanda de energia

Etapas do ciclo de vida	Sistemas de produção de leite		
	Confinado	Semi confinado	Base de Pasto
	(MJeq/ kg ECM)		
Alimentação	5,70	13,53	3,92
Transporte	0,07	0,08	0,04
Outras atividades	0,05	0,02	0,01
Total	5,82	13,63	3,98

O sistema confinado apresentou um desempenho intermediário para a categoria de demanda total de energia acumulada, com 5,82 MJeq/ kg ECM (Tabela 7), quando comparado com os outros dois sistemas avaliados. Do total de energia consumida no sistema confinado, 41 % foram da produção da ração e da silagem, 12 % do farelo de glúten de milho e 6 % de outros insumos (Figura 9).

Na comparação de sistema convencional e orgânico de produção de leite na Suécia, Cederberg e Mattson (2000) demonstraram que o uso de energia foi de 3,55 e 2,51 MJeq/ kg ECM, respectivamente. Apresentando desempenho em uso energético mais favorável que os sistemas brasileiros estudados. A grande diferença entre os sistemas suecos foi devido ao uso de fertilizantes químicos e às estratégias de alimentação utilizadas no sistema convencional. Estudos realizados quatro anos depois também na Suécia, mostraram que para a produção de leite com alta produtividade a demanda de energia foi de 2,6 MJeq/ ECM, (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004), mostrando um bom desempenho em relação à avaliação passada e aos sistemas avaliados no Brasil.

Em sistemas holandeses, o uso de energia total foi de 5,0 MJeq/ kg FPCM para o sistema convencional e de 3,1 MJeq/ kg FPCM para o sistema orgânico. Destes, 83 % e 67 % do total de energia demandada foram do uso indireto de energia, ou seja, para produção e transporte dos alimentos dos animais no sistema convencional e orgânico (THOMASSEN et al., 2008), respectivamente.

Figura 9. Demanda de energia nos sistemas de leite.

Na Nova Zelândia, a demanda acumulada de energia foi de 1,51 MJeq por kg de leite. A maior parte dessa demanda ocorreu na produção da pastagem e de componentes da ração; além da ordenha (BASSET-MENS et al., 2009).

Na Alemanha, a demanda de energia para a produção de leite em sistema intensivo foi de 2,7MJeq por kg leite; no sistema extensivo foi de 1,3 MJeq por kg de leite e de 1,2 MJeq por kg de leite para o sistema orgânico (HAAS et al., 2001). Em comparação com a propriedade intensiva, a redução de uso de energia para o sistema extensivo e orgânico foi de 52 % e 56 %, em função da produção de forragens (HAAS et al., 2001).

Estudos de revisão realizados por De Vries e De Boer (2010) mostraram que a demanda média de uso de energia em produções europeias foi de 37 MJeq a 144 MJeq por kg de leite e para 1 kg de proteína de leite foi de 67 MJeq a 68 MJeq. Essa alta demanda de energia é explicada pelo uso dos ingredientes que compõem as rações dos animais que provêm de várias partes do mundo, inclusive do Brasil, acarretando em maior uso de energia e transporte (DE VRIES; DE BOER, 2010), mostrando-se superior a outros estudos já publicados.

Os resultados mostraram que a demanda de energia nos sistemas estudados no Brasil foi superior à estudos realizados na Suécia (CEDERBERG; MATTSSON, 2000; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004), na Holanda (THOMASSEN et al., 2008) e na Alemanha (HAAS et al., 2001). Contudo, em estudo realizado por Olszensvski (2011) em sistema

a base de pasto em agricultura familiar no Brasil, a demanda de energia foi aproximadamente três vezes maior que no sistema a pasto com uso de tecnologia (Tabela 7). Isso pode ser explicado pela baixa produtividade/ animal no sistema familiar. Os resultados dos estudos de caso no Brasil demonstram que o uso de energia e transporte de alimentos na produção de leite ainda é alto, havendo necessidade de mudanças no sistema produtivo a fim de minimizar os impactos ambientais do uso de energia não renovável.

Matos (2002) ressalta que sistema a base de pasto constitui um sistema de produção que requer menores inversões iniciais de capital, quando comparado a outros sistemas. Segundo este autor, a produção de leite em sistema a base de pasto tem um menor impacto negativo sobre o meio ambiente do que os sistemas em confinamento. Este estudo corrobora o exposto por Matos (2002), pois para as categorias de acidificação, eutrofização, ocupação de terra e demanda de energia, os impactos no sistema a base de pasto foram menores do que no sistema confinado. Isto pode estar relacionado à produtividade dos animais, bem como ao uso de dejetos de suínos como fertilizante orgânico na propriedade a pasto e ao menor uso de insumos químicos. Quando comparado a estudos desenvolvidos por Olszensvski (2011) em sistema a base de pasto em agricultura familiar, os impactos ambientais foram mais elevados, alertando para a necessidade de mudanças no manejo do sistema de produção em agricultura familiar. Contudo, vale ressaltar que o sistema a base de pasto, tanto em alto nível tecnológico, quanto em baixo, permite o bem estar animal e uma menor mão-de-obra o que não foram contabilizados nesse estudo. Além de manter os pequenos agricultores no campo, evitando o êxodo rural.

Como o Brasil assumiu o compromisso de reduzir as emissões de gases de efeito estufa, a necessidade de conhecer a contribuição dos sistemas de produção de leite avaliados se tornou importante, aqui avaliados como Pegada de Carbono.

5.2 Pegada de Carbono

Os resultados mostraram que a Pegada de Carbono para o sistema confinado foi menor, em comparação aos demais sistemas estudados (Tabela 8.), considerando que os grãos utilizados na ração e na alimentação animal foram provenientes da região Sul. Dessa forma, as emissões de GEE foram 0,535 kg CO₂eq/ kg ECM para sistema confinado, 0,778 kg CO₂eq/ kg ECM para o sistema semi confinado e 0,738 kg CO₂eq/ kg ECM para o sistema a base de pasto.

No entanto, quando considerados os impactos da mudança direta do uso da terra (dLUC) para a produção dos grãos e caroço de algodão provenientes da região Centro-Oeste, as emissões de GEE aumentaram em 45 %, 37 % e 37 % para os sistemas confinado, semi confinado e a base de pasto, respectivamente (Tabela 8). Ao analisar os impactos de dLUC foi observado um grande aumento na Pegada de Carbono para o sistema a base de pasto, embora fosse esperado um aumento mais significativo para o sistema confinado e semi confinado. Este resultado ocorreu pelo alto uso de farelo de soja no sistema a base de pasto durante o período da ordenha. Estes grãos possuem maiores impactos ambientais porque estão associados ao desmatamento ocorrido nas regiões do Centro Oeste e Norte do país, pois não há competição pelo uso de terra no cultivo deste grão. No Brasil, o clima permite dois cultivos por ano ou mais (PRUDÊNCIO DA SILVA, 2011), enquanto que para as culturas sucessivas existe competição por áreas para o milho, cevada, algodão entre outras culturas. Um fator de 0,7 é usado no cálculo destas culturas, ou seja, 70 % do total de área de soja do Estado consistiram em terra transformada de floresta do ano anterior. Os alimentos concentrados no sistema confinado e semi confinado são o caroço de algodão e o bagaço de cevada, enquanto que no sistema a base de pasto são o milho e o farelo de soja (Tabela 3).

Os resultados mostraram que a grande fonte geradora de CH₄ nos sistemas confinado e a base de pasto foi a fermentação entérica. Enquanto que, no sistema semi confinado, a alimentação foi a principal responsável pela mesma emissão, com uma contribuição de 48 % do total, e as emissões da fermentação entérica representaram 37 %. No sistema confinado esta contribuição (produção de alimentos) foi menor, porém significativa, com 38 %. A fermentação entérica para este sistema foi de 52 %. Para a produção a base de pasto, a alimentação foi responsável por 46 % das emissões de GEE e a fermentação entérica por 50 %.

Tabela 8. Pegada de carbono dos sistemas de produção de leite.

Etapas do ciclo de vida	Sistemas de produção de leite		
	Confinado	Semi confinado	Base de pasto
	(kg CO ₂ eq/ kg ECM)		
Alimentação	0,202	0,370	0,339
Transporte	0,003	0,004	0,002
Fermentação entérica	0,280	0,287	0,369
Manejo dos dejetos	0,042	0,106	0,024
Outras atividades	0,008	0,010	0,004
Total	0,535	0,778	0,738
Uso direto da terra	0,241	0,287	0,275
Total com uso direto da terra	0,776	1,065	1,013

A maior contribuição para a PC na produção da alimentação animal no sistema confinado foi da ração concentrada (27 %). O uso de bagaço de cevada (coproduto da indústria cervejeira) na ração emitiu 0,032 kg CO₂eq/ kg ECM, o que representou 16 % do total de impactos da alimentação (principalmente na ração) e 4 % para o kg de leite corrigido pela energia (ECM). O caroço de algodão também foi um ingrediente importante em termos de potencial de impactos, com 6 % do total do aquecimento global (Pegada de Carbono). Dos componentes da ração, o milho e seus derivados (glúten) representaram 0,028 kg CO₂eq/ kg ECM. O uso de farelo de soja e de gérmen de milho foram responsáveis pela emissão de 0,021 e 0,044 kg CO₂eq/ kg ECM, respectivamente. Os impactos da produção de milho no Sul do Brasil estão associados com o elevado uso de ureia como fertilizante nitrogenado, como observado por Prudêncio da Silva (2011). Já a produção de silagem de milho foi responsável por 0,002 kg CO₂eq/ kg ECM no sistema confinado.

No sistema semi confinado, a segunda maior emissão de CO₂eq foi associada ao bagaço de cevada, com 35 % do total (0,27 kg CO₂eq). A silagem de milho teve uma emissão inferior, de 0,014 kg CO₂eq/ kg ECM, enquanto que outros ingredientes da dieta animal, como caroço de algodão, farelo de soja, polpa cítrica, premix, mineral e gérmen de milho tiveram, somadas, uma contribuição menor que 8 % do total da PC. As emissões das pastagens foram responsáveis por 0,011 kg CO₂eq/ kg ECM.

Na análise do sistema a base de pasto, a silagem de milho foi o ingrediente com a maior contribuição para a PC, com 0,158 kg CO₂eq/ kg ECM. Enquanto que as emissões para a produção da pastagem foram praticamente dois terços inferiores, 0,048 kg CO₂eq/ kg ECM. O cultivo

de grãos neste sistema foi responsável por 19 % do total, devido ao uso de milho e farelo de soja na ração. Por fim, outro componente com significativa emissão foi o feno, que representou 0,008 kg CO₂eq/ kg ECM. Os impactos da silagem de milho e da pastagem neste sistema de produção foram principalmente devido ao uso de dejetos de suínos, aplicados na forma de fertilizante orgânico.

A participação do transporte (para compra de ração e transportes dentro dos limites das propriedades) na geração dos impactos foi pequena para os três sistemas. Aproximadamente 0,5 % para o sistema confinado e semi confinado e apenas 0,2 % para o sistema a base de pasto.

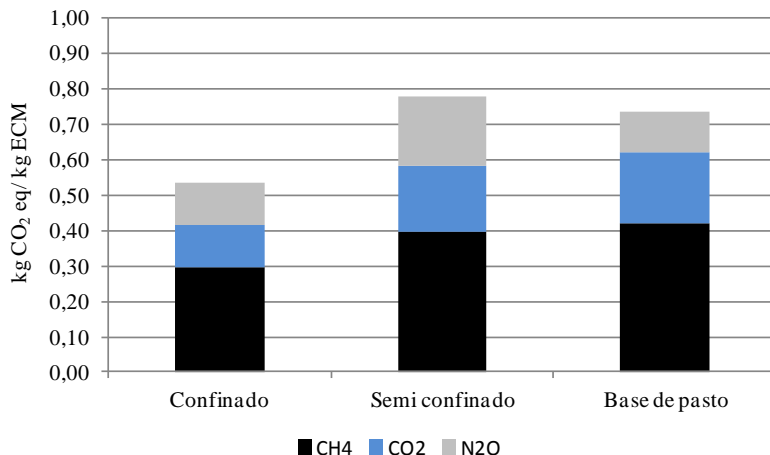
O manejo de dejetos representou 8 % para o sistema confinado, enquanto que no sistema semi confinado as emissões foram significativas, com 14 %. No sistema a base de pasto, o dejetos é tratado somente na fase de ordenha e estas emissões contribuíram com 3 %.

A contribuição das emissões de CH₄ referentes ao manejo de dejetos no sistema semi confinado foi maior do que nos demais sistemas, com 12 % do total de CO₂eq. Neste sistema, o dejetos na fase da ordenha é tratado na forma líquida em esterqueiras com período de armazenamento maior do que nos demais sistemas, sendo as emissões de metano mais elevadas.

De acordo com Zoccal et al. (2012), a produção de leite para a maioria das propriedades brasileiras (80 %) está abaixo de 51 kg ECM/ dia. Com base nos resultados do presente estudo, não é possível afirmar que os valores encontrados para a Pegada de Carbono (0,54-0,78 kg CO₂eq/ kg ECM) representam os sistemas de produção de leite no Brasil. Isto porque as propriedades estudadas fazem parte de menos de 3 % das explorações leiteiras com uma produção superior a 202 kg ECM/ dia. No entanto, os resultados demonstraram que é possível reduzir as emissões de gases de efeito estufa nos sistemas brasileiro estudados.

O metano teve maior contribuição do total do potencial de aquecimento global nos três sistemas com uma média de 54 % (51 % - 57 %), enquanto que as emissões de N₂O contribuíram com uma média de 21 % (16 % -25 %) (Figura 10). O CO₂ fóssil apresentou uma contribuição média de 25 % (23 % -27 %). Diversos autores (BASSET-MENS et al., 2009a; CEDERBERG; MATTSON, 2000; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; CASTANHEIRA et al., 2010; FLYSJÖ et al., 2011a; KRISTENSEN et al., 2011; THOMASSEN et al., 2008) obtiveram resultados semelhantes ao analisar a contribuição de cada GEE na produção de leite nos seus respectivos países.

Figura 10. Participação dos principais GEE de cada sistema.



Os resultados demonstraram que a produção de alimentos e a fermentação entérica foram os principais responsáveis pelas emissões. O mesmo pode ser observado em estudos de Flysjö et al. (2011a) para explorações suecas, Bonesmo et al. (2013), para produções norueguesas, e Basset-Mens et al. (2009a), para fazendas na Nova Zelândia, e com contribuição um pouco menor, para propriedades a pasto na Nova Zelândia avaliadas por Flysjö et al. (2011a).

Vários fatores nutricionais que afetam a taxa de produção de CH₄ entérico em bovinos de leite têm sido identificados na literatura, sendo relacionados principalmente à eficiência de conversão alimentar (matéria seca ingerida e produção de leite) (BEEVER; DOYLE, 2007; FLYSJÖ et al., 2011b; HENRIKSSON et al., 2011; MARTIN et al., 2010; MERINO et al., 2011). É difícil propor medidas para uma boa eficiência de conversão alimentar, que busquem reduzir a Pegada de Carbono da produção de leite, o que é potencializado no Brasil devido à falta de dados, por exemplo.

A produção de alimentos emitiu aproximadamente 0,20; 0,37 e 0,34 kg CO₂eq/ kg ECM (sem considerar as mudanças diretas do uso da terra) no sistema confinado, semi confinado e a base de pasto, respectivamente. Estes resultados são muito semelhantes aos do estudo realizado por Flysjö et al. (2011a) para fazendas de leite na Suécia, na qual a alimentação é colhida e processada mecanicamente (aproximadamente 0,39 kg CO₂eq/ kg ECM). Enquanto que nos sistemas da Nova Zelândia, as emissões referentes a alimentação foram

mais baixas (aproximadamente 0,16 kg CO₂eq/ kg ECM). Nos sistemas da Nova Zelândia, a pastagem é o principal alimento ingerido.

Em trabalho desenvolvido por Castanheira et al. (2010) em propriedades produtoras de leite em Portugal, a contribuição nas emissões pela produção de concentrados, silagem de milho e azevem foi relativamente baixa, com 27 % (0,28 kg CO₂eq/ kg ECM) do total das emissões de GEE. Já a produção de pasto e ração na produção de leite da Nova Zelândia foi 0,39 kg CO₂eq/ kg ECM (BASSET-MENS et al., 2009a). Para fazendas na Noruega, as emissões para produção de ração, foram de aproximadamente 0,45 kg CO₂eq/ kg ECM (BONESMO et al., 2013).

Em estudo de ACV na Holanda, para dois sistemas de produção de leite, Thomassen et al. (2008), mostraram que os alimentos concentrados e volumosos tiveram uma contribuição de 33 % à 43 % para o potencial de aquecimento global. Os impactos ambientais da produção de alimentos concentrados para atender a produção de leite nos três sistemas brasileiros, foram principalmente devido às emissões de N₂O provenientes do ciclo do nitrogênio a partir do uso de fertilizantes químicos. E também devido ao CO₂ fóssil da colheita e transporte da produção de grãos e da produção de adubos químicos.

A Pegada de Carbono para os três sistemas brasileiros, foram menores do que a maioria dos resultados encontrados na literatura, como pode ser observado na Tabela 9. Os resultados mais similares (BASSET-MENS et al., 2009a; CEDERBERG; MATTSON, 2000; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DEL PRADO et al., 2013; GONZÁLEZ-GARCIA et al., 2013b; ROTZ et al., 2010) mostraram uma variação entre 0,53 à 1,10 kg CO₂eq/ kg ECM. De acordo com González-Garcia et al. (2013b), os diversos sistemas de manejo agrícola e outros fatores podem explicar as diferenças entre os estudos de Pegada de Carbono.

Tabela 9. Comparação do CO₂eq/ kg ECM de diferentes estudos.

Autores	Ano	País	Sistema	kg CO₂eq/ kg ECM
Este estudo		Brasil	Confinado	0,54 ^a / 0,78 ^b
			Semi confinado	0,78 ^a / 1,06 ^b
			Base de pasto	0,74 ^a / 1,01 ^b
Basset-Mens et al.	2009	Nova Zelândia	Convencional	0,93
Bonesmo et al.	2013	Noruega	Convencional	1,02
Cederberg e Mattson	2000	Suécia	Convencional	1,10
			Orgânico	0,90
Cederberg e Flysjö	2004	Suécia	Convencional (Alto)	0,90
			Convencional (Med.)	1,04
			Orgânico	0,94
Castanheira et al.	2010	Portugal	Convencional	1,02
Del Prado et al.	2013	Espanha	Convencional	1,2 ^c
Flysjö et al.	2011a	Suécia	-	1,16
		Nova Zelândia	-	1,00
Flysjö et al.	2012	Suécia	Convencional	1,07
			Orgânico	1,13
Gonzalez-Garcia et al.	2013b	Portugal	Convencional	0,75
Henriksson et al.	2011	Suécia	Convencional	1,13
Kristensen et al.	2011	Dinamarca	Convencional	1,20
			Orgânico	1,27
Rotz et al.	2010	EUA	Convencional	0,53
Thomassen et al.	2008	Holanda	Convencional	1,41
			Orgânico	1,48

a sem considerar a mudança de uso direto da terra (dLUC).

b considerando a mudança de uso direto da terra (dLUC).

^c kg CO₂e/ litro ECM

No presente estudo não foi considerado a mudança direta do uso da terra na produção de grãos, o que pode explicar os menores valores para os três sistemas brasileiros em comparação com os resultados da literatura. No entanto, quando consideradas as emissões para a produção de grãos e caroço de algodão, a Pegada de Carbono aumentou para 0,78, 1,06 e 1,01 kg CO₂eq por kg ECM para o sistema confinado, semi confinado e a base de pasto, respectivamente.

Outro parâmetro que pode explicar os baixos valores dos sistemas brasileiros foi a eficiência de conversão alimentar para as fazendas estudadas de 1,2 kg ECM/ kg MSI para sistema confinado, 1,3 e 1,1 kg ECM/ kg MSI para o sistema semi confinado e a base de pasto, respectivamente. No estudo de Flysjö et al. (2011a), a eficiência de conversão alimentar foi de 1,0 e 0,9 kg ECM/ kg MSI para Suécia e Nova Zelândia, respectivamente. Em fazendas da Dinamarca foi de 1,2 e 1,1 kg ECM/ kg MSI para sistemas convencionais e de produção orgânica (KRISTENSEN et al., 2011). Enquanto que em Portugal (CASTANHEIRA et al., 2010) e na Nova Zelândia (BASSET-MENS et al., 2009a) a eficiência de conversão alimentar foi de 1,0 e 0,7 kg ECM/ kg MSI, respectivamente. Conforme vários autores (BEEVER; DOYLE, 2007; FLYSJÖ et al., 2011b; HENRIKSSON et al., 2011), a eficiência de conversão alimentar é um indicador chave para a redução das emissões de GEE.

A produção de leite ou ganho de peso, assim como a intensificação da produção, podem resultar na diminuição da produção das emissões de CH₄ por kg de produto, embora as emissões diárias por animais aumentaria (MARTIN et al., 2010). Estes autores ressaltam ainda que utilizando práticas de cálculo atuais, um aumento na produtividade por animal resultaria na diminuição das emissões de CH₄ por kg de leite devido à dieta das vacas nos sistemas de produção de leite atual.

Os fatores de emissão para fermentação entérica foi outro parâmetro que apresentou diferenças quando comparados os sistemas (Tabela 10). Neste estudo, a estimativa de CH₄ entérico foi baseada na ingestão de energia bruta, o que pode explicar as diferenças uma vez que esta estimativa é diretamente influenciada pela dieta animal.

A comparação com outros estudos enfatiza o efeito de cada sistema de produção e variação na eficiência da estimativa do impacto ambiental. Além disso, a variação na qualidade da alimentação demonstrada pela variabilidade de NDT e PB podem alterar os resultados das emissões de GEE, assim como a qualidade e composição dos alimentos fornecidos aos animais e o fator de conversão (Y_m)

utilizado para os dados aplicados ao Brasil (5,4 %, baseado em PRIMAVESI et al., (2012)). Conforme Del Prado et al. (2013), González-García et al. (2013b) e Primavesi et al. (2012), os fatores de emissão de CH₄ variam de acordo com o sistema de produção animal e as características dos animais. De acordo com os mesmos autores, outras variáveis que podem afetar as emissões de CH₄ são: ingestão de alimentos (matéria seca, matéria seca digestível), peso vivo (kg), ganho de peso médio diário (kg dia⁻¹), sistema de alimentação (confinamento, pastoreio intensivo e extensivo), produção de leite (kg dia⁻¹) e teor de gordura (%).

Tabela 10. Comparação de CH₄ entérico em diferentes estudos.

Autores	País (sistemas)	CH₄ entérico (g CH₄/kg ECM)
Este estudo	Confinado	12,71*
	Semi confinado	13,06*
	Base de pasto	16,77*
Basset-Mens et al. (2009b)	Nova Zelândia	25,98
Castanheira et al. (2010)	Portugal	27,90
Cederberg e Flysjö (2004)	Suécia (Conv. alto)	19,40
	Suécia (Orgânico)	20,70
Flysjö et al. (2011a)	Suécia	21,49
	Nova Zelândia	24,81
Henriksson et al. (2011)	Suécia	20,36
Kristensen et al. (2011)	Dinamarca (Convencional)	20,24
	Dinamarca (Orgânico)	23,41

*A matéria seca ingerida foi estimada.

5.2.1 Análise de Incertezas

De acordo com Beever e Doyle, (2007); Flysjö et al., (2011b) e Henriksson et al., (2011) a ingestão de alimentos é um dos parâmetros mais importantes na produção de leite e com um risco óbvio de incerteza dos dados e por esta razão a simulação de Monte Carlo (MC) foi realizada para a categoria de Pegada de Carbono.

Os resultados da simulação de Monte Carlo mostraram uma baixa incerteza na variação do NDT e PB para os sistemas de produção de leite estudados. No sistema confinado o valor médio foi de 0,54 kg CO₂eq/ kg ECM e o desvio padrão foi de 0,006 CO₂eq/ kg ECM. O coeficiente de variação (CV) foi baixo para os três sistemas analisados 1,1 %, 0,7 % e 1,0 % para o confinado, semi confinado e a base de

pasto, respectivamente. No sistema semi confinado a média foi de 0,78 kg CO₂eq/ kg ECM, enquanto que no sistema a base de pasto foi de 0,74 kg CO₂eq/ kg ECM, quando não considerado o dLUC. O desvio padrão foi baixo para os dois sistemas, assim como no confinado, 0,005 para o semi confinado e 0,007 para o sistema a base de pasto.

A variação para o sistema confinado foi de 0,52 à 0,55 kg CO₂eq/ kg ECM e para o sistema semi confinado e a base de pasto foi 0,77 à 0,79 e 0,73 à 0,75 kg CO₂eq/ kg ECM, respectivamente. Em estudos sobre a Pegada de Carbono na produção de leite na Suécia desenvolvido por Henriksson et al. (2011), os resultados da simulação de MC apresentaram maiores variações com 0,94 à 1,33 kg CO₂eq/ kg ECM, devido às variações na quantidade de ECM produzidos e entregues (ao laticínio), matéria seca ingerida por kg de ECM produzido, teor de N na matéria seca ingerida, fator de emissão de CH₄, taxa de N-fertilizante e uso de diesel nas propriedades.

Na variação de MSI foi possível estimar o consumo de concentrados, ao contrário da ingestão de forragens, que raramente são pesados em explorações leiteiras e que também podem ser ingeridos em pastoreio livre, sendo difícil determinar com precisão a quantidade por animal. No entanto, é importante salientar que não existem métodos adequados para estimar a ingestão de forragens de animais à pasto (BUDDLE et al., 2011). A estimativa de consumo de pasto é de difícil realização, principalmente porque este não tem como ser pesado, por isso o consumo de pasto e forragens é o parâmetro mais incerto quando se estuda a produção de leite e carne (HENRIKSSON et al., 2011).

As emissões de N₂O apresentaram um maior CV devido à alteração da quantidade de matéria seca ingerida. O sistema confinado mostrou uma alta emissão de CH₄ entérico (94,52 kg CH₄·vaca⁻¹·ano⁻¹), e de N₂O do manejo dos dejetos com 0,75 kg N₂O/·vaca⁻¹·ano⁻¹ (Tabela 11).

Tabela 11. Variação de parâmetros na simulação de Monte Carlo.

Emissões		Sistemas de produção de leite		
		Confinado	Semi confinado	Base de pasto
CH ₄ , entérico (kg CH ₄ ·vaca ⁻¹ ano ⁻¹)	Min.	91,74	89,78	81,50
	Méd.	94,52	92,09	83,61
	Max.	97,59	94,52	85,73
	s. ^a	1,76	1,44	1,28
	CV (%) ^b	1,90	1,60	1,50
N ₂ O, dejetos (kg N ₂ O·vaca ⁻¹ ano ⁻¹)	Min.	0,71	0,36	0,05
	Méd.	0,75	0,40	0,05
	Max.	0,80	0,43	0,06
	s. ^a	0,03	0,02	0,00
	CV (%) ^b	3,60	5,50	2,90

^a Desvio padrão.^b Coeficiente de variação

5.2.2 Análise de sensibilidade

Esta análise de sensibilidade foi realizada para verificar as possíveis variações nos resultados finais para as categorias de impacto avaliadas de acordo com a escolha do método de alocação. Conforme relatado em diversos estudos a escolha do método influencia no resultado final de um estudo de ACV de produção de leite.

Ao utilizar alocação econômica a variação de impactos ambientais para a produção de leite para as propriedades estudadas no Brasil foram de 93 %; 92 % e 90 % para o sistema confinado, semi confinado e a base de pasto, respectivamente. Os demais 7 %, 8 % e 10 % de impactos foram atribuídos a carne que vem do sistema leite como de bezerros machos e vacas descartadas. A alteração nos resultados em função da escolha desse método pode ser observada na Tabela 12 para as categorias avaliadas e os sistemas estudados. Esta variação na atribuição de impactos para a produção de leite está de acordo com o encontrado em diversos estudos como na Suécia (CEDERBERG; MATTSSON, 2000; BERLIN, 2002; CEDERBERG; STADIG, 2003; CEDERBERG et al., 2009b; FLYSJÖ et al., 2011b), na Noruega

(HOGAAS EIDE, 2002; ROER et al., 2013) na Dinamarca (KRISTENSEN et al., 2011), na Holanda (THOMASSEN; DE BOER, 2005; THOMASSEN et al., 2008), na Irlanda (CASEY; HOLDEN, 2005; O'BRIEN et al., 2012), na Espanha (HOSPIDO et al., 2003; HOSPIDO; SONESSON, 2005; DEL PRADO et al., 2013), na França (VAN DER WERF et al., 2009; ACOSTA-ALBA et al., 2012; NGUYEN et al. 2013), na Europa (YAN et al., 2011), no Mundo (MILANI et al., 2011), em Portugal (CASTANHEIRA et al., 2010; GONZÁLEZ-GARCIA et al., 2013a, 2013b, 2013c), nos Estados Unidos (ROTZ et al., 2010; BELFLOWER et al., 2012; THOMA et al., 2013a, 2013b; ADOM et al., 2013), na Nova Zelândia (FLYSJÖ et al., 2011b) e no Peru (BARTL et al., 2011) em que a variação foi de 85 % a 92 % para o leite.

Na alocação protéica os impactos atribuídos ao leite para o sistema confinado e a base de pasto foram 93 %, e para o sistema semi confinado foi de 92 % (Tabela 12), uma variação semelhante à da alocação econômica. Esse método de alocação foi utilizado em estudos de Flysjö et al (2011b) em avaliações de sistemas em confinamento na Suécia e a pasto na Nova Zelândia. As variações de impactos para a produção de leite foram de 93 % para os sistemas suecos e 94 % para os sistemas neozelandeses.

No método de alocação em massa utilizado em estudos mais recentes como em Portugal (CASTANHEIRA, 2008; GONZÁLEZ-GARCIA et al. 2013b, 2013c), na Holanda (THOMASSEN et al., 2008), na Dinamarca (KRISTENSEN et al., 2011), na Europa (YAN et al., 2011), no Mundo (MILANI et al., 2011), na Suécia e Nova Zelândia (FLYSJÖ et al, 2011b) e nos Estados Unidos (THOMA et al., 2013a; ADOM et al., 2013; NUTTER et al., 2013), a variação na atribuição de impactos para o leite foram de 88 % a 98 % e para o estudo brasileiro foi de 99 % para o leite no sistema confinado e semi confinado e 98 % para o sistema a base de pasto (Tabela 12).

O método de expansão do sistema foi utilizado em pesquisas na Suécia (BERLIN, 2002; CEDERBERG; STADIG, 2003; FLYSJÖ et al., 2011b), na Holanda (THOMASSEN et al., 2008), na Dinamarca (KRISTENSEN et al., 2011) na Europa (YAN et al., 2011), no Mundo (MILANI et al., 2011) e na Nova Zelândia (FLYSJÖ et al., 2011b). No estudo de caso brasileiro ao utilizar a expansão do sistema para carne de gado (rebanho completo), carne de gado (excluindo vacas prenhas) produzida no Rio Grande do Sul, carne de frango produzida na região Sul e produzida na região Centro-Oeste do Brasil, os impactos para a produção de leite no sistema confiado foram de 48 %, 57 %, 97 % e 96

%, respectivamente. Utilizando a expansão do sistema para os mesmos tipos de carnes, os impactos da produção de leite no sistema semi confinado foram 65 %, 71 %, 98 % e 97 %, respectivamente. O uso da expansão do sistema na produção de leite a base de pasto foi de 57 %, 64 %, 98 % e 97 %, respectivamente. A variação dos resultados conforme o sistema carne utilizado, pode ser visualizada na Tabela 13 para cada categoria de impacto avaliada. Assim como em pesquisas de Flysjö et al (2011b), os resultados dependem do tipo de carne que é utilizada na expansão e para este estudo adotou-se sistemas brasileiros da região Sul do país.

Em pesquisas realizadas na Suécia, quando utilizado a expansão do sistema, os impactos ambientais para o leite foram em torno de 63 % à 76 % (FLYSJÖ et al., 2011b). E conforme as autoras o uso da expansão do sistema mostra a forte relação entre a produção de leite e carne. Isto porque em estudos desenvolvidos também por Flysjö et al. (2011b) aproximadamente 65 % dos bovinos de carne na Suécia e na Nova Zelândia vem do sistema de produção de leite, ou seja, são os animais excedentes. E segundo a FAO, cerca de 57 % da produção mundial de carne de gado tem como origem o sistema leite (GERBER et al. 2010). No entanto, Ruviaro et al (2014 *no prelo*) defendem que estes números não podem ser aplicados ao Brasil, uma vez que o sistema de produção de leite é pequeno comparado ao sistema de produção de carne bovina brasileiro, que é líder mundial em produção.

Tabela 12. Métodos de alocação avaliados.

Sistemas de produção		Categorias de potencial de impacto					
		Acidificação g SO ₂ eq/ kg ECM	Eutrofização g PO ₄ eq/ kg ECM	Ocupação de terra m ² a/ kg ECM	Demanda de energia MJeq/ kg ECM	Pegada de Carbono ^{a,b} kg CO ₂ eq/ kg ECM	
Econômica	Confinado	leite	11,80	5,06	1,01	5,42	0,50/ 0,73
		carne	0,89	0,38	0,08	0,41	0,04/ 0,05
	Semi confinado	leite	9,39	6,09	1,66	12,54	0,72/ 0,98
		carne	0,82	0,53	0,14	1,09	0,06/ 0,08
	Base de pasto	leite	6,96	3,66	0,64	3,58	0,67/ 0,91
		carne	0,77	0,41	0,07	0,40	0,07/ 0,10
Protéica	Confinado	leite	11,80	5,06	1,01	5,42	0,50/ 0,73
		carne	0,89	0,38	0,08	0,41	0,04/ 0,05
	Semi confinado	leite	9,39	6,09	1,66	12,54	0,72/ 0,98
		carne	0,82	0,53	0,14	1,09	0,06/ 0,08
	Base de pasto	leite	7,19	3,79	0,66	3,70	0,69/0,94
		carne	0,54	0,28	0,05	0,28	0,05/ 0,07
Massa	Confinado	leite	12,56	5,39	1,08	5,77	0,53/ 0,77
		carne	0,13	0,05	0,01	0,06	0,01/ 0,01
	Semi confinado	leite	10,11	6,55	1,78	13,49	0,77/1,05
		carne	0,10	0,07	0,02	0,14	0,01/0,01
	Base de pasto	leite	7,58	3,99	0,70	3,90	0,73/ 0,99
		carne	0,15	0,08	0,01	0,08	0,01/ 0,02

Pegada de carbono^a: kg CO₂eq/ kg ECM sem considerar dLUC.

Pegada de carbono^b: kg CO₂eq/ kg ECM considerando dLUC.

Tabela 13. Expansão do sistema avaliados.

Sistemas de produção		Categorias de potencial de impacto					
		Acidificação g SO ₂ eq/ kg ECM	Eutrofização g PO ₄ eq/ kg ECM	Ocupação de terra m ² a kg/ ECM	Demanda de energia MJeq/ kg ECM	Pegada de Carbono ^{GT} kg CO ₂ eq/ kg ECM	
Gado ^a	Confinado	leite	6,09	2,61	0,52	2,80	0,26/ 0,37
		carne	6,60	2,82	0,57	3,03	0,28/ 0,41
	Semi confinado	leite	6,64	4,30	1,17	8,86	0,51/ 0,69
		carne	3,57	2,32	0,63	4,77	0,27/ 0,37
	Base de pasto	leite	4,41	2,32	0,40	2,27	0,42/ 0,58
		carne	3,32	1,75	0,31	1,71	0,27/ 0,36
Gado ^b	Confinado	leite	7,23	3,10	0,62	3,32	0,31/ 0,44
		carne	5,46	2,34	0,47	2,51	0,23/ 0,34
	Semi confinado	leite	7,25	4,70	1,28	9,68	0,55/ 0,75
		carne	2,96	1,92	0,52	3,95	0,23/ 0,31
	Base de pasto	leite	4,95	2,60	0,45	2,55	0,47/ 0,65
		carne	2,78	1,47	0,26	1,43	0,27/ 0,36
Frango ^c	Confinado	leite	12,31	5,28	1,06	5,66	0,52/ 0,76
		carne	0,38	0,16	0,03	0,17	0,02/0,02
	Semi confinado	leite	10,01	6,49	1,76	13,36	0,76/ 1,04
		carne	0,21	0,13	0,04	0,27	0,02/ 0,02
	Base de pasto	leite	7,58	3,99	0,70	3,90	0,73/ 0,99
		carne	0,15	0,08	0,01	0,08	0,01/ 0,02

Frango^d	Confinado	leite	12,44	5,22	1,05	5,60	0,52/ 0,75
		carne	0,25	0,22	0,04	0,23	0,02/ 0,03
	Semi confinado	leite	9,90	6,42	1,75	13,22	0,76/ 1,03
		carne	0,31	0,20	0,05	0,41	0,02/ 0,03
	Base de pasto	leite	7,50	3,95	0,69	3,86	0,72/ 0,98
		carne	0,23	0,12	0,02	0,12	0,02/ 0,03

^aCarne de gado (rebanho completo).

^bCarne de gado (excluindo vacas prenhas).

^cCarne de frango (produzida na região Sul do Brasil).

^dCarne de frango (produzida na região Centro-oeste do Brasil).

Pegada de carbono^e: kg CO₂eq/ kg ECM sem considerar dLUC.

Pegada de carbono^f: kg CO₂eq/ kg ECM considerando dLUC.

5.3 Considerações do item em relação as categorias de impacto.

Quando comparados com dados da literatura os resultados mostraram que os sistemas brasileiros estudados foram similares no potencial de impactos ambientais para as categorias de acidificação, eutrofização e ocupação de terra. Enquanto que para o uso de energia foram superiores aos estudos já publicados. O mesmo ocorreu para a aplicação de métodos de alocação e expansão do sistema, que foram similares aos percentuais descritos na literatura. Isso pode ser explicado pelo nível tecnológico existentes nas propriedades estudadas, bem como a produtividade animal que é semelhante às produções Européias. No entanto, a escolha do método de alocação influencia os resultados finais da avaliação da produção do leite. Apesar, das normas recomendarem que os procedimentos de alocação sejam evitados ou que se opte pela expansão do sistema, diversos estudos já publicados em ACV da produção de leite como na Suécia, Holanda e Nova Zelândia, têm utilizados a alocação econômica. A crítica a este método decorre pela variação cambial existente e os resultados dos estudos podem variar conforme a economia de determinado país.

Para categoria de potencial acidificação o sistema a base de pasto apresentou melhores resultados que os demais sistemas brasileiro estudados, assim como para as categorias de eutrofização, ocupação de terra e demanda acumulada de energia. O sistema semi confinado apresentou maiores emissões para a categoria de eutrofização, ocupação de terra e demanda de energia em relação aos demais. Já o sistema confinado apresentou maiores emissões para a categoria de acidificação e para as demais categorias ficou com resultados intermediários quando comparado com o sistema a base de pasto e semi confinado. Uma das explicações para isto foi o consumo de fertilizantes químicos mais elevados para a produção de grãos e forragens do sistema confinado e semi confinado.

Em todas as categorias de impacto avaliadas a produção de alimentos (pastagens, forragens, silagens, grãos) para os animais foi a etapa que mais contribuiu para as emissões devido o uso de fertilizantes químicos e orgânicos utilizados para produção destes grãos e forragens. Os resultados mostram que o manejo das produções podem ser significativamente melhorados com o uso de tecnologias agrônomicas e zootécnicas que aumentam a produtividade tanto animal, quanto vegetal.

A emissão de amônia, nitrato e óxido nitroso foram os principais responsáveis pelos impactos ambientais dos sistemas produtivos,

destacando a importância de melhorar a assimilação de nitrogênio pelas culturas agrícolas.

O desempenho ambiental para as emissões de gases que contribuem para o efeito estufa, foi mais eficiente para o sistema em confinamento quando comparado aos sistemas semi confinado e a base de pasto. Para esta categoria de impacto (Pegada de Carbono) os resultados confirmaram que os sistemas intensivos são menos impactantes que os extensivos. As instalações estudadas possuem um bom nível de tecnologia e cada uma tem uma estratégia de manejo específica, indicando que melhorias no sistema podem auxiliar na redução de gases de efeito estufa.

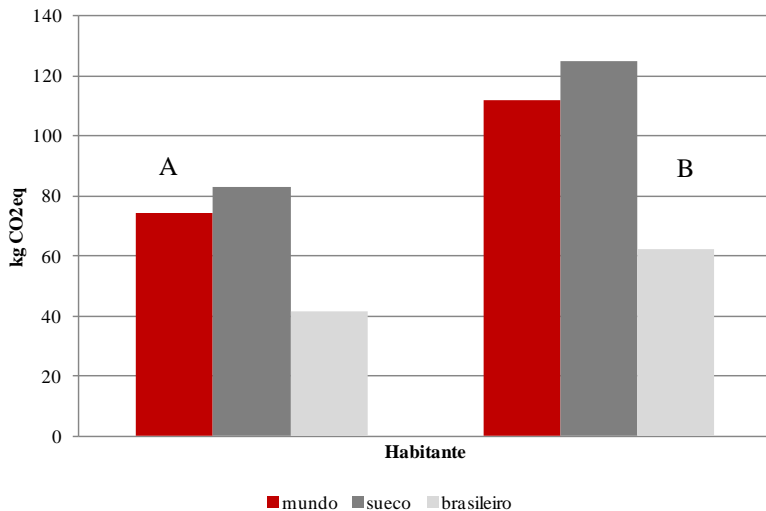
5.4 Aquecimento global relativo ao consumo per capita de leite.

Após a avaliação do desempenho ambiental da produção do leite foi realizada uma comparação de emissões de GEE ou de Pegada de Carbono de acordo com o consumo per capita de leite no Brasil e na Suécia.

Para atender a demanda anual de consumo de leite de um sueco as emissões de GEE foram de 124,90 kg CO₂eq, e para um brasileiro foi de 62,50 kg CO₂eq, sendo que a média mundial foi de 111,80 kg CO₂eq/kg ECM (para consumo anual de 107,5 kg de leite e derivados) (Figura 11b). Estas emissões consideraram a produção de leite no sistema sueco (1,04 kg CO₂eq/ kg ECM– CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004) para atender o consumo per capita descrito. Quando utilizado o sistema brasileiro de produção (média de 0,69 kg CO₂eq/ kg ECM para as propriedades estudadas) as emissões foram 34 % menores para um habitante sueco, brasileiro e média mundial, respectivamente (Figura 11a). Independente do sistema de produção de leite utilizado (Brasil ou Suécia) os impactos de GEE gerados por um habitante sueco para atender a demanda por leite e derivados foi mais elevado do que um habitante brasileiro.

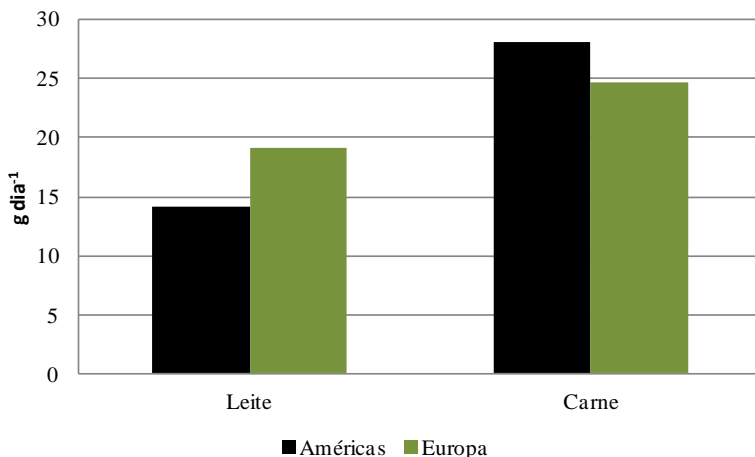
No entanto, ao comparar a ingestão de proteína, esse resultado foi diferente. A recomendação diária segura de ingestão de proteína animal é de 58 g por pessoa. No ano de 2005 nas Américas foi ingerido 73 % entre leite e carne e na Europa o consumo foi de 76 % (FAO, 2011) em relação ao total recomendado seguro, sendo que o consumo de leite na Europa foi superior ao das Américas conforme dados anteriores e o apresentado na Figura 12.

Figura 11. Aquecimento global relativo - consumo per capita de leite.



A -Emissões de GEE no sistema produtivo de leite das propriedades estudadas no Brasil. B - Emissões de GEE no sistema de produção de leite da Suécia conforme Cederberg; Flysjö (2004).

O consumo de proteína animal (carne) nas Américas foi maior do que na Europa, refletindo em emissões mais elevadas. Isso porque para a produção de proteína animal são necessários alimentos como grãos de soja e pastagem, que possuem impacto ambiental significativo como descritos nas categorias avaliadas anteriormente. Dessa forma os impactos ambientais da produção de carne compreendem tanto a pecuária, como o crescimento de grãos para a ração dos animais (REIJNDERS; SORET, 2003). E conforme Carlsson-Kanyama e González (2009) a escolha dos alimentos na dieta podem influenciar as necessidades de energia para o fornecimento de nutrientes de um habitante e as emissões de GEE associadas.

Figura 12. Consumo de proteína animal em 2005.

As emissões de gases que contribuem para o aquecimento global por kg ECM foram mais elevadas para a Europa em relação as Américas, considerando o sistema brasileiro e sueco (Tabela 14). No entanto, ao considerar as emissões por kg carne esse resultado inverte, sendo que na totalidade atender a demanda recomendada segura de ingestão de proteína animal foi maior para as Américas do que para Europa. Este resultado pode ser explicado pela maior ingestão de proteína de carne nas Américas do que na Europa (Figura 12). Contudo estes resultados podem ser alterados, uma vez que o consumo de proteína animal tem aumentado significativamente nos últimos anos (FAO, 2012).

Tabela 14. Emissões de kg CO₂eq por kg proteína ingerida.

País	Leite	Carne
	(kg CO ₂ eq/ kg proteína)	
Brasil	0,31 ^a	32,10 ^c
	0,41 ^b	39,10 ^d
Suécia	0,60	30,40

^amédia de emissões de CO₂eq kgECM para os sistemas de leite estudados sem dLUC.

^bmédia de emissões de CO₂eq kgECM para os sistemas de leite estudados com dLUC.

^cemissões de CO₂eq sem contabilizar as vacas prenhas (RUVIARO, 2012).

^demissões de CO₂eq para um rebanho completo (RUVIARO, 2012).

De acordo Steinfeld et al. (2006), um sistema de produção animal pode afetar o equilíbrio alimentar a nível mundial, pois estima-se que para produzir 58 milhões de toneladas de proteína animal são necessários 77 milhões de toneladas de proteína vegetal, que serão utilizados como ração. Esse equilíbrio pode estar ainda mais ameaçado se considerar que do total de grãos que são produzidos mundialmente, aproximadamente 40 % são usados para alimentar o gado, 6,5 % para biocombustíveis e outros 40 % são perdido após a colheita ou desperdiçado (SOUSSANA, 2012; BEDDINGTON et al., 2012) E conforme Reijnders e Soret (2003) em média são necessários 10 g de proteína vegetal para gerar 1 g de proteína animal.

Em estudos de Reijnders e Soret (2003) mostraram que em média para vários casos específicos uma alimentação com base em proteína vegetal apresentou melhor desempenho ambiental em relação a proteína animal. No entanto, quanto contabilizado o transporte e outras entradas, um kg de proteína animal foi mais favorável do que um kg de proteína vegetal. Conforme estes autores, a longo prazo será praticamente impossível se produzir de forma sustentável devido ao aumento da população e consumo. Dessa forma é impossível atender as necessidades humanas de consumo protéico sem impactos ambientais e estes vão variar em intensidade e localidade. Pesquisas realizadas por Tilman et al. (2011), mostraram que existe uma forte relação entre o PIB e a demanda per capita por calorias e proteínas. Os autores descrevem que para o ano de 2000, o consumo per capita de calorias e proteínas pelos países desenvolvidos foram 256 % a 430 % superior que nos países em desenvolvimento.

Para Reijnders e Soret (2003), o ideal é ter a possibilidade de escolher a dieta, seja ela rica em proteínas animal ou vegetal. No entanto, as pressões atuais impostas pela superpopulação e a escassez de recursos naturais, além do consumo excessivo, podem reduzir a liberdade absoluta na dieta, tornando-a um luxo. É de fundamental importância que mais pesquisas que avaliem os impactos ambientais relacionados ao atendimento das necessidades de ingestão protéica humana sejam realizadas.

5.5 Considerações do item

Embora a comparação seja relativa, o consumo per capita de leite e derivados por um suéco contribui mais para o aquecimento global em termos de Pegada de Carbono, do que um brasileiro. No entanto, a população da Suécia é apenas 4,5 % da totalidade do Brasil, fazendo

com que esses impactos sejam mais elevados para o Brasil em termos de população.

Considerando as necessidades diárias de ingestão de proteína animal (consumo de leite), um europeu contribui mais para os impactos do que os latinos. Contudo, como nas Américas o consumo de proteína animal (carne) foi mais elevado, a contribuição para os impactos foi mais elevada. Um cidadão nas Américas contribui mais na totalidade de emissões de GEE por kg de proteína ingerida para atender as necessidades diárias do que um habitante na Europa.

O aumento da produtividade animal, por produção de leite ou de carne poderiam minimizar os impactos ambientais, bem como a melhor eficiência no uso de fertilizantes químicos ou orgânicos nas produções de grãos e forragens. As práticas de manejo irão influenciar diretamente nos resultados finais de impactos ambientais dos sistemas produtivos primários, afetando toda cadeia avaliada.

Outras fontes protéicas devem ser avaliadas para um melhor panorama dos impactos ambientais gerados para atender as necessidades diárias de um habitante.

6. CONCLUSÃO GERAL

O desempenho ambiental da produção de leite na região Sul do Brasil, como estudo de caso, foi avaliada com a abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e as seguintes conclusões foram formuladas:

- Com base nos resultados alcançados, fortalecidos por valores da literatura, fica evidente que a etapa de produção agrícola foi o *hotspot* do ciclo de vida da produção do leite, em consequência ao uso de fertilizantes químicos utilizados na produção dos grãos.
- Para todas as categorias de impacto avaliadas: acidificação, eutrofização, ocupação de terra, demanda acumulada de energia e Pegada de Carbono, a etapa de produção de grãos e silagem para alimentação animal representou aproximadamente 90 % dos impactos gerados.
- A volatilização de amônia foi predominante na categoria de acidificação, assim como as emissões entéricas de CH₄ dos animais que contribuem para as emissões de GEE para todos os sistemas avaliados.
- O sistema a base de pasto apresentou o melhor desempenho para as categorias de acidificação, eutrofização, ocupação do solo e demanda acumulada de energia.
- O sistema confinado apresentou o melhor desempenho ambiental para a Pegada de Carbono.
- Quando comparamos os resultados deste estudo alternando a origem dos grãos, o aumento nos impactos para na Pegada de Carbono foram de 45 % para o sistema confinado e 37 % para o sistema semi confinado e a base de pasto, respectivamente.
- O desempenho ambiental para a produção de leite no Brasil foi similar ou superior a produção de leite na Suécia.
- O uso de ingredientes utilizados para a produção de ração que são importados do Brasil, contribuem para os impactos ambientais nas produções de leite na Suécia e outros países da Europa, bem como no Brasil.

- A análise de incerteza para a variação na dieta foi baixa, o que pode ser explicado pelo baixo número de repetições das propriedades avaliadas e pela falta de exatidão no volume de forragens fornecidas.
- A análise de sensibilidade mostrou que a escolha do método de alocação influencia nos resultados finais da avaliação de desempenho ambiental da produção de leite no Brasil, principalmente quando utilizado a expansão do sistema.
- A ingestão de proteína animal por um habitante na Suécia ou no Brasil, difere conforme a composição da dieta, níveis de exposição à luz solar e exercícios físicos.

Os resultados desse estudo de tese rejeitam a Hipótese 1 para as categorias de impacto de acidificação, eutrofização, ocupação do solo e demanda acumulada de energia, pois o sistema de produção de leite a base de pasto apresentou menores emissões por kg de leite corrigido pela energia do que os demais sistemas. No entanto, para a Pegada de Carbono o sistema confinado (intensivo) apresentou o melhor desempenho ambiental. Os resultados também corroboram o encontrado em outros estudos de ACV da produção de leite já publicados, em que a produção de alimentos foi a etapa mais impactante ambientalmente.

O envolvimento de órgãos públicos poderia auxiliar no desenvolvimento sustentável do sistema produtivo de leite no Brasil, principalmente em relação aos pequenos produtores que ainda não utilizam tecnologia adequada.

7. RECOMENDAÇÕES

- Obter informações mais precisas dos ingredientes que compõe a ração da alimentação animal para as condições brasileira.
- Utilizar um maior número de propriedades para avaliar o desempenho ambiental.
- Investir no melhoramento genético para o aumento da produtividade de grãos e forragens, bem como em tecnologias.
- Criar um indicador para o bem estar animal para estudos de ACV.
- Incluir os agrotóxicos utilizados na produção de grãos, forragens e produtos veterinários em estudos de ACV.
- Utilizar alimentos regionais para os animais, a fim de minimizar os impactos do transporte.
- Contabilizar as áreas de mudanças diretas de uso da terra em estudos internacionais, que utilizam grãos do Brasil.
- Avaliar a produção de leite em nível regional, para melhor caracterização, devido as variações climáticas e de solo no país.
- Utilizar uma categoria de potencial de impacto para avaliar a perda da biodiversidade.
- Realizar estudos de ACV da produção de leite em outros sistemas, como por exemplo, produção orgânica, pastoreio racional voisin, entre outros.
- Desenvolver pesquisas que ampliem a fronteira do sistema para englobar a etapa de industrialização de produtos lácteos.
- Levar o balanço de massa e energia ao extremo, incluindo as entradas de massa de CO₂ atmosférico e energia solar.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - NBR ISO 14040. (2009a). Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 21. Rio de Janeiro.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR ISO 14044. (2009b). Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 46. Rio de Janeiro.
- ACOSTA-ALBA, I., LOPÉZ-RIDAURA, S., VAN DER WERF, H. M. G., LETERME, P., CORSON, M. S. (2012). Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: an application to dairy farms in Brittany. *Journal of Cleaner Production* 28: 160-167.
- ADOM, F., WORKMANA, C., THOMAC, G., SHONNARD, D. (2013). Carbon footprint analysis of dairy feed from a mill in Michigan, USA. *International Dairy Journal*. 31: S21-S28.
- ALVARENGA, R. A. F. (2010). Avaliação de métodos de AICV :um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte. 158 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis.
- ALVARENGA, R. A. F. (2013). Environmental sustainability of biobased products: new assessment methods and case studies. Tese (Doutorado em Applied Biological Sciences: Environmental Technology) - Ghent University.
- ALVARENGA, R. A. F., PRUDÊNCIO DA SILVA, V., SOARES, S. R. (2012) Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *J Clean Prod*. 28: 25-32.
- ANDRADE, C. M. (2009). Pastejo Rotacionado. Tecnologia para aumentar a produtividade de leite e longevidade das pastagens. Acesso em 29 de dezembro de 2010, Disponível em Embrapa: <http://www.cpfac.embrapa.br/prodleite>.
- ASSIS, A. G., STOCK, A. L., CAMPOS, O. F., GOMES, A. T., ZOCCAL, R., SILVA, M. R. (2005). Sistemas de produção de Leite no Brasil. (E. G. Leite, Ed.) *Circular Técnica*, 85, 6.

- BAAN, L. DE, ALKEMADE, R., KOELLNER, T. (2012). Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *Int J Life Cycle Assess.* DOI 10.1007/s11367-012-0412-0
- BARBOSA, P. F; PEDROSO, A. D., NOVO, A. L., RODRIGUES, A. D., CAMARGO, A. C., POTT, E. B., et al. (2002). Produção de Leite no Sudeste Brasileiro. Acesso em 26 de agosto de 2011. Disponível em Embrapa Gado de Leite Sistema de Produção: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Leite/LeiteSudeste/racas.html>
- BARTL, K., GÓMEZ, C. A., NEMECEK, T (2011) Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. *J Clean Prod.* 19:1494-1505.
- BASSET-MENS, C., KELLIHER, F. M., LEDGARD, S., COX, N. (2009) Uncertainty of global warming potential for milk production on a New Zealand farm and implications for decision making. *Int J Life Cycle Ass* 14:630–8.
- BASSET-MENS, C., LEDGARD, S., BOYES, M (2009b) Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecol Econ.* 68: 1615–25.
- BASSET-MENS, C., VAN DER WERF, H. M. G. (2005) Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agr Ecosyst Environ.* 105:127-44.
- BEDDINGTON, J. R., ASADUZZAMAN, M., CLARK, M. E., BREMAUNTZ, A. F., GUILLOU, M. D., HOWLETT, D. J. B., JAHN, M. M., LIN, E., MAMO, T., NEGRA, C., NOBRE, C. A., SCHOLE, R. J., VAN BO, N., WAKHUNGU, J. (2012). What next for agriculture after Durban? *Science.* 335: 289-290.
- BEEVER, D. E., DOYLE, P. T. (2007) Feed conversion efficiency as a key determinant of dairy herd performance: a review. *Aust J Exp Agr.* 47: 645-57.
- BELFLOWER, J. B., BERNARD, J. K., GATTIE, D. K., HANCOCK, D. W., RISSE, L. M., ROTZ, C. A. (2012). A case study of the potential environmental impacts of different dairy production systems in Georgia. *Agricultural Systems.* 108: 84–93.
- BERLIN, J. (2002). Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. *International Dairy Journal,* 12, 939-953.

- BONESMO, H., BEAUCHEMIN, K. A., HARSTA, O. M., SKJELV, A. O. (2013). Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef production: A systems analysis of Norwegian farms. *Livest Sci.* 152: 239–52.
- BRANCO, A. F., CECATO, U., MOURO, G. F. (2002). Avaliação técnico-econômica da suplementação de vacas leiteiras em pastagem. In: SANTOS, G. T., BRANCO, A. F., CECATO, U., OLIVEIRA, E. D., PARIZOTTO, M. L. (Ed.), In: II Sul- Leite: Simpósio sobre Sustentabilidade da Pecuária Leiteira na Região Sul do Brasil. pp. 123-142. Maringá.
- BSI (2008) British Standard, Department for Environment, Food and Rural Affairs, Carbon Trust. PAS 2050:2008 – Specification for the assessment of life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. BSI, British Standard Institute, London, UK.
- BUDDLE, B. M., DENIS, M., ATTWOOD, G. T., ALTERMANN, E., JANSSEN, P. H., RONIMUS, R. S., et al (2011) Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing on pasture. *Vet J* 188:11–7.
- CARLSSON-KANYAMA, A., GONZÁLEZ, A. D. (2009). Potential contributions of food consumption patterns to climate change. *Am J Clin Nutr.* 89: 1704–1709.
- CARVALHO, L. DE A., NOVAES, L. P., GOMES, A. T., MIRANDA, J. E. C. DE., RIBEIRO, A. C. C. L. (2003). Sistema de Produção de Leite (Zona da Mata Atlântica). Embrapa Gado de Leite. Sistemas de Produção. Online version. [cited 2012 Nov 8]. Available from: <http://sistemasdeproducao.cntia.embrapa.br/FontesHTML/Leite/LeiteZonadaMataAtlantica/index.htm>.
- CASEY, J. W., HOLDEN, N. M. (2005) Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agricultural Systems*, 86: 97-114.
- CASTANHEIRA, É. G. (2008). Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos lácteos fabricados em Portugal Continental. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Aveiro. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro.
- CASTANHEIRA, É. G., DIAS, A.C., ARROJA, L., AMARO, R. (2010) The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Agr Syst* 103:498-507.

- CEDERBERG, C., FLYSJÖ, A. (2004) Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South Western Sweden. Report. Swedish Institute for Food and Biotechnology Report No.: 728.
- CEDERBERG, C., MATTSON, B. (2000) Life cycle assessment of milk production- a comparison of conventional and organic farming. *J Clean Prod* 8:49-60.
- CEDERBERG, C., PERSSON, U. M., NEOVIUS, K., MOLANDER, S., CLIFT, R. (2011). Including Carbon Emissions from Deforestation in the Carbon Footprint of Brazilian Beef. *Environmental Science & Technology*, 45 (5): 1773-1779.
- CEDERBERG, C., SONESSON, U., HENRIKSSON, M., SUND, V., SAVIS, J. (2009). Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 and 2005. SIK - Report Swedish Institute for Food and Biotechnology, 793-97.
- CEDERBERG, C., STADIG, M. (2003). System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. *Int. J. Life Cycle Asses*, 8 (6), 350-356.
- CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (2011) Desenvolvimento metodológico e cálculo do PIB das cadeias produtivas do algodão, cana-de-açúcar, soja, pecuária de corte e leite no Brasil. Relatório final. Piracicaba, São Paulo. 61p. Disponível em: http://www.cepea.esalq.usp.br/pibpec/PIB_Cadeias_relatorio2009_10.pdf
- CROSSON, P., SHALLOO, L., O'BRIEN, D.; LANIGANC, G.J., FOLEYD, P.A., BOLAND, T. M., KENNY, D. A. (2011) A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*: V.166– 167; 29– 45.
- DALGAARD, R. (2007) The environmental impact of pork production from a life cycle perspective [thesis]. Faculty of Agricultural Sciences, University of Aarhus and Department of Development and Planning, Aalborg University.
- DE BOER, I. J. (2003). Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*, 80, 69-77.

- DE VRIES, M.; DE BOER, I. J. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*. 128 (1): 1-11.
- DEL PRADO, A., MAS, K., PARDO, G., GALLEJONES, P. (2013). Modelling the interactions between C and N farm balances and GHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain. *Sci Total Environ*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.064>.
- FANTIN, V., BUTTOL, P., PERGREFFI, R., MASONI, P. (2012). Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. *Journal of Cleaner Production*. 28: 150-159.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2012) *Statistical Yearbook 2012. World food and agriculture*. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/016/al993e/al993e00.pdf>. Acessado em maio de 2013.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2011). *World Livestock 2011 – Livestock in food security*. Rome, FAO.
- FLYSJÖ, A., CEDERBERG, C., HENRIKSSON, M., LEDGARD, L. (2012) The interaction between milk and beef production and emissions from land use change e critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *J Clean Prod*; 28:134-42.
- FLYSJÖ, A., CEDERBERG, C., HENRIKSSON, M., LEDGARD, S. (2011b) How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden. *Int J Life Cycle Ass* 16:420–30.
- FLYSJÖ, A., HENRIKSSON, M., CEDERBERG, C., LEDGARD, S., ENGLUND, J-E. (2011a) The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agr Syst* 104:459–69.
- FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H.-J., BAUER, C., DOKA, G., DONES, R., HISCHIER, R., HELLWEG, S., HUMBERT, S., KÖLLNER, T., LOERINCIK, Y., MARGNI, M.; NEMECEK, T. (2007) *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Ecoinvent Report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

- GERBER, P., VELLINGA, T., OPIO, C., HENDERSON, B.; STEINFELD, H. (2010). Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: A Life Cycle Assessment. Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Animal Production and Health Division. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/012/k7930e/k7930e00.pdf>.
- GERBER, P., VELLINGA, T., OPIO, C., STEINFELD, H. (2011). Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science*, 139: 100-108.
- GOEDKOOP, M., OELE, M., SCHRYVER, A. D., VIEIRA, M. (2008). *SimaPro database manual: methods library*. 52.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S., CASTANHEIRA, E. G., DIAS, A. C., ARROJA, L. (2013b). Using Life Cycle Assessment methodology to assess UHT milk production in Portugal. *Science of the Total Environment* 442: 225–234.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S., CASTANHEIRA, E. G., DIAS, A. C., ARROJA, L. (2013c). Environmental performance of a Portuguese mature cheese-making dairy mill. *Journal of Cleaner Production*. 41: 65-73.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S., HOSPIDO, A., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G., ARROJA, L. (2013a). Environmental Life Cycle Assessment of a Galician cheese: San Simon da Costa. *Journal of Cleaner Production* 52: 253-262.
- GUERCI, M., KNUDSEN, M. T., BAVA, L., ZUCALI, M., SCHÖNBACH, P., KRISTENSEN, T. (2013). Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production*. 1-9.
- GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H. A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M. A. J. (2002). Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp.
- HAAS, G., WETTERICH, F., KÖPKE, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by

- process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83, 43-53.
- HAGEMANN, M., HEMME, T., NDAMBI, A., ALQAISI, O., SULTANA, N. (2011) Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. *Animal Feed Science and Technology*: V. 166–167, 46–58.
- HENRIKSSON, M., FLYSJÖ, A., CEDERBERG, C., SWENSSON, C. (2011) Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms. *Animal* 5:1474-84.
- HOGAAS EIDE, M. (2002). Life Cycle Assessment (LCA) of Industrial Milk Production. *Int. J Life Cycle Assess*, 7 (2), 115-126.
- HOSPIDO, A., DAVIS, J., BERLIN, J., SONESSON, U. (2010). A review of methodological issues affecting LCA of novel food products. *Int J Life Cycle Assess*, 15, 44-52.
- HOSPIDO, A., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G. (2003). Simplified life cycle assessment of galician milk production. *International Dairy Journal*, 13, 783-796.
- HOSPIDO, A., SONESSON, U. (2005). The environmental impact of mastitis: a case study of dairy herds. *Science of the Total Environment*, 343, 71-82.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2011) Quantidade de leite cru ou resfriado adquirido e industrializado pelo estabelecimento, segundo os meses – Brasil [cited 2012 Dec 4]. Available from: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/pr-oducaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201104_2.shtm.
- IDF – International Dairy Federation (2009) Environmental / ecological impact of the dairy sector: literature review on dairy products for an inventory of key issues- list of environmental initiatives and influences on the dairy sector. *Bulletin of International Dairy Federation*. Report No.: 436.
- IDF – International Dairy Federation (2010a) The World Dairy Situation 2010. *Bulletin of International Dairy Federation* Report No.: 446.
- IDF – International Dairy Federation. (2010b) A Common Carbon Footprint approach for Dairy, *The IDF Guide to Standard Lifecycle*

- Assessment Methodology for the Dairy Sector. Bulletin of International Dairy Federation. Report No.: 445.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006a) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use, Emissions from Livestock and Manure Management (Chapter 10).
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006b) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use, N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application (Chapter 11).
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007) Climate change 2007: the physical science basis. In: SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K. B., TIGNOR, M., MILLER, H.L., (Eds). Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Chapter 2. United Kingdom: Cambridge University Press [cited 2012 Nov 26]. Available from: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>.
- IRIBARREN, D., HOSPIDO, A., MOREIRA, M.T., FEIJOO, G. (2011) Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Sci Total Environ* 409:1786–98.
- ISO 14040. (2006a). Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. International Organization Standardization, 21. Genebra, Suíça.
- ISO 14044. (2006b). Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organization Standardization, 47. Genebra, Suíça.
- JUNGBLUTH, N., CHUDACOFF, M., DAURIAT, A., DINKERL, F., DOKA, G., FAIST, EMMENEGGER, M., et al. (2007) Life cycle inventories of bioenergy. *Ecoinvent report No. 17*. Dübendorf (Switzerland): Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- KLØVERPRIS, J. P., ELVIG, N., NIELSEN, P. H., NIELSEN, A. M., RATZEL, O., KARL, A. (2009) Comparative Life Cycle Assessment of Malt-based Beer and 100% Barley Beer. *Novozymes A/S and Harboes Bryggeri*. Available from:

<http://www.novozymes.com/en/sustainability/Published-LCA-studies/Pages/default.aspx>.

- KNUDSEN, M. T., YU-HUI, Q., YAN, L., HALBERG, N. (2010) Environmental assessment of organic soybean (*Glycine max.*) imported from China to Denmark: a case study. *J Clean Prod.* 18:1431-9.
- KOEPPEN, W., (1948). *Climatology: In a study of the climates land.* Mexico: Economic Culture Fund.
- KRISTENSEN, T., MOGENSEN, L., KNUDSEN, M. T., HERMANSEN, J. E. (2011) Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest Sci.* 140:136–48.
- LEIP, A., WEISS, F., WASSENAAR, T., PEREZ, I., FELLMANN, T., LOUDJANI, P., et al. (2010). Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU Greenhouse Gas Emissions (GGELS). Final report. European Commission, Joint Research Center, Ispra.
- LOVETT, D. K., SHALLOO, L., DILLON, P., O'MARA, F. P. (2008). Greenhouse gas emissions from pastoral based dairying systems: the effect of uncertainty and management change under two contrasting production systems. *Livest. Sci.* 116: 260–274.
- MAPA- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Rastreabilidade. (2011) Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/animal/rastreabilidade>. Acessado em maio de 2011.
- MARQUES, D. (2003) *Criação de Bovinos.* 7th ed. Belo Horizonte: CVP Consultoria Veterinária e Publicações.
- MARTIN, C., MORGAVI, D. P., DOREAU, M. (2010) Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* 4:351–65.
- MARTIN, C., ROUEL, J., JOUANY, J. P., DOREAU, M., CHILLIARD, Y. (2008) Methane output and diet digestibility in response to feeding dairy cows crude linseed, extruded linseed, or linseed oil. *J Anim Sci.* 86: 2642–50.
- MASSUDA, E. M., ALVES, A. F., PARRÉ, J. L., SANTOS, G. T. (2010) Panorama da cadeia produtiva do leite no Brasil. In: SANTOS, G. T., MASSUDA, E. M., KAZAMA, D. C., JOBIM, C.

- C., BRANCO, A. F. Bovinocultura leiteira: bases zootécnicas, fisiológicas e de produção. Maringá: Eduem. pp 9-25.
- MATOS, L. L. de. (2002). Estratégias para redução do custo de produção de leite e garantia de sustentabilidade da atividade leiteira. Anais do Sul- Leite: Simpósio sobre Sustentabilidade da Pecuária Leiteira na Região Sul do Brasil/ editores Geraldo Tadeu dos Santos et al. – Maringá : UEM/CCA/DZO – NUPEL, 212p. p: 156-183.
- MENESES, M., PASQUALINO, J., CASTELLS, F. (2012) Environmental assessment of the milk life cycle: The effect of packaging selection and the variability of milk production data. *Journal of Environmental Management*, 107: 76-83.
- MERINO, P., RAMIREZ-FANLO, E., ARRIAGA, H., DEL HIERRO, O., ARTETXE, A., VIGURIA, M. (2011) Regional inventory of methane and nitrous oxide emission from ruminant livestock in the Basque Country. *Anim Feed Sci Tech*. 166: 628-40.
- MILANI, F., NUTTER, D., THOMA, G. (2011). Invited review: Environmental impacts of dairy processing and products: a review. *J. Dairy Sci*. 93: 4243-4254.
- MÜLLER-LINDENLAUF, M., DEITERT, C., KÖPKE, U. (2010). Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livestock Science*, 128, 140-148.
- NEMECEK, T., KÄGI, T. (2007) Life cycle inventories of Swiss and European agricultural systems. Final report Ecoinvent v2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, CH. Available from: www.ecoinvent.ch.
- NEVES, P. P. (2013). Produção integrada de leite: certificação pode assegurar credibilidade ao leite brasileiro. In: Boletim do leite. Uma publicação do CEPEA - ESALQ/USP Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada - ESALQ/USP. Ano 19 nº 218 | Maio 2013. Disponível em: <http://cepea.esalq.usp.br/leite/boletim/218.pdf>.
- NGUYEN, T. L. T., HERMANSEN, J., MOGENSEN, L. (2011) Environmental assessment of Danish pork. Report nº 103, Department of Agroecology – Aarhus University, Denmark. Available from: www.agrsci.au.dk.

- NGUYEN, T. T. H., DOREAU, M., CORSON, M. S., EUGÈNE, M., DELABY, L., CHESNEAU, G., GALLARD, Y., VAN DER WERF, H. M. G. (2013). Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *Journal of Environmental Management*. 120: 127-137.
- NRC – National Research Council. Nutrient Requirements of Dairy Cattle. (2001) Subcommittee on Dairy Cattle Nutrition, Committee on Animal Nutrition, Board on Agriculture and Natural Resources, 7th rev. ed; p. 401.
- NUTTER, D. W., KIMB, D-S., ULRICH, R., THOMA, G. (2013). Greenhouse gas emission analysis for USA fluid milk processing plants: Processing, packaging, and distribution. *International Dairy Journal* 31: S57-S64.
- O'BRIEN, D., SHALLOO, L., BUCKLET, F., HORAN, B., GRAINGER, C., WALLACE, M. (2011). The effect of methodology on estimates of greenhouse gas emissions from grass-based dairy systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141: 39-48.
- O'BRIEN, D., SHALLOO, L., PATTON, J., BUCKLEY, F., GRAINGER, C., WALLACE, M. (2012) A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agr Syst* 107:33–46.
- OLESEN, J. E., SCHELDE, K., WEISKE, A., WEISBJERG, M. R., ASMAN, W. A. H., DJURHUUS, J. (2006). Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112: 207–220.
- OLIVEIRA, E. D. (2002) Opções de forrageiras de entressafra e inverno em sistema de integração lavoura e pecuária. In: SANTOS, G., BRANCO, A., CECATO, U., OLIVEIRA, E., PARIZOTTO, M. L. (Eds). II Sul- Leite: Simpósio sobre Sustentabilidade da Pecuária Leiteira na Região Sul do Brasil. Maringá/ PR. p. 189-205.
- OLSZENSWSKI, F. T. (2011). Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em sistema semi extensivo e intensivo: estudo aplicado. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina, 194. Florianópolis.

- ONU – United Nations Statistics Division (2013). <http://unstats.un.org/unsd/demographic/products/socind/default.htm>. 2013.
- PAULINO, V. T., TEIXEIRA, E. M. (2009). Sustentabilidade de pastagens – manejo adequado como medida redutora da emissão de gases de efeito estufa. CPG- Produção animal sustentável, Ecologia de Pastagens, IZ, APTA/SAA, 16.
- PERIPOLLI, V., PRATES, E. R., BARCELLOS, J. O. J., NETO, J. B. (2011) Fecal nitrogen to estimate intake and digestibility in grazing ruminants. *Anim Feed Sci Tech.* 163:170-6.
- PHETTEPLACE, H. W., JOHNSON, D. E., SEIDL, A. F. (2001). Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 99-102.
- PORTUGAL, E. F., BOTELHO, M., MATSUO, V. (2002). Plano de desenvolvimento da bacia leiteira SUDCOOP 1991 a 2001: Cooperativa Central Agropecuária Sudeste. In: SANTOS, G. T., BRANCO, A. F., CECATO, U., OLIVEIRA, E. D., PARIZOTTO, M. L. (Ed.), II Sul- Leite: Simpósio sobre Sustentabilidade da Pecuária Leiteira na Região Sul do Brasil, (pp. 28-40). Maringá- PR.
- PRIMAVESI, O., BERNDT. A., LIMA, M. A. DE., FRIGHETTO, R. T. S., DEMARCHI, J. J. A. DE A., PEDREIRA, M. DOS S. (2012) Produção de gases de efeito estufa em sistemas agropecuários: Bases para inventário de emissão de metano por ruminantes. In: LIMA, M. A., BODDEY, R. M., ALVES, B. J. R., MACHADO, P. L. O. DE A., URQUIAGA, S. (Edrs). Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. Brasília, DF: Embrapa p. 239-70.
- PRIMAVESI, O., FRIGHETTO, R. T., PEDREIRA, M. d., LIMA, M. A., BERCHIELLI, T. T., & BARBOSA, P. F. (2004). Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras. *Pesq. Agropec. Bras.*, 39 (3), 277-283.
- PRUDÊNCIO DA SILVA, V. (2011) Effects of intensity and scale of production on environmental impacts of poultry meat production chains: Life Cycle Assessment of French and Brazilian poultry production scenarios [Thesis]. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brazil.

- PRUDÊNCIO DA SILVA, V., VAN DER WERF, H. M. G., SOARES, S. R., SPIES, A. (2010) Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *J Environ Manage.* 91:1831-9.
- RAMIREZ, P. (2009). Análise de Métodos de Alocação Utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida. Dissertação (Mestrado) em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina, 138. Florianópolis, SC.
- REIJNDERS, L., SORET, S. (2003). Quantification of the environmental impact of different dietary protein choices. *Am J Clin Nutr.* 78: 664S–668S.
- REIS, R. A., SILVA, S. C. (2011). Consumo de Forragens. *Nutrição de Ruminantes.* BERCHIELLI, T. T., PIRES, A. V., OLIVEIRA, S. G. de. (Edit.). 2º Ed, pp. 83-109. Jaboticabal: Funep.
- REIS, R. B., COMBS, D. K. (2001). Produção de Leite e Sociedade: Uma Análise Crítica da Cadeia do Leite no Brasil. MADALENA, F. E., MELO, L. L. de, HOLANDA JÚNIOR, E. V. pp. 179-194. Belo Horizonte: FEPMVZ.
- ROÇA, R. O. (2000) Composição química da carne. Botucatu: FCA-UNESP. Artigo técnico. 12p.
- ROER, A-G., JOHANSEN, A., BAKKEN, A. K., DAUGSTAD, K., FYSTRO, G., STRØMMANA, A. H. (2013). Environmental impacts of combined milk and meat production in Norway according to a life cycle assessment with expanded system boundaries. *Livestock Science*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2013.05.004>.
- ROTZ, C. A., MONTES, F., CHIANESE, D. S. (2010) The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *J Dairy Sci* 93:1266–82.
- ROY, P., DAISUKE, N., ORIKASA, T., XU, Q., OKADOME, H., NAKAMURA, N., SHIINA, T. (2009). A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, 90, 1-10.
- RUVIARO, C. F. (2012) Life Cycle Assessment In Beef Production In Brazil. [Thesis]. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

- RUVIARO, C. F., GIANEZINI, M., BRANDÃO, F.S., WINCK, C.A., DEWES, H. (2012) Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. *J Clean Prod* 28:9-24.
- RUVIARO, C. F; LEIS, C. M; LAMPERT, V; BARCELLOS, J.O.J; HOMERO, D. (2014) Carbon footprint in different beef production systems in a Southern Brazilian farm. *Journal of Cleaner Production*. *No prelo*.
- SAAD, R., KOELLNER, T., MARGINI, M. (2013). Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *Int. Jour. Life Cycle Assessment*. 18: 1253-1264.
- SANTOS, O. V., MARCONDES, T., CORDEIRO, J. L. (2006). Estudo da cadeia do leite em Santa Catarina; prospecção e demandas. (Versão preliminar). EPAGRI/CEPA, 55.
- SENE, G. A., JAYME, D. G., BARRETO, A. C., FERNANDEZ, L. O., OLIVEIRA, A. I., BARBOSA, K. A., et al. (2009). Taxa de lotação em pastagem de tifton 85 sob manejo de irrigação e sequeiro no período da seca. II Seminário Iniciação Científica – IFTM. Uberaba, MG.
- SJAUNJA, L. O., BAEVRE, L., JUNKKARINEN, L., PEDERSEN, J., SETÄLÄ, J. (1990a). A Nordic proposal for an energy corrected milk (ECM) formula. Proceedings of the 27th Bienal Session of the International Committee for Animal Recording (ICAR) (pp. 156-157). Paris, France: EAAP Publication.
- SJAUNJA, L. O., BAEVRE, L., JUNKKARINEN, L., PEDERSEN, J., SETÄLÄ, J. (1990b). Measurement of the total energy content of cow's milk and the energy value of milk fat and milk protein. Proceedings of the 27th Bienal Session of the International Committee for Animal Recording (ICAR). 50, pp. 152-152. Paris, France: EAAP Publication.
- SOUSSANA, J. F., TALLE C. T., BLANFORT, V. (2009) Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*. 4: 334-50.
- SOUSSANA, J-F. (2012) Research priorities for sustainable agri-food systems and LCA. In: CORSON, M. S., VAN DER WERF, H. M. G. (Eds.), Proceedings of the 8th International Conference on Life

- Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012), 1-4 October 2012, Saint Malo, France. INRA, Rennes, France, p. 8-14.
- SOUZA, C. D., TINOCO, I. D., SARTOR, V. (2004). Instalações para gado leiteiro. Acesso em 18 de março de 2011, Disponível em Área de Construções Rurais. Departamento de Engenharia Agrícola - Universidade Federal de Viçosa: <http://www.ufv.br/dea/ambiagro/gallery/publicacoes.html>.
- SPIES, A. (2003) The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change [thesis]. University of Queensland, Australia.
- SPIES, A. (2010). Análise de Ciclo de Vida em setores chave-Agropecuária. Palestra no 2º Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços. Florianópolis, SC.
- STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M., HAAN, C. de. (2006). Livestock's Long Shadow. Environmental Issues and Options. FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- STOCK, L. A., CARNEIRO, A. V. (2010) Panorama do Leite online. Centro de Inteligência do Leite 2010; Year 4: No. 46. [cited 2011 Jul 1st]. Available from: <http://www.cileite.com.br/content/estrutura-de-produ%C3%A7%C3%A3o-de-leite-na-su%C3%A9cia>
- THOMA, G., JOLLIET, O., WANG, Y. (2013b). A biophysical approach to allocation of life cycle environmental burdens for fluid milk supply chain analysis. *International Dairy Journal*. 31: S41-S49.
- THOMA, G., POPP, J., SHONNARD, D., NUTTER, D., MATLOCK, M., ULRICH, R., KELLOGG, W., KIM, D. S., NEIDERMAN, Z., KEMPER, N., ADOM, F., EAST, C. (2013a). Regional analysis of greenhouse gas emissions from USA dairy farms: A cradle to farm-gate assessment of the American dairy industry circa 2008. *International Dairy Journal* 31: S29-S40.
- THOMA, G., POPP, J., NUTTER, D., SHONNARD, D., ULRICH, R., MATLOCK, M., KIM, D. S., NEIDERMAN, Z., KEMPER, N., EAST, C., ADOM, F. (2013c) Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008. *International Dairy Journal* 31: S3 S14.

- THOMASSEN M. A., DALGAARD, R., HEIJUNGS, R., DE BOER, I. J. M. (2008) Attributional and consequential LCA of milk production. *Int J Life Cycle Assess* 13:339–349.
- THOMASSEN, M. A., DE BOER, I. J. M. (2005). Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 111, 185-199.
- THOMASSEN, M. A., DOLMAN, M. A., VAN CALKER, K. J., DE BOER, I. J. M. (2009) Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecol Econ*. 68:2278–84.
- THOMASSEN, M. A., VAN CALKER, K. J., SMITS, M. C. J., IEPEMA, G. L., DE BOER, I. J. M. (2008b) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agr Syst* 96:95–107.
- TILMAN, D., BALZER, C., HILL, J., BEFORT, B.L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *PNAS*, 108: 20260-20264.
- TUMULURU, J. S., WRIGHT, C. T., HESS, J. H., KENNEY, K. L. (2011) A review of biomass densification systems to develop uniform feedstock commodities for bioenergy application. *Biofuel Bioprod Bior*. 5: 683-707.
- VALADARES FILHO, S. C., MACHADO, P. A. S., CHIZZOTTI, M. L., AMARAL, H.F., MAGALHÃES, K. A., ROCHA JUNIOR, V. R. et al. (2011) CQBAL 3.0. Tabelas Brasileiras de Composição de Alimentos para Bovinos [cited 2011 Dec]. Available from: www.ufv.br/cqbal
- VAN DER WERF, H. M., KANYARUSHOKI, C., CORSON, M. (2009). An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90, 3643-3652.
- VILELA, D., LEITE, J., RESENDE, J. D. (2002). O setor leiteiro no Brasil e a evolução das políticas de apoio. In: SANTOS, G., BRANCO, A. F., CECATO, U., OLIVEIRA, E., PARIZOTTO, M (Ed.), In: II Sul- Leite: Simpósio sobre Sustentabilidade da Pecuária Leiteira na Região Sul do Brasil., (pp. 1-27). Maringá.
- WILLIAMS, A. G., AUDSLEY, E., SANDARS, D. L. (2006) Determining the environmental burdens and resource use in the

production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra. Available from: www.silsoe.cranfield.ac.uk/
www.defra.gov.uk

YAN, M-J., HUMPHREYS, J., HOLDEN, N. M. (2011) An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *J Environ Manage.* 92: 372-9.

ZANGHELINI, G. M. (2013). Estudo de Cenários de Pós-Uso para um Compressor de Ar Baseado na Avaliação do Ciclo de Vida: Influências da Fronteira do Sistema nos Resultados. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

ZOCCAL, R., ALVES, E. R., GASQUES, J. G. (2012) Diagnóstico da Pecuária de Leite Nacional. Estudo Preliminar (Preliminar Report): Contribuição para o Plano Pecuário 2012. Available from: http://www.cnppl.embrapa.br/nova/Plano_Pecuario_2012.pdf.

ANEXO

Anexo 1: Modelo de questionário aplicado nas propriedades de leite.

Localização:**Nome do proprietário:****Contato:****Período da coleta:**

PROPRIEDADE

Área total (ha) da propriedade

ha ocupados pelo sistema de produção de leite

ha ocupado pelos grãos (quais e destino)

ha ocupados pela pastagem

Solo predominante na região da propriedade

Quantidade de energia consumida (média/ mês)
(propriedade e instalação animal)Quantidade de água (média/ mês) consumida pelos
animais e qual a fonte (poço, casan)?Quantidade de água utilizada para lavagem do estábulo e
para irrigação?

Qual tamanho da área irrigada? Destino?

Tipo de solo?

Outras atividades realizadas na propriedade, além da
produção de leite

ANIMAIS

O rebanho de leite é constituído por quantos animais e
qual o peso médio de cada categoria?

Quantas vacas estão secas?

Quantas são novilhas?

Quantas são bezerras?

Quantos animais pertencem à raça holandesa? Jersey?

Pardo Suiço? Girolando?

Qual é o destino dado às vacas velhas?

O que é feito com os bezerros machos?

Quantos animais estão produzindo?

Qual a produção média (L/mês)?

Tempo de lactação?

Quantidade de nascimentos (sexo)?

Qual tempo médio de vida da vaca/produção?

Quantidade de leite (L) fornecidos aos bezerros e tempo

(meses e quantas vezes ao dia)

Quantidade de leite destinado ao consumo familiar

Mortalidade/ Destino

ALIMENTAÇÃO

Quantos ha são ocupados pelas pastagens? (especifique quantidade de acordo com a pastagem plantada)

Quantos kg de semente foram usadas por ha e quais?

Qual a quantidade de pastagens animal/dia fornecido?

Quantos ha são ocupados pela plantação de milho para a silagem?

Qual a quantidade de silagem fornecida? (animal/dia)

Caso a silagem não seja oriunda da propriedade, qual a procedência (km)?

Quantidade de feno e qual a composição?

Qual a quantidade de feno fornecido? (animal/dia)

A suplementação da alimentação é realizada em que períodos?(ano todo, inverno, verão ou não faz)

Qual é a quantidade de ração utilizada (animal/ dia)?

Tipos de ração (bezerros, lactação, premix, etc)

De onde provêm a ração?

Utiliza resíduos agroindustriais? Quais? Qual a procedência? (distância)

Qual a quantidade fornecida animal/dia? E em que época do ano (meses)?

Qual é a quantidade de minerais utilizados (animal/ dia)?

De onde provêm os minerais?

INSUMOS

Quais os adubos utilizados e quantidade (kg/mês)?

Onde? (pastagem, silagem, etc)

Somente uréia? Quanto? Onde?

Calagem (quantidade/ano)?

Quais herbicidas são utilizados e quantidade utilizada(L)/mês?

Dejetos de vaca (quantidade produzida na propriedade)

Tipo de manejo realizado (água, raspagem, etc).

Se for água, quantidade e como (magueira, lava-jato)

Manejo (leira, esterqueira, irrigação, etc)

Irrigação? Qual potencia do motor?

Cama de aviário? (quantidade)

MANEJO SANITÁRIO

Antibióticos (tipo, quantidade/vaca/mês)

Iodo

Mata bicheira

Carrapaticidas

Vacinas (quais, quantidade vaca/mês)

Luvas descartáveis (quantidade/mês)

Agulhas, seringas (quantidade vaca/mês)

Vermicidas

Outros

TIPO DE REPRODUÇÃO

Monta natural?

Monta natural controlada?

Inseminação artificial?

Quantas inseminações vaca/ano?

Outros

ORDENHA

Qual é o tipo de ordenha utilizada (manual, balde ao pé ou canalizada)?

Qual é o local da ordenha (céu aberto, curral ou sala de ordenha)?

Tamanho da sala e tipo de material (alvenaria, madeira, tipo de telha, etc.)

Onde o leite é estocado (latão, freezer ou resfriador)? Se for resfriador, qual o tipo (imersão ou expansão)?

O teste da caneca de fundo escuro é realizado?

Quais procedimentos de higienização na ordenha são realizados? Qual a quantidade de materiais utilizadas?

Qual é o detergente utilizado para a higienização dos tetos? E a quantidade(L)/ mês?

BENFEITORIAS

Quais benfeitorias você possui na sua () estábulo
propriedade? () sala de leite

Qual o tamanho e tipo de material e a () curral de espera
quantidade? () cocho coberto sal

() boxes para bezerros
() silos

-
- sala de ordenha
 esterqueira
 bebedouros
-

MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS

- Quais máquinas ou benfeitorias você possui na sua propriedade (quantas)?
(Modelo, ano, características, potência)
- ensiladeira
 forrageira
 triturador para forragem
 colhedeira
 trator
 debulhadeira
 plantadeira plantio direto
 roçadeira
 distribuidor de esterco
 distribuidor de calcário
 carreta
 balança
 pulverizador
-

TRANSPORTE LEITE

Como é transportado o leite da sua propriedade até o laticínio?
Qual é a distância do laticínio até sua propriedade (Km)?

Anexo2: Efetivo e peso do rebanho de cada sistema de produção.

Sistema confinado		
Classe	n animais	peso (kg)
Vacas em lactação	30	670
Vacas secas	7	670
Novilhas	9	340
Bezerros	9	150
Total	55	
Leite (kg dia)*	25,14	
Gordura (%)*	3,5	
Proteína (%)*	3,1	
Densidade leite*	1,0286	

*Informações conforme o produtor.

Sistema semi confinado		
Classe	n animais	peso (kg)
Vacas em lactação	75	620
Vacas secas	16	620
Novilhas	23	320
Bezerros	23	140
Total	137	
Leite (kg dia)*	24,01	
Gordura (%)*	3,1	
Proteína (%)*	3,0	
Densidade leite*	1,0295	

*Informações conforme o produtor.

Sistema a base de pasto		
Classe	n animais	peso (kg)
Vacas em lactação	146	500
Vacas secas	32	500
Novilhas	45	290
Bezerros	45	120
Total	268	
Leite (kg dia)*	17,4	
Gordura (%)*	4,0	
Proteína (%)*	3,2	
Densidade leite*	1,0277	

*Informações conforme o produtor.

Anexo 3. Inventário alimentar do rebanho nos sistemas estudados.

Sistema confinado			
	kg/ano	MS(%) ^a	PB (%) ^b
Vacas em lactação			
Silagem de milho	12.669,70	30,00	7,80
Concentrado ^c	2.231,59	88,00	18,00
Sal mineral	51,19	99,00	0,00
Caroço de algodão ^d	2,59	90,77	13,88
Sal comum	3,20	99,00	0,00
Gérmen de milho ^d	361,73	89,49	10,93
Farelo de soja ^d	214,76	88,49	48,69
Vacas seca			
Silagem de milho	633,49	30,00	7,80
Concentrado ^c	251,95	88,00	12,00
Novilhas			
Silagem de milho	3589,75	30,00	7,80
Concentrado ^c	1079,80	88,00	12,00
Sal mineral	38,39	99,00	0,00
Bezerros			
Concentrado ^c	719,87	88,00	18,00

Fonte: NRC (2001); Peripolli et al. (2011); Valadares Filho et al. (2011).
a - % MS - Matéria Seca.
b - % PB - Proteína Bruta.
c - ração comercial, informações conforme produtor.
d - concentrado, informações conforme produtor.

Sistema confinado	
Silagem de milho	1 kg
Calcário	0,063 kg
Uréia	0,011 kg
Triplo fosfato (P ₂ O ₅)	0,004 kg
K ₂ O	0,004 kg
Máquinas (trator)	0,0009 kg
Diesel	0,004 kg
Herbicidas	0,0003 kg
Sementes	0,010 kg
Concentrado	1 kg
Caroço de algodão	0,29 kg
Grãos de milho	0,14 kg

Farelo de algodão	0,03 kg
Farelo de soja	0,08 kg
Farelo de trigo	0,11 kg
Cevada	0,14 kg
Radícula de malte	0,07 kg
Premix	0,03 kg
Casca de soja	0,05 kg
Glúten de milho	0,03 kg
Farelo de gérmen de milho	0,03 kg
Caroço de algodão	1 kg
Semente de algodão	0,007 kg
Fertilizantes	0,509 kg
Calcário	0,470 kg
Herbicidas	0,012 kg
Gérmen de milho	1 kg
Calcário	0,102
Uréia	0,029
Herbicidas	0,002
Farelo de soja	1 kg
Sementes	0,012 kg
NPK	0,064 kg
Herbicidas	0,002 kg
Energia – consumo mensal	1373,28 kwh

Sistema semi confinado			
	kg/ano	MS(%) ^a	PB (%) ^b
Vacas em lactação			
Silagem de milho	7.816,13	30,00	7,80
Concentrado ^c	1.332,30	88,00	18,00
Sal mineral	88,82	99,00	0,00
Pastagem	3.273,39	21,49	9,00
Polpa cítrica ^d	657,19	89,20	9,29
Megalac ^d	29,61	99,00	0,00
Bagaço de cevada	2.664,59	26,40	34,69
Vacas seca			
Silagem de milho	586,21	30,00	7,80
Concentrado ^c	63,33	88,00	12,00
Pastagem	1.363,91	21,49	9,00
Novilhas			
Feno	1.109,75	89,80	11,00
Concentrado ^c	732,76	88,00	12,00
Sal mineral	35,53	99,00	0,00
Bezerros			
Concentrado ^c	366,38	88,00	18,00

Fonte: NRC (2001); Peripolli et al. (2011); Valadares Filho et al. (2011).

a - % MS - Matéria Seca.

b - % PB - Proteína Bruta.

c - ração comercial, informações conforme produtor.

d - concentrado, informações conforme produtor.

Sistema semi confinado	
Silagem de milho	1 kg
Calcário	0,063 kg
Uréia	0,011 kg
Triplo fosfato (P ₂ O ₅)	0,004 kg
K ₂ O	0,004 kg
Máquinas (trator)	0,0009 kg
Diesel	0,004 kg
Herbicidas	0,0003 kg
Sementes	0,010 kg
*Concentrado	1 kg
Caroço de algodão	0,29 kg

Grãos de milho	0,14 kg
Farelo de algodão	0,03 kg
Farelo de soja	0,08 kg
Farelo de trigo	0,11 kg
Cevada	0,14 kg
Radícula de malte	0,07 kg
Premix	0,03 kg
Casca de soja	0,05 kg
Glúten de milho	0,03 kg
Farelo de gérmen de milho	0,03 kg
Pastagem*	1 kg
Semente de aveia	0,009 kg
Semente de azevem	0,004 kg
Semente de trevo	0,002 kg
Semente de cornichão	0,000 kg
Uréia	0,015 kg
P ₂ O ₅	0,009 kg
K ₂ O	0,013 kg
Polpa cítrica*	1 kg
Herbicidas	0,208 kg
Uréia	0,005 kg
P ₂ O ₅	0,002 kg
K ₂ O	0,004 kg
Calcário	0,037 kg
Bagaço de cevada*	1 kg
Calcário	0,716 kg
N	0,014 kg
P ₂ O ₅	0,032 kg
K ₂ O	0,250 kg
S	0,007 kg
Herbicidas	0,205 kg
Sementes	0,066 kg
Feno*	
Calcário	0,105 kg
Sulfato de amônia	0,006 kg
K ₂ O	0,005 kg
Energia – consumo mensal	1696,39 kwh

*Informações baseadas no banco de dados Ecoinvent®.

Sistema a base de pasto

	kg/ano	MS(%) ^a	PB (%) ^b
Vacas em lactação			
Silagem de milho	4.491,13	30,00	7,80
Concentrado ^c	1.300,70	82,08	27,80
Sal mineral	0,55	0,00	0,00
Feno	674,91	89,80	11,00
Pastagem	7.164,95	21,49	17,00
Vacas seca			
Pastagem	1.319,92	21,49	17,00
Novilhas			
Concentrado ^c	410,37	82,08	27,80
Pastagem	1.979,87	21,49	17,00
Bezerros			
Concentrado ^c	508,68	82,08	27,8
Pastagem	659,96	21,49	17,00

Fonte: NRC (2001); Peripolli et al. (2011); Valadares Filho et al. (2011).

a - % MS - matéria seca.

b - % PB - proteína bruta.

c - ração comercial, informações conforme produtor.

Sistema a base de pasto

Silagem de milho	1 kg
Calcário	0,063 kg
Uréia	0,011 kg
Triplo fosfato (P ₂ O ₅)	0,004 kg
K ₂ O	0,004 kg
Máquinas (trator)	0,0009 kg
Diesel	0,004 kg
Herbicidas	0,0003 kg
Sementes	0,010 kg
Concentrado*	1 kg
Grãos de milho	0,70 kg
Farelo de soja	0,30 kg
Sal mineral	0,00 kg
Pastagem*	1 kg
Semente de aveia	0,009 kg
Semente de azevem	0,004 kg

Semente de trevo	0,002 kg
Semente de cornichão	0,000 kg
P ₂ O ₅	0,009 kg
K ₂ O	0,013 kg
<hr/>	
Feno	
<hr/>	
Sementes de azevem	0,004 kg
Sementes de aveia	0,010 kg
Dejeto de suínos	0,00054 m ³
<hr/>	
Energia – consumo mês	226,65 kwh
<hr/>	

Anexo 4. Composição química (g/100g) médio da carne magra, crua e da gordura de alguns animais de abate.

Carnes	Proteína
Suína	22,8
Bovina	22,3
Vitelo	21,3
Cervo	21,4
Frango – peito	22,8
Frango – coxa	20,6
Peru – peito	24,1
Peru – coxa	20,5
Pato	18,3
Ganso	22,8
Gordura de suíno	2,9
Gordura de bovino	1,5

Fonte: Roça (2000).